



UDVIKLING AF INDIKATORER OG TILSTANDSVURDERINGSVÆRKTØJ FOR MARINE NATURA 2000-OMRÅDER

Lavvandede bugter og vige

Faglig rapport fra DMU nr. 701 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

UDVIKLING AF INDIKATORER OG TILSTANDSVURDERINGSVÆRKTØJ FOR MARINE NATURA 2000-OMRÅDER

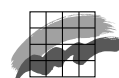
Lavvandede bugter og vige

Faglig rapport fra DMU nr. 701 2009

Alf B. Josefson¹
Dorte Krause-Jensen¹
Michael Bo Rasmussen¹
Jesper H. Andersen²
Peter Henriksen¹

¹ Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

² DHI



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 701
Titel:	Udvikling af indikatorer og tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder
Undertitel:	Lavvandede bugter og vige
Forfattere:	Alf B. Josefson ¹ , Dorte Krause-Jensen ¹ , Michael Bo Rasmussen ¹ , Jesper H. Andersen ² & Peter Henriksen ¹
Institutioner, afdeling:	¹ Afd. for Marin Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet ² DHI
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	August 2009
Redaktion afsluttet:	Juli 2009
Faglig kommentering:	Gitte Larsen og Lone Reersø Hansen, By- og Landskabsstyrelsen
Finansiel støtte:	Rekvireret af By- og Landskabsstyrelsen
Bedes citeret:	Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B., Andersen, J.H. & Henriksen, P. 2009: Udvikling af indikatorer og tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Lavvandede bugter og vige. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 701. http://www.dmu.dk/Pub/FR701.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten præsenterer arbejde omkring udvikling af indikatorer for naturkvalitet og et tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Projektet er begrænset til områder i kategorien "lavvandede bugter og vige" med fokus på anvendelsen af arealudbredelsen af ålegræs og bundfauna som tilstandsvurderingsindikatorer, og demonstration af et eksisterende marint indikatorbaseret tilstandsvurderingsværktøj BEAT (HELCOM Biodiversity Assessment Tool). Resultaterne viste, at arealudbredelsen af ålegræs på dybere vand vil kunne anvendes som indikator, hvis gunstig bevaringsstatus defineres. Derimod er udbredelsen af ålegræs på lavt vand i høj grad styret af fysisk eksponering frem for menneskeskabte faktorer, hvilket gør den mindre egnet som indikator for naturkvalitet. Bundfaunaindekset responderer på ændret eutrofieringstryk og bør kunne anvendes til vurdering af bevaringsstatus. Demonstration af BEAT viste anvendeligheden af dette tilstandsvurderingsværktøj, men påpegede behovet for videre udvikling af marine biodiversitetsindikatorer.
Emneord:	Tilstandsvurdering, habitatdirektiv, Natura 2000, ålegræs, arealudbredelse, bundfauna, DKI-indeks
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
Forsidefoto:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-7073-079-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	76
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR701.pdf

Indhold

Sammenfatning 5

1 Indledning 7

2 Baggrund 8

- 2.1 Habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivet 8
- 2.2 Koblinger mellem Natura 2000-direktiverne og vandrammedirektivet 9
- 2.3 Hvordan er direktiverne i praksis koblet? 10
- 2.4 Indikatorer 12
- 2.5 Vurderingsværktøjer 15

3 Tilstandsvurderingsindikatorer 18

- 3.1 Ålegræssets arealudbredelse 18
 - 3.1.1 Introduktion 18
 - 3.1.2 Fremgangsmåde 19
 - 3.1.3 Resultater 21
 - 3.1.4 Diskussion 36
 - 3.1.5 Sammenfatning 39
- 3.2 Bundfauna 41
 - 3.2.1 Oversigt over områder med tilgængelige data 41
 - 3.2.2 Metode 43
 - 3.2.3 DKI-indekset beregnet for udvalgte områder 44
 - 3.2.4 Vurdering af DKI-indeks i relation til menneskeskabt påvirkning (eutrofiering) 46
 - 3.2.5 Konklusioner 48

4 Demonstration af et værktøj til vurdering af den marine naturkvalitet 50

- 4.1 Hvordan virker BEAT? 50
- 4.2 Resultater 52

5 Konklusioner og anbefalinger 56

6 Referencer 58

Bilag 1 - Liste over taxa med klassificering efter følsomhed ifølge AMBI-liste (www.azti.es) 63

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

Natura 2000-planerne skal indeholde en vurdering af, om marine naturtyper og levesteder er i gunstig tilstand eller ej. I den forbindelse efterlyses udvikling af et tilstandsvurderingssystem, som på baggrund af dokumenteret viden og eksperterfaring kan understøtte en vurdering af relevante strukturelle og biologiske forhold.

I dette projekt blev der for områder i kategorien "lavvandede bugter og vige" fokuseret på anvendelsen af 1) arealudbredelsen af ålegræs og 2) bundfauna beskrevet ved det danske bundfaunaindeks (DKI) som tilstandsvurderingsindikatorer samt 3) demonstration af et eksisterende marint indikatorbaseret tilstandsvurderingsværktøj BEAT (HELCOM Biodiversity Assessment Tool).

Der findes mange opgørelser af ålegræsarealer baseret på flyfotos og billedanalyser fra nyere tid, men for at fastsætte miljømål for områderne er det desuden nødvendigt at have et velegnet referencemateriale i form af arealkort over ålegræsforekomsterne. Et sådan referencemateriale forekommer desværre sjældent for de pågældende områder. En mulighed er at benytte gamle luftfotos til at opmåle hele ålegræsbæltet fra lavt til dybt vand efter samme princip som for de lavvandede ålegræsområder. Billeder fra flere områder er allerede nu tilgængelige og giver mulighed for at sammenligne kyststrækninger fra historisk til nyere tid.

De områder, som har de bedste og mest sammenlignelige dataserier (Amager, Holmstange, Boddum og Stavns Fjord), er alle lavvandede områder, som tilsyneladende har meget dynamiske ålegræsbestande, der ikke nødvendigvis afspejler ændringer i næringsbelastning, men er meget påvirkede af fysisk eksponering. Det giver derfor ikke mening at forsøge at opstille miljømål og vurdere miljøtilstand ud fra disse områders ålegræsbestande på lavt vand.

Derimod kan ålegræsarealer, der også medtager de dybere dele af ålegræsbæltet, benyttes som indikatorer for miljøtilstanden, hvis det er muligt at definere en referencetilstand eller gunstig bevaringsstatus. Ved definition af denne bør det understreges, at forholdene i danske farvande i år 1994, der tjener som udgangspunkt for beskyttelsesniveauet i habitatdirektivet, ikke kan betragtes som gunstig bevaringsstatus. På dette tidspunkt var miljøtilstanden i danske havområder generelt forringet på grund af fx eutrofiering, og ålegræsarealer kan derfor ikke forventes at have været stabile og i gunstig bevaringsstatus. Ved definition af reference/gunstig bevaringsstatus er det endvidere nødvendigt at tage højde for ålegræssygen i 1930'erne, der reducerede store dele af ålegræsbestandene, der efterfølgende kun langsomt blev genetableret.

Bundfaunaens tilstand blev i dette projekt beskrevet ved DKI-indekset. Indekset responderer som forventet på ændret eutrofieringstryk og bør derfor kunne bruges til at vurdere bevaringsstatus i henhold til habitatdirektivet. At foretage en nøjagtig placering af grænsen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus kræver dog flere undersøgelser med et større materiale, hvor man inkluderer områder med minimal påvirkning fra

menneskelige faktorer, for eksempel områder med lav belastning og kort opholdstid.

Demonstrationen af anvendelsen af BEAT viste, at det foreliggende værktøj er robust og praktisk anvendeligt, men endnu ikke fuldt operationelt. Dette skyldes først og fremmest, at der kun er meget få færdigudviklede biodiversitetsindikatorer og at de nationale og regionale overvågningsprogrammer ikke i tilstrækkelig grad har dækket/dækker de marine Natura 2000-områder.

For at forbedre kvaliteten af marine naturkvalitetsvurderinger er det afgørende, at der udvikles egentlige marine biodiversitetsindikatorer. For at forbedre kvaliteten af tilstandsvurderingerne er det desuden vigtigt, at flest mulige relevante områder og naturtyper bliver overvåget.

1 Indledning

Lov om miljømål stiller krav om udarbejdelse af en Natura 2000-plan for Natura 2000-områderne. Planen skal indeholde en basisanalyse, en målsætning og en indsatsplan for hvert område. Basisanalysen består af en kortlægning af naturtyper og levesteder for arter på habitatdirektivets bilagslister. På baggrund af kortlægningen foretages en tilstandsvurdering og en vurdering af trusler. Ud fra basisanalysen opstilles mål for området, der sikrer såkaldt "gunstig bevaringsstatus" for naturtyper og arter, og der udarbejdes planer, der beskriver, hvorledes målene opnås.

Tilstandsvurderingssystemet skal på baggrund af dokumenteret viden og eksperterfaring om strukturelle og biologiske forhold i de marine naturtyper og levesteder kunne afgøre, om et område er i gunstig tilstand eller ej. Systemet skal baseres på målbare og objektive indikatorer, der kan bruges i karakteriseringen og forvaltningen af danske marine naturtyper.

På baggrund af forespørgsel fra By- og Landskabsstyrelsen har Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Marin Økologi, i samarbejde med DHI i dette projekt arbejdet med udvikling af indikatorer for naturkvalitet og et tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Resultaterne skal anvendes i forbindelse med udarbejdelsen af Natura 2000-planer i henhold til lov om miljømål, der implementerer dele af habitatdirektivet i dansk lov.

Projektet er begrænset til områder i kategorien "lavvandede bugter og vige" og fokus vil være på anvendelsen af 1) arealudbredelsen af ålegræs, 2) bundfauna beskrevet ved det danske bundfaunaindeks (DKI) som vurderingsværktøj og 3) demonstration af et eksisterende marint indikatorbaseret tilstandsvurderingsværktøj BEAT (HELCOM Biodiversity Assessment Tool), som er konsistent med de krav, der følger af habitatdirektivet og vandrammedirektivet.

2 Baggrund

Natur- og miljøtilstanden i de danske farvande har gennem mange år ikke levet op til de politisk fastsatte mål. Årsagerne hertil er mange, bl.a. top-down kontrol (fiskeri og i mindre grad måske også jagt), forurening (især næringsstoffer og i visse farvandsområder miljøfarlige stoffer), fysisk modifikation, fremmede arter og klimaforandringer. Hertil kommer forskellige former for forstyrrelse fra sejlads eller anden færdsel på havet og langs kysterne (se *Jackson et al. 2001*).

De forvaltningsmæssige rammer for sikring og forbedring af de natur- og miljømæssige forhold i de danske kystvande vil fremover blive sat af hhv. vandramme- og habitatdirektiverne (*Anon. 2000, Anon. 1992*).

Som udgangspunkt er fokus i direktiverne meget forskellige. Men i Danmark har man via miljømålsloven valgt at sammenkoble planprocesserne for de to direktiver, bl.a. fordi der i de indre danske farvande er et stort geografisk overlap, og fordi den måske væsentligste påvirkningsfaktor (udledninger og tilførsler af næringsstoffer) er fælles for "miljø" og "natur".

2.1 Habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivet

EU har en overordnet målsætning om at stoppe forringelser af biodiversiteten senest i 2010. Ét af de vigtigste midler til at opfylde denne målsætning er de såkaldte Natura 2000-direktiver, som omfatter både habitatdirektivet (*Anon. 1992*) og fuglebeskyttelsesdirektivet (*Anon. 1979*).

Formålet med habitatdirektivet er at fremme opretholdelsen af den biologiske diversitet ved at sikre genopretning eller opretholdelse af en gunstig bevaringsstatus for de naturtyper, samt de vilde dyr og planter, der er omfattet af direktivets bilag. Direktivet er et vigtigt omdrejningspunkt i naturbeskyttelsen og bidrager til at bevare og beskytte den biologiske mangfoldighed både nationalt og i europæisk målestok.

For at leve op til målene har medlemslandene pligt til at udpege beskyttede områder for de berørte naturtyper og arter. Disse områder indgår samtidigt i det fælleseuropæiske Natura 2000-netværk af beskyttede områder. I Danmark kaldes områderne også for internationale naturbeskyttelsesområder, og til disse hører tillige de såkaldte Ramsar-områder, der udpeges i henhold til Ramsar-konventionen. Der findes følgende internationale naturbeskyttelsesområder i Danmark: 254 habitatområder, 113 fuglebeskyttelsesområder og 27 Ramsar-områder. Det betyder ikke, at der er 394 områder i alt, fordi: (1) alle 27 Ramsar-områder er også udpeget som fuglebeskyttelsesområder, (2) 23 områder er udpeget både som habitatområde og fuglebeskyttelsesområde med samme afgrænsning, og (3) 79 af fuglebeskyttelsesområderne har delvist overlap med 99 af habitatområderne.

En naturtype er i habitatdirektivet defineret som "land- eller vandområder, som er kendetegnet ved særlige geografiske, abiotiske eller biologiske træk, uanset om de er helt eller delvist naturlige". Samtlige marine

naturtyper er defineret ud fra geomorfologiske karakteristika, idet det dog er klart, at formålet er at fremme opretholdelse af den biologiske diversitet.

En naturtypes bevaringsstatus er defineret som resultatet af alle de forhold, der indvirker på en naturtype og de karakteristiske arter, som lever der, herunder de langsigtede påvirkninger, som enten kan påvirke (1) typens naturlige udbredelse, dens struktur og funktion samt (2) de karakteristiske arters overlevelse. En naturtypes "bevaringsstatus" anses for "gunstig", når:

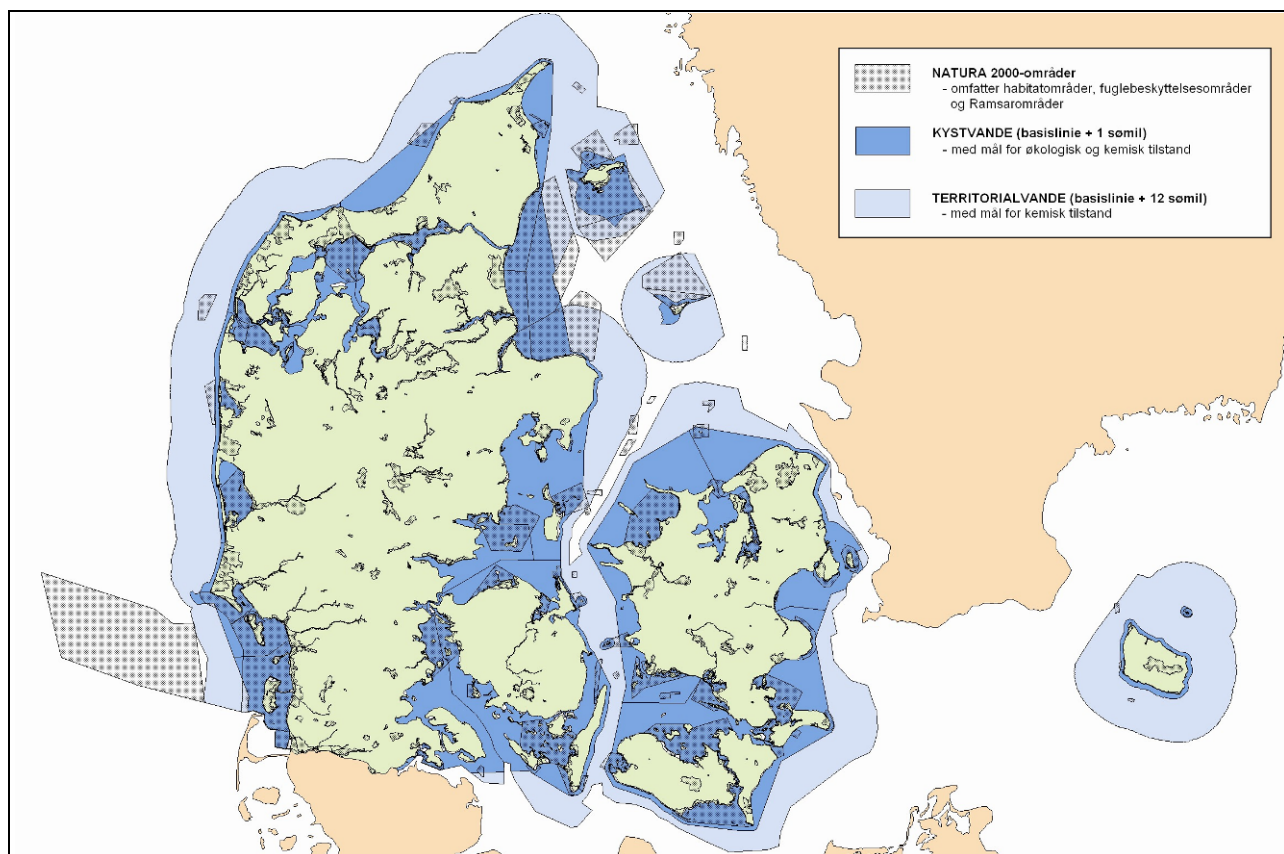
- det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse og
- den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dets opretholdelse på lang sigt, er til stede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid samt når
- bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for eller afhængige af den pågældende naturtype, er gunstig, jævnfør direktivernes afsnit om bevaringsstatus for arter.

Habitatdirektivet adskiller sig fra vandrammedirektivet, som bruger begrebet referencetilstand som et "anker" for klassifikation af tilstanden. I habitatdirektivet tager begrebet gunstig bevaringsstatus udgangspunkt i, at der grundlæggende skal sikres stabile økosystemer – også på længere sigt. Udgangspunktet for beskyttelsesniveauet for habitatdirektivet er den tilstand, som var ved direktivets ikrafttræden i 1994, dog således at der som minimum skal sikres en stabil tilstand, hvilket betyder, at arealet, arterne og de særlige strukturer og funktioner er til stede og vurderes at ville være det også fremover. Det betyder, at områder som i 1994 blev udpeget, og som havde en tilstand, der uanset påvirkningsgrad både berettigede dem til at blive udpeget, og som menes at have en stabil tilstand også i overskuelig tid fremover, vil skulle bedømmes til at have en gunstig bevaringsstatus. For langt de fleste udpegede marine områder i Danmark er det imidlertid vurderet, at tilstanden i 1994 ikke kunne betegnes som stabil og dermed betegnes som værende i gunstig bevaringsstatus (manglende målopfyldelse i forhold til regionplanmålsætningerne).

2.2 Koblinger mellem Natura 2000-direktiverne og vandrammedirektivet

Koblingen mellem direktiverne er tydeligst i vandrammedirektivet. Det skyldes først og fremmest, at dette direktiv er fra 2000, mens fuglebeskyttelsesdirektivet og habitatdirektivet som nævnt er fra hhv. 1979 og 1992. Med andre ord tilbage i 1992 kunne miljøministrene og kommissionen af indlysende grunde ikke forudse, at man 8 år senere ville vedtage et andet direktiv.

Det geografiske overlap mellem direktiverne fremgår af *figur 2.1*.



Figur 2.1. Kort over habitatområder og fuglebeskyttelsesområder (Natura 2000-områder) og havområder omfattet af vandrammedirektivet, sidstnævnte afgrænset af basislinjen plus 1 sømil for biologiske kvalitetselementer (blå) og basislinjen plus 12 sømil for kemiske kvalitetselementer (lys blå). Fra Andersen & Skov (2005).

2.3 Hvordan er direktiverne i praksis koblet?

En direkte kobling er indeholdt i vandrammedirektivets artikel 4, som foreskriver, at tilstanden for beskyttede områder (eksempelvis Natura 2000-områder) skal leve op til de krav, der er fastlagt i anden EU lovgivning (eksempelvis habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet). Af vandrammedirektivets artikel 6 om register over beskyttede områder fremgår det, at medlemsstaterne skal sørge for, at der oprettes et eller flere registre over alle områder inden for hvert vandområdedistrikt, der er udpeget som områder, der af hensyn til beskyttelsen af bl.a. overfladevand eller bevaring af levesteder og dyre- og plantearter, der er direkte afhængige af vand, kræver særlig beskyttelse. Registrerne skal bl.a. omfatte områder, der er beskyttet via habitatdirektivet eller fuglebeskyttelsesdirektivet og efter byspildevandsdirektivet og/eller nitratudirektivet (næringsstoffølsomme områder), jf. Annex IV. Endvidere foreskriver vandrammedirektivets artikel 11, at vand- og indsatsplanerne under direktivet skal indeholde en liste over foranstaltninger for at opretholde eller opnå i det mindste "god status" for alle vandområder, herunder kystvande.

Resultatet af kombinationen af artikel 4 (og herunder Annex IV og V) og artikel 11 er, at vandrammedirektivet sikrer, at de krav, som fremgår af øvrige direktiver, herunder habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet, tilgodeses på en måde, så det strengeste krav gøres gældende, der

hvor direktiverne overlapper hinanden. Dette er skitseret i figur 2.2, som indeholder en simpel parallelopstilling af både "miljømål" og klasser i vandrammedirektivet og "naturmål" i habitatdirektivet. Præmissen for en sådan parallelitet er naturligvis, at det generelle beskyttelsesniveau for miljø og natur er det samme. De primære argumenter for den overordnede parallelitet er følgende to: For det første: De normative definitioner af god og moderat økologisk tilstand og af gunstig bevaringsstatus vedrører til trods for forskellige sprogbrug den økologiske struktur og funktion, herunder også stabiliteten af økosystemerne. Fagligt set er, som nævnt indledningsvis, miljø og natur to sider af samme sag. Der kan derfor ikke argumenteres for ét beskyttelsesniveau for miljø og ét for natur og dermed heller ikke, at der er forskel på de normative definitioner. For det andet: En af de væsentligste årsager til at miljøet og naturen i de indre danske farvande er påvirket og endnu ikke lever op til de fastsatte målsætninger, er, at disse områder tilføres næringsstoffer fra land, luften og tilstødende farvande. I visse farvandsområder er miljøfarlige stoffer en medvirkende årsag til manglende opfyldelse af målsætningerne. I og med at vandet strømmer frem og tilbage mellem de forskellige farvandsområder, kan der ikke skelnes mellem særligt beskyttede områder med specifikke natur- og miljømål og områder med generelle miljømål. Der kan derfor argumenteres for, at beskyttelsesniveauet af praktiske grunde skal være det samme, når man taler om næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

Udgangspunktet for vurderingerne af henholdsvis gunstig bevaringsstatus og god økologisk tilstand er principielt forskelligt. Hvor vandrammedirektivet tager udgangspunkt i en referencetilstand bestemt ud fra en situation tæt på en tilstand uden menneskelige påvirkninger, tager habitatdirektivet afsæt i begrebet gunstig bevaringsstatus, der grundlæggende er et stabilt økosystem nu og på længere sigt. Udgangspunktet for beskyttelsesniveauet for habitatdirektivet er tilstanden ved direktivets ikrafttræden i 1994, dog således at der som minimum skal sikres en stabil tilstand. Det betyder, at arealet, arterne og de særlige strukturer og funktioner skal være til stede. Det betyder samtidigt, at udpegede områder, som i 1994 havde en tilstand, der uanset påvirkningsgrad både berettigede dem til at blive udpeget, og som mentes at have en stabil tilstand også i overskuelig tid fremover, vil have en gunstig bevaringsstatus. For langt de fleste udpegede marine områder i Danmark, menes tilstanden i 1994 dog ikke at kunne betegnes som værende gunstig, først og fremmest fordi én eller flere af de afgørende indikatorer (bl.a. dybdeudbredelse af undervandsvegetation og forekomsten af bundfauna) ikke vurderes at være stabil(e).

I habitatdirektivet er forvaltningsmålet opnåelse af "gunstig bevaringsstatus", altså en tilstand der som minimum er lidt bedre, end hvad der forstås ved ikke-gunstig bevaringsstatus. Forvaltningsmålet i vandrammedirektivet er som udgangspunkt mindst god økologisk tilstand, dvs. som minimum en tilstand, der ligger i den dårlige ende af god. Forvaltningsmålet vil ofte i praksis blive det tal eller den værdi, som udgør "grænsen" mellem god og moderat og mellem gunstig og ikke-gunstig bevaringsstatus. Dette tal, som i marin terminologi er et kriterium, er i bl.a. OSPAR- og HELCOM-sammenhæng i relation til eutrofiering vurderet til at være sammenfaldende med forvaltningsmålene for OSPAR Common Procedure og HELCOM EUTRO. Det er interessant og vigtigt af flere grunde: For det første: Hvis ikke der var denne parallelitet, ville

der opstå en situation, hvor der var forskelle på beskyttelsesniveauet i direktiverne og konventionerne. For det andet: Der er tale om en officiel enighed mellem de lande, som er medlemmer af hhv. OSPAR og HELCOM, dvs. at paralleliteten er gældende for hele Østersøen, Nordsøen og de områder af Det nordøstlige Atlanterhav, som er dækket af OSPAR. Særligt vigtigt i denne forbindelse er det, at EU Kommissionen, som medlem af begge konventioner, har bekræftet paralleliteten.

For yderlige informationer om ovennævnte parallelitet henvises til *Andersen & Skov (2005)*.

2.4 Indikatorer

Vurdering af tilstanden af det marine miljø har traditionelt taget udgangspunkt i indikatorer, undertiden også benævnt variable eller parametre. Indikatorerne har først og fremmest været brugt til vurdering af tidsmæssig udvikling og specielt om natur- og miljøtilstanden forbedres eller ej. Først i de senere år er der kommet større fokus på status og om natur- og miljøtilstanden lever op til kvantificerbare mål.

En egentlig indikatorrapportering finder ikke sted inden for rammerne af det danske overvågningsprogram (NOVANA og DEVANO). Basisanalyserne, der er udarbejdet i regi af lov om miljømål, er det tætteste man i Danmark kommer på en indikatorbaseret vurdering af natur- og/eller miljøtilstanden.

Under HELCOM gennemføres en årlig indikatorrapportering, som aktuelt omfatter i alt 36 indikatorer (*tabel 2.1*). Rapportering finder sted ved at eksisterende Indicator Fact Sheets bliver opdateret, kommenteret og godkendt af HELCOM's arbejdsgruppe for overvågning og tilstandsvurdering (HELCOM MONAS).

HELCOM's indikatorer fokuserer i bredeste forstand på inputs, vandkemi, effekter af eutrofiering, miljøfremmede stoffer, olie og sæler. Fire af de 36 indikatorer kan siges at være egentlige biodiversitetsindikatorer, nemlig nr. 17, 24, 25 og 33. HELCOM er endvidere ved at udvikle et Fact Sheet om kystnære fiskebestande. Desuden er der en række Østersø-projekter omhandlende fugle (SAUBAS-projektet) og marine landskaber (BALANCE-projektet), som har indikator karakter.

Tabel 2.1. HELCOM indikatorer.

1.	Long-term changes in emissions and inputs (air- and waterborne) nutrients
2.	Source apportionment of inputs
3.	Water exchange between the Baltic Sea and the North Sea
4.	Long term changes in salinity
5.	Long-term changes in stratification
6.	Long-term changes in oxygen depletion
7.	Wave climate in the northern Baltic Sea
8.	Sedimentation of particulate organic matter in the central Baltic basin
9.	Long-term changes in water clarity
10.	Long-term changes in sea (surface) temperature
11.	Long-term changes in ice cover
12.	Long-term changes in winter concentrations of DIN and DIP, DIN:DIP ratio
13.	Long-term changes in emissions (and their sources) of nitrogen
14.	Long-term changes in atmospheric nitrogen depositions
15.	Long-term changes in chlorophyll-a (spring bloom) and summer periods
16.	Long-term changes in phytoplankton biomass
17.	Long-term changes in phytoplankton species composition
18.	Long-term changes in emissions and inputs of heavy metals and toxic organic compounds
19.	Heavy metal emissions to air
20.	Atmospheric depositions of heavy metals on the Baltic Sea
21.	Atmospheric emissions of PCDD/Fs in the Baltic Sea region
22.	Atmospheric depositions of PCDD/Fs on the Baltic Sea
23.	Heavy metals in water
24.	Habitat layer extension and the occurrence of dominant calanoid copepods in the Baltic Sea
25.	Trends in soft sediment macrozoobenthic communities in the open sea areas of the Baltic Sea (1965 to 2005)
26.	Lead concentrations in fish liver
27.	Cadmium concentrations in fish liver
28.	PCB concentrations in fish muscle
29.	Mercury in fish muscle
30.	TBT in biota (proposed)
31.	TBT in sediments (proposed)
32.	Dioxins and furans in fish (proposed)
33.	Seal health (proposed)
34.	Total amounts of the artificial radionuclide caesium -137 in Baltic Sea sediments
35.	Concentrations of the artificial radionuclide caesium -137 in Baltic Sea fish and surface waters
36.	Long-term changes in amounts and incidents of illegal discharges of oil

I regi af OSPAR, som bl.a. dækker Kattegat, er der udviklet såkaldte Ecological Quality Objectives (EcoQOs), som ret beset er indikatorer med tilhørende værdier for den foreløbige grænse for acceptabel vs. ikke-acceptabel tilstand. OSPAR opererer p.t. med 27 EcoQOs, jf *tabel 2.2*. OSPAR's fokus ligger som HELCOM's især på tilførsler, næringsstoffer og eutrofiering, miljøfremmede stoffer, olie og marine pattedyr.

Syv af de 27 EcoQO kan siges at fokusere på et biodiversitetsselement, nemlig nr. 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 21.

Tabel 2.2. OSPAR's Ecological Quality Objectives (EcoQOs).

1.	EcoQO for threatened and declining habitats in the North Sea (under development)
2.	EcoQO on Spawning stock biomass of commercial fish species in the North Sea
3.	EcoQO for the North Sea on fish communities (under development)
4.	EcoQO on seal population trends in the North Sea
5.	EcoQO on bycatch of harbour porpoise in the North Sea
6.	EcoQO on seabird population trends (under development)
7.	EcoQO on eutrophication status and related eutrophication EcoQOs
8.	Hazardous substances in marine biota and sediment (CEMP)
9.	EcoQOs on mercury and organohalogens in seabirds' eggs (under development)
10.	EcoQO on imposex in dogwhelks or other selected gastropods
11.	Dumped chemical and conventional munitions
12.	Wastes dumped at sea
13.	Windfarms in the OSPAR maritime area
14.	Sand and gravel extraction activities
15.	Riverine inputs and direct discharges of synthetic contaminants (lindane) (already included)
16.	Inputs of lindane in precipitation (under CAMP)
17.	Riverine inputs and direct discharges of heavy metals (already included)
18.	Concentrations of heavy metals in air and precipitation (under CAMP)
19.	Discharges, spills and emissions from offshore installations
20.	Aerial surveillance of oil slicks (under BONN agreement)
21.	EcoQO on the oiled guillemots found dead or dying on beaches
22.	Mercury losses from the chlor-alkali industry
23.	Liquid discharges of radionuclides from nuclear installations
24.	Discharges of radionuclides from non-nuclear sectors
25.	Riverine inputs and direct discharges of nutrients (RID)
26.	Inputs of atmospheric nitrogen in air and precipitation (under CAMP)
27.	Nutrient losses and discharges at source

Parallelt med arbejdet i HELCOM og OSPAR har Danmark også bidraget til Det Europæiske Miljøagenturs arbejde med udvikling af et såkaldt "core set of indicators" (CSI). De marine indikatorer der er operationelle, dvs. CSI-indikatorer, eller under udvikling, fremgår af *tabel 2.3*.

Seks ud af de 23 marine indikatorer fokuserer på biodiversitet (nr. 2, 3, 5, 7, 8 og 11).

Tabel 2.3. Miljøagenturets marine indikatorer.

1.	North Atlantic Oscillation
2.	Marine angiosperms (sea grasses) in coastal waters
3.	(Transitional and) Coastal waters habitats
4.	Chlorophyll in transitional coastal and marine waters
5.	Status of marine fish stocks/stocks outside safe biological limits
6.	Catches by major species and areas
7.	Fisheries impact on habitats and ecosystems
8.	Accidental by-catch: (birds) mammals (and turtles)
9.	Aquaculture production
10.	Fishing fleet capacity
11.	Introduced species in marine and coastal waters
12.	Source apportionment and loads (riverine and direct) of nutrients to coastal waters
13.	Nutrients in (transitional) coastal and marine waters
14.	Frequency of low bottom oxygen concentrations in coastal and marine waters
15.	Phytoplankton in coastal and marine waters
16.	Hazardous substances in marine organisms
17.	Hazardous substances in (transitional) coastal and marine waters
18.	Loads of hazardous substances to coastal waters
19.	Discharge of oil from refineries and offshore installations
20.	Accidental oil spills from marine shipping
21.	Illegal discharges of oil at sea
22.	Urban waste water treatment
23.	Bathing water quality

Det skal nævnes, at Miljøagenturet leder en proces benævnt 'Streamlining of European Biodiversity Indicators' (SEBI2010), som har som mål at føre til fælles harmoniserede biodiversitetsindikatorer. I regi af SEBI 2010-processen arbejdes der bl.a. med udvikling af et "Marine Trophic Index". Desuden er der enkelte klimaindikatorer, som også er forbundet med biodiversitet, bl.a. ændringer af salinitet og vandringer mod nord af udvalgte fiskearter.

Samlet set bør der, når man på den ene side puljer HELCOM's, OSPAR's og Miljøagenturets indikatorer, og på den anden tager i betragtning at den danske nationale og regionale overvågning over årene har dækket en stor del af de indre danske farvande, være et grundlag for at gennemføre indikatorbaserede vurderinger af natur- og miljøtilstanden.

2.5 Vurderingsværktøjer

Udvikling og testning af indikatorer, det være sig indikatorer for biodiversitet eller eutrofiering, er en særskilt og omfattende aktivitet som endnu ikke har ført til udvikling af et nationalt værktøj for vurdering af tilstanden af den 'natur', der findes i de danske farvande. Årsagerne her til er forskellige, men en væsentlig er, at landene omkring Østersøen gennem mange år har samarbejdet tæt sammen om sådanne udviklingsaktiviteter, først og fremmest i regi af Helsinki Konventionen for beskyttelse af havmiljøet i Østersøen. Koordineringen og den daglige 'drift' af arbejdet i konventionen varetages af Helsinki Kommissionen, i daglig tale HELCOM (se <http://www.helcom.fi> for yderligere oplysninger).

Med vedtagelsen af HELCOM Overvågnings- og Assessment Strategi i 2006 (HELCOM 2005) blev der etableret et 'system', hvor resultaterne af landenes marine overvågning rapporteres i form af (1) årlige indikator-rapporter, (2) udarbejdelse af fire integrerede tematiske assessments, og på sigt (3) udarbejdelse af en såkaldt Holistisk Assessment, primært baseret på de tematiske assessments.

Hvad de tematiske assessments angår, skal der med udgangen af 2008 foreligge to styk, én om biodiversitet og én om eutrofiering. Yderligere to styk om hhv. miljøfarlige stoffer og shipping skal udarbejdes i 2009 - 2010.

Det arbejde, som allerede pågår og som skal resultere i to assessments om hhv. biodiversitet og eutrofiering, fokuserer på tilstand og udvikling. Til brug for tilstandsvurderingerne har HELCOM igangsat udvikling af et biodiversitetsvurderingsværktøj og et eutrofieringsvurderingsværktøj.

Biodiversitetsvurderingsværktøjet BEAT (HELCOM Biodiversity Assessment Tool) er en modificeret udgave af HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool). HEAT-værktøjet er oprindeligt et dansk initiativ, udviklet af DHI og Miljøstyrelsen i samarbejde med bl.a. Fyns Amt, Århus Amt og DMU (Andersen *et al.* 2005). HEAT er udarbejdet, så det matcher de krav, der følger af vandrammedirektivet. Bl.a. er det baseret på indikatorer, kvalitetselementer, referenceforhold, acceptabel afvigelse fra referenceforhold, oplysninger om den aktuelle økologiske tilstand, EQR-værdier, og – sidst men ikke mindst – korrekt brug af 'one out – all out' princippet (Andersen & Møhlenberg 2007).

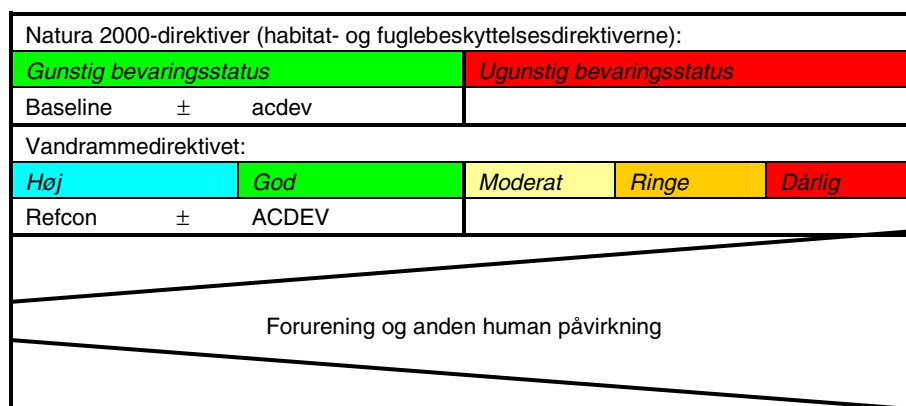
Den væsentligste forskel på BEAT og HEAT er, at BEAT tager udgangspunkt i habitatdirektivets definition af 'gunstig bevaringsstatus' (Anon. 1992) og HELCOM's handlingsplan for Østersøen (HELCOM 2007). Således er kvalitetselementerne (*sensu* vandrammedirektivet) ændret til: (1) 'marine landskaber (arealer)', (2) 'habitater/biotoper', (3) 'arter' og (4) 'supporting features'.

BEAT er præsenteret og drøftet indgående i HELCOM, som er den arbejdsgruppe, der har ansvaret for udarbejdelse af den integrerede tematiske biodiversitetsassessment. Status er, at (1) BEAT er ved at blive testet i 14 områder baseret på nationale case studies eller datasæt fra samtlige Østersølande, (2) denne test af BEAT er skrevet sammen i en rapport som blev forelagt HELCOM HABITAT til orientering i maj 2008 (Andersen & Backer 2008) og (3) det er besluttet, at syntesen i biodiversitetsassessmenten skal indeholde et afsnit om tilstanden i samtlige områder af Østersøen, hvor der er tilstrækkelige data til at foretage en vurdering (HELCOM 2006).

Drøftelserne i HELCOM BIO om BEAT's anvendelighed har især fokuseret på en række fundamentale forskelle mellem habitatdirektivet og vandrammedirektivet. Sidstnævnte tager udgangspunkt i referenceforhold og acceptabel afvigelse fra disse for at kunne fastsætte mål for den økologiske tilstand. Udgangspunktet for fastlæggelse af 'gunstig bevaringsstatus' *sensu* habitatdirektivet er i princippet den naturtilstand, som var, da direktivet trådte i kraft i 1992. Problemet er, at 1992-tilstanden i langt de fleste tilfælde ikke var 'gunstig'. Konsekvenser heraf er at udgangspunktet for fastlæggelse af 'gunstig bevaringsstatus' ikke længere er 1992-

tilstanden, men en eller anden form for stabil baseline-tilstand. For at kunne udnytte HEAT-værktøjet samt den betydelige opbygning af viden som over årene har fundet sted ift. eutrofiering og vandrammedirektivet, har man i HELCOM-regi valgt en pragmatisk tilgang til forskellighederne direktiverne imellem, jf. figur 2.2. Ved i princippet at acceptere at (1) der er parallelitet mellem direktivernes beskyttelsesniveau og at (2) sidestille 'baseline informationer' med 'referenceforhold', kan man *de facto* benytte stort set identiske vurderingsprincipper og -værktøjer.

Figur 2.2. Skitse af sammenhængen mellem Natura 2000-direktiverne (habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet) og vandrammedirektivet. RefCon = referenceforhold, ACDEV og acdev = acceptabel afvigelse fra RefCon.



3 Tilstandsvurderingsindikatorer

3.1 Ålegræssets arealudbredelse

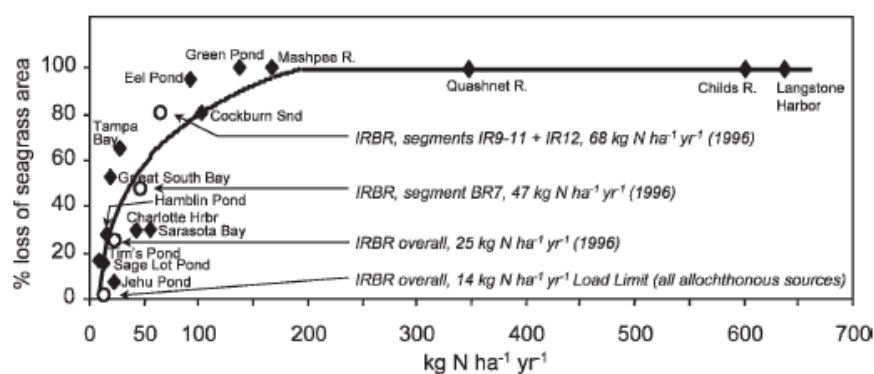
3.1.1 Introduktion

Baggrund

Ålegræs er den mest udbredte marine blomsterplante på den nordlige halvkugle og er også vidt udbredt i Danmarks lavvandede kystområder. Ålegræsset er en nøgleorganisme, som ikke bare har stor udbredelse, men også har stor betydning i de kystnære økosystemer: Tætte ålegræsenge er meget produktive og deres tredimensionelle struktur gør bestandene til vigtige habitater for benthiske invertebrater og fiskeyngel. Ålegræsengene bidrager også til at begrænse kysterosion, fordi bladene dæmper bølgebevægelser, og det underjordiske system af jordstængler og rødder stabiliserer havbunden.

Da ålegræs spiller så positiv en rolle for kystområderne, er det oplagt at forsøge at benytte bestandenes udbredelse som et tilstandsvurderingsværktøj. Hidtil er det udelukkende ålegræssets dybdeudbredelse, der er blevet benyttet som indikator under vandrammedirektivet, da den viser sammenhæng med kvælstofkoncentrationen og vandets klarhed (Nielsen *et al.* 2002). Arealudbredelsen har derimod endnu ikke været anvendt som indikator i danske kystområder. Imidlertid er der eksempler fra udlandet på, at også ålegræssets arealudbredelse kan benyttes som indikator (Steward *et al.* 2005 og Steward & Green 2007, se figur 3.1). Inspireret af disse udenlandske erfaringer blev muligheden for at benytte ålegræssets arealudbredelse som indikator/tilstandsvurderingsværktøj undersøgt.

Figur 3.1. Tabt havgræsareal (%) som funktion af kvælstofbelastning, normaliseret til estuarieareal for udvalgte estuarier. Ruder samt kurvefit repræsenterer data fra Valiela & Cole 2002, cirkler viser data fra Indian River og Banana River estuarierne i Florida (Steward & Green 2007).



Formål

Ålegræsdelens fire delformål er, at:

- skabe overblik over undersøgelser af ålegræssets arealudbredelse i Natura 2000-områder

- analysere den tidsmæssige udvikling i ålegræssets arealudbredelse i udvalgte områder (minimum tre)
- give forslag til at fastsætte miljømål og vurdere miljøtilstand baseret på ålegræssets arealudbredelse i tre udvalgte områder, såfremt muligheden foreligger og
- evaluere muligheder for at foretage tilsvarende analyser i andre områder.

3.1.2 Fremgangsmåde

Eksisterende undersøgelser af ålegræssets arealudbredelse

DMU har indhentet både historiske og nyere opgørelser af ålegræssets udbredelsesareal. Oplysningerne beskriver hvilke områder/delområder og hvilke år arealdata repræsenterer, hvilken metode der er anvendt, samt hvor data stammer fra. Oplysninger om historiske ændringer i ålegræssets udbredelse er baseret på en gennemgang af den historiske litteratur på området. Oplysninger om nyere udbredelsesarealer er baseret på indberetninger fra amterne til DMU om undersøgelser af ålegræssets arealudbredelse under det nationale overvågningsprogram. Desuden har Miljøcentrene ydet en stor hjælp ved at levere oversigter over undersøgelse af ålegræssets arealudbredelse i deres respektive områder.

Udviklingen i ålegræssets arealudbredelse i udvalgte områder

Ændringer i ålegræssets arealudbredelse er analyseret/vist for følgende områder, der har tidsserier med sammenlignelige data:

Øresund

DMU viser dels den tidsmæssige udvikling i ålegræssets arealudbredelse i Øresund som helhed (data fra årene: tidl. 1900, 1996-2000) og dels udviklingen inden for to Natura 2000-områder i Øresund:

1. Saltholm (og Øresund) i Natura 2000-område nr. 127: Saltholm og omliggende hav. Datasættet omfatter årene: 1996, 1997, 1998 og 2000.
2. Et lavvandet, eksponeret kystområde i Natura 2000-område nr. 126: Vestamager og havet syd for. Datasættet omfatter årene: 1954, 1967, 1974, 1980, 1984, 1989, 1995.

Limfjorden

DMU viser dels den tidsmæssige udvikling i ålegræssets arealudbredelse i Limfjorden som helhed (data fra årene: tidl. 1900, 1978, 1998-99) og dels udviklingen i to Natura 2000-områder i Limfjorden:

3. Et lavvandet, relativt beskyttet kystområde ved Holmstange, Løgstør Bredning, i Natura 2000-område nr. 16: Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg. Datasættet omfatter årene: 1945, 1954, 1959, 1974, 1981, 1986, 1992, 1995.
4. Et lavvandet, relativt beskyttet kystområde ved Boddum, SV for Mors i Natura 2000-område nr. 28: Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø. Datasættet omfatter årene: 1954, 1958, 1975, 1981, 1986, 1992, 1995, 1998.

Samsø

5. Et lavvandet, beskyttet kystområde i Stavns Fjord, Samsø, i Natura 2000-område nr. 51: Stavns Fjord, Samsø Østerflak og Nordby Hede. Datasættet omfatter data fra årene: 1954, 1969, 1975, 1979, 1983, 1988, 1993, 1995, 1999.

Odense Fjord

6. Natura 2000-område nr. 94: Odense Fjord. Datasættet omfatter data fra årene: 1983, 1998, 1999, 2000, 2002, 2005.

Mariager Fjord

7. Ydre del af Mariager Fjord i Natura 2000-område nr. 14. Datasættet omfatter årene 1966, 1980, 1989 og 1993 (serien vil kunne forlænges med data fra 1997 og 2000, når flyfotos fra disse år er oparbejdet).

Vejle yderfjord

8. Et lavvandet område i Vejle yderfjord – ikke Natura 2000-område. Datasættet omfatter årene 1954, 1960, 1970, 1977, 1983, 1995 og 1999.

For områder, hvor det var muligt, blev det samlede areal anvendt, der gennem tiden havde været bevokset med ålegræs, som udtryk for ålegræssets potentielle udbredelsesareal i området (*Steward et al. 2005*). Derefter blev ålegræssets udbredelse opgjort i de enkelte år i procent af det samlede potentielle udbredelsesareal.

Denne procedure er fulgt for de nyere undersøgelser i området omkring Saltholm. Her blev de analyserede flyfotos kombineret fra de enkelte år gennem perioden 1996-2000 og kunne derved opgøre det samlede potentielle ålegræsudbredelsesareal gennem perioden og beregne det enkelte års arealudbredelse i procent af det samlede udbredelsesareal. Da der ikke var historiske ålegræskort for området, men kun estimater af det historiske ålegræsareal, er langtidsændringerne i udbredelsesarealet dog vist som absolutte arealer.

For ålegræsområderne ved Amager i Øresund, Holmstange og Boddum i Limfjorden, Stavns Fjord på Samsø og Vejle yderfjord er ålegræsarealerne opgjort både som absolutte arealer og i procent af det samlede areal (*Frederiksen et al. 2004a*).

For de øvrige områder, dvs. Odense Fjord samt Øresund og Limfjorden som helhed, var det ikke umiddelbart muligt at opgøre det samlede potentielle udbredelsesareal, da flere af kortene var upræcise. Eksempelvis blev den historiske udbredelse af ålegræs i Limfjorden og Øresund opgjort af *Petersen (1914)*, men uden at vise de præcist optegnede kort, som arealerne er beregnet ud fra. De kort, der er til rådighed, viser ålegræssets udbredelse som grove skraveringer. Derfor har DMU for disse områder beskrevet udviklingen i ålegræssets udbredelsesareal udelukkende ud fra de enkelte års udbredelsesarealer. Flere af kortene fra Odense Fjord var ligeledes relativt grove skitser, og nogle af dem indeholdt ikke oplysninger om ålegræssets udbredelsesareal. Hvor arealopgørelser manglede, er de blevet målt ud fra kortene og derved er en tidsserie for udviklingen i ålegræssets udbredelsesareal etableret.

Miljømål og vurdering af miljøtilstand baseret på ålegræssets arealudbredelse

Vandrammedirektivets miljømål er 'god økologisk tilstand'. Direktivet foreskriver, at man skal beregne miljøtilstanden ved at sammenholde den aktuelle tilstand med en reference. Grænsen mellem god og moderat tilstand, som er den kritiske grænse under vandrammedirektivet, kan defineres som en procentvis afvigelse fra referencetilstanden. Habitatdirektivets miljømål er 'gunstig bevaringstilstand', og der er god mening i at sidestille vandrammedirektivets grænse mellem god og moderat til-

stand med habitatdirektivets grænse mellem gunstig og ugunstig bevaringstilstand (se *kapitel 2*).

Skal ålegræssets arealudbredelse benyttes som indikator for miljøtilstanden under vandramme- og habitatdirektiverne, er der altså behov for at definere en referencetilstand og herefter definere hvilken afvigelse fra referencetilstanden, der maksimalt kan accepteres, når kravet om god økologisk tilstand/gunstig bevaringsstatus skal være opfyldt.

I dette arbejde er det hensigten at definere referencetilstand som ålegræssets potentielle udbredelsesareal i 3 udvalgte Natura 2000-områder. Hvor det ikke kan lade sig gøre at benytte denne definition, fordi der mangler tilstrækkeligt præcise udbredelseskort for hele perioden, vil der i stedet blive benyttet det historiske udbredelsesareal (km²) som reference. Ligesom for indikatoren 'ålegræssets dybdegrænse' vil der blive udarbejdet forslag til den procentvise afvigelse fra referencen, der skal definere grænsen mellem god og moderat miljøtilstand og mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus. Til sidst vil ålegræssets aktuelle udbredelse blive sammenlignet med denne grænse og dermed vurderes, om miljømålet er opfyldt.

Muligheder for at foretage tilsvarende analyser i andre områder

Endelig vil DMU vurdere muligheden for også at fastsætte miljømål og vurdere miljøtilstand i andre Natura 2000-områder, der har data for ålegræssets arealudbredelse.

3.1.3 Resultater

Oversigt over undersøgelser af ålegræssets arealudbredelse

Der blev fundet opgørelser af ålegræssets udbredelsesareal for 13 af de 37 Natura 2000-områder (*tabel 3.1*). Nogle af de Natura 2000-områder, der ikke umiddelbart havde arealopgørelser, er delmængder af større områder, hvorfra der findes arealopgørelser, og hvorfra man evt. kan ekstrahere omlysninger for Natura 2000-områderne. Det gælder fx Natura 2000-område nr. 55: 'Venø, Venø Sund' og område nr. 30: 'Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord m.m.', som er delområder af Limfjorden, hvorfra der findes oplysninger om ålegræssets arealudbredelse (se *tabel 3.2*).

Udover Natura 2000-områderne findes der arealopgørelser fra 28 andre områder (*tabel 3.2*). Alt i alt er der 154 arealopgørelser/udbredelseskort fordelt på de 13 Natura 2000-områder og de 28 øvrige områder. For 24 områder eksisterer der mindst to forskellige opgørelser af arealudbredelsen, og for disse områder er det derfor muligt at analysere den tidsmæssige udvikling i ålegræssets arealudbredelse.

De ældste udbredelseskort stammer fra slutningen af 1800-tallet (*Reinke 1889*), og de ældste egentlige opgørelser af udbredelsesarealer stammer fra begyndelsen af 1900-tallet. De nyeste kort i oversigten er fra 2005.

Nogle opgørelser af ålegræssets udbredelsesareal er blot vist som punkter eller skraveringer på kort uden en tilhørende angivelse af udbredelsesarealer, men evt. med angivelse af den maksimale dybdeudbredelse. Andre opgørelser omfatter også beregninger af udbredelsesarealer – i nogle tilfælde uden tilhørende udbredelseskort. Så materialet er ikke

ensartet. Det skyldes, at undersøgelserne har indgået i forskellige sammenhænge og med anvendelse af forskellige metoder.

De ældste opgørelser af ålegræssets udbredelsesareal er baseret på punktobservationer fra båd/skib i form af visuelle observationer eller observationer baseret på skraberedskeer eller grabprøver. De nyere opgørelser er typisk baseret på detaljerede dykkerstudier af et tæt net af transekter, flyfotos med efterfølgende billedanalyse og 'ground truth' verifikation i form af punktdyk eller kombinationer af disse metoder. Alle nyere opgørelser af ålegræssets udbredelse fra flyfotos og billedanalyse omfatter i princippet både udbredelseskort og opgørelser af udbredelsesarealer – ofte også for delområder inden for det samlede område – selvom oplysningerne ikke altid fremgår direkte af rapporter m.m. Dvs. for alle områder, hvor arealudbredelsen er opgjort ved flyfotografering og billedanalyse, burde det være muligt at fremskaffe oplysninger om arealudbredelse. Denne kan dog være behæftet med en del usikkerhed – specielt i områder, hvor der ud over ålegræs også forekommer sten, makroalger eller blåmuslinger på bunden. De mest sammenlignelige tidsserier fra historisk til nyere tid er de, som er baseret på analyser af flyfotos fra Kort- og Matrikelstyrelsens (KMS's) arkiv. Her repræsenterer alle analyser nemlig præcis de samme områder og er baseret på samme undersøgelsesmetode, selvom kvaliteten af luftfotos dog varierer gennem perioden.

En række Natura 2000-områder indeholder relativt lange tidsserier for ålegræsudbredelse: Øresundsområderne Saltholm (hvis man ud fra gamle Øresundsdata kan udtrække arealudbredelsen omkring Saltholm) og Amager, Limfjordsområderne Holms Tange og Boddum, Stavns Fjord på Samsø, Odense Fjord samt Mariager Fjord. I det følgende undersøges udviklingen i ålegræssets arealudbredelse i disse områder.

Tabel 3.1. Oversigt over Natura 2000-områder, hvorfra der eksisterer oplysninger om ålegræssets arealudbredelse.

Område kode	Område navn	Natura 2000 nr.	År med arealdata	(Del)område med arealdata	Metode	Reference
DK002X110	Saltholm og omliggende hav	126	1996	Saltholm	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 1997 (SEMAC)
			1997	Saltholm	Flyfotos + billedanalyse	Laustsen et al. 1998 (SEMAC)
			1998	Saltholm	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 1999 (SEMAC)
			2000	Saltholm	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 2000 (SEMAC)
DK002X111	Vestamager og havet syd for	127	1954, 1967, 1974, 1980, 1984, 1989, 1995	Amager (lavvandet område)	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Frederiksen et al. 2004a
DK003X209	Roskilde Fjord	120	1998	Roskilde Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
			2001	Roskilde Fjord	Paravanedyk, GIS kort	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
			2004	Roskilde Fjord	Paravanedyk, GIS kort	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
DK005X221	Sejerø Bugt og Saltbæk Vig	135	1978	Sejerø Bugt	Observationer fra dykker og skrab. Kort over ålegræsudbredelse (skravering) + areal	Bjergsted og Dragsholm Kommuner 1979
			2000	Sejerø Bugt	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Vestsjællands Amt, Bio/consult as
DK008X047	Lillebælt	96	Tidl. 1900	Lillebælt: Fra Strib til Assens	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
			1892	Farvandene ved Fænø	Kort over ålegræs og alger. Ikke areal.	Petersen 1893a
DK008X075	Odense Fjord	94	Tidl. 1900	Odense Fjord	Estimeret som arealet inden for den historiske dybdegrænse for ålegræs.	Pers. kom. Michael Hjort, MC Odense
			1983	Odense Fjord	Kort baseret på feltobservationer. Areal målt.	Pers. kom. Fyns Amt
			1998	Odense Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Fyns Amt
			1999	Odense Fjord	Transektundersøgelser	Datafiler fra Fyns Amt
			2000	Odense Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Fyns Amt, Bio/consult as
			2002	Odense Fjord	Transektundersøgelser	Datafiler fra Fyns Amt
			2005	Odense Fjord	Punktdyk	Datafiler fra Fyns Amt
DK008X201	Sydfynske Øhav	111	1999	Sydfynske Øhav	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Fyns Amt, Bio/consult as
DK00DX155	Stavns Fjord, Samsø Østerflak og Nordby Hede	51	1954, 1969, 1975, 1979, 1983, 1988, 1993, 1995, 1999	Stavns Fjord, Samsø (lavvandet kystområde)	Flyfotos + billedanalyse	Frederiksen et al. 2004a
DK00DY156	Horsens Fjord, havet øst for og Endelave	52	1999		Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Bio/consult as
DK00EY124	Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg	16	1945, 1954, 1959, 1974, 1981, 1986, 1992, 1995	Holmstange, Løgstør Bredning (lavvandet område)	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Frederiksen et al. 2004a

Tabel 3.1. Oversigt over Natura 2000-områder, hvorfra der eksisterer oplysninger om ålegræssets arealudbredelse.

Område kode	Område navn	Natura 2000 nr.	År med arealdata	(Del)område med arealdata	Metode	Reference
DK00EY133	Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø	28	1954, 1958, 1975, 1981, 1986, 1992, 1995, 1998	Boddum, SV for Mors (lavvandet område)	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Frederiksen et al. 2004a
DK00FX122	Ålborg Bugt, Randers Fjord og Mariager Fjord	14	1898	Ålbæk bugten	Baseret på punktobservationer fra skib. Kort.	Ostenfeld 1908
			1955-1956	Mariager Fjord, Ajstrup Bugt	Observationer fra båd. Groft kort over vegetationens udbredelse. Intet areal.	Muus 1967
			1966, 1980, 1989, 1993, (1997, 2000: flyfotos endnu ikke oparbejdet)	Ydre del af Mariager Fjord	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Data fra MC Aalborg (Jens Sund Laursen), Bio/consult as
			1998	Mariager Fjord	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Datafiler fra Nordjyllands Amt, Bio/consult
			1916	Randers Fjord	Grove udbredelseskort for div. arter af bundvegetation. Intet areal.	Ostenfeld 1918
			1954/55	Randers Fjord	Grove udbredelseskort for div. arter af bundvegetation. Intet areal.	Mathiesen & Nielsen 1956
DK00FX123	Nibe Bredning, Halkær Ådal og Sønderup Ådal	15	2000	Nibe-Gjøl Bredning	Flyfotos + billedanalyse	Limfjordsamterne & BioConsult 2001

Tabel 3.2. Oversigt over supplerende områder, hvorfra der eksisterer oplysninger om ålegræssets arealudbredelse.

Område navn	År med arealdata	(Del)område med arealdata	Metode	Reference
Danmark	1883-86	Danske farvande inden for Skagen (især Kattegat)	Baseret på skrab. Ålegræs obs. vist som punkter. Desuden groft kort over Danmark (s. 464), der viser, hvor der er rig plante-vækst på havbunden. Intet areal.	Petersen 1893b
	1898	Danmark – inden for Skagen	Baseret på punktobservationer fra skib. Areal fremgår af <i>Petersen 1914</i> .	Petersen 1901
	1933	Danmark – inden for Skagen	Spørgeskemaer til fiskeribetjente. Kort over udbredelse af ålegræssygen (intet areal).	Blegvad 1935
	1941	Danmark – inden for Skagen	Baseret på oplysninger fra Dansk Biologisk Station, fiskere, fiskeribetjente. Kort + over-slag over areal.	Lund 1941
Kattegat	Tidl. 1900	Kattegat til Helsingør og til linjen GribenHjelm	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
Bælthavet	Tidl. 1900	Samsø-vandene: nord for linjen Strib-Nyborg-Korsør	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
	Tidl. 1900	Lillebælt: Fra Strib til Assens	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
	Tidl. 1900	Vestlige Østersø: til linjen Gedser-Darsserort	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
Limfjorden	1901	Limfjorden (ekskl. Skive Fjord/Lovns Bredning)	Baseret på punktobservationer fra skib. Kort. Arealer fremgår af <i>Petersen 1914</i> (+/- Skive Fjord/ Lovns?).	Ostenfeld 1908
	Tidl. 1900	Limfjorden (inkl. Skive Fjord/Lovns Bredning)	Baseret på punktobservationer fra skib. Kort. Arealer fremgår af <i>Petersen 1914</i> (+/- Skive Fjord/ Lovns?).	Petersen & Boysen Jensen 1911, Petersen 1914
	1973-75	Limfjorden	Kort, men flere vigtige forekomster mangler sandsynligvis. Intet areal.	Limfjordskomiteen 1976
	1978	Limfjorden	Kort på baggrund af dykning forskellige steder. Areal.	Bak 1978
	1985-89	Limfjorden	Kort på baggrund af dykning forskellige steder. Enkelte delområder mangler. Areal bør kunne vurderes ud fra kort.	Limfjordskomiteen 1986, 1989 og 1990
	1993-94	Limfjorden	Flyfotos + billedanalyse, GIS kort.	Datafiler fra Limfjordsamterne, Bio/Consult
	1998-99	Limfjorden	Flyfotos + billedanalyse, GIS kort.	Limfjordsovervågningen 2000 samt datafiler fra Limfjord-samterne og BioConsult
	2000	Limfjorden - udvalgte vige	Dykning. Areal bør kunne vurderes ud fra kort.	Ringkøbing Amt 2000
	1955	Egholm Bredning - områder	Observationer fra båd. Groft kort over vege-tationens udbredelse. Intet areal.	Muus 1967
Limfjordens udløb ved Hals	1959	Egense Bredning	Observationer fra båd. Groft kort over vege-tationens udbredelse. Intet areal.	Muus 1967
Thisted Bredning	Tidl. 1900	Thisted Bredning	Baseret på punktobservationer fra skib. Kort. Areal fremgår ikke.	Petersen & Boysen Jensen 1911
Skive Fjord	2005	Skive Fjord	Dykning	Datafiler fra MC makrofytdatabase
Ringkøbing Fjord	1928-1931	Ringkøbing Fjord	Kort over forekomst (fersk- og brakvands-planter, Characeer, <i>Ruppia</i> , <i>Zostera</i>). Intet areal.	Iversen 1934
Ringkøbing Fjord	1955-1958	Ringkøbing Fjord	Rive, skrab m.m. Kort over forekomst af <i>Z. marina</i> , <i>Z. noltii</i> , <i>Ruppia</i> , <i>P. pectinatus</i> . Intet areal.	Mathiesen 1955-58 (Citeret i Jysk Institut for Forurenings-bekæmpelse 1973. Ringkø-bing Fjord 1972)

Tabel 3.2. Oversigt over supplerende områder, hvorfra der eksisterer oplysninger om ålegræssets arealudbredelse.

Område navn	År med arealdata	(Del)område med arealdata	Metode	Reference
	1972	Ringkøbing Fjord	Rive, skrab mm. Kort over forekomst af <i>Z. marina</i> , <i>Z. noltii</i> , <i>Ruppia</i> , <i>P. pectinatus</i> . Intet areal.	Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973
	1994, 1997, 1999, 2002, 2005	Ringkøbing Fjord	Flyfotos + billedanalyse, GIS kort.	Datafiler fra Ringkøbing Amt
Nisum Fjord	1957	Nisum Fjord	Observationer. Kort + areal.	Salomonsen 1957
	1966	Nisum Fjord	Skrab. Kort. Areal kan evt. vurderes fra kort.	Landbrugsministeriets Vildtforvaltning 1984
	1974-75	Nisum Fjord	Observationer. Kort.	Nisum Fjord, Vegetationsudbredelse, 1974-75; Kort leveret af Miljøcenter Ringkøbing
	1983	Nisum Fjord	Skrab. Kort. Areal kan evt. vurderes fra kort.	Landbrugsministeriets Vildtforvaltning 1984
	1985	Nisum Fjord	Kort. Areal kan evt. vurderes fra kort.	Ringkøbing Amtskommune.
	1989-92	Nisum Fjord	Kort. Areal kan evt. vurderes fra kort.	Ringkøbing Amt 1993.
Vadehavet	2000	Vadehavet	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Hedeselskabet
	2002	Juvre Dyb + Lister Dyb	Flyfotos + billedanalyse (areal)	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Hedeselskabet
	2005	Juvre Dyb + Lister Dyb	Flyfotos + billedanalyse (areal)	Datafiler fra Sønderjyllands Amt
	2006	Juvre Dyb + Lister Dyb	Flyfotos + billedanalyse (areal)	Datafiler fra Sønderjyllands Amt
Hevring Bugt	1998	Hevring Bug	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Århus Amt, Bio/consult as
Århus Bugt	1998, 2000	Århus Bugt	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Århus Amt, Bio/consult as
Vejle Fjord	1954, 1960, 1970, 1977, 1983, 1995, 1999	Vejle yderfjord, N (lavvandet område)	Flyfotos (KMS) + billedanalyse	Frederiksen et al. 2004a
	1999	Vejle Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Vejle Amt, Hedeselskabet
Kolding Fjord	1999	Kolding Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Vejle Amt, Hedeselskabet
Åbenrå Fjord	1999	Åbenrå Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Bio/consult as
Augustenborg Fjord	1999	Augustenborg Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Bio/consult as
Flensborg Fjord	1999	Flensborg Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Bio/consult as
	1945, 1954, 1965, 1973, 1975, 1989, 1995, 1999, 2002, 2004, 2006	Område af Flensborg Fjord	Flyfotos + billedanalyse (fotos findes for hele det sønderjyske område)	Vinther 2007
Kalundborg Fjord	2000	Kalundborg Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Sønderjyllands Amt, Bio/consult as
Vestlige Østersø	1887-1888	Lillebælt, Storebælt, Fehmernbælt, Kieler Bugt, Mecklenburger Bugt	Kort over bevoksede arealer	Reinke 1889
Isefjord	Tidl. 1900	Isefjord	Baseret på punktobservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914

Tabel 3.2. Oversigt over supplerende områder, hvorfra der eksisterer oplysninger om ålegræssets arealudbredelse.

Område navn	År med arealdata	(Del)område med arealdata	Metode	Reference
	1996	Isefjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Roskilde Amt, Bio/consult
	1999	Isefjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
	2005	Isefjord	Observationer af dækningsgrad, GIS kort	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
Holbæk Fjord	1890	Holbæk Fjord	Baseret på punktopbservationer fra skib.	Petersen 1892
Nivå Bugt	1999	Nivå Bugt	Flyfoto	Datafiler fra Hedeselskabet
Øresund	Tidl. 1900	Fra Helsingør til linjen Falsterbo-Stevns	Baseret på punktopbservationer fra skib. Intet kort, men areal.	Petersen 1914
	1996	Øresund	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 1997 (SEMAC)
	1997	Øresund	Flyfotos + billedanalyse	Laustsen et al. 1998 (SEMAC)
	1998	Øresund	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 1999 (SEMAC)
	2000	Øresund	Flyfotos + billedanalyse	Krause-Jensen et al. 2000 (SEMAC)
Køge Bugt	1994	Køge Bugt	Dykning + ekkolod. Udbredelseskort (skraveret)	Datafiler fra Roskilde Amt, Aquatic Consult
	1999	Køge Bugt	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
	2002	Køge Bugt	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Roskilde Amt, Hedeselskabet
Præstø Fjord	1943	Præstø Fjord	Udbredelse af forskellige arter vist som punkter på kort. Ingen arealer.	Olsen 1945 (i Hansen 1953: Investigations of the geography and natural history of the Præstø Fjord, Zealand)
	1999	Præstø Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Storstrøms Amt, Hedeselskabet
	2001-2005, 2006	Præstø Fjord	Kort baseret på observationer af dækningsgrad på forskellige dybder – sum% dækning. Ikke arealer.	Datafiler fra Storstrøms Amt
Dybsø Fjord	1934	Dybsø Fjord	Grabprøver. Kort over vegetationsudbredelse (<i>Chara</i> , <i>Ruppia</i> , <i>Zostera</i> og <i>Fucus</i>). Ingen arealer.	Larsen 1936 (i Blegvad 1936)
	1953-58	Dybsø Fjord	Observationer fra båd. Groft kort over vegetationens udbredelse. Ingen arealer.	Muus 1967
	1999	Dybsø Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Storstrøms Amt, Hedeselskabet
Karrebæk Fjord	1999	Karrebæk Fjord	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Storstrøms Amt, Hedeselskabet
Karrebæksminde Bugt	1999	Karrebæksminde Bugt	Flyfotos + billedanalyse	Datafiler fra Storstrøms Amt, Hedeselskabet

Ålegræssets arealudbredelse i Øresund

Øresund som helhed

Omkring år 1900 dækkede ålegræsset et areal på ca. 705 km² i Øresundsområdet fra Helsingør i nord til linjen Falsterbo-Stevns i syd – dvs. inkl. Køge Bugt (*Petersen 1914*). Nyere opgørelser fra 1996 til 2002 af ålegræssets arealudbredelse i Øresund viser, at ålegræsset samlet dækker 162 km² svarende til 23% af det areal, som var dækket af ålegræs omkring år 1900 (*tabel 3.3*). Tilsyneladende er der altså sket en markant reduktion i ålegræssets udbredelsesareal i Øresund. Man skal dog være opmærksom på, at de historiske og de nyere arealer er opgjort med forskellige metoder og forskellig grad af præcision. Det er sandsynligt, at de historiske arealer er overestimerede, da de formentlig ikke er fraregnet eventuelle 'huller' i ålegræsbelterne, ligesom det sker ud fra flyfotos.

Tabel 3.3. Ålegræssets arealudbredelse i km² i Øresund omkring 1900 samt i perioden 1996-2002.

År	Centrale Øresund*				Total
	Helsingør-Amager, Landskrona-Falsterbo	Køge Bugt**	Nivå Bugt**	Helsingborg-Landskrona***	
Tidl. 1900					705
1996-2000	146				162 (1996-2002)
2002		8	6	2	

De nye opgørelser er summeret ud fra opgørelser i delområder af Øresund baseret på følgende referencer: **Krause-Jensen et al. 1997, Laustsen et al. 1998, Krause-Jensen et al. 1999, Krause-Jensen et al. 2000*, ** *Frederiksborg Amt 2003*, *** ålegræsarealet mellem Helsingborg og Landskrona er estimeret som 37% af arealdækket i Nivå Bugt, idet det er den andel den svenske del af kystlinjen inden for 6 m kurven udgør af Nivå Bugt.

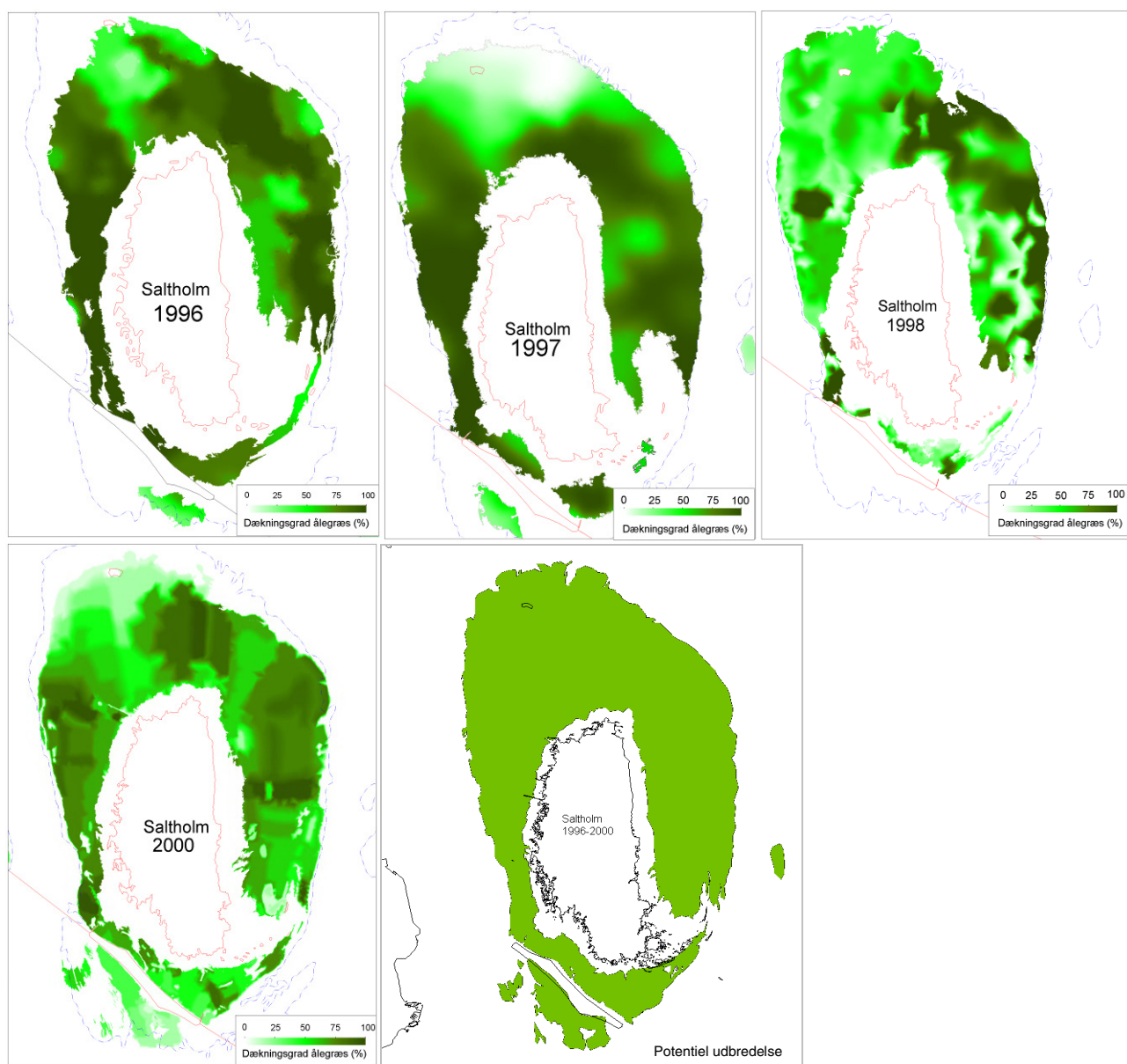
Saltholm

Ålegræssets arealudbredelse omkring Saltholm og i hele Øresund blev undersøgt grundigt gennem perioden 1996-2000 i forbindelse med Myn-dighedernes Kontrol- og Overvågningsprogram for Øresundsforbindel-sens kyst-til-kyst anlæg. Udbredelsen er blevet analyseret ud fra flyfotos suppleret med faktiske oplysninger om dækningsgrad indhentet ved pa-ravandedykninger langs transekter. I årene 1996-1998 og 2000 har ålegræs-set samlet dækket 58,2 km² af havbunden omkring Saltholm, mens det enkelte års arealdække i gennemsnit har været 48,2 km² (min. 41,1, maks. 52,3 km², *tabel 3.4, figur 3.2*).

De nyere ålegræsundersøgelser omkring Saltholm viste, at ålegræssets biomasse ændrede sig voldsomt gennem perioden 1996-2000. Ændrin-gerne i ålegræssets biomasse var langt mere markante end ændringerne i arealudbredelsen. I påvirkningsområdet fra anlægsaktiviteterne, hvor også Saltholm ligger, steg ålegræssets biomasse ca. 40% fra 1996 til 1997, faldt ca. 50% fra 1997 til 1998 og var stor set uforandret fra 1998 til 2000. En af årsagerne til at arealkortlægningen ikke afspejler de markante æn-dringer i biomasse er, at arealkortlægningen er baseret på flyfotos og ef-terfølgende billedanalyse af de enkelte pixels i billederne (se *Boks 1*).

Tabel 3.4. Arealudbredelse af ålegræs omkring Saltholm. Udbredelsen er opgjort i km² og i procent af det potentielle udbredelsesareal (= det samlede areal, der har været dækket af ålegræs gennem perioden 1996-2000.). Det historiske areal er estimeret ved at antage, at det udgjorde samme andel af hele Øresunds ålegræsareal dengang som i dag.

År	Areal km ²	% af potentielt areal
Tidl. 1900	210,0	
1996	41,1	71
1997	48,3	83
1998	51,1	88
2000	52,3	90



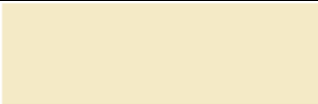
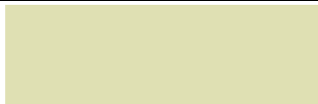
Figur 3.2. Ålegræssets arealdækningsgrad ved Saltholm i årene 1996-1998 og 2000 (fra Krause-Jensen *et al.* 2000) samt ålegræssets samlede potentielle udbredelsesareal i perioden (opgjort i dette arbejde).

Boks 1 Billedanalyse af flyfotos

Billedanalysen er baseret på en analyse af farveværdierne i den røde (R), grønne (G) og blå (B) kanal. Farveværdierne kan antage værdierne 0-255; og en hvid pixel har værdien R: 255, G: 255 og B: 255. Ålegræs kan fx have værdien R: 29, G: 141, B: 7, og sand kan fx have værdien R: 244, G: 234, B: 198. Antager vi, at en pixel repræsenterer 1 m², og ålegræsset inden for denne ene m² dækker 20% af sandbunden, fås en matrix som vist i figur 3.3.

I forbindelse med billedanalysen foretages en klassificering af de enkelte elementer i billedet, fx sand, blåmuslinger og ålegræs. Et af problemerne med klassificering er, at der er en stor variation i farveværdierne inden for de enkelte klasser. For eksempel kan en pixel, der repræsenterer 10% ålegræs, falde inden for variationen i klassen 'sand'. Yderligere vil vanddybden spille ind og generere "støj". Med stigende vanddybde dæmpes farveværdierne, og usikkerheden på klassificeringen forøges. Erfaringsmæssigt kan man ved Secchi-dybden klassificere ålegræs, hvis dækningsprocenten er over 20%. Ændringer i ålegræssets dækningsgrad under 20%, og dermed også ændringer i biomassen, vil derfor ikke blive detekteret ved en kortlægning baseret på flyfotos.

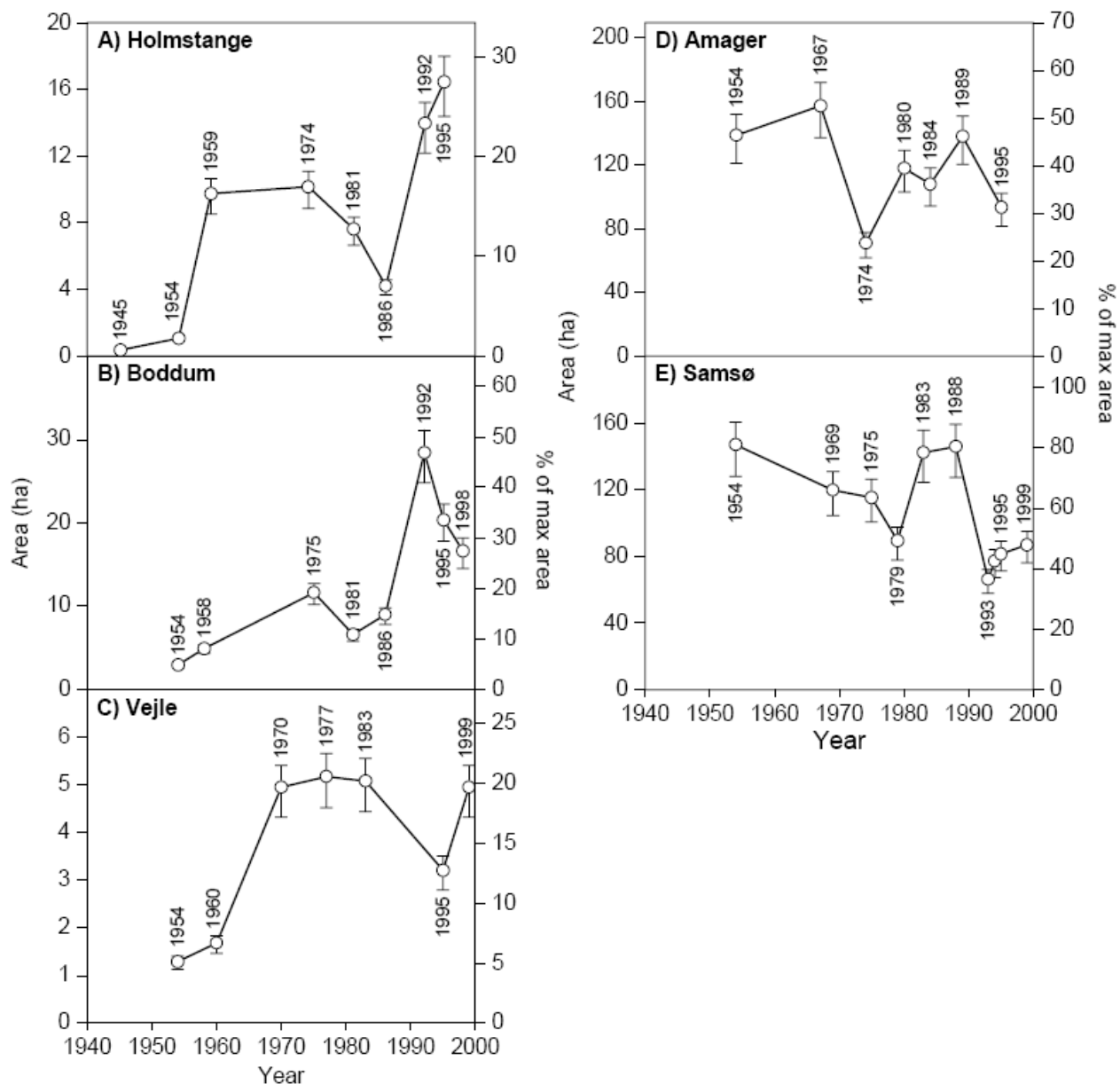
	Rød	Grøn	Blå
20% ålegræs	6	28	1
80% sand	195	187	158
Samlet pixel farve	201	215	159

			
Ålegræs	Sand	20% ålegræs	10% ålegræs

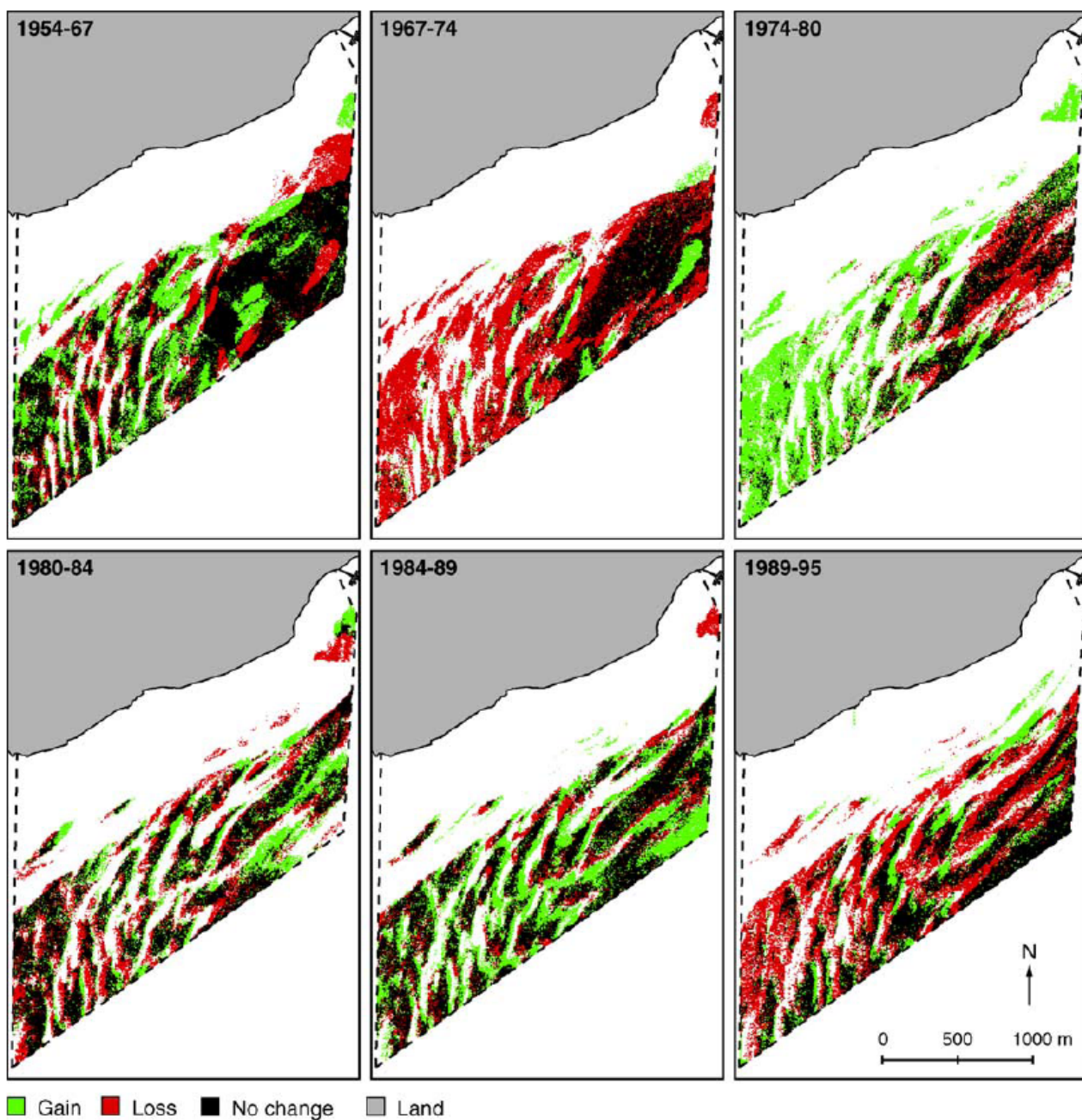
Figur 3.3. Eksempel på farveværdier for en billedpixel med 20% ålegræs og 80% sand samt eksempler på farvenuancer af ålegræs, sand og en bund med rent ålegræs, rent sand og hhv. 20 og 10% ålegræsdækning.

Amager

Ved Amager eksisterer der en lang tidsserie for ålegræssets arealudbredelse på lavt vand (figur 3.4, figur 3.5). Opgørelserne er baseret på analyse af gamle flyfotos fra Kort og Matrikelstyrelsens arkiv (Frederiksen et al. 2004a og b). Amager repræsenterer et område, som tilsyneladende ikke var så hårdt ramt af ålegræssygen i 1930'erne, og de tidligste opgørelser fra begyndelsen af 1950'erne viser da også en relativt stor udbredelse af ålegræs i området. Udbredelsen toppede i 1967 (167 ha, 60% af det potentielle areal), faldt til et minimum i 1974 (60 ha, 20% af det potentielle areal) og lå på et intermediært niveau i 1980'erne og 1990'erne (figur 3.4). Ålegræssets udbredelse er meget dynamisk i dette område – udbredelsesmønstret varierede markant fra år til år gennem hele perioden (figur 3.5). Variationerne er tilsyneladende i vid udstrækning bestemt af vind- og bølgeeksponering, som flytter sandrevlerne og dermed ålegræsbælterne på det lave vand (Frederiksen et al. 2004b).



Figur 3.4. Ålegræssets arealudbredelse i fem lavvandede kystområder. Udbredelsen er analyseret ud fra flyfotos fra Kort- og Matrikelstyrelsens arkiv. Områderne vist til venstre (A-C) var hårdt ramt af ålegræsset i 1930'erne, mens områderne vist til højre (D-E) var mindre påvirkede af ålegræsset. Arealdata er vist både på absolut skala (venstre y-akse) og relativt i forhold til det potentielle koloniserbare areal, som er opgjort ved at lægge alle billeddata fra et område oven på hinanden og optegne det ydre omrids af det samlede areal og opmåle dette (højre y-akse). Usikkerhedsangivelser viser den maksimale tolkningsfejl for billedanalysen. Fra Frederiksen et al. 2004a.



Figur 3.5. Ændringer i ålegræssets arealudbredelse ved Amager gennem perioden 1954-1999. Ændringer i udbredelsesareal mellem to på hinanden følgende undersøgelsesår er vist med farvekoder: grøn: her er nye bestande kommet til; rød: her er bestande forsvundet; sort: her er bestandene uforandrede. Fra *Frederiksen et al. 2004b*.

Ålegræssets arealudbredelse i Limfjorden

Limfjorden som helhed

I begyndelsen af 1900-tallet var der tætte ålegræsbestande i hele Limfjorden, og ålegræsset voksede ud til vanddybder på ca. 5,5 meter (*Ostenfeld 1908*). Det samlede udbredelsesareal var ca. 324 km² (*Petersen 1914, tabel 3.5*). I 1930'erne blev ålegræsset i Limfjorden hårdt ramt af ålegræssygen, og der gik årtier før ålegræsset igen opnåede stor udbredelse i området (*figur 3.4, Frederiksen et al. 1994b*). I 1978 viste en større undersøgelse, at ålegræsset havde genvundet store dele af sin gamle udbredelse og nu dækkede et areal på 257 km² og voksede ud til vanddybder på 4,5 meter. I 1980'erne og 1990'erne forsvandt størstedelen af bestandene, og i 1998-99 var udbredelsesarealet kun 18 km².

Tabel 3.5. Ålegræssets arealudbredelse i Limfjorden.

År	1911*	1978**	1998-99***
km ²	324	257	18

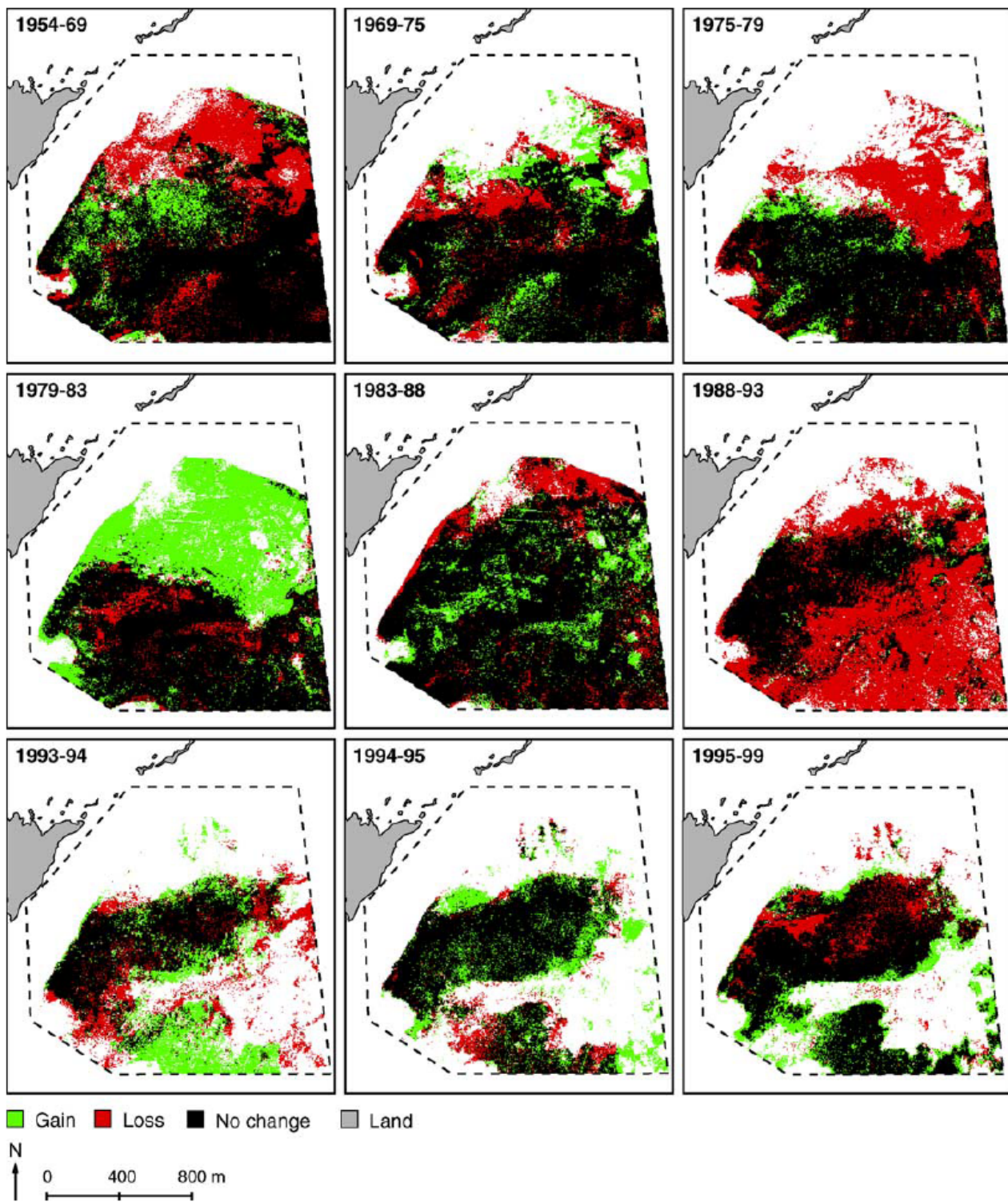
* *Petersen 1914*; ** *Bak 1978*; *** Bio/consult flyfoto

Holmstange, Løgstør Bredning og Boddum, sydvest for Mors

I to lavvandede Limfjordsområder – Holmstange, Løgstør Bredning og Boddum, sydvest for Mors – er ålegræssets udbredelsesareal blevet analyseret ud fra flyfotos fra Kort- og Matrikelstyrelsens arkiv over perioden 1940'erne/1950'erne til 1990'erne (*Frederiksen et al. 2004a*). Analysen viste, at disse lavvandede bestande var hårdt ramt af ålegræssygen i starten af perioden, at ålegræssets udbredelse steg over de næste årtier frem til 1960'erne og 1970'erne, hvor den udgjorde op til omkring 20% af det potentielt koloniserbare areal. I den efterfølgende periode har ålegræssets arealudbredelse fluktueret markant (*figur 3.4*) – tilsyneladende uden at afspejle, at næringsbelastningen steg frem til slutningen af 1980'erne for derefter at falde. Ålegræsbestandene på det lave vand er dermed ikke effektive indikatorer for ændringer i næringsbelastningen og følger ikke samme udviklingsmønster som Limfjorden som helhed (*tabel 3.5*). Tilsyneladende spiller fysiske forhold – som fx storme og isvintre – en betydelig rolle for ålegræssets udbredelse på det lave vand (*Frederiksen et al. 2004b*).

Ålegræssets arealudbredelse i Stavns Fjord, Samsø

Udviklingen i ålegræssets udbredelsesareal i et lavvandet område af Stavns Fjord er også blevet analyseret ud fra flyfotos fra Kort- og Matrikelstyrelsens arkiv over perioden 1950'erne til 1990'erne (*Frederiksen et al. 2004a*). Ålegræsset her blev tilsyneladende ikke ramt så hårdt af ålegræssygen – ålegræsset havde en stor udbredelse i 1950'erne, og udbredelsen lå på et højt niveau frem til sidst i 1980'erne, bortset fra et dyk i 1970'erne. I 1990'erne var ålegræsudbredelsen imidlertid reduceret markant (*figur 3.4*). Også for dette område viser detaljerede analyser af ændringer i udbredelsen mellem to på hinanden følgende undersøgelser, at ålegræsset på det lave vand er meget dynamisk – store ålegræsarealer kan forsvinde eller komme til i løbet af få år (*figur 3.6*).

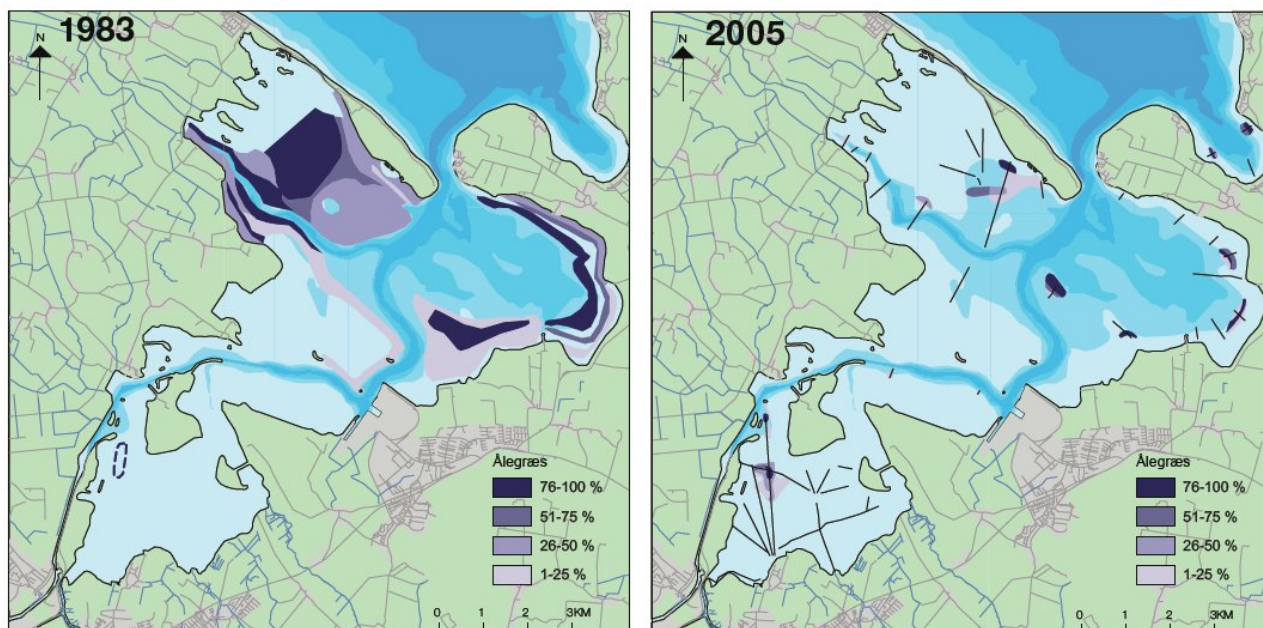


Figur 3.6. Ændringer i ålegræssets arealudbredelse i Stavns Fjord, Samsø, gennem perioden 1954-1999. Ændringer i udbredelsesareal mellem to på hinanden følgende undersøgelsesår er vist med farvekoder: grøn: her er nye bestande kommet til; rød: her er bestande forsvundet; sort: her er bestandene uforandrede. Fra Frederiksen *et al.* 2004b.

Ålegræssets arealudbredelse i Odense Fjord

Den arealmæssige dækning af ålegræs i Odense Fjord har ændret sig markant fra 1980'erne til nu. I 2005 var den arealmæssige udbredelse reduceret med mere end 90% i forhold til udbredelsen i 1983 (figur 3.7, tabel 3.6). På trods af en markant reduktion i næringsstofbelastningen af fjorden er der således ikke sket en forbedring af ålegræsvegetationen. Anderledes forholder det sig med forekomsterne af eutrofieringsbetingede løstdrivende alger, som i samme periode er reduceret markant.

I Odense Fjord er der i perioden fra 1983 til 2005 anvendt forskellige metoder til at kortlægge arealudbredelsen af ålegræs. Nogle år er der anvendt flyfotos, som er blevet kalibreret via punktdyk. Andre år er der gennemført dykninger langs et net af transekter, og arealberegningerne er baseret på opgørelser af ålegræssets dækningsgrad inden for de enkelte dybdeintervaller. Det er derfor vanskeligt direkte at sammenligne arealudbredelsen mellem de forskellige undersøgelsesår og beregne de procentvise ændringer i arealudbredelsen præcist. Kortlægningerne viser dog tydeligt, at der er sket en markant reduktion i ålegræssets arealudbredelse i fjorden.



Figur 3.7. Ålegræssets arealudbredelse i Odense Fjord i 1983 og 2005.

Tabel 3.6. Arealudbredelse af ålegræs i Odense Fjord angivet som km² samt procent af hele fjordens areal (kilde Fyns Amt).

År	Tidl. 1900****	1983****	1998*	1999**	2000*	2002**	2005***
Areal, km ²	26,5	16,1	7,0	7,0	2,1	1,0	1,6
% dækning		24,8	10,8	10,8	3,2	1,5	2,5

*flyfoto + punktdykninger; **transektdykninger (baseret på dækningsgradsberegninger); ***punktdykninger samt opmåling fra kortmateriale; **** feltobservationer, *Fyns Amt 2006*; ***** Michael Hjort, MC Odense: Beregnet som arealet inden for den historiske dybdegrænse for ålegræs i Odense Fjord.

Ålegræssets arealudbredelse i Mariager Fjord

Ålegræssets arealudbredelse i Mariager Fjord er steget gennem perioden 1966-1993. Tidsserien vil kunne forlænges med data for 1997 og 2000, når flyfotos fra disse år er færdiganalyseret (tabel 3.7, Jens Sund Laursen).

Tabel 3.7. Arealdekke af ålegræs i Mariager Fjord baseret på billedanalyse af flyfotos fra Kort- og Matrikelstyrelsens arkiv. Jens Sund Laursen, MC Ålborg.

År	1966	1980	1989	1993	1997	2000
Areal, km ²	2,315	3,773	3,832	4,302	Ikke oparbejdet	Ikke oparbejdet

Miljømål og -tilstand baseret på ålegræssets arealudbredelse

Spørgsmålet er, om man på baggrund af ændringerne i ålegræssets arealudbredelse i Natura 2000-områderne, som fremgår af forrige afsnit, kan opstille miljømål og vurdere miljøtilstanden.

De områder, som har de bedste og mest sammenlignelige dataserier (Ama-ger, Holmstange, Boddum og Stavns Fjord), er alle lavvandede områder, som tilsyneladende har meget dynamiske ålegræsbestande, der ikke nødvendigvis afspejler ændringer i næringsbelastning, men er meget påvirkede af fysisk eksponering (*Frederiksen 2004a og b*). DMU vurderer derfor, at det ikke giver mening at forsøge at opstille miljømål og vurdere miljøtilstand ud fra disse områders ålegræsbestande på lavt vand, hvor fysisk eksponering regulerer ålegræsset. Langtidsændringer i arealudbredelsen af ålegræspopulationer på lavt vand i det hollandske vadehav viste heller ingen relation til næringsbelastningen (*Erftemeijer 2005*).

DMU vurderer, at ålegræsarealer, der også medtager de dybere, lysbe-grænsede dele af ålegræsbæltet, kan benyttes som indikatorer for miljø-tilstanden, hvis det er muligt at definere en referencetilstand. Med flyfo-tos som redskab skal man dog være opmærksom på, at metoden er for ufølsom til at detektere de allerdybeste skud (se boks 1).

Tilbage blandt de Natura 2000-områder, der er præsenteret data fra, står Saltholm og Odense Fjord. Ålegræsarealerne, der er estimeret for disse områder, repræsenterer såvel de lavvandede som de dybere dele af ålegræsbæltet, så de nyere data opfylder dybdekriteriet for at kunne be-nytte ålegræsarealet som indikator. For Saltholm mangler dog en refe-rencesituation, og for Odense Fjord er referencesituationen usikkert esti-meret.

3.1.4 Diskussion

Ålegræssets arealudbredelse som indikator for miljøtilstand: Perspektiver

Oversigten over oplysninger om ålegræssets arealudbredelse i Natura 2000-områder (tabel 3.1) viser, at der specielt i nyere tid er mange opgø-relser af ålegræsarealer baseret på flyfotos og billedanalyser. For at kunne fastsætte miljømål for områderne er det imidlertid nødvendigt at have et velegnet referencemateriale i form af arealkort over ålegræsforekomsterne. Et sådan referencemateriale forekommer desværre sjældent for de på-gældende områder. En mulighed er dog at benytte gamle luftfotos til at opmåle hele ålegræsbæltet fra lavt til dybt vand efter samme princip som for de lavvandede ålegræsområder (*Frederiksen et al. 2004a*), ligesom det

er gjort for et mindre område af Flensborg Fjord (Vinther 2007) og den ydre del af Mariager Fjord (Jens Sund Laursen, MC Ålborg). Gamle luftfotos tilbage fra 1940'erne og 1950'erne findes i arkiverne hos Kort- og Matrikelstyrelsen, og COWI er for tiden ved at digitalisere kort fra US-Air Forces overflyvninger af Danmark i foråret 1954, se <http://www.kortal.dk/privat/index.asp>. Billeder fra flere områder er allerede nu tilgængelige og giver mulighed for at sammenligne kyststrækninger fra historisk til nyere tid (figur 3.8).

Figur 3.8. Sammenligning mellem vegetationen nord for Sjælland i 1954 og 2006, COWI, <http://www.kortal.dk/privat/index.asp>.

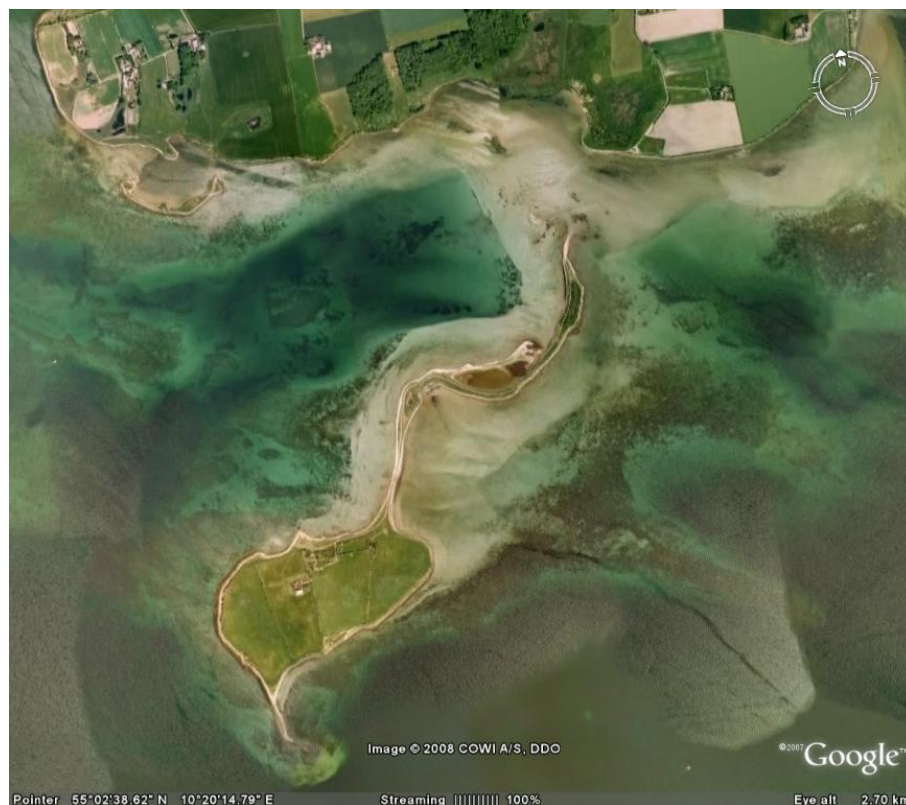


Den største mulighed for at benytte denne metode til at kortlægge den historiske udbredelse af ålegræs har man i områder, hvor havbunden fortrinsvis er bevokset af ålegræs og ikke har store forekomster af sten, blåmuslinger eller makroalger. Sådanne formationer på havbunden kan nemlig i en vis udstrækning forveksles med ålegræs og derfor forstyrre tolkningen af signalet fra havbunden. På dybere vand er signalet fra ålegræs i billedmaterialet ofte begrænset, og der er mindre kontrast mellem ålegræs og havbund på grund af lysets dæmpning gennem vandsøjlen. Problemet er størst på ældre fotos, dels på grund af en ringere fototeknik og dels fordi billederne er i sort/hvid og derfor ikke har så mange nuancer som farvefotos. Det er derfor en fordel at supplere billedmaterialet med oplysninger om ålegræssets maksimale dybdeudbredelse, fx på baggrund af historiske data. Når man benytter den historiske udbredelse af ålegræs som reference, skal man også være opmærksom på, at ålegræs forsvandt fra størstedelen af de danske farvande som følge af ålegræssygen i 1930'erne, og at der i mange områder først igen var store ålegræsbestande i 1950-1960'erne (figur 3.4, Rasmussen 1973).

En kortlægning af ålegræssets arealmæssige udbredelse kan i dag udføres på baggrund af en række metoder. I områder med meget spredt ålegræsvegetation kan man med fordel anvende en teknik, hvor et videokamera trækkes efter en båd, der samtidig fastsætter positionen. Siden 1994 har COWI foretaget overflyvninger af hele Danmark og der foreligger i dag flere serier af velegnede luftfotos. Endvidere er det i dag muligt at få satellitfotos med en opløsning på 1-2 m pr. pixel, der kunne

være velegnede til at analysere større havområder. På længere sigt kunne man også forestille sig, at der udvikles en applikation i Google Earth, der kunne anvendes til at kortlægge ålegræs i de helt kystnære områder (figur 3.9).

Figur 3.9. Ålegræs i Det Sydfynske Øhav. Billeder fra Google Earth.



For en række områder ud over Natura 2000-områderne eksisterer der også lange tidsserier over ålegræssets arealudbredelse (tabel 3.2). Det gælder fx Øresund, Limfjorden og Nissum Fjord. For disse områder vurderer DMU også, at det ville være relevant at benytte ålegræssets arealudbredelse som en supplerende indikator for miljøtilstanden. Også for disse områder burde man kunne supplere listen over historiske udbredelsesarealer ved at analysere historiske flyfotos og ved at digitalisere de gamle udbredelseskort og derved opnå et omtrentligt mål for det potentielle historiske udbredelsesareal. Detailundersøgelser af disse tidsserier vil også kunne afsløre, hvornår ålegræsarealerne for alvor har ændret sig gennem det seneste århundrede, og i hvor stor udstrækning ålegræsset blev reableret efter ålegræssygen, inden eutrofieringseffekter sendte det på retur igen.

Det ville også være relevant at indtegne de gamle ålegræsarealer på kort og opmåle dem, selvom denne type opgørelse selvfølgelig er grovkornet og forbundet med stor usikkerhed.

En tredje type opgørelse, man kan foretage både for de historiske og de aktuelle undersøgelser, er potentielle udbredelsesarealer for ålegræs. Her kan man benytte ålegræssets dybdegrænse som den ydre afgrænsning af arealet og antage, at hele arealet inden for dette er dækket af ålegræs.

Dette kort kan forfines ved at kombinere det med andre kortlag i GIS, såsom:

- kort over vandets klarhed i kombination med oplysninger om ålegræssets lyskrav: viser ålegræssets potentielle udbredelse på baggrund af lysforhold
- kort over substratforhold i kombination med ålegræssets krav til substratet: viser ålegræssets potentielle udbredelse på baggrund af substratforhold
- kort over vindgenereret bølgeeksponering i kombination med ålegræssets krav til eksponering: viser ålegræssets potentielle udbredelse på baggrund af eksponeringsforhold.

Ved at kombinere sådanne kort kan man få overblik over ålegræssets potentielle udbredelse langs kysterne og sammenligne denne over tid. Desuden kan man sammenligne potentielle og aktuelle udbredelseskort for ålegræs. Et pilotstudie af denne art – finansieret af NOVANA-programmets tværgående F&U midler, er netop afsluttet og viser, hvordan man kan gribe arbejdet an (Krause-Jensen *et al.* 2007).

3.1.5 Sammenfatning

Projektet har skabt et overblik over undersøgelser af ålegræssets arealudbredelse i Natura 2000-områder samt i øvrige danske fjord- og kystområder. For områder med lange dataserier har projektet vist den tidlige udvikling i ålegræsbestandenes areal.

Det viste sig at være vanskeligt at fastsætte miljømål og opgøre miljøtilstand på baggrund af de foreliggende data. Den vigtigste forhindring var *mangel på gode historiske arealdata fra dybere dele af ålegræsbæltet*.

Flere af de gode lange dataserier repræsenterede udelukkende ålegræsbestande på lavt vand, som i høj grad er styret af fysisk eksponering og derfor kun i mindre grad responderer på ændringer i næringssaltbelastning. Andre historiske arealopgørelser var upræcise. Enten fordi de blot repræsenterede grove skraveringer af udbredelsesarealer uden en egentlig arealopgørelse, eller fordi de repræsenterede et udbredelsesareal uden en præcis angivelse af området på et kort.

Mulige løsninger til at fremskaffe historiske data:

1. Kort- og Matrikelstyrelsens arkiver med luftfotos samt US-Airforces overflyvning af Danmark i 1954 (COWI digitaliserer data) repræsenterer data for ålegræssets arealudbredelse i kystnære områder og det vil være muligt også at lokalisere dybere dele af ålegræsbæltet (dog ikke de aller dybeste bestande). Det er en fordel at vælge områder med en lys sandbund, hvor ålegræs er den primære komponent på bunden, mens blåmuslinger, sten og makroalger spiller en mindre rolle. Det kan nemlig – især på dybere vand – være vanskeligt i billedanalysen at skelne mellem forskellige typer mørke pletter på bunden.
2. Digitalisere gamle udbredelseskort og udbredelsesgrænser på et kort med dybdekurver og derved opnå omtrentlige mål for ålegræssets historiske arealudbredelse.

En anden forudsætning for at kunne benytte ålegræssets arealudbredelse som indikator er naturligvis at have *aktuelle data, der repræsenterer samme områder som de historiske*. Kortlægning af ålegræsarealer indgår ikke længere som en fast del af overvågningsprogrammet, så der er behov for at skaffe data ad anden vej.

Data kan opnås via flyfotos og billedanalyse eller interpolering mellem et tæt net af observationer af ålegræs i GIS (se teknisk anvisning). Der foreligger flere serier af aktuelle luftfotos over Danmark, som evt. vil kunne benyttes. Satellitbilleder er også ved at have tilstrækkelig opløsning til at kunne benyttes. På sigt kan man evt. benytte Google Earth til kortlægning i de helt kystnære områder.

Desuden er der mulighed for at opgøre potentielle udbredelsesarealer for ålegræs baseret på oplysninger om lysforhold, substratforhold og eksponeringsforhold i kombination med oplysninger om ålegræssets krav til disse miljøfaktorer.

Alt i alt mener DMU derfor, at det er værd at arbejde videre på at benytte ålegræssets arealudbredelse som supplerende indikator for miljøtilstanden.

3.2 Bundfauna

Bundfauna indgår som et biologisk kvalitetselement i både vandrammedirektivet og habitatdirektivet. Mens man i vandrammedirektivet fokuserer på hele samfundsstrukturen, er man i habitatdirektivet desuden interesseret i at registrere "karakteristiske arter". I forbindelse med arbejdet med vandrammedirektivet er der i mange af de europæiske lande etableret metoder til bestemmelse af økologisk kvalitet i bundmiljøet. De fleste af disse metoder beskriver kvaliteten, dvs. strukturen, ud fra prøver repræsenterende et lille areal (typisk 0,1 m²). Ved vurdering af større områder vil man tage et større antal af prøver og vurdere status fra en given parameter beregnet på baggrund af prøverne. Eksempler er middel, median (50% percentil) eller en anden percentil. I Danmark er der endnu ikke konsensus om, hvordan man vurderer status af større områder, så fortsat udviklingsarbejde er påkrævet.

Ved brug af prøvebaserede metoder måler man i virkeligheden diversitet og betydning af de almindelige/hyppige arter, der kan siges at være "karakteristiske" arter. DKI-metoden, en af disse prøvebaserede metoder, der indgik i vandrammedirektiv-interkalibreringen, burde derfor også kunne bruges i forbindelse med vurdering af gunstig eller ikke-gunstig bevaringsstatus i habitatdirektivet. Her applicerer DMU DKI-metoden på Natura 2000-områder af typen "lavvandede bugter og vige" og prøver på at relatere resultaterne til eutrofieringsrelaterede faktorer. DMU forventer den højeste (bedste) status i områder, hvor eutrofieringstrykket er forholdsvis lavt.

Formålene med bundfaunadelen er:

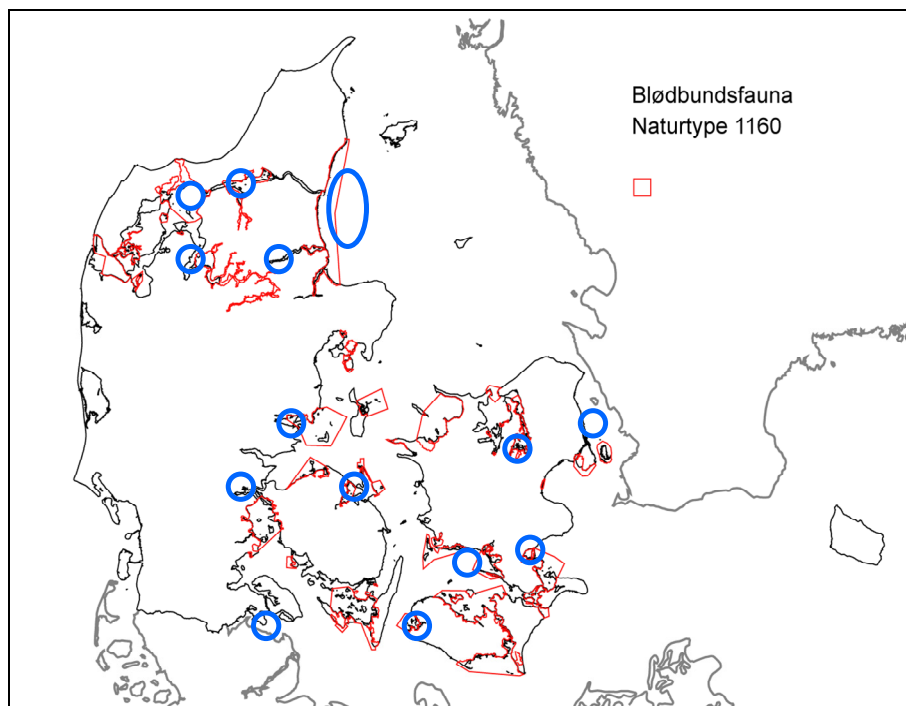
- undersøgelse af, fra hvilke Natura 2000-områder af typen "lavvandede bugter og vige" der findes elektronisk tilgængelige bundfaunadata, dvs. data i MADS databasen
- beregning af DKI-indekset på stikprøver fra disse områder og
- at relatere indekset til graden af eutrofieringspåvirkning. Det mindst påvirkede område (fx Øresund) burde udvise i det mindste gunstig bevaringsstatus. Undersøgelsen vil vise, hvorledes indekset fungerer i denne type af samfund.

3.2.1 Oversigt over områder med tilgængelige data

Alle områder af typen "lavvandede bugter og vige", hvorfra der findes kvantitative bundfaunadata i miljødatabasen MADS, er listet i *tabel 3.8* sammen med nogle andre lavvandede områder. Områder med data inkluderet i denne undersøgelse fremgår af *figur 3.10*.

Strategien ved udvælgelse af data har først og fremmest været at få alle Natura 2000-områder af denne type med data i MADS repræsenteret. Dernæst at få tidsseriedata med fra nogle områder med forskellig belastning dækkende perioden efter indførelsen af Vandmiljøplanen. Arbejdsindsatsen ved ekstraktion af data (puljning mv.) har sat en grænse for hvor mange serier, der er inkluderet.

Figur 3.10. Kort over det danske område med angivelser af Natura 2000-områder af type 1160 (omfattet af rød linje) og områder med bundfaunadata anvendt i denne rapport (blå cirkler). Faunamaterialet er således rimeligt jævnt fordelt over de kystnære indre danske farvande.



Tabel 3.8. Liste over lavvandede områder (< 15 m) med miljøfaktorer, to parametre for DKI-data (5% og 50% percentiler) og antal prøver af Van Veen størrelse. Ved beregning af DKI blev $H_{\max} = 4,23$ brugt svarende ca. til 99% percentilen af data fra de listede områder. For at få nogenlunde balance mellem områder med hensyn til tid, er kun data fra 1989-2005 medtaget (se tabel 3.9 for detaljer).

Område	Bundsalinitet, median	Kvælstofbelastning ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$)	Vinteropholdstid, (dage)	Illsvind forekommer ofte (1989-2005)	DKI 5% percentil	DKI median værdi	Antal stationer	Antal prøver (Van Veen-størrelse, ca. 0,1 m^2)
Limfjorden, Løgstør Bredning	27,3	12,1	100	X	0,377	0,551	2 (**)	43
Limfjorden, Nibe Bredning	27,3	12,1	100	X	0,363	0,666	3 (**)	45
Skive Fjord	25,5	33,9	100	X	0,351	0,575	1**	10
Aalborg Bugt	27,9	5	14		0,389	0,694	6	73
Mariager Fjord	15,6	28,3	30	X	0,390	0,487	1**	15
Horsens Fjord	22,9	47,9	12,5		0,413	0,595	6	56
Kolding Fjord	20,5	76,6	8,5		0,504	0,619	1**	15
Odense Fjord	22,2	48,5	7	X	0,440	0,527	6	33
Roskilde Fjord	13,3	14,3	90		0,435	0,548	5 (**)	34
Øresund	23,2	3	5		0,629	0,719	1**	10
Karrebæksminde Bugt	19,0	7,7	10	X	0,430	0,556	1**	14
Nakskov Fjord	11,9	14,5	10		(0,405)	(0,405)	1	1
Præstø Fjord	8,9	15,3	24		0,642	0,688	1**	10
Flensborg Fjord	20,5	2,4	50	X	0	0,449	1**	15

** kun gridområde; (**) delvis gridområde

Tabel 3.9. Fordeling af prøver af Van Veen-størrelse mellem år og områder.

Område	År																	
	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
Aalborg Bugt		13	13	13	10	11	11	2										
Flensborg Fjord														10	5			
Horsens Fjord	3	4	8	4	8	8	8	8	4									
Karrebæksminde Bugt														5	9			
Kolding Fjord														10	5			
Løgstør Bredning		4	4	4	4	4								5	6	6	6	
Mariager Fjord													5	5	5			
Nakskov Fjord	1																	
Nibe Bredning		6	6	6	6	6									3	6	6	
Odense Fjord	4	3	5	1	6	5					1	2		1	1	2	2	
Øresund														5	5			
Præstø Fjord																5	5	
Roskilde Fjord	1	2	2	3	3	3	4	4	4	2				3	3			
Skive Fjord														5	5			

3.2.2 Metode

DKI-metoden er benyttet ved vurdering af makrobundfaunaens tilstand i Natura 2000-områderne. DKI-indekset (Borja *et al.* 2007) er et multi-metrisk indeks, der er udviklet til at afspejle økologisk kvalitet af makrofauna i blødbundssamfund. Indekset indeholder fire komponenter, hvoraf de to vigtigste er samfundets Shannon-Wiener-diversitet og AMBI-indekset (Borja *et al.* 2000; www.azti.es), der giver et mål for arternes følsomhed/tolerance over for forstyrrelser i miljøet. De to resterende komponenter er kun betydende, når individtæthed og antallet af arter er meget lavt. Komponenterne i indekset er skaleret relativt, og indekset kan derfor principielt antage værdier mellem 0 (azoisk tilstand uden dyr) og tæt på 1 (den højeste tilstand). Indekset beregnes på abundans-data af arter eller lavest mulige taxon af blødbundsfauna efter formelen:

$$DKI = (((1-(AMBI/7)) + (H/H_{\max}))/2 * ((1-(1/N)) + (1-(1/S))))/2, \text{ hvor}$$

- AMBI = AMBI-indekset, der afvejer den relative betydningen af individantallet af fem grupper af arter (GI til GV) med forskellig følsomhed overfor forstyrrelser (Borja *et al.* 2000) efter formelen:

$$AMBI = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\}/100,$$

hvor for eksempel "%GI" er den mest følsomme gruppes andel af antallet af individer og "%GV" andelen af den mest tolerante gruppe. Tallet "7" angiver den højeste AMBI-værdi, der kun forekommer ved azoisk tilstand. Ved forekomst af kun sensitive arter antager AMBI-værdien 0. Klassificering af arterne foregår ved brug af en central artsliste, der kan hentes på nettet (www.azti.es). En liste med relevans for danske forhold er vist i Bilag 1.

- H = Shannon-Wiener-diversitet med basen $\log 2$. Dette indeks giver et mål for diversitet og påvirkes både af antallet af arter og deres relative fordeling i materialet. H bliver i faktor 2 sat i relation til $H_{\max}$, der er den højeste værdi H kan antage i den pågældende type (typologi).
- N = Det totale antal af individer i prøven.
- S = Det totale antal af arter i prøven.

DKI-indekset er prøvebaseret, dvs. beregnes ud fra data fra en blødbundsprøve – typisk en Van Veen-grabprøve (*tabel 3.9*), hvor dyrene er tilbageholdt på en 1 mm sigte. Indekset er udviklet og interkalibreret for en prøvestørrelse på 0,1 m², og specielt faktorerne H og S er følsomme over for en ændret prøvestørrelse. Antallet af arter (S) stiger med prøvearealet, og den relative betydning af forskellige artskategorier ændres. På en lille skala (lille prøveareal) betyder de hyppige arter forholdsvis meget mere end de sjældnere arter, mens betydningen af de sjældne arter for den totale diversitet øges på større skala. Forskellige prøvestørrelser måler således ikke helt den samme diversitet. Værdien af H påvirkes både af dominansforhold og antal af arter, og korrektionsfaktoren $1-1/S$ vil ved små prøvestørrelser få lave værdier. Ikke på grund af en forringet fauna, men snarere på grund af et lille prøveareal.

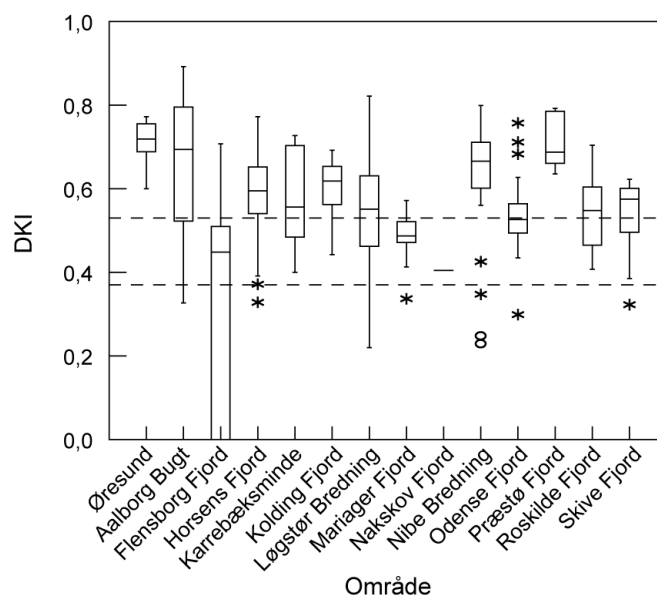
Derfor er en puljen af prøver til ca. 0,1 m² nødvendig, før indekset kan beregnes, hvis data er taget med prøvetagere, der dækker et (væsentligt) mindre areal end 0,1 m². For danske data efter 1984 vil dette typisk betyde, at data (ikke fysiske prøver!) fra 7-8 "HAPS"-prøver skal puljes. Grundet heterogenitet mellem HAPS-prøver vil en sådan puljen dog sandsynligvis inkludere flere arter end én Van Veen-prøve, men puljen giver formentlig den bedste, og eneste mulige, tilnærmelse til diversitet i en Van Veen-prøve.

Der er i forbindelse med EU's interkalibreringsproces fastlagt grænser mellem kvalitetsklasser for DKI og andre indeks i forskellige typer af vandmasser. Fokus har specielt været på grænsen mellem god og moderat økologisk status. Kvaliteten i den enkelte prøve kan således vurderes. Når det gælder større områder, som fx vandområder, er der endnu ikke konsensus om, hvordan man foretager en vurdering af status. Hvor stor en del af de enkelte prøver kan man tillade falder under god-moderat-grænsen, før man vurderer status som utilfredsstillende?

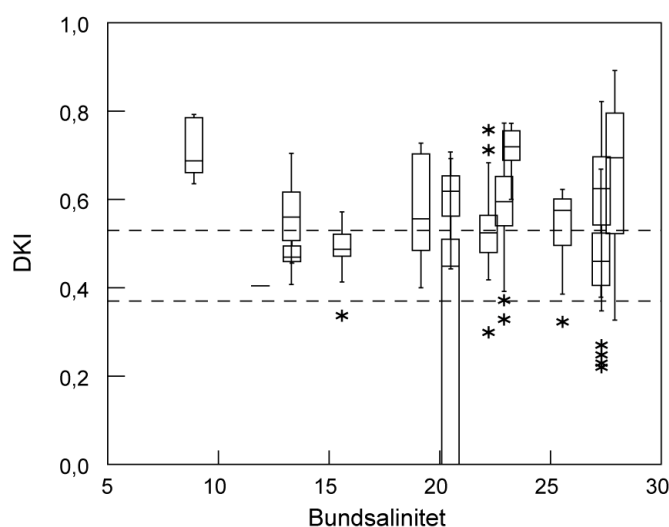
3.2.3 DKI-indekset beregnet for udvalgte områder

Data er sammenstillet fra i alt 14 forskellige områder af lavvandede bugter og vige, hvoraf 10 enten er Natura 2000-områder, eller ligger tæt på sådanne områder (*tabel 3.8*). En undtagelse er Flensborg Fjord, hvor data kommer fra 30 m's dybde, men er medtaget som eksempel på et område med meget lav økologisk status. Data udgør for de fleste områder en delmængde af alle tilgængelige data, og så vidt muligt er data fra punktstationer, typisk 10 HAPS ved hvert besøg, blevet udvalgt. Antal stationer fra hvert område fremgår af *tabel 3.8*. Fra hvert stationsbesøg er data fra HAPS-prøver puljet til ca. 0,1 m² svarende til 7-8 prøver afhængigt af HAPS-størrelse. Ved beregning af DKI blev 4,23 benyttet som maksimumværdi for Shannons H logbase 2. Værdien fremkom ved at tage 99% per-

centilen af data før trunkering med hensyn til tid (> 600 data). Percentilen for de præsenterede data (> 350) var 4,3, dvs. stort set det samme som for det større datasæt. Den benyttede Hmax er dog preliminært, idet arbejdet med at fastlægge Hmax for de lavvandede områder endnu ikke er afsluttet og sandsynligvis kommer til at give forskellige værdier afhængigt af typologi. For eksempel vil en ændring af Hmax med 0,3 midt i DKI-intervallet give en ændring af DKI-værdien med ca. 5%. I denne analyse bruges foreløbigt den samme værdi for alle vandtyper. DKI-data fordelt på områder er vist i figur 3.11.



Figur 3.11. Box and Whisker plot der viser fordeling af DKI-indeksværdier (i alt 374 værdier) på 14 vandområder i perioden 1989-2005. Den stiplede øvre linje angiver god-moderat grænsen, der fremkom fra GIG-arbejde i Nordøstatlanten (NEA1/26), der inkluderer data fra overvejende "below halocline"-habitater i landene Storbritannien, Irland, Spanien, Frankrig, Tyskland, Norge og Danmark. For Danmarks vedkommende indgår data fra Det Sydfynske Øhav, nordlige Lillebælt, Århus Bugt og Øresund. Den nedre linje angiver GM-grænsen fra Baltic GIG type B12, der inkluderer data fra Fakse Bugt, Køge Bugt, Femer Bælt og fra den tyske kyst i den sydvestlige Østersø. Bokse inkluderer 50% af data og horisontal streg i bokse angiver median værdi. Nedre grænse af bokse angiver således 25% percentilen af data. Af de viste områder indgår Præstø Fjord, Nakskov Fjord og muligvis Karrebæksminde Bugt i det baltiske område. Stjerner og cirkler angiver afvigende værdier.



Figur 3.12. DKI plottet ved Box and Whisker plot mod bundvandets salinitet (median værdi over mere end 10 år). For forklaring af streger se foregående figur.

3.2.4 Vurdering af DKI-indeks i relation til menneskeskabt påvirkning (eutrofiering)

For de 14 undersøgte områder findes der data for tre miljøvariable, der direkte eller indirekte medfører effekter af eutrofiering på bundsamfundene (tabel 3.10). Næringstilførsel, specifik N-belastning, udtrykt som g N m^{-2} pr. vandområdeareal og år, vandets hydrauliske opholdstid i systemet og forekomst af iltsvind – typisk iltkoncentrationer lavere end 2 mg l^{-1} i bundvandet. Iltsvind er sandsynligvis en konsekvens af de to første variable, ofte også i kombination med andre fysiske variable som lagdeling, temperatur m.m. Udover eutrofiering er det sandsynligt, at saliniteten også kan have en indvirkning på indekset, især på diversitetsdelen af indekset.

For at vurdere om de to nævnte primære faktorer, belastning og opholdstid, har haft en effekt på faunaen, målt ved DKI-indekset, blev materialet analyseret med tovejs ANOVA med salinitet som covariat. På grund af det begrænsede materiale (med hensyn til områder) blev de to fikserede faktorer, N-belastning og opholdstid, inddelt i to nogenlunde afbalancerede klasser hver, høj og lav. For belastning var grænsen mellem klasserne $20 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ og for opholdstid 30 dage. Resultatet af analysen er vist i tabel 3.10.

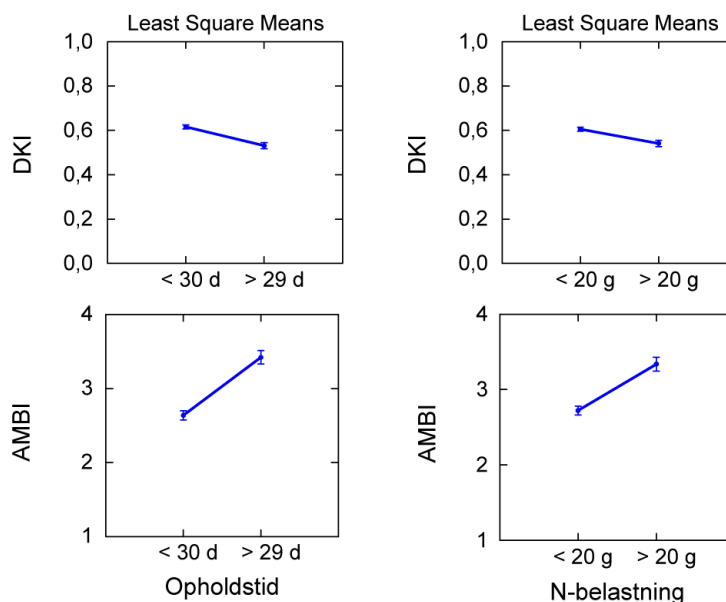
Tabel 3.10. Effekt af opholdstid, N-belastning og salinitet på DKI, AMBI og Shannon-Wiener diversitet.

* = $P < 0,05$; *** = $P < 0,001$.

Variationskilde	Kvadratsum	Antal frihedsgrader	F-værdi	P med signifikansniveau
DKI				
Opholdstid	0,48	1	26,25	0,000 ***
N-belastning	0,27	1	14,71	0,000 ***
Opholdstid x N-belastning	0,016	1	0,88	0,349
Salinitet	0,109	1	5,94	0,015 *
Error	6,78	369		
AMBI				
Opholdstid	41,13	1	50,74	0,000 ***
N-belastning	24,98	1	30,82	0,000 ***
Opholdstid x N-belastning	0,009	1	0,012	0,914
Salinitet	2,21	1	2,73	0,099
Error	299,07	369		
Shannons H				
Opholdstid	3,22	1	4,16	0,042 *
N-belastning	1,85	1	2,39	0,123
Opholdstid x N-belastning	0,29	1	0,37	0,544
Salinitet	3,40	1	4,39	0,037 *
Error	285,76	369		

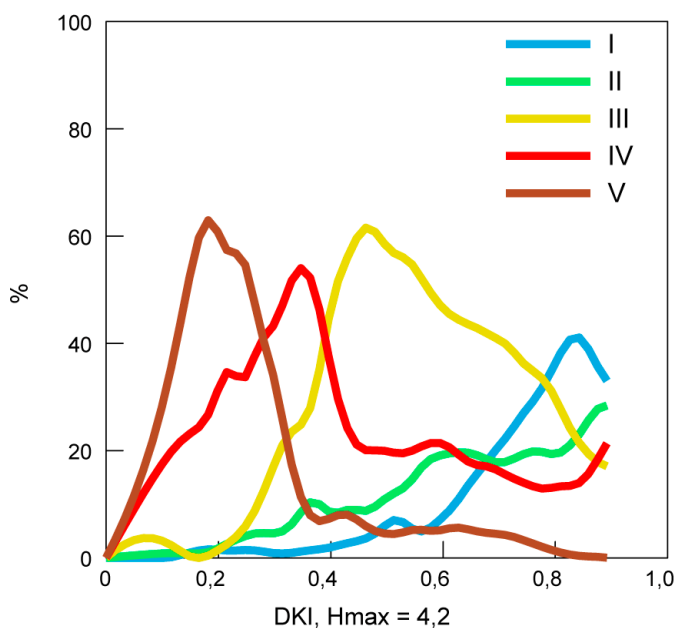
Der var således en klar effekt af både opholdstid og N-belastning på DKI-indekset og disse effekter var uafhængige, da interaktionstermen (opholdstid x N-belastning) ikke var signifikant. Der var også, om end ikke lige så signifikant, en effekt af salinitet. Effekterne var størst på AMBI-delen af indekset, og det fremgik, at øget belastning og opholdstid mindsker DKI og forøger AMBI (figur 3.13). Saliniteten havde en begrænset positiv, tæt på ikke signifikant, effekt på DKI (tabel 3.10).

Figur 3.13. Mindste kvadratmidler (least square means) fra ANOVA-analysen af DKI og AMBI i forhold til opholdstid og belastning.

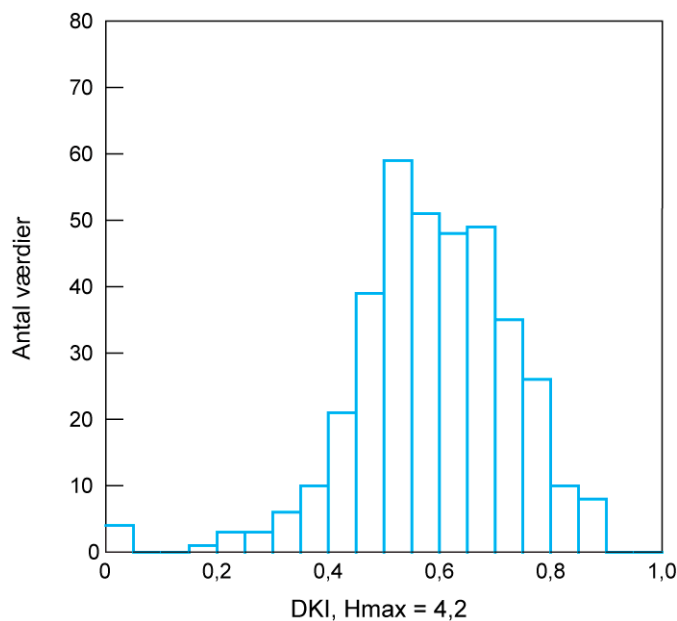


De mest opportunistiske grupper dominerer ved DKI-værdier lavere end 0,4, mellemgruppen III (de indifferente arter) dominerer mellem 0,4 og 0,8, mens de følsomme (gruppe I) kun dominerer ved DKI over 0,8 (figur 3.14). Af figur 3.15 fremgår, at de fleste DKI-værdier ligger i intervallet, hvor gruppe III dominerer. Typiske gruppe III-arter er *Mytilus edulis*, *Mya arenaria* og *Macoma balthica*, der har stor betydning i de lavvandede danske områder. En stor del af de lavvandede områder er således domineret af gruppe III-arter, dette sandsynligvis ofte af naturlige årsager. Størst er dominansen i områder med lavere salinitet (figur 3.16). Dominansen af gruppe III medfører lavere DKI-værdier og dermed lavere god-moderat grænser i de lavvandede områder sammenlignet med de dybere områder. Arbejde med at etablere grænser for lavvandede områder pågår.

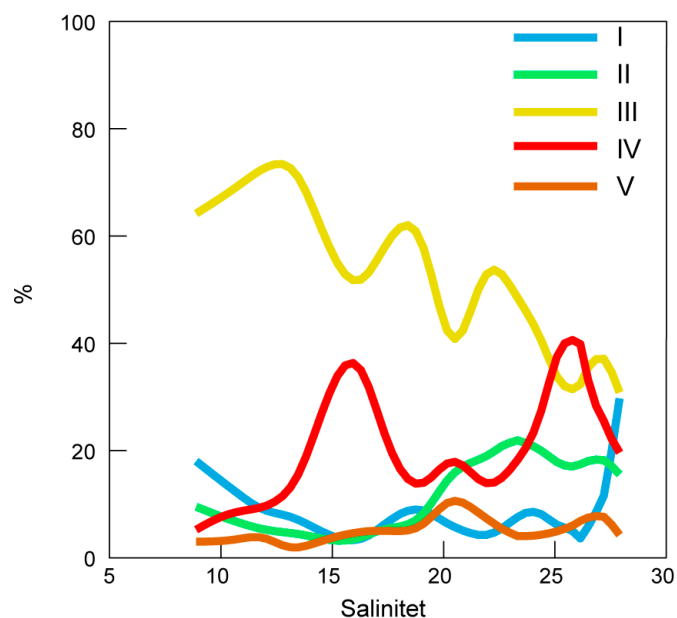
Figur 3.14. Fordeling af AMBI-artsgrupper mod DKI, baseret på data i denne rapport. Data er analyseret ved DWLS smoothing og datapunkter er ikke medtaget af overskuelighedshensyn. I = de følsomme arter, II = de lidt mindre følsomme arter, III = de indifferente arter, IV = 2. grads opportunister og V = 1. grads opportuniste.



Figur 3.15. Frekvensfordeling af alle DKI-værdier brugt i denne rapport. De fleste data ligger inden for intervallet 0,4-0,8.



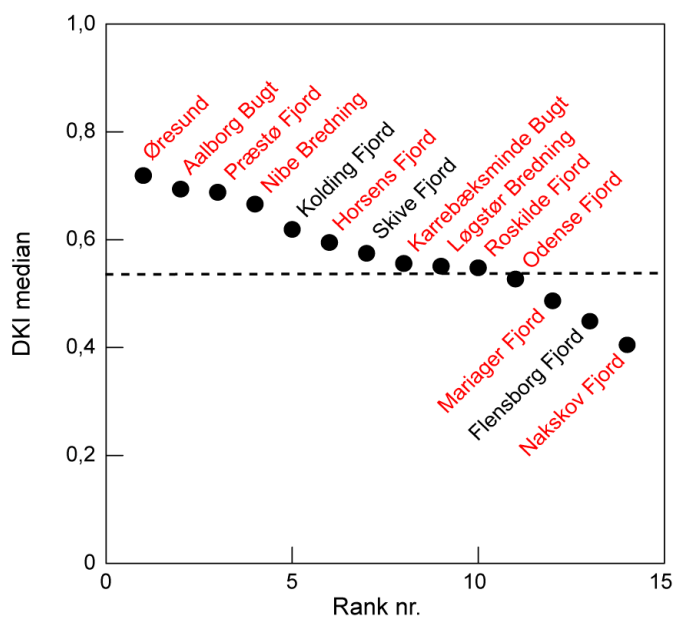
Figur 3.16. Fordeling af AMBI-grupper mod bundvandssalinitet baseret på data analyseret i denne rapport.



3.2.5 Konklusioner

På baggrund af dette relativt begrænsede materiale kan det konkluderes, at DKI responderer som forventet på ændret eutrofieringstryk og derfor bør kunne bruges til at vurdere status i henhold til habitatdirektivet. Eksakt hvor grænsen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus bør ligge kræver dog videre undersøgelser med et meget større materiale, hvor man vælger materiale fra områder med minimal indvirkning af menneskelige faktorer, for eksempel områder med lav belastning og kort opholdstid. Kandidater i det tilgængelige materiale kunne være Øresund og Aalborg Bugt (figur 3.17).

Figur 3.17. Medianværdier af DKI fra de 14 områder ordnet i rækkefølge. Natura 2000-områder er markerede med rød tekst. Stiplet linje angiver god-moderat-grænsen ifølge NEA GIG type 1/26. Bemærk at Nakskov Fjord repræsenteres kun af en enkelt værdi og er derfor meget usikker.



4 Demonstration af et værktøj til vurdering af den marine naturkvalitet

Vurderingsværktøjet BEAT (draft HELCOM Biodiversity Assessment Tool) er en modificeret udgave af HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool). HEAT-værktøjet er oprindeligt et dansk initiativ, udviklet af DHI og Miljøstyrelsen i samarbejde med bl.a. Fyns Amt, Århus Amt og DMU (Andersen *et al.* 2005). Den væsentligste forskel mellem BEAT og HEAT er, at BEAT tager udgangspunkt i habitatdirektivets definition af 'gunstig bevaringsstatus' (Anon. 1992) og HELCOM's Østersøhandlingsplan (HELCOM 2007). Således er kvalitetselementerne (jf. vandrammedirektivet) ændret til: (1) 'marine landskaber (arealer)', (2) 'habitater/biotoper', (3) 'arter', og (4) 'supporting features'.

4.1 Hvordan virker BEAT?

BEAT er et indikatorbaseret vurderingsværktøj, som i princippet kan anvende alle relevante former for indikatorer. Erfaringerne fra udviklingen af HEAT-værktøjet har dog vist, at man som udgangspunkt skal bruge fire indikatorer fordelt på mindst to "kvalitetselementer" eller "grupper".

Tilstandsvurderingen, som reelt er en klassifikation, kan på indikatorniveau sammenfattes i fem ligninger:

$$1: \quad \text{BioQO} = \text{RefCon} \pm \text{AcDev},$$

hvor "BioQO" er "biodiversity quality objective" (på dansk: naturmål), som svarer til grænsen mellem "gunstig" og "ugunstig bevaringsstatus", RefCon er "reference condition" og AcDev er "acceptable deviation".

For indikatorer, som har en numerisk positive respons på en given presfaktor – eksempelvis primærproduktion eller frekvens af algeopblomstringer – gælder, at:

- 2: hvis 'BioQO' < RefCon + AcDev, så er BioQO (naturmålet) opfyldt for den givne indikator, og
- 3: hvis 'BioQO' ≥ RefCon + AcDev, så er BioQO ikke opfyldt.

For indikatorer, som har en numerisk negativ respons på en given presfaktor – eksempelvis ålegræssets dybdegrænse eller DKI-indekset – gælder, at:

- 3: hvis BioQO > RefCon – AcDev, så er BioQO (naturmålet) opfyldt for den givne indikator, og
- 4: hvis BioQO ≤ RefCon – AcDev, så er BioQO ikke opfyldt.

Med andre ord: Når status er inden for de rammer, der defineres af den acceptable afvigelse fra referenceforholdene, er naturkvalitetsmålet (BioQO, bevaringsstatus, etc.) opfyldt – i det mindste for den enkelte indikator. Når status er uden for de rammer, der defineres af den acceptable afvigelse, er kvalitetsmålet ikke opfyldt.

Beregningerne med BEAT resulterer i en klassifikation i én af følgende fem kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe og dårlig, hvor "høj" og "god" modsvarer "gunstig bevaringsstatus" og "moderat", "ringe" og "dårlig" modsvarer "ugunstig bevaringsstatus".

Grænsen mellem god og moderat tilstand vælges af brugeren. For indikatorer, som responderer numerisk positivt på en given presfaktor, kan vælges en procentuel afvigelse mellem 15 og 110%. For indikatorer, som responderer negativt, vælges en afvigelse mellem 15 og 53%. Disse øvre og nedre grænser i den nuværende version af BEAT er valgt for at undgå at "bredden" på de fem klasser kommer under 0,05. Det bør tilføjes, at den endelige fastlæggelse af, hvad der forstås ved gunstig og ugunstig bevaringsstatus, er en delvist politisk proces. BEAT foregriber på ingen måde denne og vil til enhver tid kunne rettes ind efter, hvordan man på europæisk, regionalt eller nationalt niveau fastlægger beskyttelsesniveauet. I forbindelse med demonstrationen af BEAT er der for så vidt angår grænsedragningen mellem god og moderat tilstand, anvendt følgende værdier for AcDEV: (1) generelt er der anvendt 50%, primært fordi dette i HELCOM-regi er anset som værende en øvre acceptabel afvigelse, (2) for dybdegrænsen for undervandsvegetation og Secchi-dybde, som begge responderer numerisk negativt på en given presfaktor, er der anvendt 25%, da afvigelsen maksimalt kan være 100%, og (3) for DKI-indekset er der anvendt de grænser, der fra dansk side er fastlagt i forbindelse med interkalibreringen under vandrammedirektivet.

Referenceforhold er defineret som EQR-intervallet mellem 1,00 og 0,95, jf. *tabel 4.1*, hvilket er i overensstemmelse med tolkning under den fælles implementeringsstrategi under vandrammedirektivet.

Tabel 4.1. Eksempler på klasseinddelinger når den acceptable afvigelse er hhv. +50%, +25%, +20 og +15% eller -50%, -25%, -20% og -15%.

AcDev	Ecological Quality Ratio (EQR)					
	RefCon	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
+50%	[1,000-0,950]	[0,950-0,808]	[0,808-0,667]	[0,667-0,525]	[0,525-0,383]	[0,383-0,000]
+25%	[1,000-0,950]	[0,950-0,875]	[0,875-0,800]	[0,800-0,725]	[0,725-0,650]	[0,650-0,000]
+20%	[1,000-0,950]	[0,950-0,892]	[0,892-0,833]	[0,833-0,775]	[0,775-0,717]	[0,717-0,000]
+15%	[1,000-0,950]	[0,950-0,910]	[0,910-0,870]	[0,870-0,829]	[0,829-0,789]	[0,789-0,000]
-50%	[1,000-0,950]	[0,950-0,725]	[0,725-0,500]	[0,500-0,275]	[0,275-0,050]	[0,050-0,000]
-25%	[1,000-0,950]	[0,950-0,850]	[0,850-0,750]	[0,750-0,650]	[0,650-0,550]	[0,550-0,000]
-20%	[1,000-0,950]	[0,950-0,875]	[0,875-0,800]	[0,800-0,725]	[0,725-0,650]	[0,650-0,000]
-15%	[1,000-0,950]	[0,950-0,090]	[0,090-0,850]	[0,850-0,800]	[0,800-0,750]	[0,750-0,000]

Det følger videre af *tabel 4.1*, at grænsen mellem "høj" og "god" er 50% af spændet mellem den nedre grænse for referencetilstand og god/moderat grænsen. Klassebredden for "moderat" og "ringe" er den samme som for "høj" og "god", mens resten så at sige afsættes til "dårlig".

Med de ovenfor beskrevne og simple principper in mente, er anvendelsen af BEAT ligetil: (1) for indikator nr. 1 indføres data om i) RefCon, ii) enhed, iii) numerisk positivt eller negativt respons til en given presfaktor og iv) den aktuelle tilstand i BEAT-regnearket, (2) gentag ovenstående for øvrige indikatorer og (3) når alle indikatorer er indført, vægtes de anvendte indikatorer inden for hver gruppe ("kvalitetselement"). Denne vægtning kan enten være neutral, således at alle indikatorer vægtes ens, eller tage udgangspunkt i viden om den enkelte indikators betydning i

det pågældende vandområde. Når disse trin er korrekt gennemført, resulterer BEAT i en simpel tilstandsklassificering.

4.2 Resultater

Resultaterne af brugen af BEAT i hhv. Odense Fjord, Randers Fjord og de centrale dele af Øresund fremgår af *tabel 4.2*. For alle tre farvandsområder gælder det, at de er i ugunstig bevaringstilstand. Dette er i sig selv ikke overraskende, da Odense Fjord og Randers Fjord er blandt de mest eutrofierede områder i Nordeuropa. Det kan derimod være overraskende, at Øresund på trods af en klassificering som ringe dækker over, at habitater/biotoper og arter opnår god tilstand.

Tabel 4.2. Eksempler på BEAT resultater (udtrykt som EQR-værdi og kvalitetsklasse) pr. kvalitetselement og samlet statusklassificering. ML = marine landskaber, H/B = habitater/biotoper, SP = arter, og SF = "supporting features".

Områder	Ecological Quality Ratio				Samlet status
	ML	H/B	SP	SF	
Odense Fjord	0,059	0,527	0,467	0,582	DÅRLIG
Randers Fjord	—	0,485	0,182	0,528	DÅRLIG
Øresund	0,230	0,719	0,779	0,592	RINGE

■	■	■	■	■	□
Høj tilstand	God tilstand	Moderat tilstand	Ringe tilstand	Dårlig tilstand	Ingen data

De data og beregninger, der ligger til grund for den i *tabel 4.2* præsenterede klassifikation, fremgår af *figur 4.1*, *4.2* og *4.3*. Resultaterne vurderes dels at være dækkende for tilstanden af den marine natur i pågældende områder, dels for hvad der vurderes at forefindes i andre dele af de indre danske farvande.

BEAT	Odense Fjord, indre og ydre dele									
Marine landskaber	RefCon	Enhed	Resp	AcDev	Status	EQR-I	Vægt	EQR-QE	ES-QE	FS
Ålegræs, dækning	21,30	km ²	÷	50%	1,25	0,059	100%			
								0,059	Ringe	
Habitater/biotoper										
DKI-indeks	1,00	—	÷	37%	0,53	0,527	100%			
								0,527	Moderat	
Arter										
Ålegræs, dybdegrænse	6,00	M	÷	25%	2,80	0,467	100%			
								0,467	Dårlig	
'Supporting features'										
Klorofyl-a	2,20	µg l ⁻¹	+	50%	4,20	0,524	40%			
Primærproduktion	190,00	mg C m ⁻³ d ⁻¹	+	50%	276,00	0,688	40%			
Secchi-dybde	7,20	M	÷	50%	3,50	0,486	20%			
								0,582	Moderat	
										Dårlig

Figur 4.1. BEAT-beregninger for Odense Fjord. RefCon = referenceforhold, Resp. = respons på presfaktor (+/-), AcDev = acceptable afvigelse fra RefCon, EQR-I = indikatorens EQR-værdi, EQR-QE = kvalitetselementets EQR-værdi og FS = final status. Bemærk at data i de hvide celler enten er tastet eller beregnet med BEAT.

BEAT	Randers Fjord, indre og ydre dele									
Marine landskaber	RefCon	Enhed	Resp	AcDev	Status	EQR-I	Vægt	EQR-QE	ES-QE	FS
Ingen data	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
								—	—	
Habitater/biotoper										
Makroalger, artsantal, i	15,00	N	÷	50%	3,00	0,200	25%			
Makroalger, artsantal, y	12,00	N	÷	50%	7,00	0,583	25%			
Fauna, artsantal, i	16,00	N	+	50%	24,00	0,667	25%			
Fauna, artsantal, y	94,00	N	÷	50%	46,00	0,489	25%			
								0,485	Moderat	
Arter										
Ålegræs, dybdegr., y	6,60	M	÷	25%	1,20	0,182	100%			
								0,182	Dårlig	
'Supporting features'										
Klorofyl-a, i	9,00	µg l ⁻¹	+	50%	13,00	0,692	25%			
Klorofyl-a, y	3,00	µg l ⁻¹	+	50%	6,94	0,432	25%			
Secchi-dybde, i	4,00	M	÷	25%	1,70	0,425	25%			
Secchi-dybde, y	5,50	M	÷	25%	3,10	0,564	25%			
								0,528	Ring	
										Dårlig

Figur 4.2. BEAT-beregninger for Randers Fjord. RefCon = referenceforhold, Resp. = respons på presfaktor (+/÷), AcDev = acceptable afvigelse fra RefCon, EQR-I = indikatorens EQR-værdi, EQR-QE = kvalitetselementets EQR-værdi, FS = final status, i = indre dele og y = ydre dele. Bemærk at data i de hvide celler enten er tastet eller beregnet med BEAT.

BEAT	Øresund, centrale dele									
Marine landskaber	RefCon	Enhed	Resp	AcDev	Status	EQR-I	Vægt	EQR-QE	ES-QE	FS
Ålegræs, dækning	705,00	km ²	÷	50%	162,00	0,230	100%			
								0,230	Ring	
Habitater/biotoper										
DKI-indeks	1,00	—	÷	37%	0,72	0,719	100%			
								0,719	God	
Arter										
Ålegræs, dybdegrænse	7,70	M	÷	25%	6,00	0,779	100%			
								0,779	God	
'Supporting features'										
Klorofyl-a	1,70	µg l ⁻¹	+	50%	3,20	0,531	40%			
Primærproduktion	160,00	mg C m ⁻³ d ⁻¹	+	50%	280,00	0,571	40%			
Secchi-dybde	11,30	M	÷	50%	8,50	0,752	20%			
								0,592	Moderat	
										Ring

Figur 4.3. BEAT-beregninger for de centrale dele af Øresund. RefCon = referenceforhold, Resp. = respons på presfaktor (+/÷), AcDev = acceptable afvigelse fra RefCon, EQR-I = indikatorens EQR-værdi, EQR-QE = kvalitetselementets EQR-værdi og FS = final status. Bemærk at data i de hvide celler enten er tastet eller beregnet med BEAT.

Antallet af indikatorer anvendt i de enkelte områder fremgår af *tabel 4.3*. De anvendte indikatorer fremgår desuden af *tabel 4.4*.

Tabel 4.3. Antal indikatorer og kvalitetselementer anvendt pr. område. ML = marine landskaber, H/B = habitater/biotoper, SP = arter, og SF = 'supporting features'.

Område	Indikatorer				Total
	ML	H/B	SP	SF	
Odense Fjord	1	1	1	3	6
Randers Fjord	0	2	1	2	5
Øresund	1	1	1	3	6

Tabel 4.4. Oversigt over anvendte indikatorer.

'Kvalitetselementer'	Indikatorer	Enhed	Frekvens
Marine landskaber	Ålegræs, udbredelse	km ²	2
Habitater/biotoper	DKI-indeks	n	2
	Makroalger, artsantal	n	1
	Bundfauna, artsantal	n	1
Arter	Ålegræs, dybdegrænse	m	3
'Supporting features'	Klorofyl-a	µg l ⁻¹	3
	Secchi-dybde	m	3
	Primærproduktion	mg C m ⁻³ d ⁻¹	2

I gennemsnit er der anvendt 5,67 indikator for vurderingen af naturtilstanden. Antallet af 'kvalitetselementer' anvendt pr. vurdering er 3,33. På trods af et særdeles begrænset datamateriale er det dog muligt at konkludere, at (1) indikatorer, der relaterer sig til "marine landskaber", p.t. er begrænset til udbredelsen af ålegræs, (2) den eneste "arts"-indikator er dybdegrænsen for ålegræs og (3) antallet af indikatorer pr. område ligger en smule under det antal, der ligger til grund for eutrofieringsvurderinger (gennemsnit i Danmark i 2005 var 5,93, i 2007 var det 7,73).

Et andet forhold, der kan relateres til eutrofieringsvurderingerne, er metoderne til bestemmelse af referencetilstand. Disse omfatter normalt historiske data, forskellige former for modellering og ekspertbedømmelse, jf. *tabel 4.5*.

Tabel 4.5. Metoder brugt til fastlæggelse af referencetilstand. HD = historiske data, NM = numerisk modellering og EB = ekspertbedømmelse.

Område	Antal indikatorer	HD	NM	EB
Odense Fjord	6	2	3	1
Randers Fjord	5	3	2	0
Øresund	6	2	3	1
Total	17 (100%)	7 (41%)	8 (47%)	2 (12%)

Ovennævnte er, hvad brugen af historiske data angår, væsentligt bedre end situationer i forbindelse med eutrofieringsvurderingerne, hvor anvendelse af historiske data er 33%. Modsat er brugen af ekspertbedømmelse ved eutrofieringsvurderingerne på under 5%. Tendensen er, at brugen af ekspertvurderinger reduceres til et minimum og erstattes af enten historiske data eller forskellige former for modellering.

Den gennemførte demonstration af BEAT i tre danske farvandsområder kan sammenfattes som følger:

- at BEAT er et robust værktøj til vurdering af marin naturkvalitet, herunder biodiversitet og bevaringsstatus
- at demonstrationen for de tre danske områder klassificerede disse som værende i "ikke-gunstig tilstand" – dette stemmer overens med, at disse tre områder alle er eutrofierede
- at BEAT er et fleksibelt værktøj og derfor kan (1) benytte sig af de relative få biodiversitetsindikatorer, som p.t. er tilgængelige på nationalt plan samt (2) tilpasses specifikke nationale behov, herunder nationale definitioner af referenceforhold og acceptabel afvigelse
- at et marint naturkvalitetsvurderingsværktøj med BEAT i princippet er udviklet, også selv om der evt. måtte være behov for justeringer eller yderligere biodiversitetsindikatorer
- at man fra dansk side endnu ikke kan udnytte BEAT, først og fremmest på grund af et begrænset antal af færdigudviklede biodiversitetsindikatorer og det forhold, at NOVANA-programmet kun i ringe grad er egnet til andet end en overordnet vurdering af den aktuelle tilstand i de marine Natura 2000-områder og
- at der i HELCOM-regi arbejdes på at supplere BEAT med en funktion til vurdering af akkurathed og præcision af "slut-klassifikationen" – en sådan information er særdeles vigtig af hensyn til udarbejdelse af bl.a. indsatsplaner under de kommende Natura 2000-planer.

5 Konklusioner og anbefalinger

Dette projekt har illustreret, at der findes mange opgørelser af ålegræsarealer baseret på flyfotos og billedanalyser fra nyere tid. For at kunne fastsætte miljømål for områderne er det imidlertid nødvendigt at have et velegnet referencemateriale i form af arealkort over ålegræsforekomsterne. Et sådant referencemateriale forekommer desværre sjældent for de pågældende områder. En mulighed er at benytte gamle luftfotos til at opmåle hele ålegræsbæltet fra lavt til dybt vand efter samme princip som for de lavvandede ålegræsområder. Gamle luftfotos tilbage fra 1940'erne og 1950'erne findes i arkiverne hos KMS, og COWI er i færd med at digitalisere kort fra US-Air Forces overflyvninger af Danmark i foråret 1954. Billeder fra flere områder er allerede nu tilgængelige og giver mulighed for at sammenligne kyststrækninger fra historisk til nyere tid.

De områder, som har de bedste og mest sammenlignelige dataserier (Amager, Holmstange, Boddum og Stavns Fjord), er alle lavvandede områder, som tilsyneladende har meget dynamiske ålegræsbestande, der ikke nødvendigvis afspejler ændringer i næringsbelastning, men er meget påvirkede af fysisk eksponering. DMU vurderer derfor, at det ikke giver mening at forsøge at opstille miljømål og vurdere miljøtilstand ud fra disse områders ålegræsbestande på lavt vand.

Ålegræsarealer, der også medtager de dybere dele af ålegræsbæltet, kan benyttes som indikatorer for miljøtilstanden, hvis det er muligt at definere en referencetilstand eller gunstig bevaringsstatus. Ved definition af denne bør det understreges, at forholdene i danske farvande i år 1994, der tjener som udgangspunkt for beskyttelsesniveauet i habitatdirektivet, ikke kan betragtes som gunstig bevaringsstatus. På dette tidspunkt var miljøtilstanden i danske havområder generelt forringet på grund af fx eutrofiering, og ålegræsarealer kan derfor ikke forventes at have været stabile og i gunstig bevaringsstatus. Ved definition af reference/gunstig bevaringsstatus er det endvidere nødvendigt at tage højde for ålegræssygen i 1930'erne, der reducerede store dele af ålegræsbestandene, der efterfølgende kun langsomt blev genetableret.

Bundfaunaens tilstand blev i dette projekt beskrevet ved DKI-indekset. Det kan konkluderes, at DKI responderer som forventet på ændret eutrofieringstryk og derfor bør kunne bruges til at vurdere bevaringsstatus i henhold til habitatdirektivet. En eksakt vurdering af hvor grænsen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus bør ligge kræver dog forsatte undersøgelser med et større materiale, hvor man vælger områder med minimal påvirkning fra menneskelige faktorer, fx områder med lav belastning og kort opholdstid. I det anvendte materiale kunne det fx dreje sig om Øresund og Aalborg Bugt.

Demonstrationen af BEAT viser, at det foreliggende værktøj er robust og praktisk anvendeligt. Det skal anvendes i HELCOM's kommende biodiversitetsassessment, hvor der vil blive foretaget en naturtilstandsvurdering for alle de områder af Østersøen, hvor der forligger tilstrækkeligt gode data for både referenceforhold og den aktuelle tilstand. BEAT vil løbende blive udviklet og forbedret.

På trods af at der foreligger et tilstandsvurderingsværktøj, er det vigtigt at understrege, at dette endnu ikke er fuldt operationelt. Dette skyldes først og fremmest to forhold. For det første at der aktuelt kun er meget få færdigudviklede biodiversitetsindikatorer og for det andet, at NOVA-NA/DEVANO-programmerne ikke i tilstrækkelig grad dækker de marine Natura 2000-områder og alene derfor kun kan bruges til en generel vurdering af den aktuelle tilstand.

For at forbedre kvaliteten af marine naturkvalitetsvurderinger er det afgørende at arbejdet med udvikling af egentlige marine biodiversitetsindikatorer fortsættes. På kort sigt bør man fokusere på: i) landskabsindikatorer, specielt indikatorer for de naturtyper der er omfattet af habitatdirektivet og ii) "easy wins" i forhold til fisk, fugle og marine pattedyr. På længere sigt bør man fokusere på udvikling af "nøglearts"-indikatorer, "stabilitets"-indikatorer, og "connectivity"-indikatorer.

For at forbedre kvaliteten af tilstandsvurderingerne er det desuden vigtigt, at flest mulige relevante områder og naturtyper bliver overvåget. Særligt vigtigt er det, at dækningen i tid og rum bliver fastlagt ud fra faglige kriterier.

På baggrund af de gennemførte analyser og demonstrationen af BEAT-værktøjet anbefales det:

- at der indledes et arbejde om identifikation af potentielle marine biodiversitetsindikatorer
- at det ovenstående forslag dels tager udgangspunkt i den nuværende marine overvågningsprogram og fokuserer på bentiske samfund (først og fremmest vegetation og bundfauna), dels afdækker om der er potentielle indikatorer uden for det marine overvågningsprogram (bl.a. fisk, fugle og marine pattedyr) og
- at der på længere sigt udvikles mere avancerede biodiversitetsindikatorer, bl.a. med fokus på nøglearter, stabilitet og "connectivity".

6 Referencer

Andersen, J.H. & Backer, H. 2008: Development of an indicator-based tool for assessment of biodiversity status in the Baltic Sea. - DHI Technical Report to HELCOM, 21 pp.

Andersen, J.H. & Skov, H. 2005: Synergi og overlap mellem Habitatdirektivet, Fuglebeskyttelsesdirektivet og Vandrammedirektivet – med fokus på kystvand. - DHI Teknisk Rapport til Skov- og Naturstyrelsen og Miljøstyrelsen, 55 s.

Andersen, J.H., Møhlenberg, F., Uhrenholdt, T., Jensen, M.H., Sømod, B. & Henriksen, P. 2005: Testing of the HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT) in Danish Marine Waters. - DHI Technical Report, 32 pp.

Andersen, J.H. & Møhlenberg, F. 2007: Testing of the draft HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT) in 45 basins and coastal water bodies of the Baltic Sea. - DHI Technical Report to HELCOM, 50 pp.

Anon. 1979: Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds. Official Journal L 103.

Anon. 1992: Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. EFT L 206 af 22. 7. 1992.

Anon. 2000: Europa-Parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EFT L 327/1 af 22. 12. 2000.

Bak, H.P. 1978: Ålegræs, *Zostera marina* L. i Limfjorden 1978 - undersøgelser over forekomst, biomasse og dybdegrænser. - Specialerapport. Århus Universitet.

Blegvad, H. 1935. En epidemisk Sygdom i Bændeltangen (*Zostera marina* L.). Beretning fra Den danske biologiske Station 1934. XXXIX: s. 1-8. Centraltrykkeriet, København.

Bjergsted og Dragsholm kommuner 1979: Recipientundersøgelse i Neksø Bugt. Botaniske undersøgelser + Bilag. Viaplan a/s.

Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. - Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. - Marine Pollution Bulletin 55: 42-52.

Erftemeijer, P.L.A., 2005: Trend analysis of seagrass distribution in the Dutch Wadden Sea 1988-2003. - Technical Report Z3880. WL j Delft Hydraulics, Delft, 104 pp. (in Dutch).

Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Roskilde Amt og Københavns Kommunes Miljøkontrol 2003: Overvågning af Øresund 2002.

Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M. & Laursen, J. 2004a: Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. - Aquatic Botany 78: 167-181.

Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M. & Laursen, J. 2004b: Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. - Aquatic Botany 78: 147-165.

Fyns Amt 2006: Miljøfarlige stoffer og ålegræs i Odense Fjord. Undersøgelse af miljøfarlige stoffer samt årsag til ålegræssets tilbagegang. ISBN 87-7343-679-8.

HELCOM 2005: HELCOM Monitoring and Assessment Strategy. HELCOM 26/2005, paragraph 3.17 (LD 16) of the Minutes of the Meeting. Kan downloades via:

http://www.helcom.fi/groups/monas/en_GB/monitoring_strategy/

HELCOM 2006: Outcome of the first meeting of HELCOM project to plan the HELCOM thematic assessment on biodiversity and nature conservation – phase I (HELCOM BIO 1/2006).

HELCOM 2007: HELCOM Baltic Sea Action Plan. Helsinki Commission, 103 pp.

Iversen, J. 1934: Studier over vegetationen i Ringkøbing Fjord før Hvide Sande-Kanalens genåbning 1931. s. 1-25 i A.C. Johansen & H. Blegvad (Ed.: Spärck, R.). Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. Andr. Fr. Høst & søn, København 1933-1936.

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. & Warner, R.R. 2001: Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. - Science 293: 629-638.

Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973: Ringkøbing Fjord 1972.

Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. & Rasmussen, M.B., 1997: Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Bentisk vegetation 1996. Tilstandsrapport. Udarbejdet af SEMAC JV for Miljø- og Energiministeriet & Kontrol- og Styrgruppen for Øresundsforbindelsen. ISBN 87-90595-01-7.

Krause-Jensen, D., Middelboe, A.L., Christensen, P.B., Rasmussen, M.B. & Hollebeek, P. 1999: Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Benthisk vegetation 1998. Tilstandsrapport. Udarbejdet af SEMAC JV for Miljø- og Energiministeriet & Kontrol- og Styrgruppen for Øresundsforbindelsen. ISBN 87-90595-27-0.

Krause-Jensen, D., Middelboe, A.L., Christensen, P.B. & Rasmussen, M.B. & Hollebeek, P. 2000: Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Benthisk vegetation 2000. Tilstandsrapport. Udarbejdet af SEMAC JV for Miljø- og Energiministeriet & Kontrol- og Styrgruppen for Øresundsforbindelsen. ISBN 87-90595-40-8.

Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B., Stjernholm, M., Christensen, P.B. & Nielsen, S.L. 2007: Slutrapport for F&U Overvågningsprojekt under NOVANA: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse. Afrapporteret nov. 2007.

Landbrugsministeriets Vildtforvaltning 1984: Brev om vegetationsforholdene i Nisum Fjord med kort over ålegræssets udbredelse i 1966 og 1983. Også citeret i Jensen et al. 1988.

Larsen, K. 1936: The distribution of the Invertebrates in the Dybsø Fjord, their Biology and Their Importance as Fish Food. Report of the Danish biological station XLV.

Laustsen, H.L., Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. & Rasmussen, M.B. 1998: Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Benthisk vegetation 1997. Tilstandsrapport. Udarbejdet af SEMAC JV for Miljø- og Energiministeriet & Kontrol- og Styrgruppen for Øresundsforbindelsen. ISBN 87-90595-14-9.

Limfjordskomiteen 1976: Limfjordsundersøgelsen 1973-75, delrapport 3: Biologisk vandkvalitet i Limfjorden, 152 s.

Limfjordskomiteen 1986: Ålegræssets betydning for kysterosion. Udført af Bio/consult for Limfjordsamterne. - LFK rapport nr. 36.

Limfjordskomiteen 1989: Vegetationsundersøgelser 1988: Nisum Bredning og området mellem Thy og Mors. Udført af Bio/consult for Limfjordsamterne. - LFK rapport nr. 46. ISBN: 0902-9605.

Limfjordskomiteen 1990: Vegetationsundersøgelser 1989: Kaas Bredning, Salling Sund, de østlige bredninger, Langerak. - LFK rapport nr. 50. ISBN: 0902-9605.

Limfjordsovervågningen 2000: Limfjorden - Kortlægning af ålegræs og blåmuslinger 1998-1999 - Metodebeskrivelse og resultater. 10 s. + bilag. ISBN 87-7743-411-0.

Lund, S. 1941: Tangforekomsterne i de danske farvande og mulighederne for deres udnyttelse. Dansk Tidsskr. Farm. 15 (6): 158-174.

Mathiesen, H. & Nielsen, J. 1956: Botaniske undersøgelser i Randers Fjord og Grund Fjord. - Botanisk Tidsskrift 53: 1-33. Dansk Botanisk Forening, København, Ejnar Munksgaards Forlag.

Muus, B.J. 1967: The fauna of Danish Estuaries and Lagoons: Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Ny serie bind 5 nr. 1. Andr. Fred. Høst & Søn, København.

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002: Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. - Estuaries 25: 1025-1032.

Olsen, S. 1945: The vegetation in Præstø Fjord, 1. Spermatophyta and charophyta. - In: Hansen, K. 1953; Investigations of the geography and natural history of the Præstø Fjord, Zealand. Folia Geographica Danica. TOM. III. No. 4. pp. 84-130.

Ostenfeld, C.H. 1908: Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. - I: Petersen, C.G.J.; Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station. XVI: 1-61. Centraltrykkeriet, København.

Ostenfeld, C.H. 1918: Randersdalens plantevækst. - I: Johansen, A.G.; Randers Fjords Naturhistorie. København, s. 153-170.

Petersen, C.G.J. 1892: Om Vandets beskaffenhed, om Bundforholdene og om Plantevæksten i Holbæk Fjord. Beretning fra den Danske Biologiske Station (1890-91), Kjøbenhavn, I: 163-170.

Petersen, C.G.J. 1893a: Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning til Indenrigsministeriet fra den Danske Biologiske Station. 1892. København, Centraltrykkeriet, III: 26-36.

Petersen, C.G.J. 1893b: Det videnskabelige udbytte af Kanonbaaden "Hauchs" togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-86. (+ separat atlas med kort over arternes udbredelse). A.F. Høst. København, 464 s.

Petersen, C.G.J. 1901: Fortegnelse over ålerusestader i Danmark optaget i årene 1899 og 1900 med bemærkninger om ruseålens vandringer etc. Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station. 1900 og 1901. København, centraltrykkeriet, X: 3-28.

Petersen, C.G.J. 1914: Om Bændeltangens (*Zostera marina*) Aars-produktion i de Danske Farvande. - I: Jungersen H. & E. Warming (red.), Mindeskrift i Anledning af Hundredaaret for Japetus Stenstrups Fødsel. Bianco Lunos Bogtrykkeri. København. Kap. IX, s.1-20.

Petersen, C.G.J. & Boysen Jensen, P. 1911: Havets Bonitering. - I: Petersen, C.G.J.: Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn, XX s. 3-73.

Rasmussen, E. 1973: Systematic and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark) - with a survey of the eelgrass (*Zostera*) vegetation and its communities. - Ophelia 11.

Reinke, J. 1889: Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. & Bericht der komm. zur wissensch. Unters. der deutschen Meere in Kiel. - In: Karsten, G., Hensen, V., Reinke, J. & Brandt, K. 1893: Sechster Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchungen der deutschen Meere, in Kiel für die Jahre 1887 bis 1891. Berlin.

Ringkøbing Amtskommune 1985: Nissum Fjord 1985. Bundvegetation, delrapport 4: Undersøgelse af bundvegetationens sammensætning og udbredelse i Nissum Fjord. Udarbejdet for Ringkøbing Amtskommune af Bio/consult v. Jens Sund Laursen.

Ringkøbing Amt 1993: Bundvegetation, Nissum Fjord 1992. Udvikling 1985-1992, aktuelle status og fremtidige udvikling. - Rapport udarbejdet af Bio/consult for Ringkøbing Amtskommune.

Ringkøbing Amt 2000: Undersøgelser af vegetationen på dybere vand i udvalgte områder af Limfjorden 2000. - Notat udarbejdet af Bio/consult.

Salomonsen, F. 1957: Nissum Fjord og Knortegæssene (*Branta bernicla* (L.)). - Meddelelse fra Naturfredningsrådets fredningsudvalg nr. 54.

Steward, J.S. & Green, W.C. 2007: Setting load limits for nutrients and suspended solids based upon seagrass depth-limit targets. - *Estuaries and Coasts* 30: 657-670.

Steward, J.S., Virnstein, R.W., Morris, J.L. & Lowe, E.F. 2005: Setting seagrass depth limit targets for the Indian River Lagoon System, Florida. - *Estuaries* 28: 923-935.

Valiela, I. & Cole, M.L. 2002: Comparative evidence that salt marshes and mangroves may protect seagrass meadows from land-derived nitrogen loads. - *Ecosystems* 5: 92-102.

Vinther, H.F. 2007: Eelgrass (*Zostera marina*) response to blue mussel (*Mytilus edulis*). - Ph.d.-afhandling. Syddansk Universitet.

Bilag 1 - Liste over taxa med klassificering efter følsomhed ifølge AMBI-liste (www.azti.es)

Taxon	Økologisk gruppe
	1. grads opportunister
Capitella	V
Capitella capitata	V
Capitellidae	V
Capitellides giardi	V
Heteroclymene robusta	V
Jassa falcata	V
Malacoceros fuliginosus	V
Nebalia bipes	V
Oligochaeta	V
Peloscolex benedeni	V
Scolecopsis fuliginosa	V
Tubificoides	V
Tubificoides benedii	V
	2. grads opportunister
Anatides groenlandica	IV
Aphelochaeta	IV
Aphelochaeta marioni	IV
Caulieriella	IV
Caulieriella zetlandica	IV
Chaetozone	IV
Chaetozone setosa	IV
Cirratulidae	IV
Cirratulus	IV
Cirratulus cirratus	IV
Corbula gibba	IV
Cossura longocirrata	IV
Dipolydora coeca	IV
Dodecaceria concharum	IV
Glycera alba	IV
Heteromastus	IV
Heteromastus filiformis	IV
Hirudinea	IV
Nereis irrorata	IV
Ophryotrocha	IV
Parougia caeca	IV
Pectinaria koreni	IV
Pholoe inornata	IV
Polycirrus	IV
Polycirrus medusa	IV
Polycirrus norvegicus	IV
Polycirrus plumosus	IV
Polydora	IV
Polydora caeca	IV
Polydora caulleryi	IV
Polydora ciliata	IV
Polydora cornuta	IV
Polydora flava	IV
Polydora quadrilobata	IV
Polydora socialis	IV
Prionospio	IV
Prionospio banyulensis	IV
Prionospio dubia	IV
Prionospio fallax	IV
Prionospio malmgreni	IV
Prionospio steenstrupi	IV
Pseudopolydora	IV
Pseudopolydora antennata	IV
Pseudopolydora paucibranchiata	IV
Pseudopolydora pulchra	IV
Schistomeringos	IV
Tharyx	IV
Tharyx killariensis	IV

Taxon	Økologisk gruppe
	Indifferente arter
Abra	III
Abra alba	III
Abra longicallis	III
Abra nitida	III
Abra prismatica	III
Alkmaria rominji	III
Amphicteis gunneri	III
Anaitides mucosa	III
Anapagurus laevis	III
Anobothrus gracilis	III
Aonides paucibranchiata	III
Aphelochaeta filiformis	III
Aphelochaeta serrata	III
Apseudes spinosus	III
Arctica islandica	III
Arenicola marina	III
Arrhis phyllonyx	III
Ascidia	III
Ascidacea	III
Ascidiella aspersa	III
Ascidiella scabra	III
Asterias rubens	III
Callianassa	III
Callianassa subterranea	III
Carcinus maenas	III
Cardiidae	III
Cerastoderma	III
Cerastoderma edule	III
Cerastoderma glaucum	III
Cerebratulus	III
Cerebratulus fuscus	III
Chaetodermomorpha	III
Chironomidae	III
Chironomini	III
Cirrophorus	III
Cirrophorus lyra	III
Clymenura borealis	III
Corella parallelogramma	III
Corophium	III
Corophium affine	III
Corophium bonnellii	III
Corophium crassicorne	III
Corophium insidiosum	III
Corophium multisetosum	III
Corophium volutator	III
Crepidula fornicata	III
Dexamine spinosa	III
Dexamine thea	III
Diastylis lucifera	III
Diastylis rathkei	III
Dulichia	III
Dulichia monacantha	III
Dulichia porrecta	III
Eteone	III
Eteone barbata	III
Eteone flava	III
Eteone foliosa	III
Eteone longa	III
Eteone picta	III
Euclymene droebachiensis	III
Eunereis longissima	III
Eupolymnia nebulosa	III
Eupolymnia nesidensis	III
Galathowenia oculata	III
Gammarus zaddachi	III
Gattyana	III
Gattyana amondseni	III
Gattyana cirrosa	III
Halicryptus spinulosus	III
Haploops	III
Haploops setosa	III
Haploops tubicola	III
Hediste diversicolor	III

Taxon	Økologisk gruppe
Hydrobia	III
Hydrobia ventrosa	III
Hydroides norvegica	III
Laonice	III
Laonice bahusiensis	III
Laonice cirrata	III
Levinsenia gracilis	III
Limnoria lignorum	III
Lipobranchus jeffreysii	III
Lysippe labiata	III
Macoma balthica	III
Malacobdella grossa	III
Manayunkia aestuarina	III
Mediomastus	III
Mediomastus fragilis	III
Melinna cristata	III
Melinna elisabethae	III
Melinna palmata	III
Melita obtusata	III
Microdeutopus gryllotalpa	III
Minuspio cirrifera	III
Myriochele	III
Myriochele danielsseni	III
Myriochele fragilis	III
Myriochele heeri	III
Myriochele oculata	III
Mysella bidentata	III
Mytilus edulis	III
Neanthes	III
Neanthes succinea	III
Neanthes virens	III
Nemata	III
Nemertea	III
Nereididae	III
Nereimyra	III
Nereimyra punctata	III
Nereis	III
Nereis pelagica	III
Nereis zonata	III
Notomastus latericeus	III
Ophelina modesta	III
Paramphinome jeffreysii	III
Paraonis fulgens	III
Paraonis lyra	III
Pariambus typicus	III
Peringia ulvae	III
Platynereis dumerilii	III
Polyphysia crassa	III
Praxillella	III
Praxillella affinis	III
Praxillella gracilis	III
Praxillella praetermissa	III
Priapulus caudatus	III
Prionospio multibranchiata	III
Pseudosphyrapus anomalus	III
Pygospio elegans	III
Scalibregma inflatum	III
Scolecopsis	III
Scolecopsis foliosa	III
Scolecopsis squamata	III
Scolecopsis tridentata	III
Scoloplos armiger	III
Scrobicularia plana	III
Sige fusigera	III
Skeneia serpuloides	III
Spio	III
Spio armata	III
Spio filicornis	III
Spio gonioccephala	III
Spio martinensis	III
Spiochaetopterus typicus	III
Spiophanes	III
Spiophanes bombyx	III
Spiophanes kroeyeri	III

Taxon	Økologisk gruppe
<i>Streblospio benedicti</i>	III
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>	III
<i>Thyasira equalis</i>	III
<i>Thyasira flexuosa</i>	III
<i>Thyasira sarsii</i>	III
<i>Trochochaeta multisetosa</i>	III
	Mindre følsomme arter
<i>Ampelisca diadema</i>	II
<i>Ampharete baltica</i>	II
<i>Ampharete falcata</i>	II
<i>Amphilochoides serratipes</i>	II
<i>Amphilochus manudens</i>	II
<i>Amphitritides gracilis</i>	II
<i>Amphiura</i>	II
<i>Amphiura chiajei</i>	II
<i>Amphiura filiformis</i>	II
<i>Amphiura griegi</i>	II
<i>Anaitides lineata</i>	II
<i>Anaitides maculata</i>	II
<i>Anaitides subulifera</i>	II
<i>Anonyx</i>	II
<i>Anonyx lilljeborgi</i>	II
<i>Anonyx nugax</i>	II
<i>Anoplodactylus petiolatus</i>	II
<i>Anthozoa</i>	II
<i>Arcturella dilatata</i>	II
<i>Argissa hamatipes</i>	II
<i>Asychis</i>	II
<i>Asychis biceps</i>	II
<i>Bathymedon longimanus</i>	II
<i>Bathymedon saussurei</i>	II
<i>Bodotria arenosa</i>	II
<i>Buccinum undatum</i>	II
<i>Calocarides coronatus</i>	II
<i>Calocaris macandreae</i>	II
<i>Campylaspis costata</i>	II
<i>Campylaspis glabra</i>	II
<i>Campylaspis horrida</i>	II
<i>Caprella</i>	II
<i>Caprella linearis</i>	II
<i>Caprella septentrionalis</i>	II
<i>Caprellidae</i>	II
<i>Ceratocephale loveni</i>	II
<i>Chaetoderma</i>	II
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	II
<i>Chaetoparia nilssoni</i>	II
<i>Chirimia biceps</i>	II
<i>Chlamys septemradiatus</i>	II
<i>Chone</i>	II
<i>Chone duneri</i>	II
<i>Chone filicaudata</i>	II
<i>Chone infundibuliformis</i>	II
<i>Chrysallida</i>	II
<i>Coryphella</i>	II
<i>Cylichna</i>	II
<i>Cylichna alba</i>	II
<i>Cylichna cylindracea</i>	II
<i>Diastylis bradyi</i>	II
<i>Diastylis laevis</i>	II
<i>Diastylis tumida</i>	II
<i>Drilonereis filum</i>	II
<i>Ebalia cranchi</i>	II
<i>Echinocardium flavescens</i>	II
<i>Echiuroidea</i>	II
<i>Echiurus echiurus</i>	II
<i>Edwardsia</i>	II
<i>Edwardsia danica</i>	II
<i>Edwardsia longicornis</i>	II
<i>Edwardsia tuberculata</i>	II
<i>Edwardsiidae</i>	II
<i>Ennucula corticata</i>	II
<i>Ennucula tenuis</i>	II
<i>Erythrops erythropthalma</i>	II
<i>Euchone</i>	II

Taxon	Økologisk gruppe
Euchone analis	II
Euchone incolor	II
Euchone papillosa	II
Euchone rubrocincta	II
Eudorella emarginata	II
Eulalia bilineata	II
Eulalia viridis	II
Eumida	II
Eumida bahusiensis	II
Eumida ockelmanni	II
Eumida punctifera	II
Eumida sanguinea	II
Eunereis elitoral	II
Eunice	II
Eunice pennata	II
Eunoe nodosa	II
Euspira catena	II
Euspira fusca	II
Euspira montagui	II
Euspira pallida	II
Euspira pulchella	II
Exogone	II
Exogone hebes	II
Exogone longicirris	II
Exogone naidina	II
Exogone verugera	II
Fabricia sabella	II
Flabelligera affinis	II
Gastrosaccus spinifer	II
Glycera	II
Glycera capitata	II
Glycera lapidum	II
Glycera rouxi	II
Glycinde nordmanni	II
Goniada maculata	II
Goniada norvegica	II
Goniadella bobretzkii	II
Gyptis	II
Gyptis helgolandica	II
Harmothoe	II
Harmothoe antilopis	II
Harmothoe borealis	II
Harmothoe elisabethae	II
Harmothoe fragilis	II
Harmothoe glabra	II
Harmothoe imbricata	II
Harmothoe impar	II
Harmothoe nodosa	II
Hesionidae	II
Idotea	II
Idotea balthica	II
Idotea chelipes	II
Idotea pelagica	II
Jasmineira	II
Jasmineira caudata	II
Jasmineira elegans	II
Kefersteinia cirrata	II
Lanice conchilega	II
Laonome kroeyeri	II
Leanira tetragona	II
Lepidochitona cinerea	II
Lepidonotus squamatus	II
Leptostylis	II
Leptostylis longimana	II
Leptostylis villosa	II
Leucon	II
Leucon nasica	II
Littorina littorea	II
Lumbrineris	II
Lumbrineris aniara	II
Lumbrineris fragilis	II
Lumbrineris gracilis	II
Lumbrineris impatiens	II
Lumbrineris tetraura	II

Taxon	Økologisk gruppe
Lysilla loveni	II
Macoma calcarea	II
Macrochaeta clavicornis	II
Mangelia	II
Mangelia attenuata	II
Melphidippa borealis	II
Mendicula ferruginosa	II
Mesopodopsis slabberi	II
Metopa	II
Microphthalmus	II
Microphthalmus szcelkowi	II
Microphthalmus similis	II
Montacuta	II
Montacuta ferruginosa	II
Montacuta substriata	II
Montacuta tenella	II
Mugga wahrbergi	II
Mya	II
Mya arenaria	II
Mya truncata	II
Myrianida prolifera	II
Myrtea spinifera	II
Mysida	II
Mystides	II
Nassarius	II
Nassarius incrassatus	II
Nassarius pygmaeus	II
Nassarius reticulatus	II
Natica poliana	II
Neoleanira tetragona	II
Nephtys	II
Nephtys assimilis	II
Nephtys caeca	II
Nephtys ciliata	II
Nephtys cirrosa	II
Nephtys hombergii	II
Nephtys incisa	II
Nephtys kersivalensis	II
Nephtys longosetosa	II
Nephtys paradoxa	II
Nephtys pente	II
Nephtys pulchra	II
Nereiphylla lutea	II
Nicolea zostericola	II
Nicomache	II
Nicomache lumbricalis	II
Nothria	II
Nothria conchylega	II
Octobranchus floriceps	II
Odostomia	II
Ophiacantha bidentata	II
Ophiocten gracilis	II
Ophiodromus flexuosus	II
Ophiopholis aculeata	II
Ophiura	II
Ophiura affinis	II
Ophiura albida	II
Ophiura ophiura	II
Ophiura robusta	II
Ophiura sarsi	II
Ophiura texturata	II
Ophiuridae	II
Ophiuroidea	II
Orchomenella	II
Owenia fusiformis	II
Pagurus	II
Pagurus bernhardus	II
Parajassa pelagica	II
Perioculodes longimanus	II
Petaloproctus tenuis	II
Petaloproctus tenuis borealis	II
Philine	II
Philine aperta	II
Philine quadrata	II

Taxon	Økologisk gruppe
Philine scabra	II
Pholoe	II
Pholoe minuta	II
Phoronida	II
Phoronis	II
Phoronis muelleri	II
Phyllodoce	II
Phyllodoce citrina	II
Phyllodoce rosea	II
Platyhelminthes	II
Podarke obscura	II
Polinices	II
Polinices pulchella	II
Polynoe kinbergi	II
Pomatoceros triqueter	II
Potamilla reniformis	II
Potamopyrgus antipodarum	II
Protodorvillea kefersteini	II
Pseudocuma gilsoni	II
Pycnogonida	II
Retusa	II
Retusa obtusa	II
Retusa truncatula	II
Retusa umbilicata	II
Rhodine	II
Rhodine loveni	II
Sabellides borealis	II
Sabellides octocirrata	II
Sosane sulcata	II
Sphaerodoridium balticum	II
Sphaerodoropsis philippi	II
Sphaerodorum	II
Sphaerodorum flavum	II
Sphaerodorum gracilis	II
Sphaerosyllis	II
Sphaerosyllis erinaceus	II
Sphaerosyllis hystrix	II
Sphaerosyllis tetralix	II
Stenothoe monoculoides	II
Streptosyllis websteri	II
Syllides longocirrata	II
Syllidia armata	II
Syllis cornuta	II
Syllis gracilis	II
Syllis hyalina	II
Synelmis klatti	II
Tanaidacea	II
Tellimya ferruginosa	II
Terebellides	II
Terebellides stroemi	II
Thelepus cincinnatus	II
Thyasira	II
Thyasira eumyaria	II
Trichobranchus	II
Trichobranchus glacialis	II
Trichobranchus roseus	II
Tubulanus linearis	II
Turbellaria	II
Turritella communis	II
Typosyllis	II
Typosyllis prolifera	II
Typosyllis variegata	II
Westwoodilla caecula	II
Følsomme arter	
Acanthocardia echinata	I
Acidostoma nodiferum	I
Acidostoma obesum	I
Acteon tornatilis	I
Aequipecten opercularis	I
Akera bullata	I
Alvania abyssicola	I
Alvania cimicoides	I
Amaeana trilobata	I
Amage auricula	I

Taxon	Økologisk gruppe
Ampelisca	I
Ampelisca aequicornis	I
Ampelisca amblyops	I
Ampelisca brevicornis	I
Ampelisca eschrichti	I
Ampelisca gibba	I
Ampelisca macrocephala	I
Ampelisca odontoplax	I
Ampelisca spinipes	I
Ampelisca tenuicornis	I
Ampelisca typica	I
Ampharete	I
Ampharete acutifrons	I
Ampharete finmarchica	I
Ampharete goesi	I
Ampharete lindstroemi	I
Amphilepis norvegica	I
Amphipholis squamata	I
Amphitrite	I
Amphitrite cirrata	I
Amphitoe rubricata	I
Amythasides macroglossus	I
Anomiidae	I
Antalis agilis	I
Antalis entale	I
Aoridae	I
Apherusa bispinosa	I
Apherusa ovalipes	I
Aphrodita aculeata	I
Apistobanchus tullbergi	I
Aporrhais pespelicanis	I
Aricidea	I
Aricidea jeffreysi	I
Aricidea minuta	I
Aricidea suecica	I
Artacama proboscidea	I
Aspidosiphon muelleri	I
Astacilla intermedia	I
Astacilla longicornis	I
Astarte	I
Astarte borealis	I
Astarte elliptica	I
Astarte montagui	I
Astarte sulcata	I
Asteroidea	I
Astropecten irregularis	I
Athecata	I
Atylus	I
Atylus swammerdami	I
Atylus vedlomensis	I
Axionice maculata	I
Balcis	I
Balcis philippi	I
Batharca glacialis	I
Batharca pectunculoides	I
Bathyporeia elegans	I
Bathyporeia guilliamsoniana	I
Bittium reticulatum	I
Boreotrophon truncatus	I
Brada	I
Brada villosa	I
Brissopsis lyrifera	I
Bylgides sarsi	I
Caecognathia elongata	I
Capulus ungaricus	I
Cardiomya costellata	I
Cerianthus	I
Cerianthus lloydii	I
Chaetopterus norvegicus	I
Chaetopterus variopedatus	I
Chamelea gallina	I
Cheirocratus	I
Cheirocratus intermedius	I
Cheirocratus robustus	I

Taxon	Økologisk gruppe
Cheirocratus sundevallii	I
Chlamys	I
Chlamys islandica	I
Cingula	I
Circeis spirillum	I
Circomphalus casina	I
Clausinella fasciata	I
Clinocardium ciliatum	I
Cnidaria	I
Crangon crangon	I
Crenella decussata	I
Ctenodiscus crispatus	I
Cucumaria elongata	I
Cultellus pellucidus	I
Cuspidaria abbreviata	I
Cuspidaria cuspidata	I
Cuspidaria obesa	I
Cuspidaria rostrata	I
Delectopecten greenlandicus	I
Delectopecten vitreus	I
Dendrodoa grossularia	I
Dentalium occidentale	I
Diaphana	I
Diaphana minuta	I
Diastylis	I
Diastylis cornuta	I
Diastylis rugosa	I
Diastylodes biplicata	I
Diastylodes serrata	I
Diplocirrus	I
Diplocirrus glaucus	I
Diplocirrus hirsutus	I
Ditrupea arietina	I
Dosinia exoleta	I
Dosinia lupinus	I
Duaredactyla commune	I
Echinocardium	I
Echinocardium cordatum	I
Echinocucumis hispida	I
Echinocyamus pusillus	I
Echinoidea	I
Echinus	I
Echinus elegans	I
Eclypsippe vanelli	I
Ensis	I
Ensis americanus	I
Ensis siliqua	I
Entalina quinquangularis	I
Epilepton clarkiae	I
Epitonium clathrum	I
Erichthonius	I
Erichthonius brasiliensis	I
Erichthonius difformis	I
Eriopisa elongata	I
Euclymene	I
Euclymeninae	I
Eudorella truncatula	I
Eulimella	I
Eulimella scillae	I
Eurycope	I
Eurycope cornuta	I
Eurydice pulchra	I
Eurynome spinosa	I
Euzonus flabelligerus	I
Funiculina quadriangularis	I
Galathea intermedia	I
Galathea strigosa	I
Gammarellus angulosus	I
Gammarellus homari	I
Gammaridae	I
Gammaropsis sophiae	I
Gammarus	I
Gammarus locusta	I
Gammarus oceanicus	I

Taxon	Økologisk gruppe
Gammarus salinus	I
Gari fervensis	I
Gibbula cineraria	I
Gibbula tumida	I
Glyphanostomum pallescens	I
Gnathia	I
Gnathia maxillaris	I
Gnathia oxyuraea	I
Golfingia	I
Golfingia margaritacea	I
Golfingia procera	I
Golfingia vulgaris	I
Gyptis rosea	I
Halcompa chrysanthellum	I
Haliella stenostoma	I
Hanleya hanleyi	I
Harpinia	I
Harpinia antennaria	I
Harpinia crenulata	I
Harpinia laevis	I
Harpinia pectinata	I
Harpinia truncata	I
Hauchiella tribullata	I
Haustorius arenarius	I
Hiatella arctica	I
Hippomedon denticulatus	I
Holothuroidea	I
Hyala vitrea	I
Iphimedia obesa	I
Ischnochiton albus	I
Jaera albifrons	I
Kelliella miliaris	I
Kophobelemnion stelliferum	I
Labidoplax buski	I
Lacuna parva	I
Laevicardium crassum	I
Lanassa venusta	I
Leaena abranchiata	I
Lembos	I
Lembos longipes	I
Lepeta caeca	I
Leptochiton alveolus	I
Leptochiton asellus	I
Leptosynapta bergensis	I
Leptosynapta decaria	I
Leucothoe lilljeborgi	I
Liljeborgia	I
Liljeborgia fissicornis	I
Liljeborgia pallida	I
Liljeborgia macronyx	I
Limaria hians	I
Limaria loscombi	I
Limatula gwyni	I
Limatula subauriculata	I
Liocarcinus depurator	I
Liocarcinus pusillus	I
Lucinoma borealis	I
Lumbrineris scopa	I
Lumbrineris scopa aequilobata	I
Lutraria lutraria	I
Lyonsiella abyssicola	I
Lysianassidae	I
Lysippides fragilis	I
Macandrevia cranium	I
Macropodia linaresi	I
Macropodia rostrata	I
Maera loveni	I
Magelona	I
Magelona alleni	I
Magelona filiformis	I
Magelona minuta	I
Magelona mirabilis	I
Maldane	I
Maldane arctica	I

Taxon	Økologisk gruppe
Maldane glebifex	I
Maldane sarsi	I
Malletia obtusa	I
Megaluropus agilis	I
Megamphopus cornutus	I
Meganyctiphanes norvegica	I
Melanella alba	I
Melanella bilineata	I
Melinnampharete laubieri	I
Melinnopsis arctica	I
Melita palmata	I
Microdeutopus	I
Microdeutopus anomalus	I
Microdeutopus damnoniensis	I
Microprotopus maculatus	I
Modiolarca subpicata	I
Modiolus	I
Modiolus adriaticus	I
Modiolus modiolus	I
Modiolus phaseolinus	I
Moerella pygmaea	I
Molgula occulta	I
Monoculodes	I
Monoculodes carinatus	I
Monoculodes packardi	I
Monoculodes tessellatus	I
Musculus	I
Musculus discors	I
Musculus niger	I
Mysia undata	I
Neoamphitrite	I
Neoamphitrite affinis	I
Neoamphitrite edwardsi	I
Neoamphitrite figulus	I
Neoamphitrite grayi	I
Neohela monstrosa	I
Nephasoma minutum	I
Nephrops norvegicus	I
Neptunea antiqua	I
Nicippe tumida	I
Notoproctus oculatus	I
Nucula	I
Nucula nitidosa	I
Nucula nucleus	I
Nucula sulcata	I
Nucula tumidula	I
Nuculana minuta	I
Nuculana pernula	I
Nymphon	I
Nymphon brevirostre	I
Oenopota turricula	I
Onchidoris muricata	I
Onchnesoma squamatum	I
Onchnesoma steenstrupi	I
Onoba aculeus	I
Onoba semicostata	I
Onuphis quadricuspis	I
Ophelia borealis	I
Ophelina acuminata	I
Ophelina cylindricaudata	I
Ophelina minima	I
Ophelina norvegica	I
Ophiothrix fragilis	I
Orbinia	I
Orbinia norvegica	I
Orbinia sertulata	I
Orchomene	I
Orchomene nana	I
Palliolium striatum	I
Palliolium tigerinum	I
Paradiopatra fiordica	I
Paramphitrite tetrabranchiata	I
Pardaliscia tenuipes	I
Parvicardium	I

Taxon	Økologisk gruppe
Parvicardium exiguum	I
Parvicardium minimum	I
Parvicardium pinnulatum	I
Pectinaria	I
Pectinaria auricoma	I
Pectinaria belgica	I
Pennatula phosphorea	I
Petricolaria pholadiformis	I
Petta pusilla	I
Phascolion strombi	I
Phascolosoma	I
Phaxas pellucidus	I
Pherusa	I
Pherusa falcata	I
Pherusa flabellata	I
Pherusa plumosa	I
Philocheras bispinosus	I
Phisidia aurea	I
Pholoe anoculata	I
Pholoe assimilis	I
Pholoe baltica	I
Pholoe pallida	I
Photis reinhardi	I
Phoxocephalidae	I
Phoxocephalus holbolli	I
Phtisica marina	I
Pilargis	I
Pilargis verrucosa	I
Pisione remota	I
Pista cristata	I
Pista maculata	I
Placostegus tridentatus	I
Pododesmus patelliformis	I
Poecilochaetus serpens	I
Pogonophora	I
Pontoporeia femorata	I
Poromya granulata	I
Praunus inermis	I
Processa	I
Processa canaliculata	I
Proclea graffii	I
Propeamussium	I
Psammechinus miliaris	I
Pseudothyone raphanus	I
Psolus phantapus	I
Pusillina sarsi	I
Rhodine gracilior	I
Rissoa	I
Rissoidae	I
Sabella pavonina	I
Sabellidae	I
Samytha sexcirrata	I
Saxicavella jeffreysi	I
Scaphander punctostriatus	I
Scaphopoda	I
Scionella lornensis	I
Scutopus ventrolineatus	I
Serpulidae	I
Serripes groenlandicus	I
Similipecten similis	I
Sipuncula	I
Skenea	I
Sosanopsis wireni	I
Spatangus	I
Spatangus purpureus	I
Spatangus raschii	I
Sphenia binghami	I
Spisula	I
Spisula elliptica	I
Spisula solida	I
Spisula subtruncata	I
Streblosoma bairdi	I
Streblosoma intestinalis	I
Strongylocentrotus droebachiensis	I

Taxon	Økologisk gruppe
Synchelidium	I
Synchelidium haplocheles	I
Synchelidium tenuimanum	I
Tapes	I
Tapes pullastra	I
Tectura testudinalis	I
Tectura virginea	I
Tellina	I
Tellina fabula	I
Tellina pygmaea	I
Tellina tenuis	I
Tellinidae	I
Terebratulina retusa	I
Theodoxus fluviatilis	I
Thoralus cranchii	I
Thracia	I
Thracia convexa	I
Thracia phaseolina	I
Thracia pubescens	I
Thracia villosiuscula	I
Thyasira croulensis	I
Thyasira gouldii	I
Thyasira obsoleta	I
Thyasira pygmaea	I
Timoclea ovata	I
Tmetonyx	I
Tmetonyx cicada	I
Tonicella marmorea	I
Tonicella rubra	I
Travisia forbesii	I
Tridonta borealis	I
Trophonopsis barvicensis	I
Tryphosites longipes	I
Turbonilla	I
Upogebia deltaura	I
Urothoe elegans	I
Venerupis senegalensis	I
Venus gallina striatula	I
Virgularia mirabilis	I
Xenodice frauenfeldti	I
Yoldia hyperborea	I
Yoldiella	I
Yoldiella frigida	I
Yoldiella lenticula	I
Yoldiella lucida	I
Yoldiella nana	I
Yoldiella philippiana	I

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Administration Afdeling for Arktisk Miljø Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Systemanalyse
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsøvej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Afdeling for Ferskvandsøkologi Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2009

- 720 The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 238 pp.
- 719 The western Greenland Sea. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS East area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 246 pp.
- 718 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Programbeskrivelse 2009.
Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Nordemann Jensen, P. (red.). 34 s.
- 717 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Horndrup Bæk.
Af Ladekar, U.L., Jensen, R., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Olsen, B.Ø. 76 s.
- 716 Annual Danish informative inventory report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2007.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R. & Hjelgaard, K. 498 pp.
- 715 Baseline and monitoring studies at Seqi olivine mine 2004 to 2007.
By Asmund, G., Boertmann, D. & Johansen, P. 90 pp.
- 714 Vandmiljø og Natur 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Bøgestrand, J., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Dahl, K., Josefson, A.B., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 118 s.
- 713 Arter 2007. NOVANA.
Af Søgaard, B. & Asferg T. (red.). 140 s.
- 712 Terrestriske Naturtyper 2007. NOVANA.
Af Ejrnæs, R., Nygaard, B., Fredshavn, J.R., Nielsen, K.E. & Damgaard, C. 150 s.
- 711 Vandløb 2007. NOVANA.
Af Bøgestrand, J. (red.). 108 s.
- 710 Søer 2007. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Clausen, J., Bjerring Hansen, R., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Jeppesen, E. 68 s.
- 709 Landovervågningsoplande 2007. NOVANA.
Af Grant, R., Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 708 Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 97 s.
- 707 Marine områder 2007 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA.
Af Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.) 113 s.
- 706 Beregning af naturtilstand for vandhuller og mindre søer. Tilstandsvurdering af Habitatdirektivets søtyper.
Af Fredshavn, J.F., Jørgensen, T.B. & Moeslund, B. 38 s.
- 705 Hazardous substances and heavy metals in the aquatic environment. State and trend, 1998-2003.
By Boutrup, S. (ed.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahllöf, I., Larsen M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 44 pp.
- 704 Contaminants in the traditional Greenland diet – Supplementary data.
By Johansen, P., Muir, D., Asmund, G. & Riget, F. 22 pp.
- 703 Projection of Greenhouse Gas Emissions 2007 to 2025.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Fauser, P. 211 pp.
- 702 Rastende vandfugle i Margrethe Kog og på forlandet vest for Tøndermarsken, 1984-2007.
Af Laursen, K., Hounisen, J.P., Rasmussen, L.M., Frikke, J., Pihl, S., Kahlert, J., Bak, M. & Amstrup, O. 78 s.
- 700 Drivhusgasopgørelse på kommuneniveau. Beskrivelse af beregningsmetoder.
Af Nielsen, O.-K., Winther, M., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Thomsen, M., Hoffmann, L. & Fauser, P. 104 s.

UDVIKLING AF INDIKATORER OG TILSTANDSVURDERINGSVÆRKTØJ FOR MARINE NATURA 2000-OMRÅDER

Lavvandede bugter og vige

Rapporten præsenterer arbejde omkring udvikling af indikatorer for naturkvalitet og et tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Projektet er begrænset til områder i kategorien "lavvandede bugter og vige" med fokus på anvendelsen af arealudbredelsen af ålegræs og bundfauna som tilstandsvurderingsindikatorer, og demonstration af et eksisterende marint indikatorbaseret tilstandsvurderingsværktøj BEAT (HELCOM Biodiversity Assessment Tool). Resultaterne viste, at arealudbredelsen af ålegræs på dybere vand vil kunne anvendes som indikator, hvis gunstig bevaringsstatus defineres. Derimod er udbredelsen af ålegræs på lavt vand i høj grad styret af fysisk eksponering frem for menneskeskabte faktorer, hvilket gør den mindre egnet som indikator for naturkvalitet. Bundfaunaindekset responderer på ændret eutrofieringstryk og bør kunne anvendes til vurdering af bevaringsstatus. Demonstration af BEAT viste anvendeligheden af dette tilstandsvurderingsværktøj, men påpegede behovet for videre udvikling af marine biodiversitetsindikatorer.