

Småbåthavner – marinbiologiske aspekter

Av Eli Rinde, Hartvig Christie og Frithjof Moy

Eli Rinde og Hartvig Christie er marinbiologer og forskere ved Norsk institutt for vannforskning og Frithjof Moy er marinbilog og forsker ved Havforskningsinstituttet.

Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening 27. august 2012.

Sammendrag

Konflikter mellom småbåthavner og biologiske verdier i sjø kan reduseres dersom man kjenner til og tar hensyn til de biologiske verdiene og gjør grep for å minimere konsekvensene for naturmiljøet. Påvirkningen på naturverdier er knyttet til etablering/utvidelser, til driften og til tilrettelegging for økt bruk av kystområdene. Etablering av båthavner kan redusere utbredelsen og det biologiske mangfoldet til viktige naturtyper, og kan ødelegge eller redusere den økologiske funksjonen til verdifulle områder. Driften kan påvirke vannkvalitet, organismesamfunn og de fysiske forholdene gjennom utslipp av forurensende stoffer, økt eutrofiering, oppvirvling av sedimenter og reduserte lysforhold. Våre undersøkelser viser at båthavner kan føre til redusert og endret arts mangfold for det dyrelivet i ålegrasengene som danner mattilbudet for større dyr som utnytter denne naturtypen. Våre og svenske undersøkelser viser at det er lav artsdiversitet hos bunn-

dyr i småbåthavner i grunne, innelukka områder. Dette gir grunn til å fraråde etablering av båthavner på slike lokaliteter.

Hvilke marine naturverdier finnes i strandsonen?

Norskekysten har stor variasjon i fysiske forhold som topografi (for eksempel fjordlandskap på Vestlandet, støvelhav i Nordland, klippekyst i Finnmark og flatt landskap ved Rogaland og Lista), substrattypen (fjell, stein, sand og mudder), samt ulik grad av påvirkning fra tidevann, ferskvann, bølger og strøm. Den store variasjonen langs nord-sør gradienten på vestkysten og langs øst-vest gradienten i Sør- og Nord-Norge, dekker store miljøgradienter og gjør at norskekysten er delt inn i 4 økoregioner med sine særpregede kystvannstyper (Moy et al. 2003). Alle de nevnte faktorene er viktige i å bestemme hvilke arter og naturtyper som finnes innen de ulike økoregionene, og det store mangfoldet i disse parameterne danner grunnlaget for et stort mangfold langs norskekysten i landskap, naturtyper og organismesamfunn.

Grunne områder med fjell og steinbunn er som regel dominert av tang og tare. Det er registrert ca 200 arter rødalger, 180 arter brunalger og 100 arter grønnealger i norske kystvann (Rueness 1977). Det er et stort og variert dyreliv knyttet til vegetasjon i sjøen (Christie et al. 2009), tilsvarende som til vegetasjon på land. Når det gjelder småbåthavner, er de ofte planlagt eller allerede plassert i grunne, beskytta områder med bløtbunn (Rinde et al. 2011). Viktige naturtyper i slike områder som dermed ofte blir utsatt for utbygging eller utvidelse av båthavner er «Bløtbunnsområder i strandsonen» og «Ålegrasenger og andre undervannsenger», jf DN håndbok 19, 2007. Dette er naturtyper som er ansett som kjerneområder for marint biologisk mangfold og som kartlegges i norske kystkommuner i et nasjonalt program (Bekkby et al. 2011). Dette er produktive samfunn som har et rikt mangfold av arter og et høyt antall av individer knyttet til seg. Ålegrasenger har en tilsvarende høy primærproduksjon som åkre på land og er viktige som oppvekst- og beiteområder for fisk og krepsdyr (krabber og reker), de renser vann og bunnsediment for næringssalter, de oksygenerer sjøbunnen og binder sedimenter slik at problemer med erosjon i enkelte områder reduseres (Moksnes 2009). Det er fra tidligere undersøkelser (Fredriksen og Christie 2003, Fredriksen et al. 2005, 2010) kjent at ålegrasenger har en egen fauna i forhold til andre plantesamfunn i kystsonen som sagtang og tare, og at de dermed sannsynligvis blir utnyttet ulikt av fisk og andre dyr i kystsonen.

Interessekonflikter og trusler for marine naturtyper i grunne kystområder

I tillegg til å være utsatt for et direkte utbyggingspress i kystsonen, er grunne bløtbunnsområder og ålegrasenger også utsatt for eutrofiering (overgjødning), som øker med begroing på brygger og tauverk i småbåthavnanlegg. Hovedårsaker til eutrofiering i kystsonen er knyttet til avrenning fra jordbruksområder, urensa kloakkutslipp og drift av akvakulturanlegg. En annen trussel for ålegrasengene, som jo består av planter som lever av fotosyntese, er reduserte lysforhold i vannmassene. De siste 50 år er lysforholdene i kystvannet blitt dårligere (Moy et al. 2008; Aksnes et al. 2009). Faktorer som kan føre til reduserte lysforhold, er økt avrenning fra land knyttet til temperatur og økte nedbørsmengder, som begge påvirkes av klimaendringer, samt økt planteplanktonproduksjon på grunn av eutrofi. Den økte mengden i antall partikler i vannmassene (partikler fra land og planteplankton) svekker lysgjennomtrengingen i vannet og fører til dårlige lysforhold for alger og ålegras på bunnen (Moy et al. 2008).

Påvirkninger knyttet til etablering og utvidelse av båthavner

Etablering og utvidelse av småbåthavner er en direkte påvirkning på strandsonen gjennom inngrep som mudring og utfylling av masse, ved utlegging av kabler og rørledninger, ved utlegging av (flyte) brygger, samt ved etablering av bølgedempere og moloer (Rinde et al 2011).

Disse inngrepene kan endre det naturlige leveområde til en rekke organismer ved å:

- fjerne eller endre substrattypen
- redusere eller fragmentere en viktig naturtype
- endre på vannutskiftingsmønster og oksygenforhold
- endre på bølger og strømmønster
- redusere lysforhold gjennom økt turbiditet ved oppvirvling av sediment og gjennom skyggeeffekten av bryggene

Ved å endre leveområdene på denne måten kan småbåthavner redusere arealutbredelsen til viktige naturtyper. Det biologiske mangfoldet knyttet til naturtypen kan bli redusert, og de økologiske funksjonene til et verdifullt område i sjøen kan bli redusert eller ødelagt. De økologiske funksjonene kan være; rensesvnen (aktuelt for ålegrasenger), produksjonsraten (for ålegrasenger både primær- og sekundærproduksjonen), samt naturtypens rolle som oppvekstområde gjennom endret areal og sammensetning av artsmangfold. Når artssammensetningen i en naturtypeforekomst endres, vil mattilbudet på ulike trofiske nivåer i næringsnettene kunne endre seg, og funksjonen som dette leveområdet har hatt som oppvekstområde for en art (f.eks. torsk eller sjøørret) vil da kunne endres.

Påvirkninger knyttet til driften av småbåthavner

Søl av drivstoff og oljeprodukter, utslipp av eksos og forbrenningsprodukter, utlekking av miljøgifter fra bunnstoff og impregneringsmidler fra båter og brygge-

anlegg, avfall fra maling og lakk-produkter, samt forsøpling fra drift av småbåthavner, kan gi konsekvenser for både vannkvalitet, organismesamfunn og de fysiske bunnforholdene ved småbåthavner. Bunnsedimentene i småbåthavner er ofte betydelig forurenset av oljekomponenter og miljøgifter (Eklund m fl 2010, Møskeland og Nøland 2004, Næs m fl 2002). Av miljøgifter er det først og fremst tjærestoffer (PAH), metaller og tinnorganiske forbindelser (TBT) som har blitt funnet i høye konsentrasjoner. Basert på innsamlet avfall fra 3 marinaer i pilotprosjektet "Ren marina" ble det produsert ca 4 kg farlig avfall per båt i løpet av 40 dager i vårpussetiden (Thomas Hartung, fagtreff 27. august 2012).

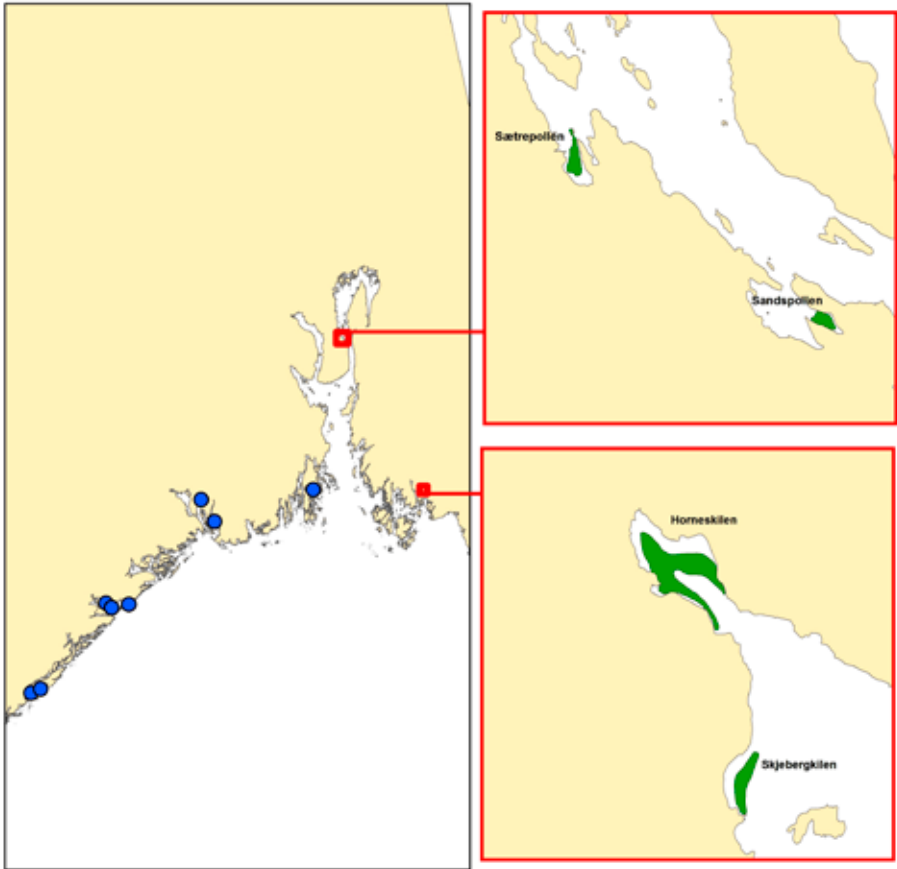
Tinnorganiske bunnstoffer ble forbudt å bruke på båter under 25 m lengde fra 1990 og på båter større enn 25 m fra 2003. Purpursnegl (*Nucella lapillus*) er spesielt følsom for påvirkning av TBT ved at hunnene utvikler maskuline karaktertrekk, som videre kan føre til sterilitet. Overvåking av purpursnegl viser at forbudet mot TBT har ført til en positiv utvikling for sneglen i undersøkte områder langs norskekysten (Green et al. 2010).

Småbåthavner og marine ressurser

Konflikter mellom småbåthavner og marine ressurser, fiskeri og akvakultur, er knyttet til plasseringen av anlegget og utslipp av forurensende stoffer (Rinde et al. 2011). Det er viktig å sikre god avstand til viktige gyteplasser f.eks. for fisk, siden egg og larver er følsomme livsstadier.

Forringelse av gytehabitat er en generell trussel for mange arter. Det gjelder både forringelse av det fysiske miljøet ved utbygging, mudring og dumping, samt forringelse av det vannkjemiske miljøet ved utslipp av næringsalter og organiske stoffer som øker oksygenforbruket i

bunnvannet, og gjennom utslipp av miljøgifter. Ei småbåthavn kan også ha en negativ innvirkning på nærliggende skjell- og fiskeoppdrettsanlegg gjennom økt båtaktivitet og forstyrrelser, og gjennom endret vannkvalitet og strømmonster. Mange oppdrettsanlegg legges



Figur 1. Kart over undersøkte lokaliteter og referansestasjoner. Venstre: Oversiktskart som viser plasseringen av de undersøkte engene i Hurum og Sarpsborg (røde rammer), og plasseringen av referansestasjonene (blå punkter). Øverst til høyre: De to undersøkte ålegrasengene ved Drøbak; Sandspollen (kontroll) og Sætrepollen (båthavn) i Hurum, Buskerud. Nederst til høyre: De to undersøkte ålegrasengene i Skjebergkilen; Horneskilen (kontroll) og Skjebergkilen (båthavn) i Sarpsborg, Østfold.

derimot i åpne farvann som tradisjonelt ikke har vært utnyttet til småbåthavner.

Båthavners påvirkning på ålegrasplantene

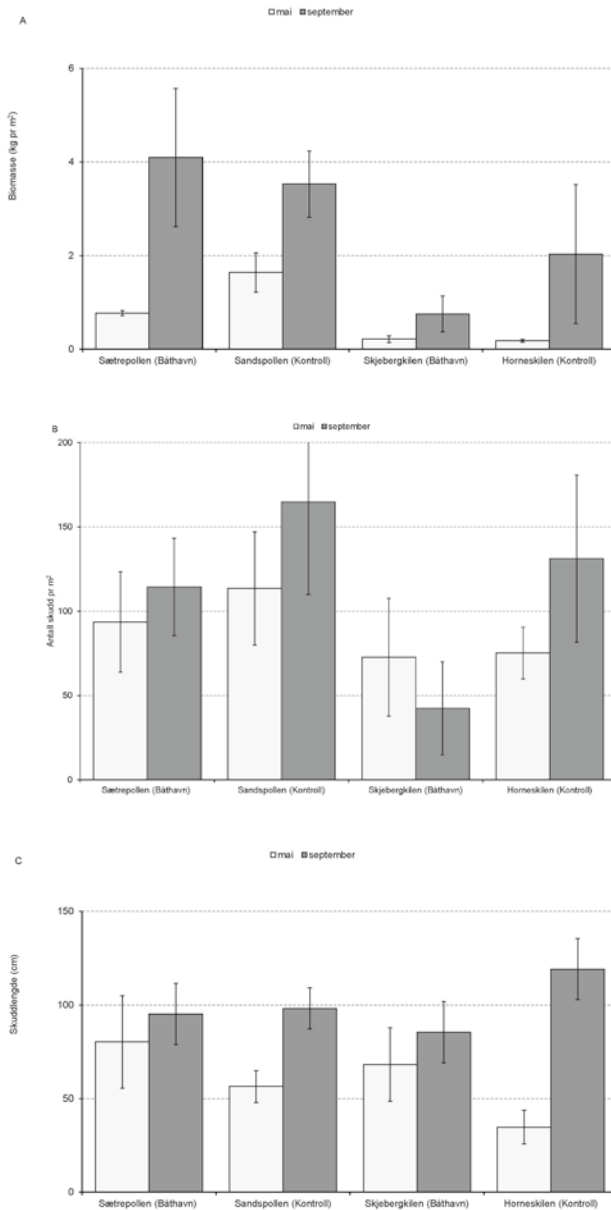
I "Bit-for-bit"-prosjektet, som har studert effekter av bit-for-bit utbygging i kystsonen (Stokke et al i trykk), har NIVA og HI gjort omfattende undersøkelser av 4 ålegrasenger i Oslofjorden, to enger nær marinaer, samt to kontrollenger, i to sesonger (mai og september) i 2010. Det ene paret av ålegrasenger (båthavn- og kontroll) lå ved Drøbak (Hurum kommune, Sætrepollen-båthavn, Sandspollen-kontroll) og det andre i Skjebergkilen (Sarpsborg kommune, Skjebergkilen-båthavn, Horneskilen-kontroll, figur 1). Artssammensetningen til smådyrene som lever blant ålegrasplantene ble sammenlignet med tilsvarende prøver samlet inn i september i 2000 fra 8 ålegrasenger på Sørlandskysten (referansestasjoner): Arendal – to ålegrasenger, Risør – tre ålegrasenger, Eidangerfjorden-Langesund – to ålegrasenger og ved Nøtterøy – en ålegraseng, figur 1. Det ble gjort lysmålinger nær brygger og ute i vannmassene på ulike dyp, samt gjort kvantitative undersøkelser av ålegrasbiomasse (5 replikater, 20x20 cm ruter) og skuddtetthet (5 replikater, 50x50 cm ruter). Det er kjent at ålegras trenger 15-20 % av overflatelyset for å kunne vokse (Moksnes 2009). Lysmålingene viste at lysforholdene på skyggesiden av bryggene er så pass redusert at veksten av ålegras vil bli negativt påvirket av bryggene.

Målinger av biomasse, skuddlengde og skuddtetthet indikerte en negativ inn-

virkning av småbåthavner på ålegraset gjennom sesongen, men forskjellene mellom de to områdene var så store at denne påvirkningen var ikke signifikant med hensyn til biomasse, figur 2a. Som normalt for ålegrasenger, økte biomassen (kg våtvekt ålegras per m²) fra vår (mai) til høst (september, figur 2a). Økningen i biomasse samsvarer med en økning i antall skudd per m², figur 2b, og skuddlengde per skudd, figur 2c. En mixed glm-analyse viste en signifikant negativ påvirkning fra båthavn på skuddtetthet ($p < 0.01$), noe som medfører en mer glissen ålegraseng nær båthavner. Om våren var skuddlengden til ålegrasplantene i båthavnengene lengre enn i kontrollengene (ca. 75 cm mot 45 cm), men dette endret seg i løpet av vekstsesongen. I september var skuddlengden lengre i kontrollene enn ved båthavnene (ca. 110 cm mot 90 cm). Dette indikerer at vekstsesongen starter tidligere i båthavnene, og at vekstforholdene har vært dårligere nær båthavnene, men effekten av båthavn på skuddlengden var ikke signifikant (mixed glm-analyse).

Båthavners påvirkning på artssammensetningen til smådyr i ålegrasengene

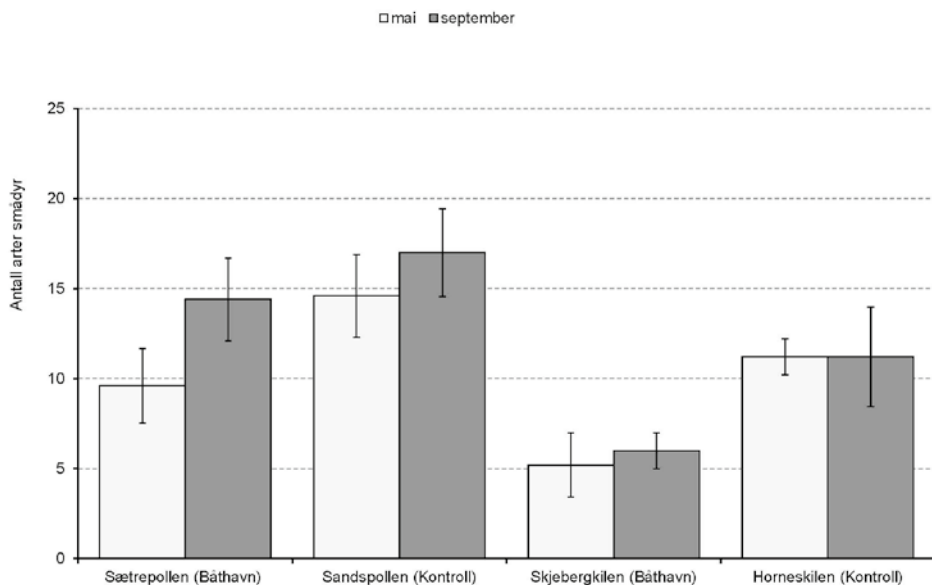
I samme studie ble det også gjort innsamling av alle smådyr som lever på og innimellom ålegrasplantene (5 ruter a 20x20 cm) i de fire ålegrasengene og i de to sesongene. Det ble totalt registrert 54 arter i prøvene, og flest arter på høsten. Blant smådyrene var det mest små snegl (typisk er den lille ålegrassneglen *Rissoa membranasea* men også noen andre



Figur 2. Oversikt over a) biomasse (kg per m²), b) skuddtetthet (antall skudd per m²) og c) skuddlengde (cm), i ålegrasengene som er undersøkt i Hurum (Sætrepollen og Sandspollen) og i Sarpsborg (Skjebergkilen og Horneskilen) i fire ålegrasenger i mai og september 2010. Feilmarginen som vises er lik standard avvik.

arter), juvenile blåskjell, og krepsdyr (amphipoder og isopoder), og i noen prøver var små flerbørstemark og midd vanlige. Det ble funnet mellom 4 og 20 arter smådyr per ålegrasprøve, og færrest arter i båthavnene både i mai og i september, figur 3. Forskjellen i antall arter mellom båthavn og kontroll er signifikant i Hurum i mai og i Østfold i september. Også samfunnsstrukturen til smådyrene som lever tilknyttet ålegrasplantene var forskjellige i båthavnene i forhold til kontrollene, figur 4. MDS-plottet viser at det er klare forskjeller (stor avstand mellom punktene) i artssammensetningen både mellom de to regionene (Østfold og Buskerud), mellom de to sesongene (mai og september) og mellom båthavn

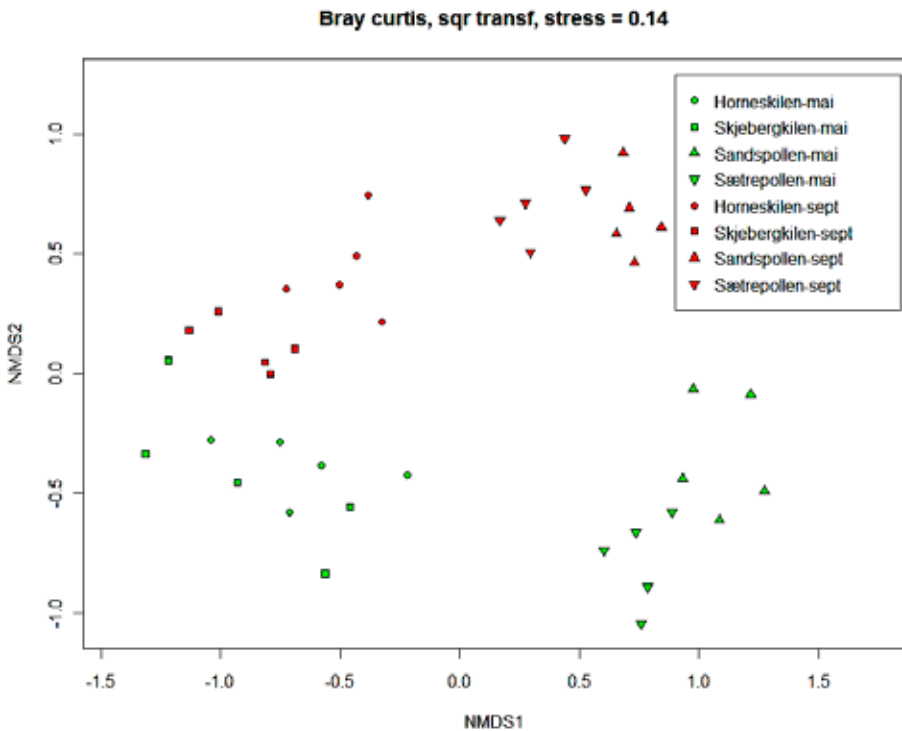
og kontroll. Det er den samme dragnin-gen mot høyere artsdiversitet for kontrollene i forhold til båthavnene i begge områdene (dvs samme mønster i forskjeller og likheter mellom punktene som representerer kontroll versus båthavn, i hvert av områdene). En Permanova analyse viste signifikant påvirkning av småbåthavn og sesong på arts- og antallsammensetningen til smådyrene som lever mellom ålegrasplantene, tabell 1. Analysen viste en signifikant interaksjon mellom type (båthavn eller kontroll) og sesong (vår og høst). Dette betyr at småbåthavner har ulik effekt i de to sesongene på artssammensetningen.



Figur 3. Gjennomsnittlig antall arter smådyr mellom ålegrasplantene per prøve i kontroll- og småbåthavnene i Østfold (Sarpsborg) og Buskerud (Hurum) i mai og september 2010.

	Df	Sums of Sq	Mean Sq	F Model	R ²	Pr(>F)	
Type	1	0.55	0.55	2.13	0.047	0.0099	**
sesong	1	1.44	1.44	5.57	0.123	0.0099	**
Type: sesong	1	0.44	0.44	1.68	0.037	0.0495	*
Residuals	36	9.30	0.26		0.793		
Total	39	11.70			1		

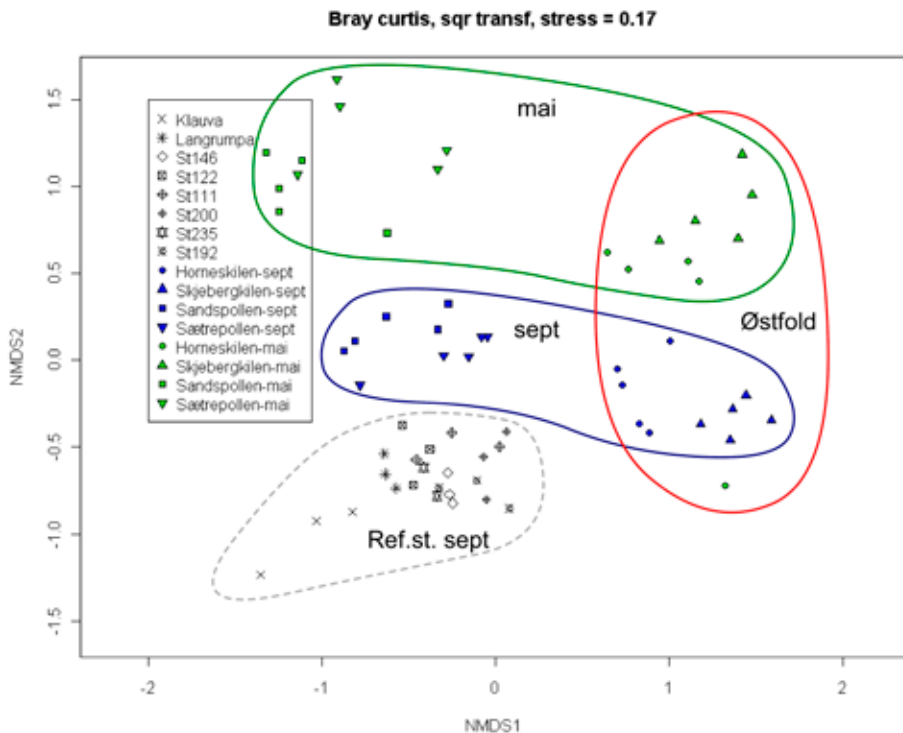
Tabell 1. Resultatene fra Permanova analyse av samfunnsstrukturen til smådyr som lever i to typer ålegrasenger (småbåthavn og kontroll), og som er undersøkt i to sesonger (vår og høst) med region (Østfold og Hurum) som blokkfaktor. Signifikans kode: ***- 0.001, **- 0.01, *- 0.05. – Analysene er utført i statistikkprogrammet R, og R-pakken vegan (Oksanen et al. 2011), ved bruk av funksjonen adonis, og med region som strata (dvs blokk faktor).



Figur 4. MDS plot av samfunnsstrukturen til smådyr som lever mellom ålegrasplanter i to kontrollenger og to småbåthavnenger i Østfold (Sarpsborg) og Buskerud (Hurum).

Artssammensetningen til smådyrene i våre undersøkelser skiller seg fra referansestasjonene lenger sørvest i Skagerak, dette gjelder særlig maiprøvene. Dette vises i figur 5 gjennom stor avstand mellom disse prøvene og referansestasjonene. Forskjellen mellom samfunnene er mindre for septemberprøvene som ligger nærmere referansestasjonene. Ålegrasengene i Sarpsborg skiller seg mer fra referansestasjonene enn Hurumengene, og samfunnsstrukturen til båthavn-

engene i Sarpsborg er de som skiller seg mest fra referansestasjonene (disse prøvene ligger lengst til høyre i figuren). Resultatene viser at de undersøkte kontrollene i Oslofjorden generelt har lavere artsdiversitet enn referansestasjonene, som i gjennomsnitt hadde over 30 arter per prøve. Andre undersøkelser (Fredriksen 2005 og Baden og Bostrøm 2000) indikerer lavere artsdiversitet når man går østover, mot brakkere vann i Skagerak.



Figur 5. Sammenligning av smådyrsamfunnene i de fire undersøkte ålegrasengene i Oslofjorden i mai og september 2010 med tilsvarende samfunn fra tilgjengelige referansestasjoner som er undersøkt på høsten (september). Grønn innramming – maiprøver, blå innramming – septemberprøver, grå innramming – referansestasjoner undersøkt i september, og lilla innramming Østfoldprøver.

Infauna i ålegrasenger

Dyr som lever nede i sedimentet kalles infauna og disse reflekterer miljøtilstanden i bunnsedimentene. Forekomst av infauna ble undersøkt i de samme ålegrasengene i mai, og i motsetning til andre studier, ble det funnet lavere diversitet i ålegrasengene enn i den ubevokste sand/mudderbunnen utenfor engene (Sømme 2012, masteroppgave). Dette kan skyldes de svært høye TOC-verdiene (totalt organisk karbon) som indikerer høy grad av eutrofiering i alle engene, samtidig som alle engene er i innelukka bassenger. Basert på klassifisering til økologisk tilstand tilsier TOC-verdiene svært dårlig tilstand. Men det må presiseres at dette klassifiseringssystemet ikke er tilpasset hverken ålegras eller grunne bløtbunnsområder, og at det nok bør utvikles en egen skala for ålegrasenger. Sømme (2012) finner også at småbåthavner påvirker infauna-samfunnets struktur og diversitet inne i ålegrasengene. Det ble funnet mye fåbørstemarker i ålegrasenger nær båthavner, mens det var flere *Hydrobia ulvae* (en snegl) nede i sedimentet til kontrollengene. Sømme (2012) fant ingen forskjell i antall arter mellom båthavn og kontroll, hverken i ålegrasengene eller i sandbunnen utenfor engene. Sømme fant et lavt antall arter i sine undersøkelser i forhold til tilsvarende undersøkelser av Fredriksen et al. 2010, ved Arendal og Risør. Dette kan skyldes både at innsamlingene ble foretatt i mai, og dermed før vekstsesongen for planter og dyr starter, at ålegrasengene i Oslofjorden er mer påvirket enn engene i mer åpne farvann lenger sør på kysten, og de brakkere for-

holdene innover i Oslofjorden. Det lave antallet arter gjør det vanskeligere å oppdage effekten av en påvirkning fra mer tilfeldig variasjon.

Fiskeundersøkelser ved bruk av strandnot

Det ble foretatt et strandnottrekk for hver sesong i hver av ålegrasengene. De få trekkene ga ingen klare trender for en effekt av båthavner på forekomst av større dyr. Til dette var det for stor variasjon mellom sesongene og mellom regionene. Strandnottrekkene viser at det er store mengder fisk på alle lokalitetene både i mai og september. Totalt ble det funnet 20 ulike arter fisk og 15 andre grupper dyr som reker, krabber og snegl. Generelt var det et høyere antall individer av fisk i september enn i mai, med unntak av Horneskilen (kontrollenga i Sarpsborg), men septembertrekket i Horneskilen var vanskelig pga store mengder grønnalger. I mai var det færre fisk i ålegrasengene ved båthavner enn i kontrollengene. Men i september var dette mønsteret motsatt. Typiske arter i kontrollengene er kutlingarter som svartkutling, glasskutling, tangkutling og leir/sandkutling, mens arter som framstår som vanlige i båthavngengene er reker, trepigget stingsild og rekebarn. Bergnebb, som også var vanlige båthavngengene, er en hardbunnsart. Dette kan tyde på at fiskefaunaen påvirkes av nærhet til bryggestopper og annet substrat og at båthavner fungerer som et «kunstig rev» som påvirker artssammensetningen.

Miljøforholdene i de undersøkte engene

Det ble tatt tre kjerneprøver i sedimentet fra hver ålegraseng i mai som ble analysert med hensyn til metaller (Cd, Cu, Pb, Zn, Hg), tinnorganiske forbindelser (Sn-org), andre organiske miljøgifter (PAH, PCB), og for innhold av tørrstoff, nitrogen og totalt organisk karbon. Det ble også foretatt målinger av redoks- og sulfidnivåer i sedimentene i kjerneprøvene (tre profiler per ålegraseng, både i og utenfor ålegrasengene).

Generelt var det høyere nivåer av miljøgifter (både metaller, PAH-er og PCB-er) og av organisk belastning i ålegrasengene ved Hurum enn i Sarpsborg. Med unntak for stoffene bly, kobber og TBT, lå konsentrasjonene for de analyserte miljøgiftene i forurensningsklasse ”god”, dvs. de anses ikke som et problem. Bly, kobber og TBT er stoffer som typisk forbindes med båtmaling og båtthavner. Imidlertid er det Sandspollen som skiller seg ut med de høyeste verdiene av disse stoffene, i tillegg til høye verdier for kadmium, kvikksølv, sink og totalt N. Årsakene til de høye miljøgiftkonsentrasjonene i Sandspollen er ikke kjent, men en mulig årsak er at pollen i stor grad blir brukt av fritidsbåter om sommeren. Ålegrasengene i Hurum har også bløtere sediment (lavere nivå av tørrstoff) enn de to ålegrasengene i Sarpsborg og akkumulerer dermed i større grad organisk materiale fra land og sjø og har dermed et større potensiale for anrikning av miljøgifter. TOC-verdiene indikerer svært dårlig økologisk status i alle de undersøkte engene, basert på den forelig-

gende standarden for bløtbunnsområder. Men som nevnt over er denne standarden ikke utviklet for ålegrasenger eller grunne bløtbunnsområder. Redoksmålinger ble kun utført i mai, og det var fine forhold i alle engene unntatt i Sætrepollen (båthavn) som hadde hydrogensulfid i de øverste få centimeterne av substratet.

Konklusjoner

Resultatene tyder på at båtthavner fører til endringer i diversitet og artssammensetning til assosiert fauna både blant ålegrasplantene og nede i sedimentene. For dyrene som lever mellom ålegrasplantene tyder resultatene på at båtthavner fører til lavere artsdiversitet. For dyrene som lever nede i sedimentene (infauna) ble det ble funnet signifikante forskjeller i artssammensetningen i båtthavngengene i forhold til kontrollengene (Sømme 2012).

Tross endringene i diversitet og samfunnsstruktur til de assosierte smådyrene, var det et stort innslag av fisk og krepsdyr også i båtthavngengene (et strandnottrekk per eng per sesong). Forekomst av både ørret og torskefisk viser at disse engene fortsatt har en viktig rolle som habitat for viktige fiskearter. Hvordan de påviste endringene i artssammensetning og diversitet av smådyr i ålegrasengene endrer trofiske interaksjoner og næringsveier i systemet, og hvilken betydning dette har for den økologiske funksjonen til ålegrasenger, er uklart. Generelt vil redusert biologisk mangfold, som påvist her i ålegrasenger i småbåtthavner, kunne føre til mer sårbare samfunn overfor endringer av miljøfaktorer. Dette skyldes en lavere sannsynlighet for å ha arter

som tåler endringene og gjennom å ha mindre genetisk variasjon å spille på ved tilpasning til skiftende forhold (Loreau 2000). Våre undersøkelser har foregått i grunne, innelukka områder, og viser en negativ effekt på assosiert fauna av båthavner, på tross av at kontrollområdene var belastet (næringsalter og småbåttrafikk). Degerman & Pihl (1985) påviste også lavere diversitet av smådyr i grunne, innelukka områder med båthavner ved svenskekysten. Våre resultater fra Oslofjorden og resultatene til Degerman & Pihl (1985) fra svenske kystområder gir grunn til å fraråde etablering av båthavner på slike grunne, innelukka områder ut fra et føre var-prinsipp og målsettingen om å unngå tap av biologisk mangfold. Selv om båthavnene ikke nødvendigvis fører til ålegrasenga forsvinner ut over det arealet som ”mørkelegges” av brygger og båter, ser det ut som båthavner fører til redusert biologisk mangfold med færre arter dyr som lever mellom ålegrasplantene, og som utgjør et viktig ledd i næringskjedene i dette økosystemet.

Referanser

Aksnes DL, Dupont N, Staby A, Fiksen Ø, Kaartvedt S, Aure J (2009). Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Marine ecology progress series* Vol. 387: 39–49.

Bekkby T, Bodvin T, Bøe R, Moy FE, Olsen H, Rinde E (2011) Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold - marint. Sluttrapport

for perioden 2007-2010. NIVA rapport 6105-2011. 31 pp. Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Mar Ecol Prog Ser.* 396: 221-233.

Degerman E, Pihl L (1985). ”Effekter av småbåtshamner på djurlivet i grunda havsområden på svenska västkysten.” *Vatten* 41(3): 149-154.

DN Håndbok 19 (2007): Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN-håndbok 19-2001 – revidert 2007. Direktoratet for naturforvaltning.

Baden SP, Bostrøm C (2000). The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise K. ed. *Ecological Comparisons of Sedimentary Shores. Ecological Studies* 151. Berlin: Springer. P 213-36.

Eklund B, Elfström M, Gallego I, Bengtsson B-E, Breitholtz M (2010). Biological and chemical characterization of harbour sediments from the Stockholm area. *J. Soils Sediments* 10: 127-141.

Fredriksen S, De Backer A, Bostøm C, Christie H (2010) Infauna from *Zostera marina* (L.) meadows in Norway. Differences in vegetated and unvegetated areas. *Marine Biology Research* 6:1-12.

Fredriksen S, Christie H, Sætre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L.

- (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. Marine Biology Research 1:2-19.
- Fredriksen S, Christie H, (2003) *Zostera marina* (Angiospermae) and *Fucus serratus* (Pheophyceae) as habitat for flora and fauna - seasonal and local variation. In: Chapman ARO, Anderson RJ, Vree-land VJ, Davison IR (eds). Proceedings of the 17th International Seaweed Symposium. Oxford University Press, Cape Town.
- Green N, Schøyen M, Øxnevad S, Ruus A, Høgåsen T, Håvardstun J, Rogne Å, Tveiten L (2010). Hazardous substances in fjords and coastal waters-2008. Levels, trends and effects. Long term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. NIVA. Rapport I. nr OR-5867. 284 s.
- Loreau M (2000) Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. Oikos 91:3-17.
- Næs K, Oug E, Håvardstun J (2002) Miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder 2000. Metaller, klororganiske forbindelser, PAH, TBT og olje i bunnsedimenter In. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport nr 4473-2002
- Møskeland T, Nøland SA (2004). Forurensningssituasjonen i småbåthavner. Status, økologisk risiko, spredningsvurdering og tiltaksbehov. SFT/DNV, SFT-rapport TA-2071/2004. 39s.
- Moksnes P (2009). Restaurering av ålgräsängar i Sverige. Länsstyrelsen Västra Götalands län. Rapport 2009:26.
- Moy F, Bekkby T, Cochran S, Rinde E, Voegelé B (2003). Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. FoU-oppdrag tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. - NIVA rapport nr. 4731.
- Moy F, Christie H, Steen H, Stålnacke P, Aksnes D, Alve E, Aure J, Bekkby T, Fredriksen S, Gitmark J, Hackett B, Magnusson J, Pengerud A, Sjøtun K, Sørensen K, Tveiten L, Øygarden L, Åsen PA (2008). Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008. SFT-rapport TA-2467/2008. 131 s.
- Næs K, Knutzen J, Håvardstun J, Oug E, Moy F, Lie M, Knutsen JA, Wiborg L (2002) Miljøgiftundersøkelse i havner i Telemark, Vestfold, Akershus og Østfold 1999. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. Statlig program for forurensningsovervåking. In. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport nr 4568-2002.
- Oksanen J, Guillaume Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Wagner H (2011). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Rinde E, Christie H, Clemetsen M, Guttu J, Jean-Hansen V, Kroglund T, Lund-Iversen M, Often A, Stokke KB (2011):

Helhetlig planlegging og utvikling av miljøvennlige småbåthavner. Kunnskapsstatus. CIENS-rapport 2, 99 s.

Rueness J (1977). Norsk Algeflora. Universitetsforlaget 1977. 266s.

Stokke KB, Lund-Iversen M, Rinde E, Moy F, Havnen E. (i trykk). Kunnskapsbasert planlegging og forvaltning av kystsonen – med fokus på «bit for bit»

utbygging og konsekvenser for marin natur, fiskeriinteresser og marine kulturminner. NIBR-samarbeidsrapport.

Sømme HOO (2012) The effect of marinas on infaunal communities in *Zostera marina* meadows and unvegetated sediments. Master Thesis. Department of Biology, Program for Marine Biology, University of Oslo.