

EFFEKTER AF ØGEDE KVÆLSTOFTILFØRSLER PÅ MILJØET I DANSKE FJORDE

Faglig rapport fra DMU nr. 787 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

EFFEKTER AF ØGEDE KVÆLSTOFTILFØRSLER PÅ MILJØET I DANSKE FJORDE

Faglig rapport fra DMU nr. 787 2010

Stiig Markager
Jacob Carstensen
Dorte Krause Jensen
Jørgen Windolf
Karen Timmermann



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 787
Titel:	Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde
Forfattere:	Stiig Markager ¹ , Jacob Carstensen ¹ , Dorte Krause Jensen ¹ , Jørgen Windolf ² og Karen Timmermann ¹
Afdelinger:	¹ Afdeling for Marin Økologi ² Afdeling for Ferskvandsøkologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	April 2010
Redaktion afsluttet:	Marts 2010
Faglig kommentering:	Bo Riemann og Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen samt SPICOSA og WISER (#226273)
Bedes citeret:	Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 2010: Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 54. Faglig rapport fra DMU nr. 787. http://www.dmu.dk/Pub/FR787.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	<p>Denne rapport indeholder en analyse af de sandsynlige effekter af at øge kvælstoftilførslerne til udvalgte danske fjorde med op til 10%. Analyserne er baseret på en række forskellige empiriske og dynamiske modeller. Rapporten indeholder også en konceptuel model for udviklingen i eutrofiering af danske fjordsystemer. Resultaterne viser at koncentrationerne af kvælstof og fytoplankton vil stige med øgede kvælstoftilførsler. Stigningerne vil være størst for koncentrationer af uorganisk kvælstof, ofte mellem 5 og 15%, mindre for total kvælstof (ca. 6%) og ca. 3% for fytoplankton – alle værdier for en 10% stigning i kvælstoftilførslerne. Effekterne på lyssvækkelsen vil være mindre, mellem 0 og 6% for en 10% forøgelse af kvælstoftilførslerne. Udbredelsen af ålegræs vil gå tilbage, men omfanget vil antagelig være mindre end for ændringen i lyssvækkelsen, ofte mindre end 1%. Den nuværende miljøtilstand i danske fjorde er langt fra en god økologisk tilstand, primært fordi koncentrationerne af næringsstoffer er høje, iltsvind er vidt udbredt, vandet er uklart, den naturlige udbredelse af ålegræs er stærkt reduceret og den biologiske struktur er ændret i betydelig grad. I de senere år er der konstateret forbedringer for en række parametre som følge af faldende koncentrationer af næringsstoffer. Der er imidlertid en række mekanismer som fastholder fjordenes økosystem i en dårlig miljøtilstand, og en ændring i en positiv retning kræver yderligere reduktioner i kvælstoftilførslerne. En stigning i de samlede kvælstoftilførsler vil derfor være et skridt væk fra at opnå god økologisk tilstand. En flytning af husdyr, og dermed en omfordeling af kvælstoftilførsler inden for oplandet til et fjordområde, vil normalt ikke have miljømæssige konsekvenser. Dog bør man ikke flytte tilførsler 'ind ad' i fjorde, som er opdelt i adskilte bassiner. En omfordeling, som flytter kvælstoftilførsler 'ud ad' i fjord, eller fra en fjord og ud til en åben kyst, kan have positive konsekvenser for fjordmiljøet, men kan samtidigt øge den landbaserede belastning til de åbne havområder.</p>
Emneord:	miljøtilstand, fjorde, kvælstoftilførsler, lyssvækkelse, ålegræs, regimeskift, vandrammedirektiv, husdyrbekendtgørelse
Layout:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
Forsidefoto:	Ålegræs. Foto: Peter Bondo Christensen.
ISBN:	978-87-7073-180-5
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	54
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR787.pdf

Indhold

Resumé 5

Summary 6

1 Indledning 7

2 Metoder 9

- 2.1 Tilgangsvinkel og opbygning 9
- 2.2 Tilførsler af vand og kvælstof til fjordene 9
- 2.3 Dynamisk model for Horsens Fjord 12
- 2.4 Empiriske modeller for danske fjorde 13
- 2.5 Bestemmelse af 'årsag-til-effekt' kæden 13

3 Resultater 17

- 3.1 Tilførsler af vand og kvælstof til fjordene 17
- 3.2 Scenarier med dynamisk model for Horsens Fjord 19
- 3.3 Empiriske sammenhænge mellem kvælstoftilførsler og miljøparametre for en række fjorde 22
- 3.4 Nye empiriske sammenhænge 23
- 3.5 Lysdæmpning og kvælstofkoncentrationer i fjorde 25
- 3.6 Lysmiljø og udbredelse af ålegræs 27

4 Diskussion 33

- 4.1 Scenarier 33
- 4.2 Konceptuel model for marin eutrofiering 38
- 4.3 Scenarier – regimeskift 43

5 Konklusion 47

6 Referencer 49

Bilag 1. Målestationer anvendt til beregning af tilførsler 52

Bilag 2. Trends for næringsalte og lys 53

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Resumé

Denne rapport indeholder en analyse af sandsynlige effekter af at øge kvælstoftilførslerne til udvalgte danske fjorde med op til 10%. Analyserne er baseret på en række empiriske og dynamiske modeller, der beskriver den kæde af reaktioner, som en tilførsel af kvælstof sætter i gang: øget kvælstofkoncentration, der stimulerer fytoplankton og giver øget klorofylkoncentration, der bidrager til at svække lyset og skygger for ålegræsset så dybdegrænsen flyttes ind på lavere vand. Resultaterne viser, at en 10% større kvælstoftilførsel giver ca 10% højere koncentrationer af uorganisk kvælstof, omkring 6% højere koncentrationer af total kvælstof, ca. 3% klorofyl, og lyssvækkelsen vil stige omkring 1% med en ca. 1% ringere dybdeudbredelse af ålegræs til følge. Effekten falder altså hen gennem kæden af reaktioner, bl.a. fordi det ikke blot er fytoplankton, men også suspenderede partikler og opløst organisk stof, der skygger for lyset i de næringsrige danske fjorde, hvor bunden mange steder er blotet for vegetation og let hvirvles op.

Rapporten konkluderer, at en stigning i kvælstoftilførslen vil skubbe økosystemerne yderligere i negativ retning og længere væk fra målet om god økologisk tilstand. Dette gælder uanset om det konkret er muligt at eftervise effekten med målinger for et givet område.

Rapporten opstiller også en konceptuel model for fjordenes tilstand i relation til eutrofiering. I de seneste år er miljøtilstanden i flere fjorde blevet bedre efter, at tilførslen af næringsstoffer er reduceret, men der er en række mekanismer, skabt af eutrofieringen, som fastholder fjordenes økosystem i en dårlig økologisk tilstand. Eksempelvis hvirvles den blottede havbund let op, hvilket fastholder situationen med uklart vand. Ligeledes betyder hyppige iltsvind, som slår dyr og planter ihjel, at næringsstoffer bliver ved at cirkulere i systemet, og det forsinkes en tilbagevenden til en situation med udbredt ålegræs og rigere bestande af fisk og bunddyr. Det er vanskeligt at vurdere, hvor meget tilførslerne af næringsstoffer skal reduceres for at vende situationen, men yderligere reduktioner er et skridt i den rigtige retning.

En flytning af husdyr, og dermed en omfordeling af kvælstoftilførsler inden for oplandet til et fjordområde, vil normalt ikke have miljømæssige konsekvenser. Dog bør man ikke flytte tilførsler 'ind ad' i fjorde, som er opdelt i adskilte bassiner. En omfordeling, som flytter kvælstoftilførsler 'ud ad' i en fjord, eller fra en fjord og ud til en åben kyst, kan have positive konsekvenser for fjordmiljøet, men kan samtidigt øge den land-baserede belastning til de åbne havområder.

Analyserne i dette notat omfatter primært Skive Fjord, Horsens Fjord og Odense Fjord men inddrager også resultater for hele Limfjorden, Mariager Fjord og Randers Fjord. De dækker således et bredt spektrum af danske fjorde, og konklusionerne antages at være rimeligt dækkende for andre danske fjorde.

Summary

This report contains an analysis of plausible effects of increasing the nitrogen loads to selected Danish fjords by up to 10%. The analyses are based on a series of empirical and dynamic models which describe the chain of mechanisms that nitrogen load initiates: increased nitrogen concentration, which stimulates phytoplankton growth and causes increased chlorophyll concentration, which contributes to attenuate the light through the water column and shade eelgrass so that the depth limit is displaced towards shallower water. The results show that a 10% larger nitrogen load results in about 10% larger concentrations of inorganic nitrogen, about 6% larger concentrations of total nitrogen, an increase in chlorophyll of about 3%, and a 1% reduction in water clarity followed by about 1% shallower depth limits of eelgrass. The effect thus declines along the chain of mechanisms. This is partly because not only chlorophyll but also suspended particles and dissolved organic matter contribute to light attenuation in the nutrient rich Danish fjords where the sea floor in many places is devoid of vegetation and, thus, easily resuspended.

The report concludes that an increase in nitrogen load will push the ecosystems further in the negative direction and away from the aim of reaching a good ecological status. This is the case whether or not it is possible to actually measure the change with sufficient accuracy in the fjord in question.

The report also provides a conceptual model for the status of the fjords in relation to eutrophication. In the later years the environmental conditions of a number of fjords have improved as a response to reductions in nutrient loads, but a set of mechanisms, caused by eutrophication, act to maintain the fjords in impoverished conditions. For example, resuspension of the bare sea floor counteracts improvements in water clarity. Moreover, frequent occurrence of anoxia that kills flora and fauna imply that nutrients are maintained in the system. These effects delay a return to a situation with expanded eelgrass beds and rich populations of fish and bottom invertebrates. It is not clear exactly how much nutrient loads need to be reduced in order to shift the state of the ecosystem but additional reductions represent a step in the right direction.

A displacement of existing livestock and thus a redistribution of nitrogen loads within the catchment area of a fjord should not cause negative environmental effects. However, loads should not be displaced 'inwards' in fjords that contain separate basins. A redistribution that moves nitrogen loads 'outwards' in a given fjord or from a fjord to an open coast could have positive implications for the fjord environment.

The analyses of this report include primarily Skive Fjord, Horsens Fjord and Odense Fjord but also comprise results for the entire Limfjord, Mariager Fjord and Randers Fjord. They, thus, cover a broad range of Danish fjords and the conclusions should be valid for other Danish fjords as well.

1 Indledning

Formålet med denne rapport er at belyse konsekvenserne af at øge tilførslerne af kvælstof til havmiljøet. Fokus for analysen er tre udvalgte fjorde; Skive Fjord, Horsens Fjord og Odense Fjord. Derudover er nabo-områderne til Skive Fjord inddraget, og resultater fra tidligere analyser af forholdene i hele Limfjorden, Mariager Fjord, og Randers Fjord er medtaget. Rapporten fokuserer på effekterne af kvælstoftilførsler på kvælstofkoncentrationer, lysforhold samt forekomst og udbredelse af ålegræs, som er den vigtigste blomsterplante i de danske farvande. Rapporten kvantificerer effekterne af at øge kvælstoftilførslerne til de tre fjorde med 0,5, 1,5 og 10%.

Rapporten er lavet som et fagligt grundlag til at vurdere effekten af nitratudvaskning i sager om husdyrbrug efter husdyrgodkendelseslovgivningen. I rapportens diskussion har vi derfor også behandlet eventuelle konsekvenser af at omfordele tilførslerne inden for et fjordopland

Udgangspunktet for rapporten er eksisterende empiriske og dynamiske modeller for sammenhænge mellem kvælstoftilførsler og miljøparametre i en række danske fjorde. Desuden er der udført en række nye analyser af sammenhænge mellem kvælstoftilførsler, kvælstofkoncentration, lysdæmpning og ålegræssets dybdegrænse. Analysen er baseret på data fra det nationale overvågningsprogram.

Rapporten belyser effekter på ålegræs, fordi ålegræs er en vigtig indikator for miljøtilstanden i fjorde. Ålegræssets dybdegrænse bliver bl.a. benyttet til at vurdere, om fjordområder opfylder Vandrammedirektivets og Miljømållovens krav om god tilstand.

Ålegræs er valgt som indikator, fordi det er en nøglekomponent i kystområder (se Hemminga & Duarte 2000). Når miljøforholdene tillader det, kan ålegræs danne brede grønne bæltter langs kysterne. Lavvandede fjorde og kystområder kan være helt dækket af sammenhængene enge af ålegræs. Sådanne enge er meget produktive økosystemer og levested for en rig fauna. Ålegræsset fremmer derved kystzonens biodiversitet. Engene fungerer også som et naturligt kystværn. De tætte blade bremser bølgebevægelsen, og planternes jordstængler (rhizomer) og rødder danner et tæt net, som stabiliserer havbunden. Med disse egenskaber bidrager ålegræsset også til at gøre vandet klart, for når bladene bremser strømmen, fremmer de samtidig sedimentation af partikler, og et tæt dække af ålegræs forhindrer også, at bunden hvirvles op ved kraftig vind og bølgebevægelse. Ålegræssets binder desuden store mængder næringssalte, som derved bliver utilgængelige for planktonalgerne både i fjordene og i de åbne områder. Samtidig udgør ålegræs og verdens øvrige havgræsser (ålegræs er den mest udbredte art af havgræsser i Danmark), ligesom skovene på land, et væsentligt kulstoflager i den globale kulstofcyklus.

En nødvendig forudsætning for at bruge ålegræs som indikator i forbindelse med eutrofiering er også, at den reagerer på ændringer i tilførslerne af næringsstoffer. Eutrofiering af kystområder giver uklart vand, og

skygger dermed de dybe ålegræsbestande væk. Vandets klarhed er den primære faktor, der regulerer ålegræssets dybdegrænse (fx Duarte et al. 2007), men andre faktorer som lave iltkoncentrationer, fysiske forstyrrelse og høje temperaturer påvirker også udbredelsen. Der er solid dokumentation for, at de seneste årtiers menneskeskabte påvirkninger, i form af eutrofiering og fysisk modifikation af kystzonen, har skabt en global krise for verdens havgræsser (Waycott et al. 2009).

2 Metoder

Analyserne i denne rapport er som nævnt baseret på eksisterende empiriske og dynamiske modeller og tidligere arbejder med udbredelse og lyskrav hos ålegræs. Resultaterne fra disse modeller er suppleret med nye analyser af sammenhænge mellem koncentrationer af kvælstoffraktioner og lyssvækkelse. Endelig er der opstillet en konceptuel model for sammenhængen mellem kvælstoftilførsler, miljøtilstand og udviklingen af eutrofiering over tid for danske fjorde.

2.1 Tilgangsvinkel og opbygning

Analyserne er bygget op omkring den grundlæggende hypotese, at en større tilførsel af næringsstoffer fra land giver højere koncentrationer af næringsstoffer, mere uklart vand og dermed yderligere udskygning af ålegræsset. Vi forventer også, at øget tilførsel af næringsalte giver større risiko for iltsvind og dermed yderligere hæmmer ålegræssets vækst.

Da fjordene allerede har høje næringsaltkoncentrationer og meget begrænset udbredelse af ålegræs, befinder de sig i en tilstand, hvor ålegræssets positive nøglefunktioner for økosystemet stort set er ophørt. Dvs., at havbunden i vid udstrækning hvirvles op, så suspenderet bundmateriale bidrager til at skabe uklart vand. Af denne grund forventer vi også, at en øget tilførsel af næringsstoffer giver de tydeligste effekter på koncentrationerne af næringsalte, og kun mindre effekter på de næste led i reaktionskæden - lysforholdene og ålegræssets dybdegrænse, som allerede er stærkt påvirket af lyssvækkelse fra suspenderet stof.

Rapporten er opbygget ud fra hypotesens kæde af reaktioner: Effekten af kvælstoftilførsler på koncentration af kvælstof, effekten af kvælstofkoncentrationer på lysforhold, og effekten af lysforhold på ålegræssets dybdegrænse. Herefter følger scenarier, hvor vi benytter nyudviklede og tidligere modeller til at beskrive konsekvensen af en stigning på 0,5%, 1%, 5% og 10% i kvælstoftilførslen på koncentrationen af næringsstoffer, lysforhold og ålegræssets dybdegrænse. Vi præsenterer resultater for Skive Fjord og naboområder af Limfjorden, Horsens Fjord og Odense Fjord.

I diskussionen præsenterer vi en konceptuel model, der bidrager til at tolke og perspektivere resultaterne.

2.2 Tilførsler af vand og kvælstof til fjordene

Analyserne i denne rapport er lavet med en samlet kvælstoftilførsel til hver fjord, undtagen for Limfjorden, hvor tilførslerne i de empiriske analyser fra Markager et al. (2006) er opdelt for henholdsvis den vestlige og den østlige del af fjorden.

2.2.1 Afstrømningsopland og data grundlag for belastningsopgørelser

De topografiske afstrømningsoplande til de tre fjorde er vist i Figur 2.2.1 sammen med de målestationer, hvorfra målte vand- og kvælstoftransporter er anvendt i beregningerne af de samlede vand og kvælstoftilførsler til de tre fjorde.

Det samlede afstrømningsopland til fjordene udgør 4.200 km² svarende til ca. 10% af landets areal (Tabel 2.2.1). Andelen af dyrket areal i oplandene varierer mellem 63% og 69%. Husdyrtætheden er for det dyrkede areal opgjort til mellem 0,98 og 1,38 DE/hektar dyrket areal (2005-data).

Tabel 2.2.1. Karakteristik af fjordoplande og måledata. ¹⁾ Data er opgjort for dyrkningsåret 2005. ²⁾ Heraf ukomplette tidsserier for vandafstrømning: - Odense Fjord: 126 km² opland (3 deloplande), - Skive Fjord: 259 km² opland (3 deloplande).

	Skive Fjord	Horsens Fjord	Odense Fjord
Oplandsareal, km ²	2620	518	1060
Dyrket areal % ¹⁾	67%	69%	63%
Husdyrtæthed DE/ha dyrket areal ¹⁾	1,38	1,26	0,98
Målt opland, Vand, (km ²) ²⁾	1574	290	831
	60%	56%	78%
Målt opland, Kvælstof (km ²)	1260	290	706
	48%	56%	67%

Størrelsen af de samlede afstrømningsoplande til hver enkelt fjord, hvorfra der helt eller delvis foreligger målte vandafstrømninger for perioden 1990-2008 varierer mellem 56% og 78% af det enkelte fjordopland (Tabel 2.2.1). Det 'målte' opland for vandafstrømninger er dermed noget større end det 'målte' opland for kvælstofafstrømninger, der varierer mellem 48% og 67% (Tabel 2.2.1).

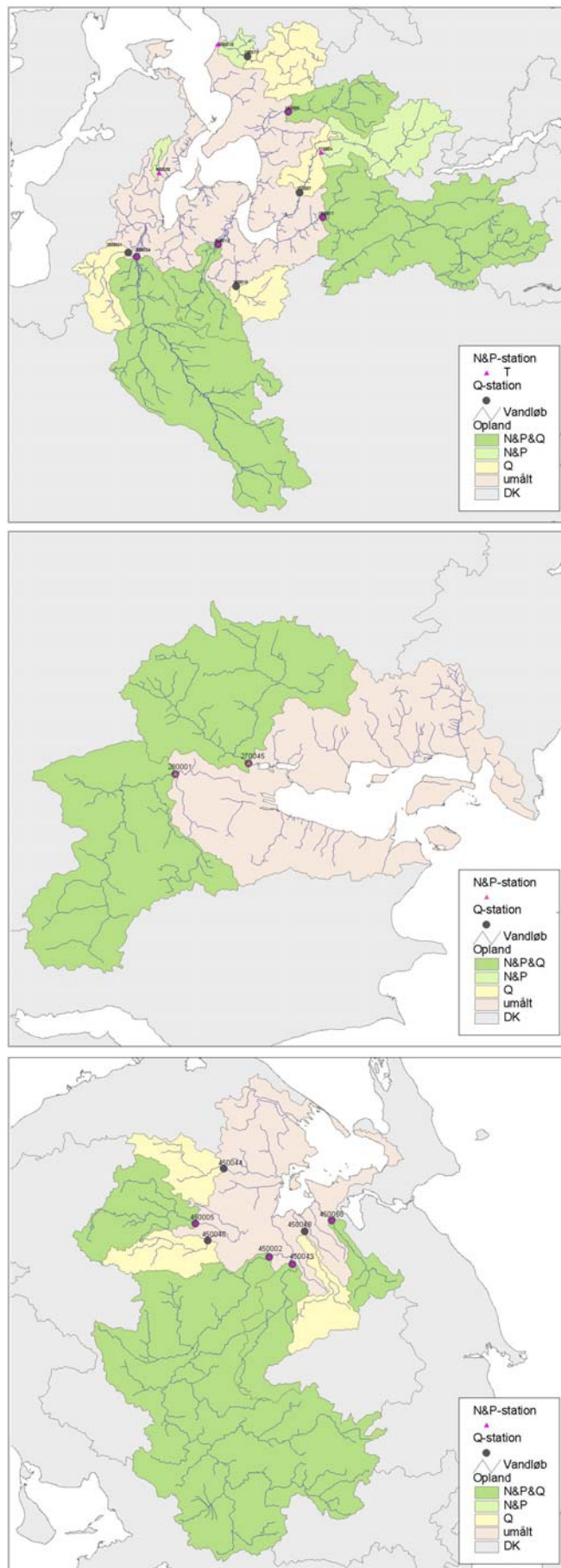
Bilag 1 viser en oversigt over de målestationer, hvorfra data er anvendt med angivelse af de perioder, hvorfra der har foreligget data.

Ved opgørelserne af kvælstoftilførslen er der yderligere anvendt data om udledt kvælstof med spildevand fra punktkilder (eksklusive udledninger fra spredt bebyggelse). Der er her taget udgangspunkt i de informationer om årligt udledte kvælstofmængder, der har været tilgængelige via Fagdatacenter for Punktkilders databaser.

2.2.2 Metode

Vandafstrømningen er beregnet månedsvist for perioden 1990-2008 ud fra data fra målestationer. Fra en del af de anførte stationer foreligger der ikke måledata for vandafstrømningen for hele perioden 1990-2008. For disse stationer er der modelberegnet en vandafstrømning for perioder med manglende data efter de principper der er redegjort for i Windolf et al. (2009a,b). I denne reference er der også redegjort for, hvorledes vandafstrømningen er beregnet for oplande uden måledata ('umålt' opland).

Figur 2.2.1. Oplandet til Skive Fjord med tilstødende områder (øverst), Horsens Fjord (i midten) og Odense Fjord (nederst) samt målestationer, hvorfra der er anvendt data. Ved station 130005 (Lerkenfeld å) i oplandet til Skive Fjord er målinger af vand og kvælstoftransport ophørt ved udgangen af 2007.



For kvælstofafstrømningen er alene anvendt data fra målestationer, hvor der foreligger komplette måletidsserier for perioden 1990-2008. Derved bliver det 'målte' opland for kvælstofafstrømningen for to af fjordoplandene mindre end det 'målte' opland for vandafstrømningen (Tabel 2.2.1). Kvælstofafstrømningen for det 'umålte' opland er beregnet efter principperne beskrevet i Windolf et al. (2010). Der er således beregnet en kvælstoftilførsel fra diffuse kilder i det 'umålte' opland, hvortil er lagt de udledte mængder af kvælstof med spildevand fra punktkilder. De månedlige udledninger af kvælstof med spildevand er beregnet ud fra årsmængderne under antagelse af en ens udledning alle måneder i det enkelte år. For en del år har der ikke foreligget oplysninger om udledt kvælstof med spildevand. For disse år er mængderne skønnet (interpoleret). Der er ligeledes i enkelte tilfælde foretaget justeringer i de foreliggende data omkring udledt spildevand.

For Odense Fjord har der foreligget en dataserie for perioden 1976-2005 med månedligt beregnede vand- og kvælstoftilførsler. Denne tidsserie er tilvejebragt via beregninger foretaget af Fyns Amt (Windolf, pers). Ved sammenligning af månedsdata fra disse 'gamle' amtsberegninger og de data for vand- og kvælstoftilførsler til Odense Fjord, der er tilvejebragt via nærværende projekt, er der fundet en meget fin overensstemmelse mellem de to datasæt for perioder med 'overlappende' beregnede data. En længere tidsserie for vand- og kvælstoftilførslen til Odense Fjord kan derfor konstrueres ud fra disse to datasæt.

For de to øvrige fjorde har det ikke – inden for dette projekts rammer – været muligt at tilvejebringe tilstrækkeligt dokumenterede og brugbare vand- og kvælstoftilførsler for perioden før 1990. For Horsens Fjord er der i Kronvang et al. (1997) tidligere foretaget en sammenstilling og vurdering af vand- og kvælstoftilførslen beregnet med forskellige metoder; 1) resultater beregnet af det tidligere Vejle Amt og 2) resultater beregnet med en national udviklet metode (model). Der blev her fundet betydelige afvigelser mellem de beregnede kvælstoftilførsler til fjorden. For perioden 1990-1995 angives i Kronvang et al. (1997) således, at Vejle Amt har beregnet en samlet landbaseret kvælstoftilførsel til fjorden på 1906 t N/år som gennemsnit. For samme periode beregnes med metoden anvendt i dette notat 1680 t N/år. Vurderet herudfra vil det ikke umiddelbart være muligt at sammenstykke en konsistent tidsserie for kvælstoftilførslen til Horsens Fjord ved at sammenkæde beregninger foretaget af Vejle Amt og beregningerne som de er foretaget i forbindelse med dette notat.

2.3 Dynamisk model for Horsens Fjord

Denne model er udvikling ved DMU, Afdeling for Marin Økologi og er en 3D-hydrologisk-økologisk model sat op for Horsens Fjord og baseret på COHERENS modelkonceptet (Luyten et al. 1999). Modellen er udviklet som en del af projektet 'Miljøkvalitet i danske fjorde' som er et forskningsprojekt under VMPIII pakken. Modellen er beskrevet i Gustafsson og Bendtsen (2007) og Timmermann et al. (2010). Den indeholder en hydrodynamisk del med 15 ækvidistante lag i et vertikalt Sigma-koordinat system og en 250x250 meter horisontal opløsning. Den økologiske del er baseret på en mikroplankton-detritus model udviklet for Nordsøen (Tett 1998). Denne opsætning er suppleret med en beskrivelse af fosfordyna-

mikken og et modul for sedimentprocesser og udveksling mellem sediment og vandfase. Desuden er lyssvækkelsen og zooplankton dynamik tilpasset til forholdene i Horsens Fjord. Modellen er sat op og kalibreret for 2004.

I forbindelse med denne rapport er modellen anvendt til at køre 4 scenarier for ændringer i kvælstoftilførslerne til Horsens Fjord. Dette er gjort ved at køre modellen med begyndelses- og randbetingelser for 2004 (meteorologi, vandstand, salt og biogeokemi), men hvor tilførslerne af kvælstof fra land er forøget med henholdsvis 0,5, 1, 5 og 10%. Resultaterne er derefter sammenlignet med de oprindelige resultater fra 2004 og angivet som procent ændring i koncentrationer af nitrat, klorofyl og lyssvækkelse.

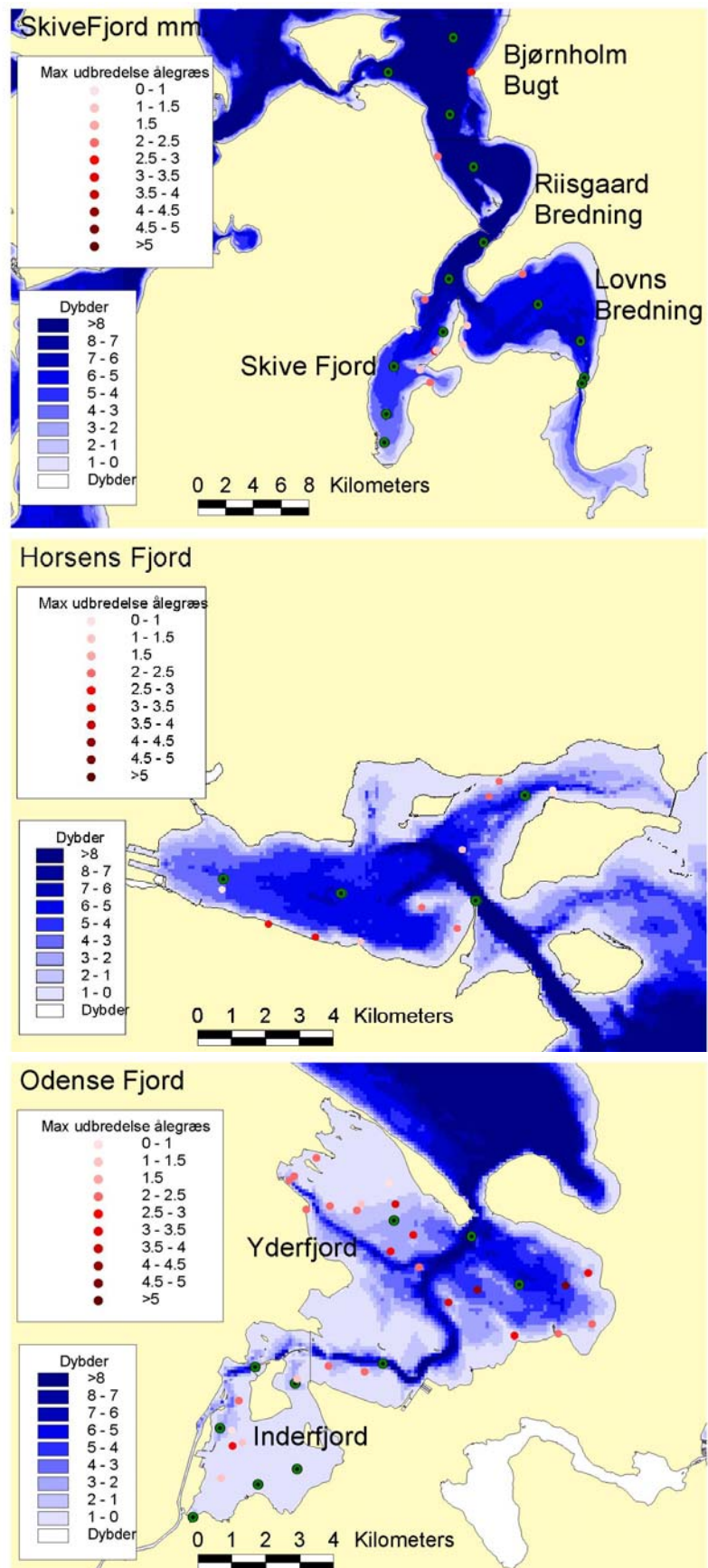
2.4 Empiriske modeller for danske fjorde

Siden 1999 har DMU, Afdeling for Marin Økologi, arbejdet med empiriske modeller for sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og miljøtilstanden i danske fjorde (Markager & Hansen 2002, Markager & Storm 2003, 2006, Markager et al. 2002, 2008, 2010, Sømod et al. 2009). Modellerne viser kvantitative empiriske sammenhænge mellem miljøtilstanden i fjorde og tilførsler af næringsstoffer samt en række variable for klima og vandudveksling. Fælles for alle modellerne er, at miljøtilstanden et givet år beskrives som et gennemsnit af en parameter, fx sigtddybde, over et antal måneder. Denne tidsserie over år er så relateret til en række forklaringsvariable med forskellig tidsforsinkelse. Tidsforsinkelsen kan variere, men går maksimalt tilbage til januar måned året før. Det betyder, at hældningskoefficienterne i de lineære relationer beskriver de nuværende sammenhænge med en tidsforsinkelse på op til 1-2 år, og tilpasser sig data, så man finder de optimale sammenhænge inden for denne periode. Tidsforsinkelser på mere end to år beskrives ikke af modellerne, men kan analyseres ved at se på residualer, se fx Markager og Storm (2006). De statistiske teknikker til at udvælge forklaringsvariable og identificere den optimale model er blevet udviklet over tid, men det grundlæggende koncept er det samme. Resultaterne er angivet som procent ændring i den parameter, der beskriver miljøtilstanden pr. procent ændring i tilførslen af kvælstof eller fosfor. I denne rapport har vi sammenstillet de beregnede effekter af ændrede kvælstoftilførsler for en række fjorde.

2.5 Bestemmelse af 'årsag-til-effekt' kæden

Til bestemmelse af sammenhængene fra kvælstoftilførsler fra land til koncentrationer i vand, og videre til lysforhold og ålegræssets dybdeudbredelse har vi benyttet data fra det nationale overvågningsprogram (Fig. 2.5.1).

Figur 2.5.1. Kort over målestationer i Skive Fjord og nabobredninger, Horsens Fjord og Odense Fjord. Stationer hvor der er målt koncentrationer af næringssalte og klorofyl samt lysforhold er afbildet med grønt, mens ålegræsstationer er vist med røde nuancer, som samtidig angiver ålegræssets dybdeudbredelse.



Uorganisk opløst kvælstof (dissolved inorganic nitrogen = DIN) er beregnet som summen af de målte koncentrationer af ammonium, nitrat og nitrit. Størstedelen af det partikulære kvælstof i vandsøjlen (PON) udgør

res af planktonalger, idet vi ser bort fra zooplankton og dødt organisk materiale, som udgør en mindre del, og PON er derfor beregnet ud fra målinger af klorofyl ved at anvende et middelforhold på 50 mellem kulstof og klorofyl i alger samt Redfield forholdet, som angiver forholdet mellem kvælstof og kulstof i alger. Et mål for det opløste organiske kvælstof er derfor fundet ved at trække DIN og PON fra den totale kvælstofkoncentration (TN).

I Limfjorden er ligeledes målt suspenderet stof (SS), og den organiske del af det suspenderede stof (glødetab i SS), hvorved den uorganiske del af SS kan beregnes. Udviklingen i disse fraktioner af kvælstof og SS over tid er fundet ud fra en generel lineær model (GLM), som beskriver de observerede værdier som funktion af hvilken station, hvilken måned og hvilket år, målingen er foretaget (Carstensen et al. 2006). Ud fra GLM modellen bestemmes årsmidler, som repræsenterer et middel over alle stationer i fjorden samt de måneder, som er valgt (alle måneder for årsmidler og marts-september for sommermidler). Den tidlige udvikling for de enkelte komponenter er vist i Bilag 2.

2.5.1 Relation mellem N tilførsler og koncentrationer

Sammenhængen mellem tilførsler fra land og kvælstofkoncentrationer i fjordene er bestemt ved følgende regressionsmodel:

$$N\text{-konc} = \text{område} + N\text{-tilførsel} \times \text{område},$$

hvor første led beskriver et område-specifikt skæringspunkt og andet led en område-specifik lineær relation til tilførslen. Regressionsmodellen beskriver, hvordan N koncentrationerne i fjordene varierer fra år til år afhængigt af tilførslen fra land med en koefficient (hældning), som udtrykker fjordens følsomhed overfor N-tilførslen. Skæringspunktet udtrykker koncentrationen i den vandmasse, som fjorden udveksler med. For at gøre modellen mere robust, er de område-specifikke skæringspunkter slået sammen, hvis de ikke var statistisk forskellige, og såfremt der er en logisk forklaring på, hvorfor områderne har samme skæringspunkt.

Årsmidlerne er omregnet til sommermidler ud fra etablerede empiriske relationer.

2.5.2 Relation mellem N fraktioner og lyssvækkelse

Lys antages at aftage eksponentielt med dybden med en diffus lyssvækkelseskoefficient (K_d), som afhænger af vandets sammensætning. Rent vand og opløst organisk stof (~ DON) absorberer lyset, hvorimod partikulært stof (~ PON) dels spreder lyset og dels – fx via fytoplankton absorberer lyset. Uorganiske partikler har normalt en minimal absorption og vil derfor kun sprede lyset. DIN derimod hverken absorberer eller spreder lys i det fotosyntetiske aktive område (PAR). K_d er bestemt ud fra målte lysprofiler ned gennem vandsøjlen og er modelleret vha. en generel model anvendt på alle fjorde:

$$K_d = K_{w+ss-uorg} + K_{DON} * DON + K_{PON} * PON,$$

hvor $K_{w+uorg-ss}$ er den samlede lyssvækkelse pga. vandet selv og suspenderede uorganiske stof, K_{DON} er lyssvækkelseskoefficienten for DON, og K_{PON} er lyssvækkelseskoefficienten for PON. For Skive Fjord og naboområdet, hvor der er målt uorganisk SS (SS_{uorg}), er modellen udvidet, så den skelner mellem lyssvækkelse af vand selv og lyssvækkelse pga. suspenderet uorganisk stof :

$$K_d = K_w + K_{DON} * DON + K_{PON} * PON + K_{SS} * SS_{uorg}$$

Disse modeller er bestemt vha. multipel lineær regression baseret på enkeltobservationer, og middel lyssvækkelsen i sommerperioden er beregnet ved at indsætte middelniveauerne for DON og PON i de fundne regressioner. Den generelle model er anvendt i scenarieberegningerne, hvorimod modellen med SS, som er mere specifik, bruges til at vurdere anvendeligheden af den generelle model.

2.5.3 Relation mellem lyssvækkelse og sigtddybde

Lyssvækkelsen kan omsættes til sigtddybde ved anvendelse af Preisendorfer (1986):

$$Z_{SD} = \frac{-\ln(I_{SD} / I_0)}{(\alpha + K_D)}$$

hvor tæller er logaritmen til lysintensiteten ved sigtddybden delt med lysintensiteten ved overfladen, α er svækkelsen af det retningsbestemte lys og K_D er den diffuse lyssvækkelseskoefficient. Den retningsbestemte lyssvækkelse blev bestemt som en sæsonvarierende parameter. Parametrene i modellen bestemmes vha. ikke-lineær regression.

2.5.4 Relation mellem sigtddybde og ålegræssets udbredelsesdybde

Ålegræssets dybdegrænse afhænger af lyset (Duarte 1991, Sand-Jensen and Borum 1991, Dennison et al. 1993, Duarte et al. 2007), så vi forventer at ålegræsset kan vokse til en dybde proportional med middel sigtddybden i vækstperioden (marts – september). Imidlertid måles sigtddybden ikke sammen med ålegræstransekterne, og derfor kan der være en forskydning mellem de lysforhold, som findes ved ålegræstransekterne, og de lysforhold, som måles på vandkemistationerne, som typisk er placeret i de dybere dele af fjordene (se Fig. 2.5.1.).

2.5.5 Scenarie beregninger for 'årsag-til-effekt' kæden

Med udgangspunkt i kvælstoftilførslerne for 2005-2008 benyttes de etablerede relationer i 'årsag-til-effekt' kæden til at estimere effekten af øgede kvælstoftilførsler fra land på 0,5%, 1%, 5% og 10%. Usikkerheden på estimerne er beregnet ved Monte Carlo simulering, hvor kun spredningen på parameterestimer i de etablerede modeller medtages sammen med den estimerede usikkerhed på input til relationen. Residualvariationen i de etablerede regressionsmodeller antages at repræsentere bestemmelsesusikkerheder på observationerne. Dette betyder, at den bestemte usikkerhed på N-fraktionerne i fjordene bidrager til at bestemme usikkerheden på K_D , som ligeledes bidrager til at bestemme usikkerheden på sigtddybden, som endelig bidrager til at bestemme usikkerheden på ålegræssets udbredelsesdybde.

3 Resultater

3.1 Tilførsler af vand og kvælstof til fjordene

Gennemsnitlige værdier for den landbaserede vand- og kvælstoftilførsel til de tre fjorde og samlet til kystvandene omkring Danmark for perioden 1990-2008 er vist i Tabel 3.1.1. Tilsvarende tal for de senere år (2005-2008) er vist i Tabel 3.1.2., hvilket er de basistilførsler, som benyttes til scenarieberegninger. Den arealspecifikke afstrømning af vand fra oplandene til de tre fjorde afviger ikke meget fra landsgennemsnittet (324 mm/år).

Tabel 3.1.1. Gennemsnitlige vand og kvælstofafstrømninger for perioden 1990-2008 fra oplandene til Skive Fjord, Horsens Fjord, Odense Fjord, samt landet som helhed. Kvælstofafstrømninger og koncentrationer er også fordelt på diffuse kilder og punktkilder.

	Skive Fjord	Horsens Fjord	Odense Fjord	Danmark
Vand				
Vandafstrømning ($10^6\text{m}^3 \text{år}^{-1}$)	851	176	308	13.945
Vandafstrømning (mm år^{-1})	324	339	291	324
Kvælstof (Tons N år^{-1})				
Total N	4.091	1.343	2.301	78.000
Punktkilder	247	182	300	10.500
Diffus	3.844	1.162	2.000	67.200
Kvælstof ($\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)				
Total N	15,6	25,9	21,7	18,1
Kvælstof (mg N l^{-1})				
Total	4,8	7,7	7,5	5,6
Punktkilder	0,3	1,1	1,1	0,8
Diffus	4,5	6,6	6,4	4,8

Den arealspecifikke kvælstofafstrømning og kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand er mindst for oplandet til Skive Fjord. Også mindre end landsgennemsnittene, hvorimod såvel kvælstofkoncentrationerne som den arealspecifikke kvælstofafstrømning er lidt højere end landsgennemsnittet for Odense Fjord og Horsens Fjord (Tabel 3.1.1 og 3.1.2).

For alle tre fjorde – og landet som helhed – gælder, at kvælstof udledt med spildevand på årsbasis kun udgør en lille andel af den samlede landbaserede kvælstoftilførsel. I perioden 2005-2008 udgjorde spildevandsandelen således mellem 5% og 13% af kvælstoftilførslen (Tabel 3.1.2). I sommermåneder, hvor vandtilførslen og dermed kvælstoftilførslen fra diffuse kilder er lav, udgør kvælstof udledt med spildevand dog en betydelig del af den samlede kvælstoftilførsel, lejlighedsvist mere end halvdelen.

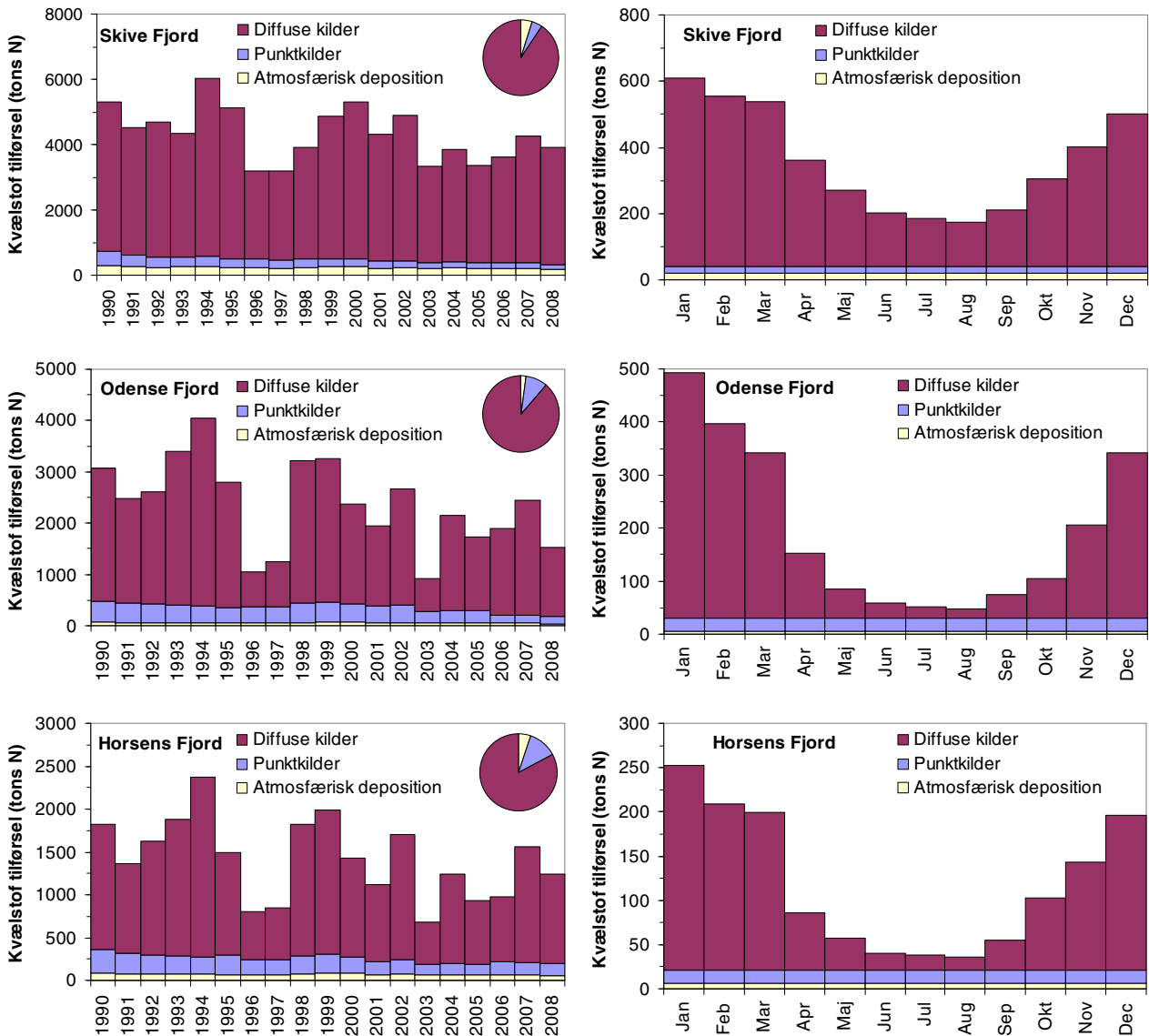
Tabel 3.1.2. Som Tabel 3.1.1 men for perioden 2005-2008

	Skive Fjord	Horsens Fjord	Odense Fjord	Danmark
Vand				
Vandafstrømning ($10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$)	882	185	331	14.821
Vandafstrømning (mm år^{-1})	336	357	312	344
Kvælstof (Tons N år^{-1})				
Total N	3.600	1.120	1.850	65.800
Punktkilder	170	142	172	5.900
Diffus	3.420	976	1.680	59.900
Kvælstof ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$)				
Total N	13,7	21,6	17,4	15,2
Kvælstof (mg N l^{-1})				
Total	4,1	6,1	5,6	4,4
Punktkilder	0,2	0,8	0,5	0,4
Diffus	3,9	5,3	5,1	4,0

Der kan dog være tale om en overestimering af kvælstoftilførslerne fra spildevand om sommeren, idet der som før nævnt er antaget en jævn fordeling af disse tilførsler over året. Der vil sandsynligvis være en vis sæsonvariation i disse udledninger med de mindste udledninger om sommeren.

I perioden siden 1990 har de årlige kvælstoftilførsler til de tre fjorde varieret i takt med variationer i vandafstrømningen, idet der ved stor vandafstrømning sker en forøget tilførsel af kvælstof fra diffuse kilder til vandløb fra det åbne land. Der er gennem perioden sket en reduktion i spildevandsudledningerne i oplandet til alle tre fjorde, ligesom der er sket et markant fald i de landbrugsrelaterede udledninger af kvælstof. Kvælstoftilførslerne vil som sagt det enkelte år være stærkt relateret til størrelsen af vandafstrømningen. Den generelle udvikling i kvælstoftilførslerne beregnet ud fra indholdet (koncentrationen) af kvælstof i det afstrømmende ferskvand til fjordene viser for alle 3 fjorde et markant fald, i perioden 1990-1994 sammenholdt med perioden 2005-2008. Dvs. der er sket et fald i den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i det tilførte ferskvand til alle fjorde. I oplandet til Skive Fjord beregnes et fald fra $5,7 \text{ mg N l}^{-1}$ til $4,1 \text{ mg N l}^{-1}$. I oplandet til Horsens Fjord sker der et fald fra $10,0 \text{ mg N l}^{-1}$ til $6,1 \text{ mg N l}^{-1}$. De tilsvarende tal for Odense Fjord beregnes til $9,6 \text{ mg N l}^{-1}$ og $5,6 \text{ mg N l}^{-1}$. Størsteparten af denne reduktion i kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende ferskvand forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede udledninger af kvælstof fra de dyrkede arealer. Der har dog også været en betydende effekt af den gennemførte spildevandsrensning gennem perioden, der har medvirket signifikant til det samlede fald i kvælstoftilførslerne til de tre fjorde.

Tilførslerne af kvælstof til de tre fjorde viser store udsving mellem årene og over året (Fig. 3.1.1). Det skal bemærkes at år-til-år variationer og sæsonvariationer i den diffuse tilførsel af kvælstof til Skive Fjord er mindre end for de to andre fjorde. For Odense Fjord og Horsens Fjord er den diffuse tilførsel af kvælstof om sommeren på niveau med tilførslen fra punktkilder og fra atmosfæren, mens den diffuse tilførsel dominerer hele året i Skive Fjord.

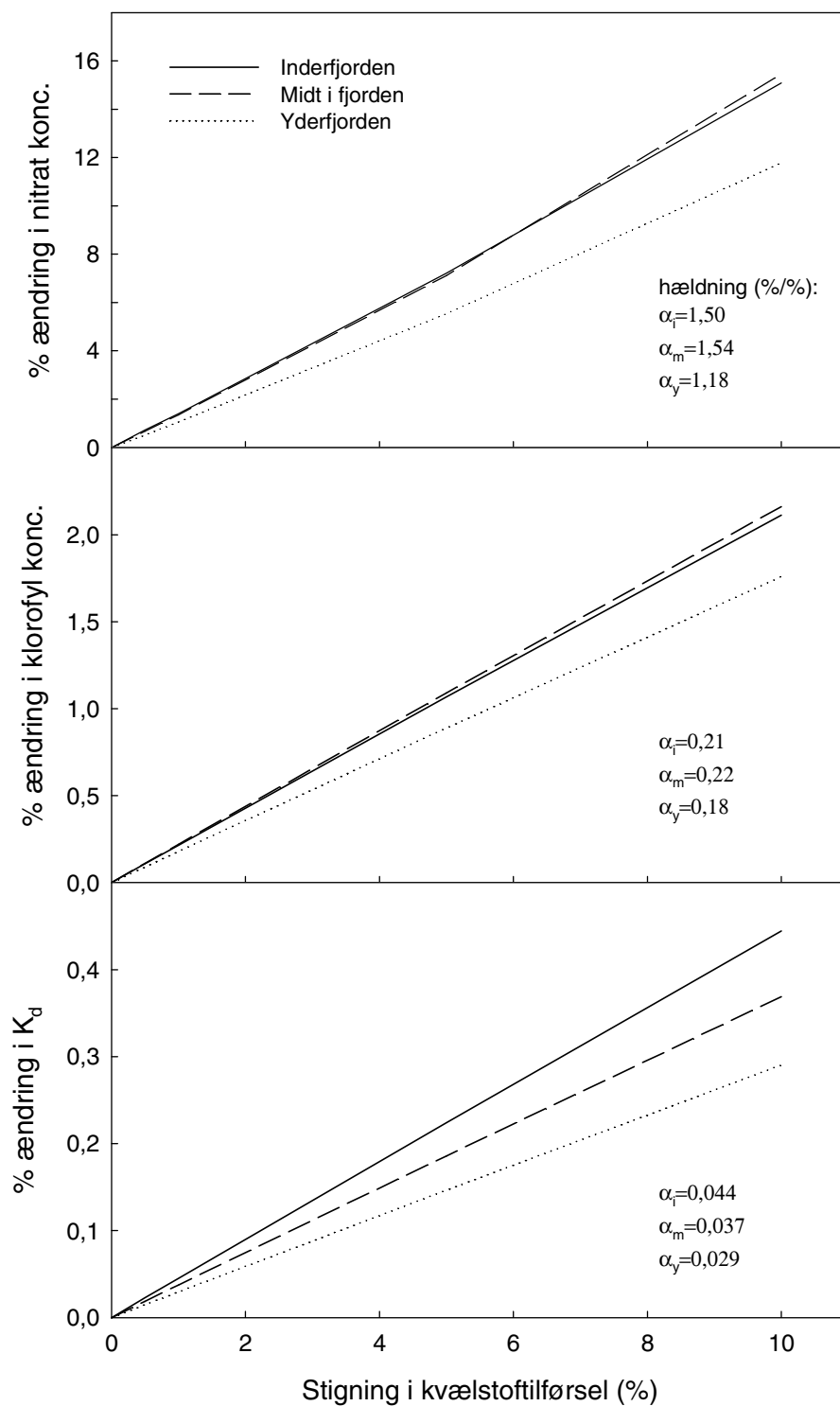


Figur 3.1.1. Trend, sæsonfordeling og opsplitning på kilder af kvælstoftilførslerne til Skive, Odense og Horsens Fjorde.

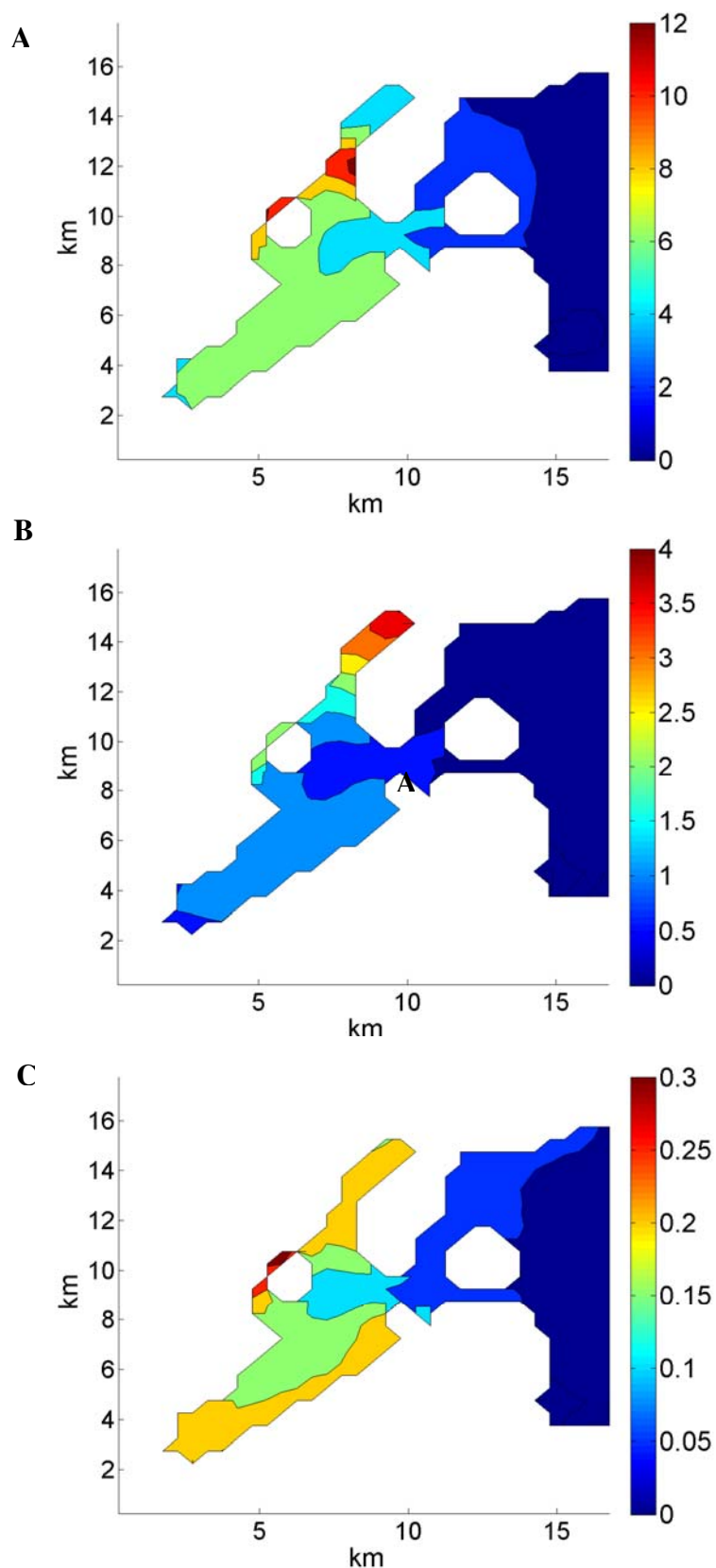
3.2 Scenarier med dynamisk model for Horsens Fjord

Scenarieløserne med den dynamiske model for Horsens Fjord viser en tilnærmet lineær sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og respons i fjorden (Fig. 3.2.1). For koncentrationer af nitrat og klorofyl er den relative ændring ens for Inderfjorden og Midtfjorden og marginalt lavere for Yderfjorden. For K_d aftager effekten af en ændring i kvælstoftilførslen gradvist ud gennem fjorden. Dette mønster ses også på Fig. 3.2.2., hvor effekten af en 5% ændring i kvælstoftilførslen er vist. Her skal der tages et forbehold for resultaterne i den nordlige del af fjorden, som er en blind del af fjorden pga. dæmningen ved Alrø, og hvor der ikke findes måledata. Modellen er derfor ikke kalibreret for dette område.

Figur 3.2.1. Sammenhænge mellem ændringer i kvælstoftilførsler og ændring i parametre for Horsens Fjord. — Inderfjorden (station 5790), - - - Midt i Fjorden (station 6089), ···· Yderfjorden (station 6489). α_i = hædningskoefficient (enhed: %ændring i parameter / %ændring i tilførsel).



Figur 3.2.2. Kort over den procentvise ændring i årsmidler i Horsens Fjord af (A) koncentrationen af uorganisk kvælstof (nitrat), (B) klorofyl koncentrationen og (C) den diffuse lyssvækkelseskoefficient (K_d) ved en 5% forøgelse af kvælstoftilførslen. Kortet er drejet mod nordvest i forhold til geografisk nord.



Resultaterne viser tydeligt, at effekten af en ændring i kvælstoftilførslerne er størst for nitrat koncentrationen, mindre for klorofyl koncentrationen og mindst for lyssvækkelsen. For Inderfjorden falder effekten per tilført enhed kvælstof således fra 1,5%/ for nitrat til 0,21%/ for klorofyl

og til kun 0,044%/ for K_d . Effekten af en ændring i kvælstoftilførslen bliver således mindre jo flere mekanismer, der er indskudt mellem kvælstoftilførsel og effekt. Selvom modellen ikke simulerer forekomsten af ålegræs, må det antages, at effekten på ålegræs vil være marginal, da lyssvækkelsen kun ændres meget lidt, mindre end 0,5%, hvis kvælstofkoncentrationen stiger 10%. De empiriske modeller viser også det mønster, at effekten af en ændring aftager 'op' gennem systemet (Tabel 3.3.1).

3.3 Empiriske sammenhænge mellem kvælstoftilførsler og miljøparametre for en række fjorde

Data fra en række tidligere analyser viser, at der er signifikant positive sammenhænge mellem tilførsler og kvælstof koncentrationer i de undersøgte fjorde (Tabel 3.3.1). Det samme gælder for klorofyl og lyssvækkelse, hvor højere kvælstofkoncentrationer giver mere klorofyl og en højere lyssvækkelse. En undtagelse er dog Horsens Yderfjord og Randers Inderfjord om foråret. For Randers Inderfjord skyldes den manglende sammenhæng at dette område er helt domineret af forholdene i Gudenåen, hvor både klorofyl og lyssvækkelse styres af fosfortilførslerne. For Horsens Fjord kender vi ikke forklaringen.

Tabel 3.3.1. Koefficienter for sammenhænge mellem tilførsler af kvælstof og ændring i parametre for en række danske fjorde. Parametrene er: total kvælstof koncentration (TN), sum af uorganiske kvæstoffraktioner (DIN), klorofyl koncentration (Chl), diffus svækkelses koefficient (K_d), sigtddybe (Sd) og fytoplanktonets areal primærproduktion (PP). Tal i parentes angiver de måneder som parameteren er beregnet for. i.d. betyder, at beregningen ikke er foretaget. Enheden er % ændring i parameter / % ændring i tilførsel.

	TN (1-12)	DIN (1-3)	DIN (5-10)	Chl1 (3-6)	Chl2 (7-9)	Kd1 (4-6)	Kd2 (7-9)	Sd1 (3-6)	Sd2 (7-10)
Nissum	0,73	0,76	1,26	1,09	0,39	i.d.	i.d.	-0,75	-0,19
Kaas	0,80	1,06	1,58	0,59	0,66	i.d.	i.d.	-0,28	0,00
Thisted	0,76	1,07	1,66	1,41	0,00	i.d.	i.d.	-0,67	-0,53
Løgstør	0,61	1,01	1,70	1,10	0,47	i.d.	i.d.	-0,27	-0,24
Lovns	0,37	0,72	0,74	0,00	0,50	i.d.	i.d.	-0,18	-0,47
Skive	0,40	0,94	1,00	0,53	0,00	i.d.	i.d.	-0,17	-0,38
Nibe	0,21	0,72	0,06	0,41	0,05	i.d.	i.d.	-0,20	-0,35
Mariager Fjord	0,36	i.d.	0,84	i.d.	i.d.	0,36	0,34	-0,27	-0,44
Randers Inderfjord	0,68	i.d.	0,51	0,83	0,87	0,00	0,20	i.d.	i.d.
Randers Yderfjord	0,62	i.d.	0,62	0,62	0,20	0,18	0,60	i.d.	i.d.
Horsens Inderfjord	0,66	i.d.	0,56	0,00	0,00	0,00	0,10	i.d.	i.d.
Horsens Yderfjord	0,62	i.d.	0,64	0,00	0,00	0,00	0,52	i.d.	i.d.
Middelværdi	0,57	0,90	0,93	0,60	0,29	0,11	0,35	-0,35	-0,33
Standard Afv.	0,19	0,16	0,52	0,48	0,31	0,16	0,21	0,23	0,17

Det generelle mønster er, at DIN-koncentrationerne viser de største procentvise ændring per procent ændring i kvælstoftilførsel, og dermed de største koefficienter; middelværdierne for både vinter og sommer koncentrationer er lidt over 0,9. Koefficienterne for vinterperioden er kun beregnet for Limfjorden, og ligger stabilt omkring $0,9 \pm 0,16$ (middel \pm standard afvigelse). For sommerperioden er det mere variabelt. Værdierne i den centrale og vestlige del af Limfjorden ligger højt, mellem 1,26 og 1,70, og en enkelt værdi ligger helt nede på 0,06 (Nibe Bredning). Antageligt er det sådan, at for områder med lave koncentrationer vil et yderligere fald i kvælstoftilførsel betyde en forholdsmæssig stor redukti-

on af koncentrationen. Således vil koefficienten ultimativt gå mod uendelig, hvis DIN-koncentrationen er tæt på nul.

Koefficienterne for TN er lavere end for DIN og ligger mellem 0,21 og 0,8 med en middelværdi på $0,57 \pm 0,19$. Det reflekterer at kun en mindre del af TN kommer med ferskvandstilførsler, idet der er en stor pulje af kvælstof bundet i opløst organisk stof (DON) og i sedimentet.

For klorofyl i forårsperioden er de fleste værdier mellem 0,41 og 1,41, men for tre områder er koefficienten nul, hvilket trækker middelværdien ned. Uden disse områder ville koefficienten være $0,82 \pm 0,35$. For sensommer perioden er værdierne generelt lavere. Også her er værdien nul eller tæt på nul for fem områder. Uden disse værdier ville koefficienten være $0,52 \pm 0,23$. De lavere værdier i sensommeren, og at flere områder ikke udviser en sammenhæng til kvælstoftilførslen skyldes, at de interne tilførsler fra sedimentet er høje i sensommeren pga. lave iltkoncentrationer, hvilket betyder, at klorofyl koncentrationen i højere grad styres af interne processer, som afspejler tidligere tiders kvælstoftilførsel, og kun i mindre grad er direkte koblet til de eksterne tilførsler. Her er det vigtigt at bemærke, at metoden kun tillader en tidsforsinkelse tilbage til januar måned året før observationen. Sammenhænge med større tidsforsinkelse er sandsynlige, men ikke indeholdt i modellerne.

Modellerne for lyssvækkelse er opstillet ud fra data for sigtdybde i Limfjorden og med K_d -data for de øvrige fjorde. For Mariager Fjord er der opstillet modeller både for K_d og for sigtdybde. Overordnet viser modellerne en svagere sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og lysrespons end mellem kvælstoftilførsel og koncentrationer af kvælstof og klorofyl; fra $0,11 \pm 0,16$ til $0,35 \pm 0,23$ (absolutte værdier, idet koefficienter for K_d og sigtdybde har modsat fortegn). For K_d er der en række fjorde, hvor der ikke er fundet en sammenhæng. Det skyldes, at fosfor er det primære begrænsende næringsstof i forårsperioden, og derfor dominerer sammenhænge til tilførslerne således, at der i nogle tilfælde ikke kan registreres en sammenhæng til kvælstof.

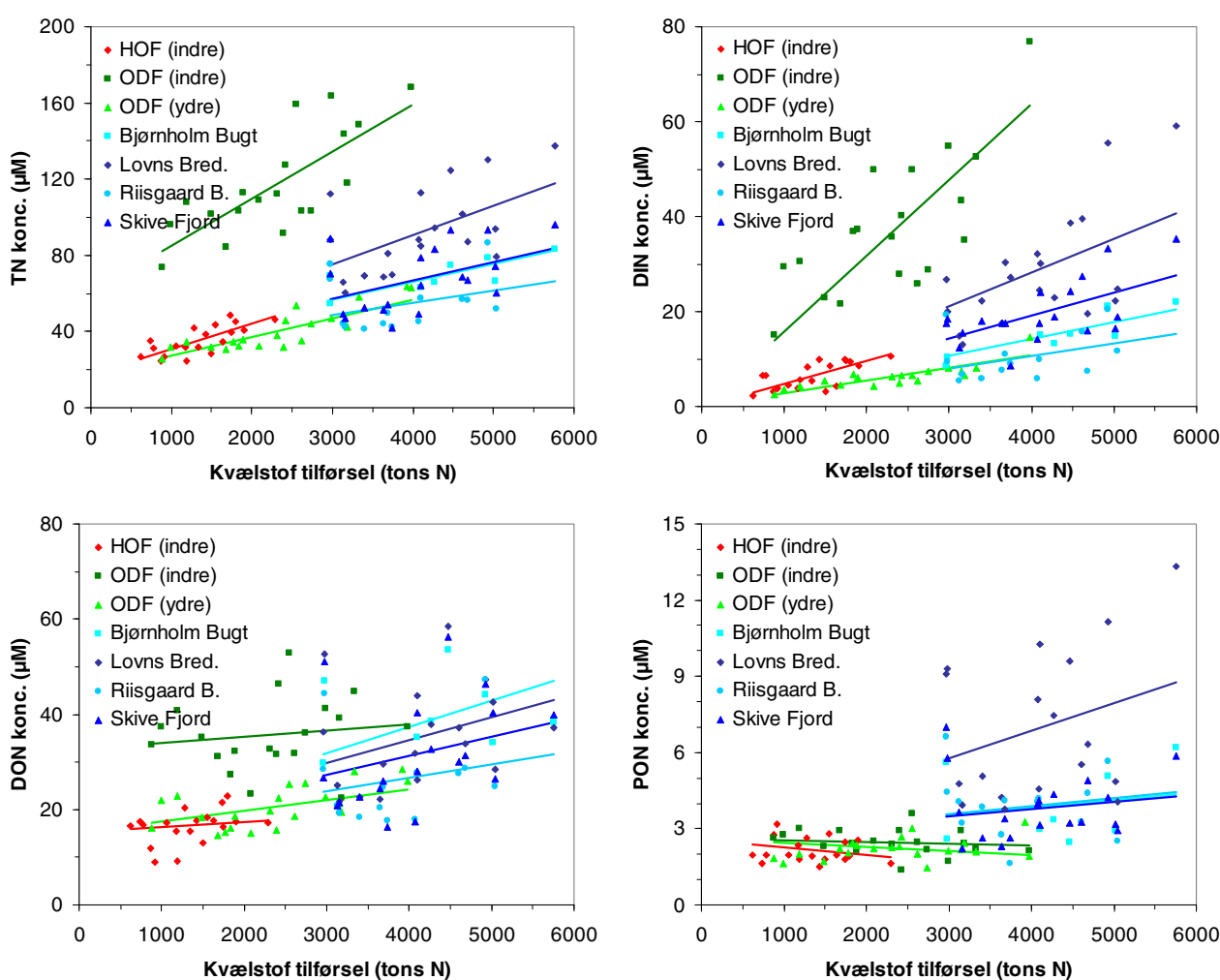
Samlet set er billedet, at koefficienterne falder fra DIN (0,91), TN (0,57), Chl (0,45) til lyssvækkelse (0,29). Den rækkefølge passer igen med, at effekten aftager jo længere henne af reaktionskæden, den befinder sig. DIN udgør ca. 80% af kvælstoftilførslerne og starter den kaskade af effekter som udgør eutrofiering.

3.4 Nye empiriske sammenhænge

For hvert af områderne Skive Fjord og nabobredninger, Horsens Fjord og Odense Fjord har vi, på baggrund af helt opdaterede dataserier, analyseret relationer mellem tilførsler af kvælstof og den totale mængde kvælstof (TN) samt forskellige puljer af kvælstof: opløst uorganisk kvælstof (DIN), opløst organisk kvælstof (DON), og partikulært organisk kvælstof (PON, Fig. 3.4.1). DON omfatter især hummusstoffer, der dels stammer fra nedbrydning af organisk stof i havet og dels stammer fra land. PON omfatter levende organiske partikler som plankton og døde organiske partikler (detritus), men er i denne analyse sidestillet med fytoplankton. Hældningen på de lineære regressioner mellem N-puljer og N-tilførsel

og dermed styrken af sammenhængene, samt information om signifikantniveau, er opsummeret i tabelform (Tabel 3.4.1.)

TN-koncentrationen viser en signifikant positiv sammenhæng med kvælstoftilførslerne i samtlige områder (Fig. 3.4.1, øverst tv.). Sammenhængene mellem kvælstoftilførsel og de enkelte kvælstofpuljer illustrerer, at det er DIN-puljen, der reagerer mest markant og signifikant på kvælstoftilførslen (fig. 3.3.1., øvrige paneler). DON-puljen reagerer også signifikant på kvælstoftilførslen i Limfjordsbassinerne men ikke i Horsens Fjord og Odense Fjord. PON-puljen reagerer signifikant på kvælstoftilførsel i Lovns Bredning; det samme gælder Skive Fjord og Risgårde Bredning, men her er der kun svagt respons, og de øvrige fjorde viser ingen signifikant sammenhæng. Dvs. i de fleste områder reagerer biomassen af fytoplankton ikke tydeligt på øget kvælstoftilførsel. Dette er i overensstemmelse med resultaterne i afsnit 3.3.



Figur 3.4.1. Koncentration af kvælstof i forskellige puljer som funktion af kvælstoftilførslen i Skive Fjord og nabobredninger i Limfjorden samt Horsens Fjord og Odense Fjord. Kvælstofpuljerne er: den totale mængde kvælstof (TN, øverste venstre panel), opløst uorganisk kvælstof (DIN, øverste højre panel), opløst organisk kvælstof (DON, nederste venstre panel) og partikulært organisk kvælstof (PON, nederste højre panel).

Tabel 3.4.1. Hældningen på den lineære regression mellem N-puljer (TN, DIN, DON, PON) og kvælstoftilførsel i Skive Fjord og naboområdet samt Horsens Fjord og Odense Fjord. *** $p < 0.001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0.05$.

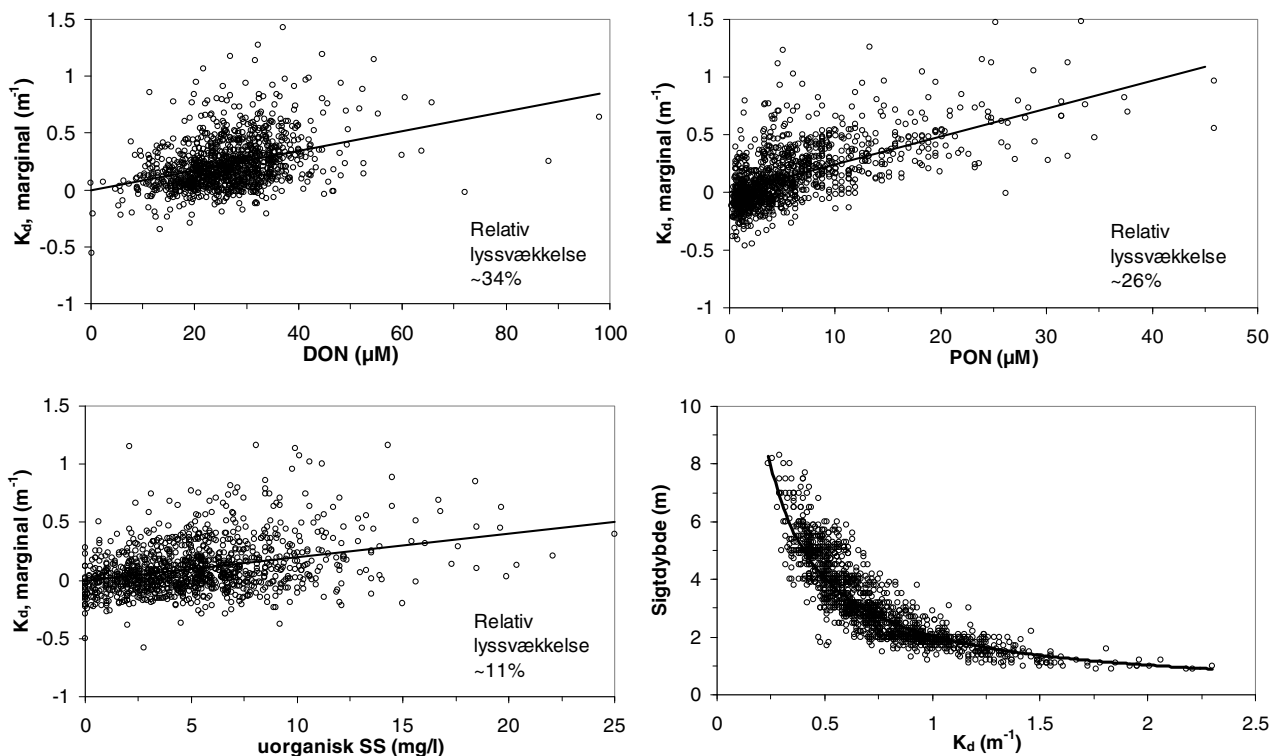
Område	TN ($\mu\text{M}/\text{tons N}$)	DIN ($\mu\text{M}/\text{tons N}$)	DON ($\mu\text{M}/\text{tons N}$)	PON ($\mu\text{M}/\text{tons N}$)
Skive Fjord	0.00944***	0.00479***	0.00400***	0.00029*
Lovns Bredning	0.01543***	0.00707***	0.00481***	0.00107***
Bjørnsholm Bugt	0.00928***	0.00353***	0.00552***	0.00031
Risgårde Bredning	0.00647*	0.00267***	0.00284*	0.00032*
Horsens Fjord	0.01334***	0.00478***	0.00108	-0.00032
Odense Fjord - indre	0.02475***	0.01594***	0.00135	-0.00007
Odense Fjord - ydre	0.00984***	0.00270***	0.00225	-0.00016

3.5 Lysdæmpning og kvælstofkoncentrationer i fjorde

Forrige afsnit viste, hvor høje koncentrationer af kvælstof en given tilførsel af kvælstof giver og hvordan kvælstoffet bliver fordelt mellem puljer af uorganisk kvælstof og opløst og partikulært kvælstof. Næste skridt er at finde ud af, hvor meget de enkelte puljer svækker lyset. Til det formål har vi opstillet modeller for lyssvækkelse.

For Skive Fjord var det muligt at splitte den samlede lyssvækkelse op i bidrag fra både opløst organisk kvælstof, partikulært organisk kvælstof, uorganisk suspenderet stof (SS_{uorg}) og et restbidrag, som kan tilskrives vandets egen-absorption. Data viste tydeligt, at lyssvækkelsen i vandsøjlen generelt stiger, når koncentrationen af DON, PON og SS_{uorg} stiger. DON stod for en væsentlig del af lyssvækkelsen (34%), mens PON og dermed fytoplankton, stod for 26%, suspenderet stof stod for 11%, og vandet selv stod for resten, nemlig 29% af lyssvækkelsen i Skive Fjord (Fig. 3.5.1.). Disse forhold repræsenterer forholdene på dybt vand midt i Skive Fjord. Det er sandsynligt, at SS_{uorg} har endnu større betydning for lyssvækkelsen på lavere vand, hvor ålegræsset gror, for SS skyldes i vid udstrækning resuspension af bundmateriale, som i høj grad er styret af vind-genereret bølgeeksponering og derfor stiger mod lavere vand. Lyssvækkelsen kan udtrykkes både i form af en samlet lyssvækkelseskoefficient (K_d) og i form af sigtddybde, idet sigtddybden falder eksponentielt med stigende K_d (Fig. 3.5.1.).

I de øvrige områder mangler der data for SS, så her er bidraget fra SS og vandet beregnet som en fælles komponent. For sammenlignelighedens skyld har vi også opstillet denne model for Skive Fjord. En sammenligning af de to forskellige modeller for Skive Fjord viser, at bidraget fra PON er en smule lavere i modellen, der inkluderer SS. Det skyldes, at PON og SS er korrelerede, da PON er beregnet ud fra koncentrationen af fytoplankton, og fytoplankton også indgår i SS. Noget af variationen i PON bliver forklaret af SS, når denne parameter også inddrages. I samtlige Limfjordsbassiner står DON og PON hver især for ca. 30% af lyssvækkelsen, mens uorganisk suspenderet stof og vandet i sig selv står for de resterende ca. 40% (Tabel 3.5.1.).



Figur 3.5.1. Lyssvækkelse (K_d) som funktion af koncentrationen af opløst organisk kvælstof (DON, øverst til venstre), partikulært organisk kvælstof (PON, øverst til højre) og uorganiske partikler (SS, nederst til venstre) i Skive Fjord. Betegnelsen 'Kd, marginal' betyder, at lyssvækkelsen for den enkelte komponent er beregnet, efter at der er taget højde for betydningen af de øvrige komponenter. Sigtdybden er også afbildet som funktion af K_d (nederst til højre).

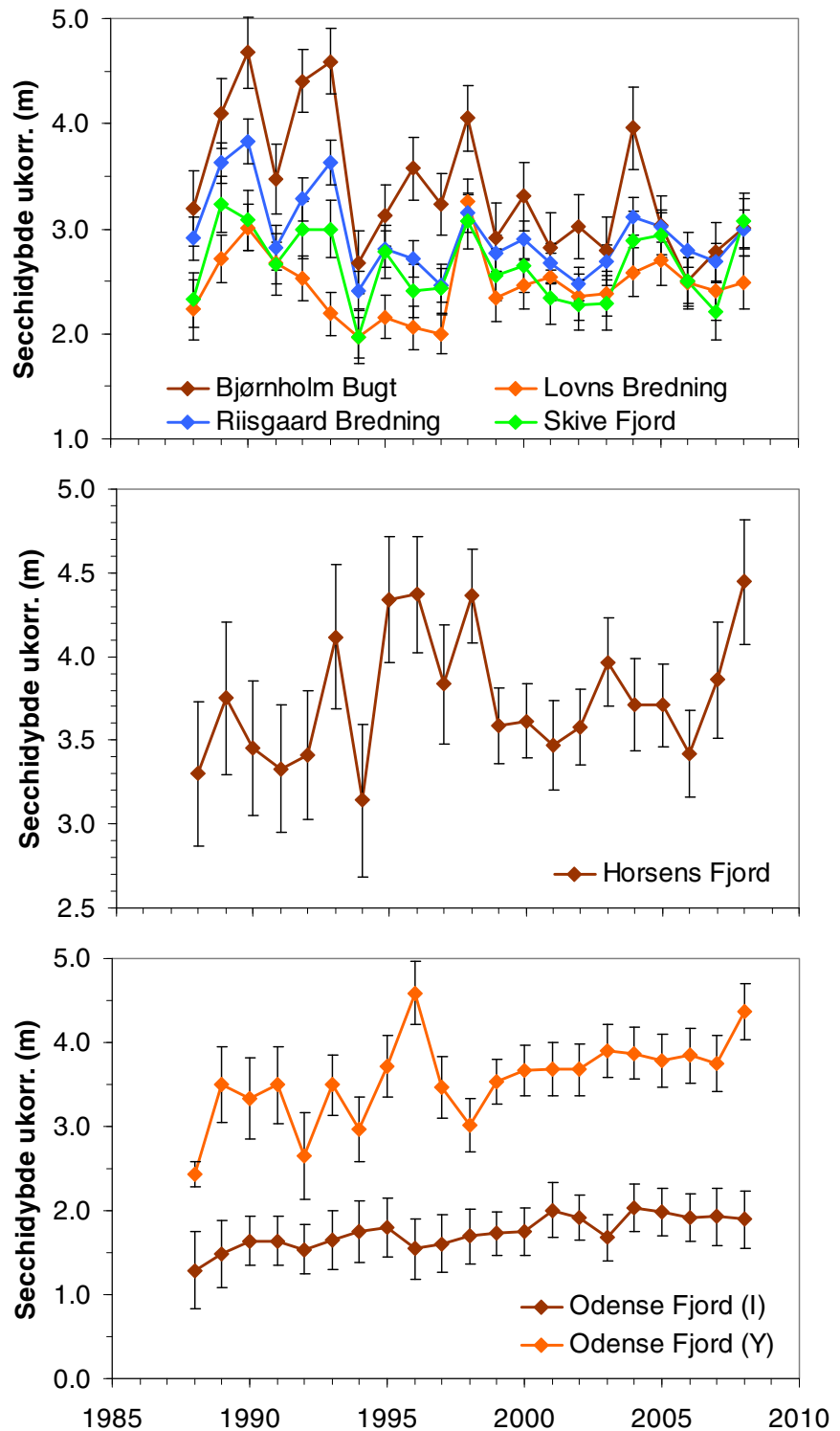
I Horsens Fjord og Odense Fjord bidrager PON, og dermed fytoplankton, derimod kun med godt tyve procent til lyssvækkelsen. I begge områder, særligt i Odense Fjord står det suspenderede uorganiske stof og vandet selv, for hovedparten af lyssvækkelsen (50% i Horsens Fjord, 60% i Odense Fjord). I Horsens Fjord er bidraget fra det opløste organiske kvælstof også betydeligt (28%), mens det er noget mindre i Odense Fjord (16%) (Tabel 3.5.1.).

Tabel 3.5.1. Relativ betydning af opløst organisk kvælstof (K_{DON}), partikulært organisk kvælstof (K_{PON}), suspenderet stof (K_{SS}) og vandet i sig selv (K_w) for den samlede lyssvækkelse (K_d) i Skive Fjord og nabobassiner, Horsens Fjord og Odense Fjord. For Skive Fjord var det muligt at beregne det specifikke bidrag fra hhv. suspenderet stof og vand, så her er der kørt to modeller – én hvor bidraget er splittet op og én, hvor det er samlet for de to komponenter. For de øvrige fjorde er bidraget fra SS og vand beregnet samlet.

Område	K_{DON} % bidrag til K_d	K_{PON} % bidrag til K_d	K_{SS} % bidrag til K_d	K_w % bidrag til K_d
Skive Fjord – (incl. SS)	33.9%	26.3%	10.6%	29.2%
Skive Fjord	26.6%	28.6%		44.8%
Lovns Bredning	30.6%	26.8%		42.6%
Risgårde Bredning	31.0%	31.2%		37.8%
Horsens Fjord	28.4%	22.1%		49.6%
Odense Fjord - ydre	16.0%	23.3%		60.7%

På trods af de seneste års reduktioner i kvælstoftilførslen er vandet ikke blevet markant klarere. I Limfjorden er der slet ingen tendens til bedre lysforhold – nogle områder har endda ringere sigtdybde nu end i starten af 1990'erne. Horsens Fjord har oplevet meget store fluktuationer i sigtdybden – de sidste par år i den rigtige retning, og Odense Fjords sigtdybde ser også ud til at have en svagt stigende tendens (Fig. 3.5.2).

Figur 3.5.2. Udvikling i sigtdybden (marts – september) i Skive Fjord og nabobassiner (øverst), Horsens Fjord (i midten) og Odense Fjord (nederst). Bjælkerne angiver 95% konfidensintervallet.



3.6 Lysmiljø og udbredelse af ålegræs

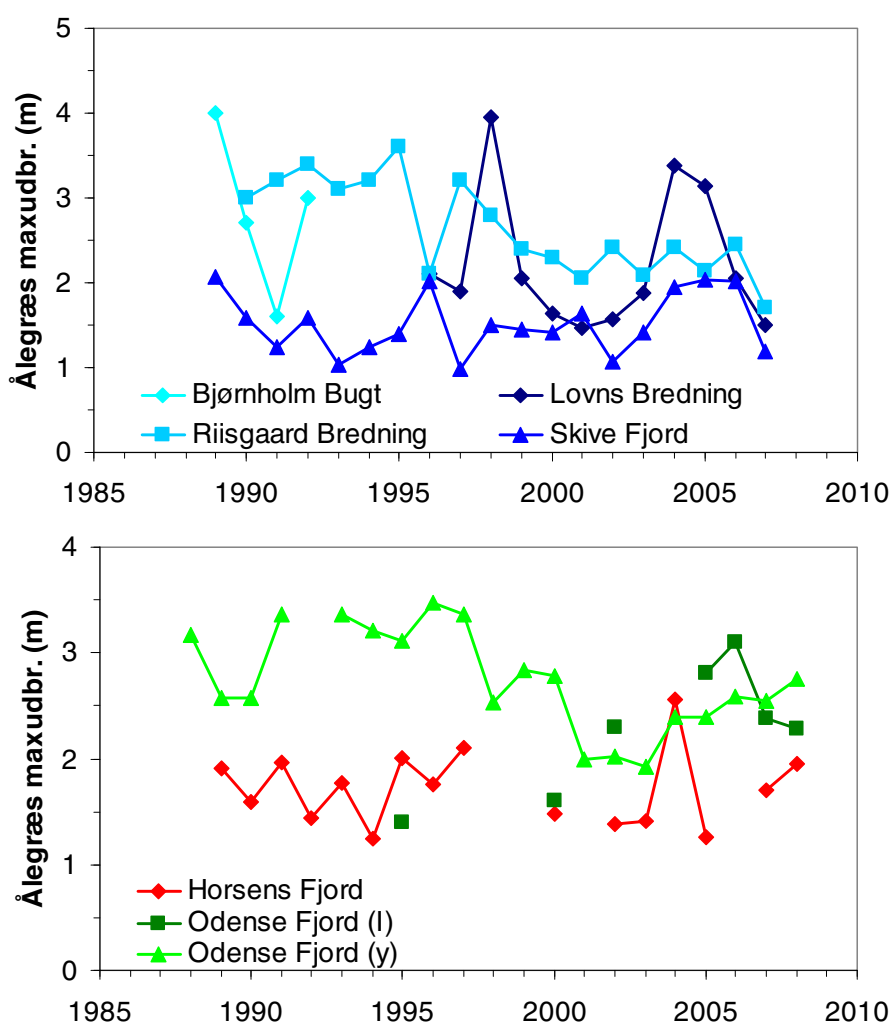
3.6.1 Ålegræssets dybdegrænse vs. lysforhold

Klarere vand er en helt afgørende forudsætning for, at ålegræsset kan sprede sig til dybere vand (se fx Duarte et al. 2007). Forrige afsnit viste, at vandet endnu ikke er blevet markant klarere i fjordene (Fig. 3.5.2.). I tråd med dette kan vi også konstatere, at ålegræsset, på trods af reduktioner i kvælstoftilførslen, endnu ikke har bredt sig mod dybere vand

hverken i Skive Fjord og nabobredninger, Horsens Fjord eller Odense Fjord (Fig. 3.6.1.).

Siden 1989 har ålegræssets kun vokset til ca. 1-2 m's dybde i Skive Fjord. I nabobredningerne Riisgårde Bredning og Bjørnholm Bugt voksede ålegræsset, specielt først i perioden, noget dybere, men udbredelsen er siden reduceret. I Lovns Bredning var dybdegrænsen på niveau med Skive Fjords, bortset fra i 1998, 2004 og 2005, hvor den var væsentligt dybere (Fig. 3.6.1, øvre panel). Ålegræsset i Horsens Fjord har vokset til ca. 1,5-2,5 m's dybde uden nogen tydelig positiv eller negativ udvikling i perioden 1989-2008. I den ydre del af Odense Fjord var dybdegrænsen 2,5-3,5 m frem til 2000, hvor efter den faldt brat til 2 m, og gennem de seneste år langsomt har vundet frem igen. Dybdegrænsen i Odense Fjords indre del har de seneste år været på samme niveau som i den ydre del (Fig. 3.6.1., nedre panel).

Figur 3.6.1. Ålegræssets dybdegrænse i Skive Fjord og nabobredninger i Limfjorden (øvre panel) samt i Odense Fjord og Horsens Fjord (nedre panel) gennem perioden 1988-2008.

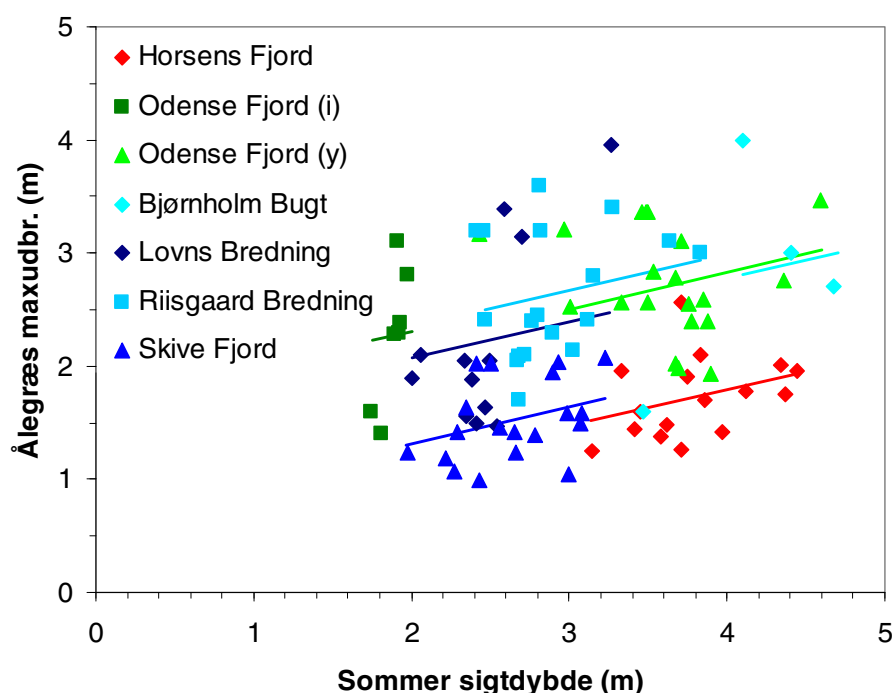


I de tre fjordområder viser ålegræssets dybdegrænse en signifikant positiv sammenhæng med sigtddybden i sommerperioden. Men sammenhængen er svag (lin. reg., $p=0.0074$, $R^2=0.52$, Fig. 3.6.2). Modellen forklarer 52% af variationen i ålegræssets dybdegrænse ud fra ændringer i lysforholdene, og en forbedring i sigtddybden på 1 m, giver kun ca. 30 cm dybere dybdegrænser (hældningen af den lineære regression er 0.32). Den svage sammenhæng kan bl.a. skyldes, at sigtddybden i de undersøgte områder fluktuerer meget (se Fig. 3.5.2) og derfor ikke giver ålegræsset

mulighed for at udvikle stabile bestande på dybere vand. Ålegræssets rekolonisering tager nemlig tid – uanset om den foregår via frø eller ved vegetativ spredning fra eksisterende bestande. Herudover kan andre faktorer påvirke ålegræssets vækst og overlevelse (se senere).

Der er signifikant forskel mellem områderne, således at en given sigt- dybde resulterer i lidt forskellige dybdegrænser for ålegræs i de forskellige fjorde, der indgår i undersøgelsen. Horsens Fjord og Skive Fjord har ikke alene de mindste dybdegrænser for ålegræs, men også de mindste dybdegrænser for en given sigt dybde. Dette kan selvfølgelig skyldes forskelle i hvor godt målestationerne for sigt dybde repræsenterer lysforholdene på ålegræstransekterne, men der er også eksempler fra litteraturen på, at ålegræsset tilsyneladende har større lyskrav i områder, hvor dybdeudbredelsen er begrænset. En global undersøgelse viser, at havgræssets lyskrav stiger fra klare, næringsfattige områder mod mere turbide, næringsrige områder: Havgræsenge med en dybdegrænse på 30 m har et lyskrav på ca. 12% af overfladeindstrålingen, enge med en dybdegrænse på 5 m har et lyskrav på ca. 33% af overfladeindstrålingen mens enge med en dybdegrænse på 1 m har et lyskrav på ca. 45% af overfladeindstrålingen (Duarte et al. 2007). Andre undersøgelser i danske kystområder viser også relativt høje lyskrav for ålegræs (24-28%) ved en middeldybdegrænse på 3,5 m (Krause-Jensen et al. subm.). Disse lyskrav er væsentligt større end ålegræssets lyskrav i laboratoriet, der svarer til ca. 11% af overfladeindstrålingen (Olesen 1993). De større lyskrav i felten, og specielt i mere næringsrige områder, kan hænge sammen med større tab og mere ustabile forhold her (se senere).

Figur 3.6.2. Ålegræssets maksimale dybdegrænse som funktion af sigt dybden i vækstperioden (marts – september).



For omkring 100 år siden, hvor kvælstoftilførslen var ca. 3,5 gange mindre end i dag, voksede ålegræsset dybt og var vidt udbredt i både Limfjorden, Horsens Fjord og Odense fjord (Tabel 3.6.1), ligesom det generelt var vidt udbredt i alle vores fjorde og kystområder, og dækkede de fleste af vores fjorde (Ostenfeld 1908, Krause-Jensen & Rasmussen 2009).

Tabel 3.6.1. Historiske data for ålegræssets dybdeudbredelse. Data er rapporteret i Krause-Jensen & Rasmussen 2009.

Område	År	Dybdegrænse	Reference
<i>Skive Fjord</i>			
- Skive Fjord (Lundø Hage)	1890	5,5 (n=1)	Rosenvinges noter
- Limfjorden generelt	1900	5,5	Ostenfeld 1908
- Skive Fjord/Lovns Bredning	1978	2,9 (n=4)	Bak 1979
<i>Horsens Fjord</i>			
- Vest for Alrø	1893	8	Rosenvinges noter
- Vest for Alrø	1893	11,5	Rosenvinges noter
<i>Odense Fjord</i>			
- Indenfor gabet og i Midskov Bugten	1900	5,6	Ostenfeld 1908

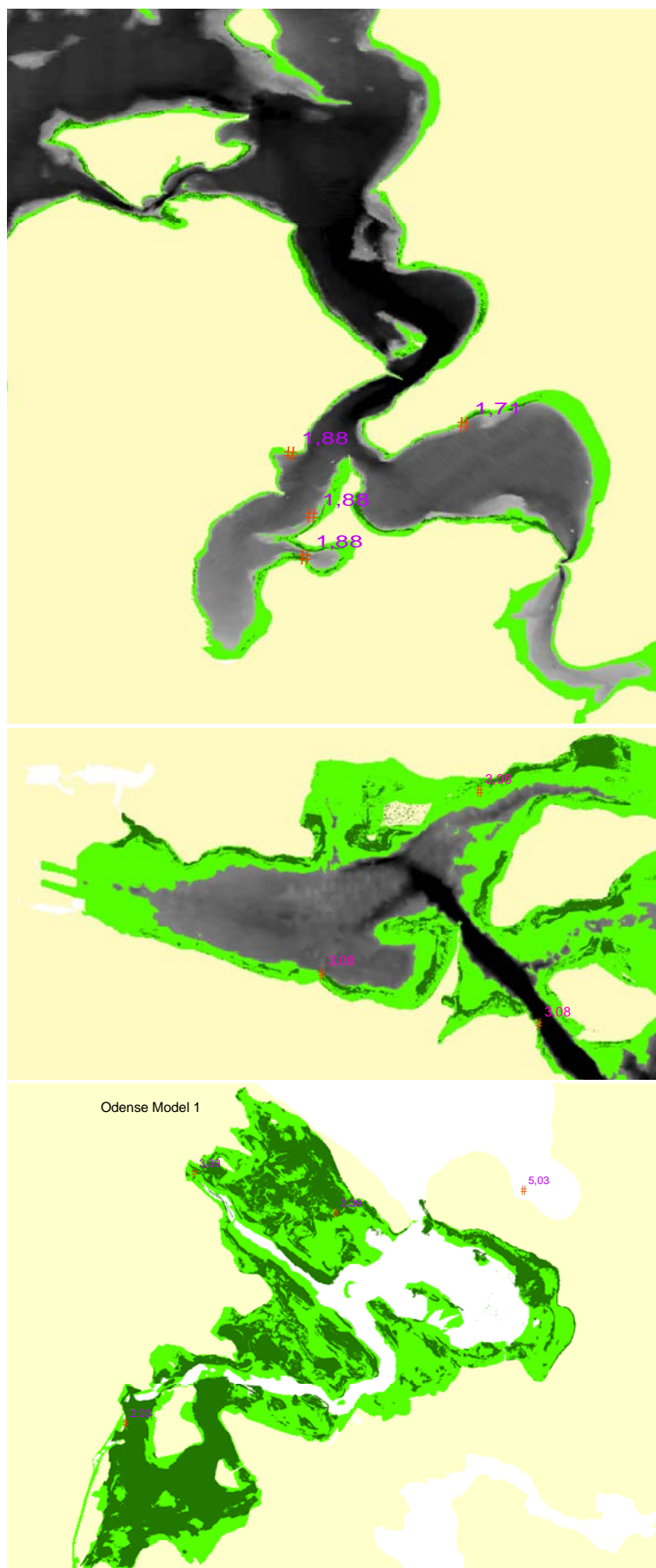
3.6.2 Ålegræssets udbredelsesareal

Ålegræssets nedre dybdegrænse afgrænser ålegræssets potentielle udbredelsesareal i en fjord. Dette areal er tidligere blevet modelleret for både Skive Fjord (og øvrige Limfjordsbassiner), Horsens Fjord og Odense Fjord ud fra en relation mellem sigtdybde og dybdegrænse (Fig. 3.6.3).

Desuden er ålegræssets faktiske arealudbredelse blevet opgjort for de tre områder ud fra billedanalyse af flyfotos fra perioden 1998-2000. Flyfotos viser, at ålegræsset kun findes som smalle bæltter langs kysterne og kun udgør en del af det potentielle udbredelsesareal (Fig. 3.6.3). Ålegræssets faktiske udbredelsesareal udgør kun op til ca. 20% af bunden på det helt lave vand (1-2 m) i Limfjorden, 10% i Horsens Fjord og 30% i Odense Fjord. På vanddybder dybere end 2 m er udbredelsesarealet væsentligt mindre, og ålegræsset er borte på vanddybder dybere end 4-5 meter (Fig. 3.6.4). Dvs. at ålegræsset har en meget begrænset udbredelse i fjordene.

Det er formentlig en kombination af faktorer som fysisk eksponering, ufavorable bundforhold og forekomst af iltsvind, der forhindrer ålegræsset i at dække hele det potentielle udbredelsesareal, hvor lyset burde være tilstrækkeligt for vækst. Begrænsningen af ålegræssets udbredelse er også en selvforstærkende proces, for når ålegræsset ikke længere dækker bunden, hvirvles bundmaterialet lettere op, og bidrager til at gøre vandet mere uklart, og begrænser dermed bestandene yderligere (Duarte 1995). Samtidig er det svært for nyspirede skud at etablere sig på en bar, eksponeret bund, hvor strøm og bølger kan udgøre en væsentlig mekanisk forstyrrelse. Data fra Limfjorden bekræfter, at betydelig resuspension af bundmateriale, udtrykt som høje koncentrationer af uorganisk suspenderet stof, er associeret med en begrænset udbredelse af ålegræs (Fig. 3.6.5). Tidligere undersøgelser har også vist, at suspenderet uorganisk stof i høj grad bidrager til at svække lyset i Limfjorden og dermed begrænse ålegræssets forekomst (Olesen 1996). Limfjorden og Horsens Fjord har også et betydeligt muslingefiskeri, hvor mindstedybden for muslingeskrab stort set falder sammen med dybden for ålegræs, hvilket kan forhindre en kolonisering til større dybder.

Figur 3.6.3. Ålegræssets arealudbredelse i Skive Fjord og nabobassiner i Limfjorden (øverste panel), Horsens Fjord (centrale panel) og Odense Fjord (nederste panel). Mørkegrøn markering viser arealudbredelsen bestemt ud fra billedanalyse af flyfotos taget i 1998/1999 (Limfjorden), 1999 (Horsens Fjord) og 2000 (Odense Fjord). Lysegrøn markering viser ålegræssets potentielle udbredelse beregnet ud fra den sigtdybde som er målt i dagdag (målt på stationerne markeret med rødt og efterfølgende interpoleret mellem disse): $Dybdegrænsen = 0.6578 * sigtdybde$. Fra Krause-Jensen et al. (2007).



Figur 3.6.4. Ålegræssets udbredelse i Limfjorden, Horsens Fjord og Odense Fjord bestemt ud fra billedanalyse af flyfotos og afbildet i procent af bundens samlede areal. Der er kun medtaget obs. ud til det dybeste interval, hvor dykkere har observeret ålegræs. Obs. fra større dybder skyldes uoverensstemmelse mellem de dybdemodeller, der er benyttet til at fremstille kort baseret på flyfotos og til at opgøre bundarealer. Fra Krause-Jensen et al. 2007.

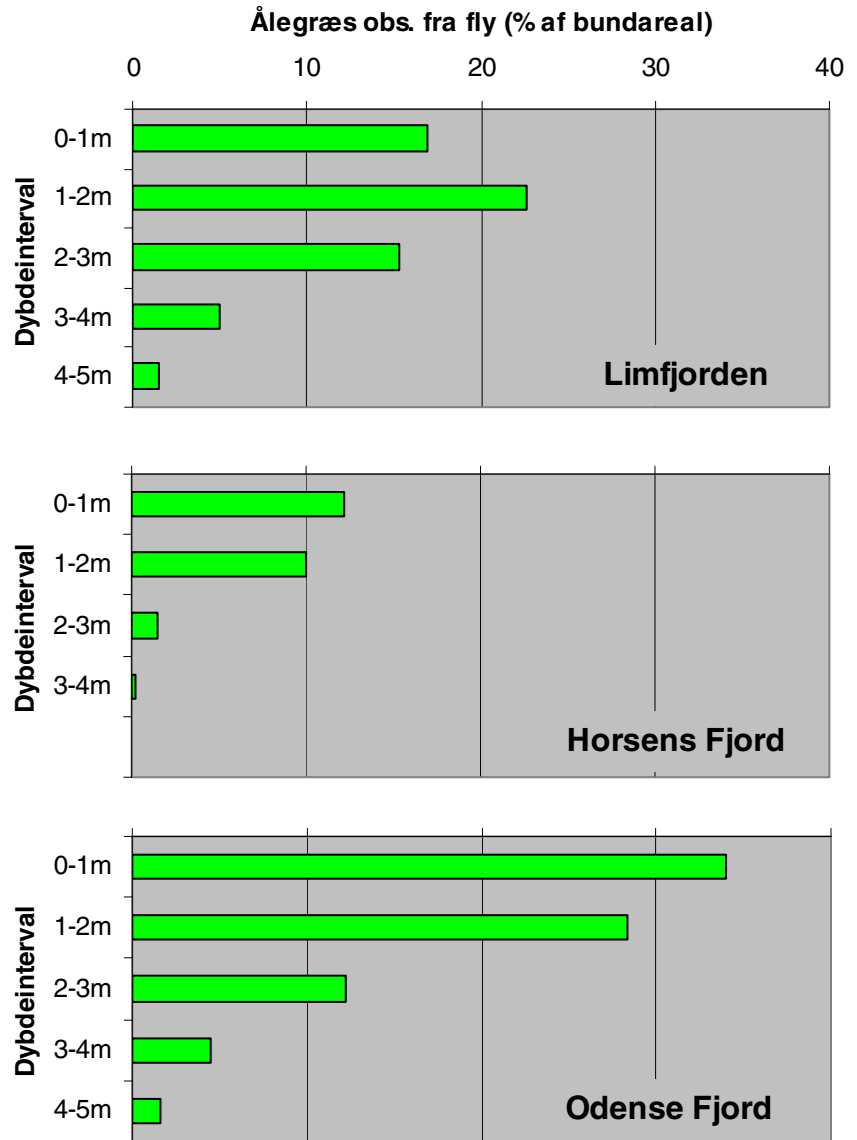
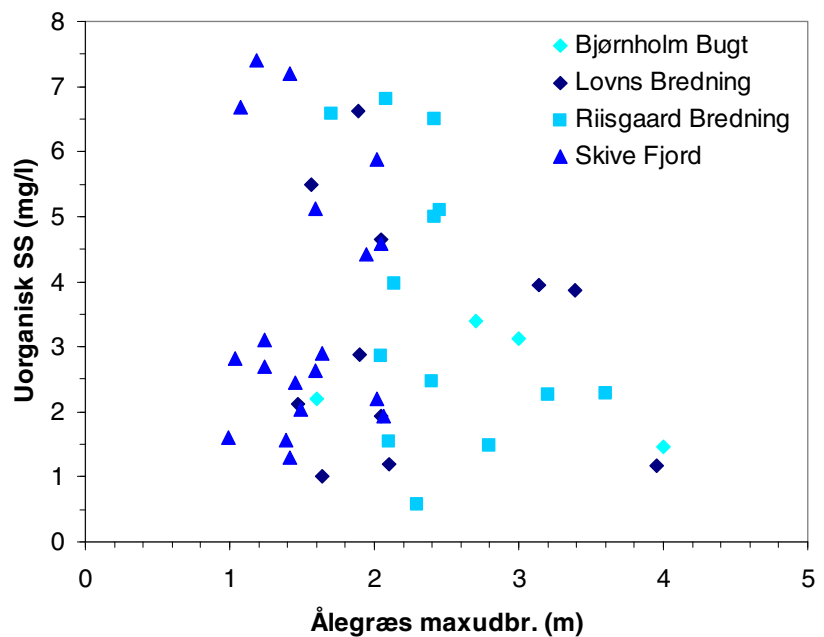


Fig. 3.6.5. Koncentrationen af uorganisk suspenderet stof som funktion af ålegræssets dybdeudbredelse på stationer i Limfjorden.



4 Diskussion

4.1 Scenarier

Dette afsnit viser scenarier for effekter af en stigning i N-tilførslen med hhv. 0,5%, 1%, 5% og 10% på baggrund af de nye empiriske modeller (beskrevet i afsnit 3.4 og 3.5) og de eksisterende empiriske modeller (beskrevet i afsnit 3.3). Disse scenarier kan sammenholdes med scenarierne baseret på den dynamiske model fra Horsens Fjord (afsnit 3.2).

4.1.1 Scenarier fra nye empiriske analyser

De fire scenarier er beregnet både som absolutte værdier og relativt til det nuværende niveau (Tabel 4.1.1). For DIN er der proportionalitet mellem tilførsler og koncentration (da de empiriske modeller ikke indeholder noget intercept), dvs. at øger man kvælstoftilførslen med 10%, så stiger DIN-koncentrationen 10%. DON-koncentrationen vil stige mellem 0,7% (Odense Inderfjord) og 6,3% (Bjørnholm Bugt), hvis kvælstoftilførslerne stiger 10%. I samme scenarium stiger koncentrationen af PON – som omfatter fytoplankton – fra 2,8% til 6,3% i Limfjordsbassinerne, mens den er uændret i Horsens og Odense Fjord, dvs. at i Horsens Fjord og Odense Fjord stiger koncentrationen af fytoplankton ikke, selvom kvælstoftilførslen stiger. Samlet set stiger den samlede kvælstofkoncentration (total kvælstof, TN) 4,5-7,6%, når kvælstoftilførslen stiger 10%, men som nævnt påvirkes de enkelte kvælstofpuljer forskelligt, og fjordene udviser markante indbyrdes forskelle.

Lyssvækkelsen reagerer generelt svagere end koncentrationerne af kvælstof på en given ændring i kvælstoftilførslen. Hvis kvælstoftilførslen stiger 10% svækkes lyset i Limfjorden omkring 2-3%, mens det i Horsens Fjord og Odense Fjord svækkes mindre end 0,5%. Den maksimale udbredelse af ålegræs, som bl.a. afhænger af lyset, reagerer derfor også kun svagt (0,2% til 1.1% reduktion) ved en 10% stigning i tilførslerne (Tabel 4.1.1.).

I næsten alle scenarier er usikkerheden på beregningen større end den forventede effekt af øgede tilførsler af kvælstof. Dette betyder at vi ikke nødvendigvis er i stand til at måle den negative effekt af den øgede tilførsel på alle variable. På den anden side betyder det også, at der kan være en større negativ effekt end den i middel forventede. Usikkerheden skyldes et utilstrækkeligt datamateriale, samt at disse empiriske analyser kun beskriver de vigtigste sammenhænge og dermed er en tilnærmet model for økosystemets respons. På trods af usikkerheden på den forventede effekt af en mindre stigning i tilførslen af kvælstof, bekræfter analysen, at der er en signifikant negativ effekt på fjordene af en øget kvælstoftilførsel.

Tabel 4.1.1. Scenarier der beskriver hvordan en stigning i kvælstoftilførslen på hhv. 0,5%, 1%, 5% og 10% påvirker koncentrationen af uorganisk kvælstof (DIN, μM), opløst organisk kvælstof (DON, μM), partikulært organisk kvælstof (PON, μM) – i denne analyse lig med fytoplankton, og totalt kvælstof (TN, μM), samt vandets klarhed udtrykt som den samlede lys-svækkelse i vandsøjlen (K_d , m^{-1}), sigtdybden (m) og endelig ålegræssets maksimale dybdegrænse (Max udbr., m). Scenarierne er vist for Skive Fjord og nabobredninger, Horsens Fjord (middel for 4 stationer, se Fig. 2.5.1) og Odense Fjord. Scenarierne er gennemført ud fra nye empiriske modeller udviklet i dette studium. Tallene viser absolutte værdier for de enkelte parametre og tallene i parentes viser den procentvise ændring i parameteren i forhold til 0% scenariet.

	Limfjorden				Horsens Fjord	Odense Fjord		
	Bjørnholm Bugt	Risgårde Bred.	Skive Fjord	Lovns Bredning		Yderfjord	Inderfjord	
DIN	0,0%	9,0±1,2	5,8±0,8	10,6±0,7	16,8±0,7	2,2±0,4	2,0±0,4	13,6±0,5
	0,5%	9,0±1,2 (0,5%)	5,8±0,8 (0,5%)	10,7±0,7 (0,5%)	16,9±0,7 (0,5%)	2,2±0,4 (0,5%)	2,0±0,4 (0,5%)	13,7±0,5 (0,5%)
	1,0%	9,1±1,3 (1,0%)	5,8±0,8 (1,0%)	10,7±0,7 (1,0%)	17,0±0,7 (1,0%)	2,3±0,4 (1,0%)	2,1±0,4 (1,0%)	13,8±0,5 (1,0%)
	5%	9,4±1,3 (5,0%)	6,0±0,8 (5,0%)	11,1±0,8 (5,0%)	17,7±0,8 (5,0%)	2,3±0,4 (5,0%)	2,1±0,4 (5,0%)	14,3±0,5 (5,0%)
	10%	9,9±1,4 (10,0%)	6,3±0,9 (10,0%)	11,7±0,8 (10,0%)	18,5±0,8 (10,0%)	2,5±0,5 (10,0%)	2,2±0,4 (10,0%)	15,0±0,5 (10,0%)
DON	0,0%	34,0±2,3	24,3±1,8	27,4±1,5	33,9±1,7	16,5±1,6	20,7±1,6	38,8±2,0
	0,5%	34,1±2,3 (0,3%)	24,4±1,8 (0,2%)	27,5±1,5 (0,3%)	34,0±1,8 (0,3%)	16,5±1,6 (0,1%)	20,8±1,6 (0,2%)	38,8±2,0 (0,0%)
	1,0%	34,2±2,3 (0,6%)	24,5±1,8 (0,5%)	27,6±1,5 (0,5%)	34,1±1,8 (0,6%)	16,5±1,6 (0,1%)	20,8±1,6 (0,3%)	38,8±2,0 (0,1%)
	5%	35,1±2,4 (3,2%)	24,9±1,8 (2,3%)	28,2±1,5 (2,7%)	35,0±1,8 (3,0%)	16,6±1,6 (0,7%)	21,1±1,6 (1,6%)	38,9±1,9 (0,4%)
	10%	36,2±2,5 (6,3%)	25,5±1,9 (4,6%)	28,9±1,6 (5,3%)	36,0±1,9 (6,1%)	16,8±1,7 (1,5%)	21,4±1,7 (3,2%)	39,1±1,8 (0,7%)
PON	0,0%	4,76±0,51	4,23±0,37	5,37±0,38	8,75±0,38	2,55±0,29	2,59±0,29	2,72±0,27
	0,5%	4,77±0,51 (0,2%)	4,23±0,37 (0,1%)	5,38±0,38 (0,2%)	8,78±0,38 (0,3%)	2,55±0,29 (0,0%)	2,59±0,29 (0,0%)	2,72±0,27 (0,0%)
	1,0%	4,78±0,51 (0,4%)	4,24±0,37 (0,3%)	5,39±0,38 (0,3%)	8,80±0,38 (0,6%)	2,55±0,29 (0,0%)	2,59±0,29 (0,0%)	2,72±0,27 (0,0%)
	5%	4,85±0,53 (1,8%)	4,29±0,39 (1,4%)	5,45±0,39 (1,6%)	9,03±0,39 (3,2%)	2,55±0,29 (0,0%)	2,59±0,29 (0,0%)	2,72±0,27 (0,0%)
	10%	4,93±0,55 (3,6%)	4,34±0,40 (2,8%)	5,54±0,41 (3,2%)	9,30±0,40 (6,3%)	2,55±0,29 (0,0%)	2,59±0,29 (0,0%)	2,72±0,27 (0,0%)
TN	0,0%	56,8±3,9	47,5±2,8	54,3±2,4	74,2±2,4	25,1±2,1	27,1±2,1	76,6±2,2
	0,5%	57,0±3,9 (0,3%)	47,6±2,8 (0,3%)	54,5±2,4 (0,3%)	74,5±2,4 (0,4%)	25,2±2,1 (0,3%)	27,2±2,1 (0,3%)	76,7±2,2 (0,2%)
	1,0%	57,2±3,9 (0,7%)	47,8±2,8 (0,6%)	54,6±2,4 (0,7%)	74,7±2,4 (0,8%)	25,3±2,1 (0,5%)	27,3±2,1 (0,6%)	76,9±2,2 (0,4%)
	5%	58,8±3,9 (3,4%)	48,9±2,8 (3,0%)	56,1±2,4 (3,3%)	77,0±2,4 (3,8%)	25,8±2,1 (2,6%)	27,9±2,0 (2,9%)	78,3±2,1 (2,2%)
	10%	60,7±4,0 (6,8%)	50,4±3,0 (6,0%)	57,9±2,4 (6,7%)	79,8±2,4 (7,6%)	26,4±2,1 (5,2%)	28,7±2,0 (5,7%)	80,0±2,0 (4,5%)
K_d	0,0%		0,59±0,04	0,80±0,06	0,88±0,06	0,51±0,03	0,57±0,05	
	0,5%		0,59±0,05 (0,1%)	0,80±0,06 (0,1%)	0,88±0,06 (0,2%)	0,51±0,03 (0,0%)	0,57±0,05 (0,0%)	
	1,0%		0,59±0,05 (0,2%)	0,80±0,05 (0,2%)	0,88±0,06 (0,3%)	0,51±0,03 (0,0%)	0,57±0,05 (0,0%)	
	5%		0,60±0,05 (1,0%)	0,80±0,06 (1,0%)	0,89±0,06 (1,6%)	0,51±0,03 (0,2%)	0,57±0,05 (0,2%)	
	10%		0,60±0,05 (2,1%)	0,81±0,06 (2,0%)	0,91±0,07 (3,2%)	0,52±0,03 (0,4%)	0,57±0,05 (0,5%)	
Sigt dybde	0,0%		3,20±0,26	2,50±0,23	2,16±0,17	3,45±0,25	3,41±0,33	
	0,5%		3,20±0,27 (-0,1%)	2,50±0,22 (-0,1%)	2,15±0,17 (-0,2%)	3,45±0,24 (-0,0%)	3,41±0,34 (-0,0%)	
	1,0%		3,19±0,27 (-0,2%)	2,50±0,21 (-0,2%)	2,15±0,17 (-0,3%)	3,45±0,25 (-0,0%)	3,41±0,34 (-0,0%)	
	5%		3,17±0,27 (-0,9%)	2,48±0,22 (-1,0%)	2,12±0,17 (-1,5%)	3,44±0,24 (-0,2%)	3,40±0,34 (-0,2%)	
	10%		3,14±0,28 (-1,8%)	2,45±0,22 (-2,0%)	2,09±0,18 (-3,0%)	3,44±0,24 (-0,3%)	3,40±0,33 (-0,4%)	

Max udbr.	0,0%	2,74±0,86	1,47±0,68	2,12±0,63	1,62±0,97	2,64±0,92
	0,5%	2,74±0,85 (-0,0%)	1,47±0,68 (-0,1%)	2,12±0,60 (-0,1%)	1,62±0,98 (-0,0%)	2,64±0,92 (-0,0%)
	1,0%	2,74±0,85 (-0,1%)	1,47±0,69 (-0,1%)	2,12±0,62 (-0,1%)	1,62±0,94 (-0,0%)	2,64±0,92 (-0,0%)
	5%	2,73±0,86 (-0,3%)	1,46±0,70 (-0,6%)	2,11±0,62 (-0,5%)	1,61±0,95 (-0,1%)	2,64±0,93 (-0,1%)
	10%	2,72±0,82 (-0,7%)	1,46±0,68 (-1,1%)	2,10±0,60 (-1,0%)	1,61±0,97 (-0,2%)	2,63±0,95 (-0,2%)

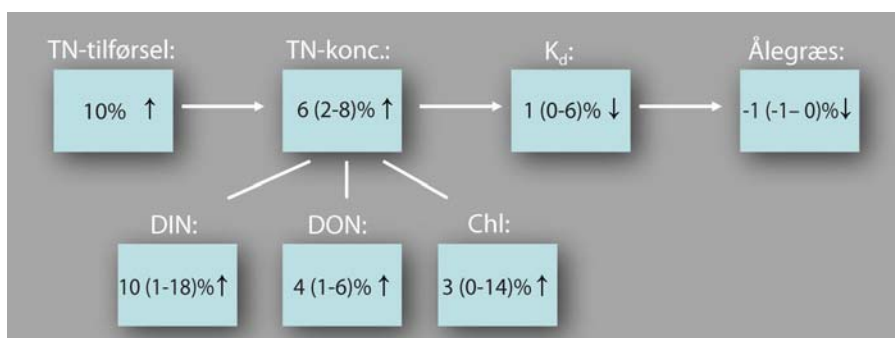
4.1.2 Scenarier baseret på tidligere empiriske modeller

De 4 scenarier for øget kvælstoftilførsel er også gennemregnet med de tidligere udviklede modeller (Tabel 4.1.2). For de 7 områder af Limfjorden viser resultaterne en tydeligt aftagende effekt af ændrede tilførsler fra sommer DIN-koncentrationen til vinter DIN-koncentrationen, til TN-koncentrationen og klorofyl koncentrationer i forsommeren. Klorofyl koncentrationer i sensommeren og sigtddybde, specielt i sensommeren, er mindst påvirket.

For de andre fjorde er effekten af en ændring ca. den samme på TN og DIN-koncentrationerne og på niveau med, hvad man ser for TN-koncentrationer i Limfjorden, dvs. ofte omkring en 6% ændring ved en 10% ændring i tilførslerne. For de øvrige parametre skiller Horsens Fjord sig ud, idet der ikke kan registres nogen effekt på klorofyl koncentrationer og K_d -værdierne i forsommeren af ændrede tilførsler.

4.1.3 Samlet mønster for scenarier

Samlet set er mønsteret for scenarierne det samme for de tre forskellige metoder. Koncentrationer af uorganisk kvælstof stiger, i nogle tilfælde med mere end 10% ved en 10% forøgelse af tilførslerne. Koncentrationerne af TN stiger mindre, ofte omkring 5-6%, og effekterne på klorofyl og især lyssvækkelse og ålegræs er minimale, normalt mindre end 3%, og i nogle tilfælde ikke registrerbare (Fig. 4.1.3.). Effekten af stigninger i tilførslerne på 0,1%, 1% og 5% er tilsvarende mindre. Der er mindre afvigelser mellem metoderne, men niveau og rækkefølgen af parametrenes følsomhed er ens for alle metoder. Der er også nogle forskelle mellem områderne. Effekterne er typisk mest markante i de mindst eutrofierede områder, fx de vestlige og centrale dele af Limfjorden, mens områder som Horsens Fjord og Odense Inderfjord er så påvirkede af næringsstoffer, at mindre ændringer i tilførslerne, som de fire udvalgte scenarier, ikke påvirker systemet i særlig grad.



Figur 4.1.3. Opsumming af scenarier for effekter af en 10% stigning i kvælstoftilførsel (TN-input) på koncentrationerne af total-kvælstof (TN-konc), opløst uorganisk kvælstof (DIN), opløst organisk kvælstof (DON) og partikulært organisk kvælstof (PON, som især repræsenterer fytoplankton og dermed klorofyl (chl)) samt lyssvækkelse (K_d) og ålegræssets dybdeudbredelse (ålegræs). Pil opad indikerer en stigning i parameteren, mens pil nedad indikerer et fald i parameteren. Baseret på scenarier for Skive Fjord og nabobredninger, Horsens Fjord og Odense Fjord på baggrund af nye empiriske analyser (Tabel 4.1.1.)

Tabel 4.1.2. Scenarier der beskriver hvordan en stigning i kvælstoftilførslen på hhv. 0.5%, 1%, 5% og 10% påvirker koncentrationerne af uorganisk kvælstof (DIN), totalt kvælstof (TN), klorofyl samt vandets klarhed, udtrykt som den samlede lyssvækkelse i vandsøjlen (Kd) og sigtdybden, og endelig ålegræssets dybdegrænse. Scenarierne er vist for 7 områder af Limfjorden, samt stationer i tre østjyske fjorde. Scenarierne er beregnet med eksisterende empiriske modeller udviklet i tidligere studier. Tal i parentes angiver de måneder som parameteren er beregnet for. i.d. betyder, at beregningen ikke er foretaget. Enheden er % ændring i parameter / % ændring i tilførsel.

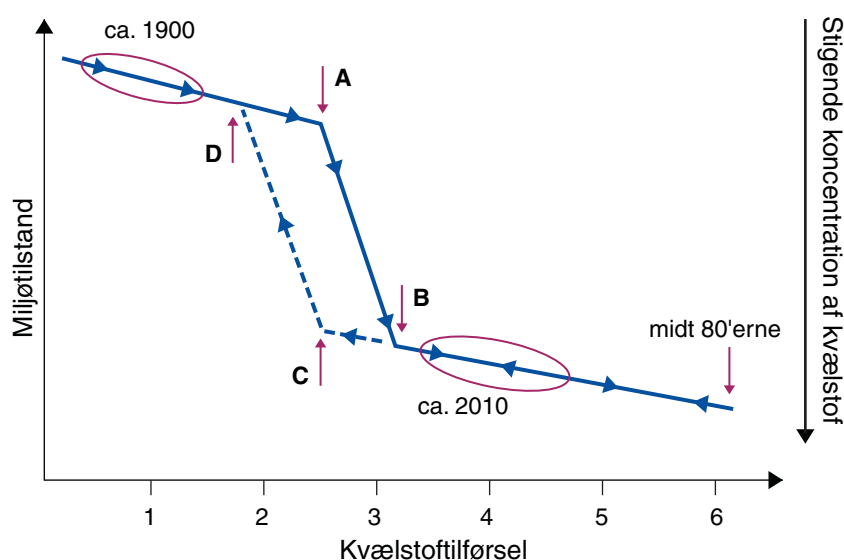
		TN(1-12)	DIN(1-3)	DIN(5-10)	Chl1(3-6)	Chl2(7-9)	Kd1(4-6)	Kd2(7-9)	Sd1(3-6)	Sd2(7-10)
Nissum	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	i.d.	i.d.	-0,1	0,0
	1	0,7	0,8	1,3	1,1	0,4	i.d.	i.d.	-0,8	-0,2
	5	3,7	3,8	6,3	5,5	2,0	i.d.	i.d.	-3,8	-1,0
	10	7,3	7,6	12,6	10,9	3,9	i.d.	i.d.	-7,5	-1,9
Kaas	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	i.d.	i.d.	0,0	0,0
	1	0,8	1,1	1,6	0,6	0,7	i.d.	i.d.	-0,3	0,0
	5	4,0	5,3	7,9	3,0	3,3	i.d.	i.d.	-1,4	0,0
	10	8,0	10,6	15,8	5,9	6,6	i.d.	i.d.	-2,8	0,0
Thisted	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	i.d.	i.d.	-0,1	-0,1
	1	0,8	1,1	1,7	1,4	0,0	i.d.	i.d.	-0,7	-0,5
	5	3,8	5,4	8,3	7,1	0,0	i.d.	i.d.	-3,4	-2,7
	10	7,6	10,7	16,6	14,1	0,0	i.d.	i.d.	-6,7	-5,3
Løgstør	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	i.d.	i.d.	0,0	0,0
	1	0,6	1,0	1,7	1,1	0,5	i.d.	i.d.	-0,3	-0,2
	5	3,1	5,1	8,5	5,5	2,4	i.d.	i.d.	-1,4	-1,2
	10	6,1	10,1	17,0	11,0	4,7	i.d.	i.d.	-2,7	-2,4
Lovns	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	i.d.	i.d.	0,0	0,0
	1	0,4	0,7	0,7	0,0	0,5	i.d.	i.d.	-0,2	-0,5
	5	1,9	3,6	3,7	0,0	2,5	i.d.	i.d.	-0,9	-2,4
	10	3,7	7,2	7,4	0,0	5,0	i.d.	i.d.	-1,8	-4,7
Skive	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	i.d.	i.d.	0,0	0,0
	1	0,4	0,9	1,0	0,5	0,0	i.d.	i.d.	-0,2	-0,4
	5	2,0	4,7	5,0	2,7	0,0	i.d.	i.d.	-0,9	-1,9
	10	4,0	9,4	10,0	5,3	0,0	i.d.	i.d.	-1,7	-3,8
Nibe	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	i.d.	i.d.	0,0	0,0
	1	0,2	0,7	0,1	0,4	0,1	i.d.	i.d.	-0,2	-0,4
	5	1,1	3,6	0,3	2,1	0,3	i.d.	i.d.	-1,0	-1,8
	10	2,1	7,2	0,6	4,1	0,5	i.d.	i.d.	-2,0	-3,5
Mariager Fjord	0,1	0,0	i.d.	0,1	i.d.	i.d.	0,0	0,0	0,0	0,0
	1	0,4	i.d.	0,8	i.d.	i.d.	0,4	0,3	-0,3	-0,4
	5	1,8	i.d.	4,2	i.d.	i.d.	1,8	1,7	-1,4	-2,2
	10	3,6	i.d.	8,4	i.d.	i.d.	3,6	3,4	-2,7	-4,4
Randers Inderfjord	0,1	0,1	i.d.	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	i.d.	i.d.
	1	0,7	i.d.	0,5	0,8	0,9	0,0	0,2	i.d.	i.d.
	5	3,4	i.d.	2,6	4,2	4,4	0,0	1,0	i.d.	i.d.
	10	6,8	i.d.	5,1	8,3	8,7	0,0	2,0	i.d.	i.d.
Randers Yderfjord	0,1	0,1	i.d.	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	i.d.	i.d.
	1	0,6	i.d.	0,6	0,6	0,2	0,2	0,6	i.d.	i.d.
	5	3,1	i.d.	3,1	3,1	1,0	0,9	3,0	i.d.	i.d.
	10	6,2	i.d.	6,2	6,2	2,0	1,8	6,0	i.d.	i.d.
Horsens Inderfjord	0,1	0,1	i.d.	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	i.d.	i.d.
	1	0,7	i.d.	0,6	0,0	0,0	0,0	0,1	i.d.	i.d.
	5	3,3	i.d.	2,8	0,0	0,0	0,0	0,5	i.d.	i.d.
	10	6,6	i.d.	5,6	0,0	0,0	0,0	1,0	i.d.	i.d.
Horsens Yderfjord	0,1	0,1	i.d.	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	i.d.	i.d.
	1	0,6	i.d.	0,6	0,0	0,0	0,0	0,5	i.d.	i.d.
	5	3,1	i.d.	3,2	0,0	0,0	0,0	2,6	i.d.	i.d.
	10	6,2	i.d.	6,4	0,0	0,0	0,0	5,2	i.d.	i.d.

Dette overordnede mønster kan forklares ud fra en række faktorer som fastholder systemet i en eutrofiert tilstand pga. en række negative tilbagekoblinger som modvirker ændringer. Dette er gennemgået i næste afsnit som indeholder en konceptuel model for udvikling af eutrofiering og tilbagevenden til god økologisk tilstand.

4.2 Konceptuel model for marin eutrofiering

Ud fra nye og tidligere analyser har vi opstillet en konceptuel model for marin eutrofiering af danske fjordsystemer (Fig. 4.2.1). Udgangspunktet er, at kvælstoftilførslerne til de danske farvande er steget omkring en faktor 6 mellem ca. år 1900 og 1980 (se boks 4.2.1). I samme periode har vi set en tydelig forringelse af miljøtilstanden (lodret akse – Fig. 4.2.1). Miljøtilstanden kan beskrives og måles på en række forskellige måder. I denne rapport er fokus på højere koncentrationer af kvælstof (total og uorganisk, højre akse), dårligere lysforhold og mindre udbredelse af ålegræs (venstre akse).

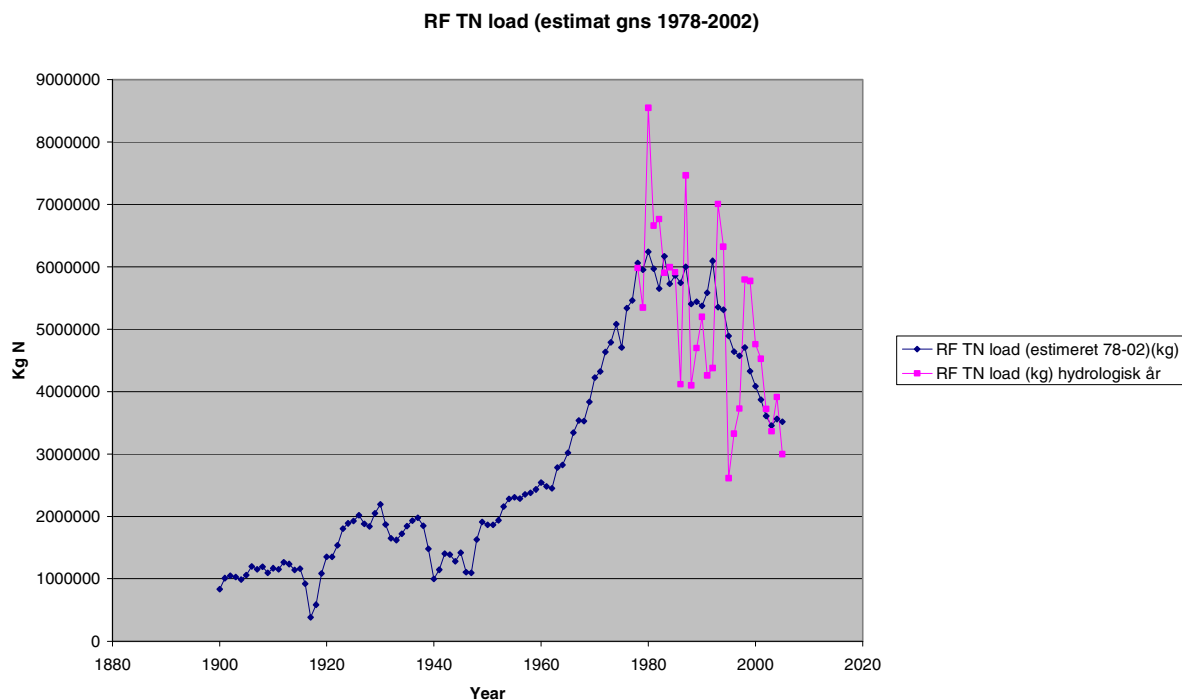
Figur 4.2.1. Konceptuel model for sammenhængen mellem kvælstoftilførsel og miljøtilstanden i danske fjorde.



Andre tegn på en ringere miljøtilstand er højere koncentrationer af planktonalger, større udbredelse af iltsvind ved bunden, større forekomst af opportunistiske makroalger og mindre bestande og diversitet af bundfauna. Endelig kan en del af tilbagegangen i stationære fiskebestande, fx af fladfisk, antagelig også tilskrives eutrofiering. Disse forhold er behandlet og dokumenteret i andre rapporter (fx Limfjorden i 100 år, Christiansen et al. 2006).

Det er dokumenteret, at miljøtilstanden i danske fjorde er relateret til tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor, hvor kun kvælstof er behandlet i denne rapport. Andre faktorer som fysisk forstyrrelse, fiskeri, miljøfremmede stoffer og højere temperaturer kan også påvirke miljøtilstanden, men i mindre grad end den ændring, som næringsstoffer har medført.

Boks 4.2.1 Historisk udvikling i kvælstoftilførslen. Nedenstående figur viser med data fra Randers Fjord, hvordan kvælstoftilførslerne er steget jævnt igennem perioden fra 1900 til ca 1980, kun afbrudt af en nedgang under de to verdenskrige. Fra 1980 er tilførslerne stagneret og fra midt i 90'erne er de faldet markant, men ligger dog stadig omkring 3,5 gange over tilførslerne omkring år 1900.



Kvælstoftilførsler til Randers Fjord (oplandet udgør ca 1/7 del af Danmarks Areal) fra år 1900 til 2005. Den blå kurve er beregnet ud fra overskuddet af kvælstof i dansk landbrug (tilførte mængder minus fraførsel ved afgrøder, Kyllingsbæk 2008) og skaleret til Randers Fjord (Sømod et al. 2009). Den røde kurve er målinger fra det nationale overvågningsprogram (Miljøcenter Århus).

Sammenhængene mellem kvælstoftilførsel og miljøtilstand er dog i mange tilfælde ikke lineære. Der kan ske en pludselig forringelse af miljøet, når en tærskelværdi for tilførsel af kvælstof overskrides (pil A, Fig. 4.2.1). Især to forhold kan forklare dette: tilbagegang/udryddelse af ålegræs og forekomsten af udbredt iltsvind.

Formodet kronologisk udvikling

Omkring år 1900 var ålegræs vidt udbredt i danske fjorde og kystområder og forekom de fleste steder ned til mellem 5 meters dybde i fjordene og ud til omkring 10 meters dybde eller mere i Bælthavet og Kattegat (fx Ostenfeld 1908). Historiske observationer af ålegræssets dybdeudbredelse er for nylig sammenstillet (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). Vi kender derimod ikke til udbredelse af iltsvind så langt tilbage i tid, men da ålegræs ikke tåler udbredt iltsvind, er det sandsynligt, at iltsvind kun forekom kortvarigt og især på dybt vand.

Fra år 1900 til ca. midt i 50'erne blev kvælstoftilførslen næsten fordoblet (se Boks 4.2.1). Det medførte antagelig højere koncentrationerne af kvælstof og fytoplankton. Det er dokumenteret, at bestanden af bunddyr og nogle fiskebestande steg i denne periode (Christiansen et al. 2006). Der er kun begrænset information om udviklingen i ålegræssets forekomst midt i århundredet, og billedet kompliceres af, at ålegræsset i 30'erne blev ramt af en sygdom, som reducerede bestanden markant.

På et tidspunkt steg hyppigheden og arealudbredelsen af iltsvind betydeligt, pga. den stadig større mængde organisk stof, som endte på havbunden i takt med de større udledninger af næringsstoffer. Iltsvind medfører en markant større frigørelse af næringsstoffer fra bunden, som igen stimulerer fytoplanktons produktion. Der blev således skabt en positiv tilbagekobling – feedback – som accelererede eutrofieringsprocessen, og gav en markant dårligere miljøtilstand over et lille interval af tilførsler – overgangen fra A til B på Fig. 4.2.1.

En af de væsentlige negative effekter var, at vandet blev uklart. Lyssvækkelsen steg, både direkte pga. de høje koncentrationer af fytoplankton og indirekte, fordi koncentrationerne af opløst organisk stof og detritus steg med den stigende produktion. Det uklare vand skyggede ålegræsset væk fra de dybere arealer og reducerede derved både dybdegrænsen og arealudbredelsen. Derved steg frekvensen og styrken af resuspensionshændelser, fordi ålegræs ikke mere dækkede størstedelen af arealerne med blød bund og derfor ikke kunne stabilisere bunden. Samtidig blev de suspendede partikler længere tid i vandfasen, da ålegræsbevoksningerne ikke længere virkede som 'sedimentationsfælder', der nedsatte vandbevægelsen, så partikler kunne sedimentere ud. Disse to forhold skaber en positiv tilbagekobling på lyssvækkelsen, idet partikler har en kraftig lysdæmpende effekt pga. af spredning af lyset, hvilket igen forstærker tilbagegangen af ålegræs og bidrager til at skabe det pludselige skift fra A til B på Fig. 4.2.1. Samtidig virker iltsvind og lyssvækkelse sammen, idet lave iltkoncentrationer kan være fatalt for ålegræs, og antagelig forårsage massedød af store bestande, specielt ved høje temperaturer (Rask et al. 2000, Greve et al. 2003).

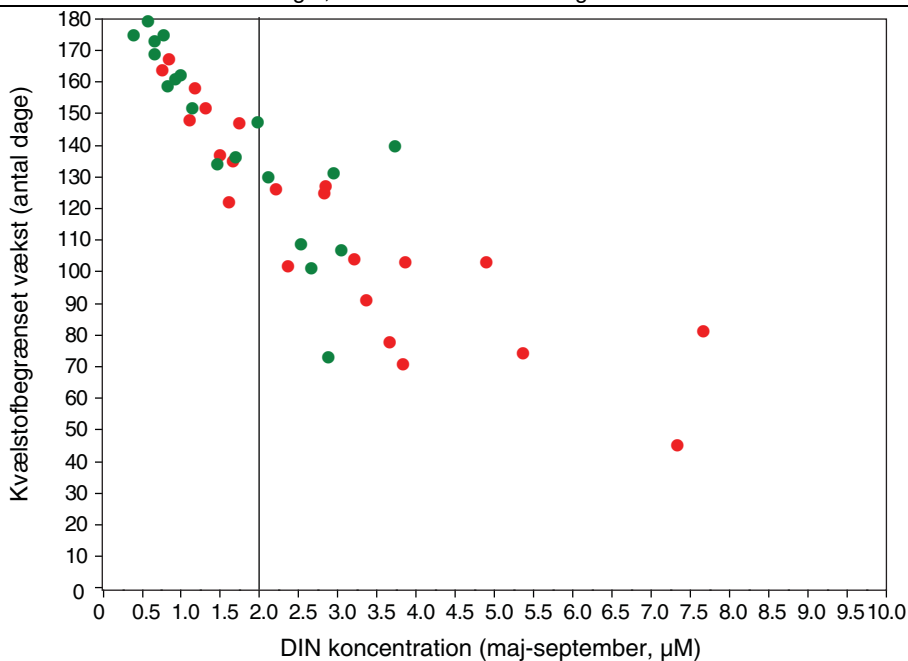
Endnu en faktor accelererer en begyndende tilbagegang af ålegræs. Udbredte ålegræsbestande optager og binder store mængder næringsstoffer, som derved ikke er tilgængelig for fytoplankton. Tilbagegang af ålegræsbestande betyder, at fytoplankton får flere næringsstoffer til rådighed og dermed en højere vækstrate. Tabel 4.2.1 viser en oversigt over mekanismer som har betydning for tilstandsændringer.

Tilstanden efter punkt B er kendetegnet ved udbredte og hyppige iltsvindshændelser, fravær af sammenhængende ålegræsbestande, høj lyssvækkelse og høje koncentrationer af næringsstoffer og fytoplankton. Yderligere tilførsler efter punkt B vil stadig forringe tilstanden, men i et langsommere tempo. En vigtig mekanisme i denne fase er, at fytoplanktons vækst i lange perioder er mættet med næringsstoffer (se boks 4.2.2). Dvs. at væksten helt eller delvist er styret af faktorer som lys og temperatur. De fleste danske fjorde befinder pt. i denne fase, som er kendetegnet ved, at der kun er svage sammenhænge mellem ændringer i tilførsler og miljøtilstanden.

Table 4.2.1 Oversigt over mekanismer som forårsager positive eller negative tilbagekoblinger, og som fastholder fjordsystemer i en henholdsvis god eller dårlig økologisk tilstand og som dermed er medvirkende til skift i økologisk regime.

1	Mekanisme	Virkemåde
1	Iltsvind – frigivelse af næringsstoffer	Under iltsvind frigøres næringsstoffer fra havbunden, som stimulerer primærproduktionen i vandsøjlen. Frigørelsen af næringsstoffer hænger sammen med et lavt redokspotentiale og gælder for både fosfor og kvælstof. For fosfor hænger frigørelsen tæt sammen med reduktion af jern fra Fe ³⁺ til Fe ²⁺ . For kvælstof hænger det sammen med en ændring af nitrifikation-denitrifikationsprocessen. Der vil være en stor rumlig heterogenitet i iltforhold, og lave redoksf forhold kan forekomme lokalt selvom iltkoncentrationer stadig er rimelige i selve vandsøjlen. Frigørelsen af næringsstoffer vil derfor accelerere på fjordniveau, længe før iltkoncentrationerne er kritisk lave i større områder og kan måles som iltsvind. Frigørelsen af næringsstoffer vil stimulere fytoplanktonnets primærproduktion med stigende styrke igennem vækstsæsonen, og kan ses ved at sæsonfordelingen af primærproduktionen følger lys og temperatur og er maksimal i juli og august – og ikke under en kortvarig forårsopblomstring. Dette er vist for de sydlige dele af Limfjorden (Markager et al. 2006).
2	Iltsvind – negativ og evt. letal effekt på ålegræs	Iltsvind skader ålegræsset og begrænser dermed ålegræssets udbredelse yderligere. Ålegræs kan tåle et lavt redokspotentiale og endda frit H ₂ S omkring rhizomerne, men lav iltkoncentration i ålegræssets væv kan derimod være letalt. Iltkoncentrationen i vævet påvirkes ikke bare af plantens fotosyntese og respiration, men også af iltkoncentrationen omkring planten, da bladene er permeable for ilt. Ilt transporteres fra bladene og ned til rhizomerne, hvor det bruges til respiration og oxidation af indtrængende H ₂ S. Nye forsøg viser, at ålegræs er overraskende intolerant for iltfrie forhold i vandsøjlen, og at høje temperaturer forstærker den negative effekt af anoxi (Pulido & Borum 2010).
3	Ålegræsenge og resuspension	Ålegræsset stabiliserer havbunden. En nøgen havbund bliver lettere resuspenderet.
4	Ålegræsenge og sedimentation	Ålegræsenge fremmer sedimentation af partikler i vandet og gør dermed vandet klarere. Uden ålegræs er sedimentationen mindre og vandet forbliver dermed uklart i lang tid.
Fjordes evne til at tilbageholde næringsstoffer mindes		Når fjorde og kystområder er næringsbegrænsede, virker de som et filter for transporten af næringsstoffer fra land til vand. Dette filter forsvinder, når tilførslen af næringsstoffer er så høj, at den ikke længere begrænser produktionen.
5	Overmætning af fytoplankton med uorganiske næringsstoffer	Ved høje tilførsler af kvælstof bliver koncentrationerne af uorganisk kvælstof så høje at de langt overstiger fytoplanktonets behov og næringsbegrænsning ikke optræder, se fx Fig. 4.2.2. for Randers Fjord. I den situation har en reduktion i tilførslerne ikke nogen effekt før overskuddet af nærings er nedbragt.
6	Binding af næringsstoffer i makrovegetation	Når makrovegetationen forsvinder, bliver de næringsstoffer, der var bundet i den, tilgængelige for f.eks. fytoplankton.
Bundlevende filtratorer (muslinger) kan kontrollere biomassen af fytoplankton		Når der opstår udbredt og hyppigt iltsvind forsvinder bundlevende filtratorer som fx muslinger. Dermed mindses græsningen på fytoplankton i ikke-lagdelte fjorde, og primærproduktionen fra fytoplankton stiger yderligere.
7	Iltning af sedimentet ved en intakt bentisk infauna.	Havbundens dyr bidrager til at ilte bunden når de graver gange og pumper vand ned i sedimentet for føde og ånding. Forsvinder dyrene, forsvinder denne effekt og iltsvind opstår hurtigere og bliver mere udbredt.
8	Oxidativ omsætning af næringsstoffer ved en rig bentisk fauna	En iltet havbund holder på næringsstofferne, og havbundens dyr bidrager til denne proces.
9	Begrænset spredningspotentiale hos ålegræs når moderpopulation er svækket/manglende	Jo større ålegræsbestande, jo større spredningspotentiale. Forsvinder ålegræsset kan det derfor tage lang tid at genetablere det.
10	Begrænset kompensation for lyssvækkelse ved længdevækst af nyetableret/svækket makrovegetation	En veludviklet ålegræspopulation har lange blade som når højere op i vandsøjlen og har dermed bedre lysforhold end små, nyetablerede planter.

Boks 4.2.2 Beregninger viser at ved høje koncentrationer af uorganisk kvælstof er DIN kun begrænset for fytoplanktons vækst i dele af vækstsæsonen. Ved koncentrationer over 3 μM er der kun en svag sammenhæng mellem koncentration og antal dage med vækstbegrænsning, dvs. at en reduktion af kvælstoftilførslerne, og dermed af DIN-koncentrationen, kun i begrænset omfang giver hyppigere vækstbegrænsning og dermed en effekt på algernes vækst. Først når koncentrationen er under ca 3 μM bliver der en tæt lineær sammenhæng. Det samme mønster er set for en række fjorde (Markager et al. 2008, 2010, Sømod et al. 2009). Det betyder, at reduktioner i tilførslerne af næringsstoffer først kan forventes at have en signifikant effekt, når man har reduceret tilførslerne så meget, at overskuddet af næring er væk.



Sammenhæng mellem middel koncentration af DIN for perioden maj til og med oktober og antal dage hvor DIN-koncentrationen er under 2 μM . Grænsen på 2 μM DIN er ca niveauet for hvornår vækstraten af fytoplankton er reduceret med 50%. Røde punkter: Horsens Inderfjord. Grønne punkter: Horsens Yderfjord. Det samlede antal dage for perioden er 184. Fra Markager et al. 2010.

I Danmark toppede tilførslerne af kvælstof i 80'erne på et niveau som lå ca. 6 gange over niveauet omkring år 1900. Siden da er kvælstoftilførslerne generelt til de danske kystområder reduceret omkring 47% (Wi-berg-Larsen 2010), dvs. fra 6 til omkring 3,2 på den vandrette akse på Fig. 4.2.1.

Vi forventer, at en yderligere reduktion i tilførslerne på et tidspunkt vil give et skift tilbage, dvs. fra C til D. Det er vanskeligt at forudsige, hvornår dette vil ske, men de selvforstærkende mekanismer, som fastholder systemet i den ugunstige tilstand betyder, at det vil ske ved lavere tilførsler end skiftet fra A til B. Dvs. at tilførslerne skal reduceres til noget under det niveau der var lige før miljøtilstanden for alvor blev forringet. Dertil kommer yderligere to forhold, som forsinket en genetablering af ålegræsbestande. Det første forhold er evt. fravær af moderbestande. Ålegræs spredes både vegetativt og ved frø, og begge spredningsmekanismer forudsætter, at der er en moderbestand i området. Så hvis ålegræs er meget reduceret eller helt væk fra en fjord, tager det lang tid at genetablere bestanden. Jo flere bestande, der er, jo hurtigere kan processen foregå. Det andet forhold er planternes længdevækst. Ålegræssets blade kan blive over 1 meter lange og således overkomme en del af lyssvækkelsen i vandsøjlen, især hvis vanddybden ikke er så stor. En etableret bestand kan således klare sig med mindre lys end små nyetablerede planter, som ikke har ressourcer til at lave lange blade.

Ovenstående er en generaliseret beskrivelse, som dog er forsøgt gjort konkret til danske fjorde. Modsætningen til regimeskift er en lineær eller i hvert fald tilnærmet lineær sammenhæng. Det er antagelig situationen i nogle områder, fx hvor ålegræs aldrig har været udbredt og hvor iltsvind ikke forekommer pga. fysiske forhold. Det kan fx være langs den jyske vestkyst. I nogle fjorde, fx Horsens Fjord, er det meget tydeligt, at regimeskift forekommer, mens fjorde som fx Nissum Bredning og måske andre af de åbne dele af Limfjorden tenderer hen i mod en mere lineær sammenhæng.

4.3 Scenarier – regimeskift

Betydning af regimeskift for scenarier

Den konceptuelle model, der illustrerer det markante regimeskift, som danske kystområder har undergået (Fig. 4.2.1), er helt afgørende for tolkningen af resultaterne i denne rapport og dermed for rapportens konklusioner. Resultaterne viser tydeligt, at der er en kausal negativ effekt af en øget kvælstoftilførsel, men at effekten kan variere meget afhængigt af hvilket system, man kigger på, og hvilket 'regime' på belastningskurven fjordsystemet befinder sig i. I det nuværende regime med en havbund, der mange steder er blottet for vegetation og tit oplever iltsvind, vil mindre ændringer omkring det nuværende niveau af kvælstoftilførsler, som illustreret i scenarierne med 0,5, 1, 5 og 10% stigning i kvælstoftilførslen, kun have en begrænset effekt på udbredelsen af ålegræs. Det skyldes, at udbredelsen allerede er så begrænset, at det er svært at reducere den yderligere. Det afgørende er imidlertid, at større kvælstoftilførsler modvirker en tilbagevenden til en god økologisk tilstand, fordi det øger afstanden til den kvælstoftilførsel, der giver et skift tilbage til en tilstand uden væsentlige negative konsekvenser af eutrofieringen, og som må betegnes som god økologisk tilstand.

Usikkerhed – hvilke ændringer er signifikante og hvad betyder signifikans?

For en række af rapportens analyser, har vi beregnet en ren statistisk usikkerhed. Den er typisk <10% for kvælstof, K_d og sigtddybde, men vokser til omkring 30% for ålegræssets dybdeudbredelse pga. den mere usikre relation mellem sigtddybde og ålegræs (Figur 3.5.2). I tillæg til denne kommer en række forhold omkring forudsætningerne for modellerne og betydningen af andre faktorer end kvælstoftilførslerne. Det er derfor ikke muligt at gennemføre en komplet usikkerhedsanalyse, men usikkerheden vil overstige den forventede effekt af en stigning i tilførslerne på op til 10%. Disse usikkerheder på de enkelte analyser må dog ikke forveksles med den samlede usikkerhed på rapportens konklusioner. De ret ensartede resultater med de to forskellige empiriske metoder, og det forhold at den dynamiske model giver det samme mønster i følsomhed mellem de forskellige parametre, styrker den overordnede konklusion. Det forhold, at vi for en lang række fjorde kan identificere signifikante sammenhænge mellem tilførsler og miljøtilstand betyder også, at det generelle udsagn om effekten af kvælstoftilførsler må betragtes som sikkert. Udsagnet bekræftes også af en lang række andre analyser af danske fjorde og af utallige udenlandske undersøgelser.

Andre væsentlige usikkerheder er knyttet til forhold som fremtidige klimaændringer, den fremtidige biologiske struktur og samspillet mellem tilførsler af fosfor og kvælstof.

Forvaltningsmæssigt er det interessant at vide, hvornår en påvirkning er målbar, om målbarhed er det samme som at påvirkningen har betydning for miljøtilstanden, samt hvordan disse forhold kan relateres til usikkerhederne på analyserne i denne rapport.

Spørgsmålet om, hvornår effekten af en given ændring i kvælstoftilførslen er målbar, kan ikke besvares generelt. Om en effekt er målbar for et givet område afhænger af det datagrundlag, man har til rådighed. Flere stationer og hyppigere målinger vil give et mere sikkert grundlag, men det nødvendige datagrundlag afhænger også af områdets kompleksitet. Det vil kræve flere målinger at sige noget om et stort heterogent fjordområde som Limfjorden end om et mindre, homogent område. I tillæg kommer den naturlige år til år variation pga. forskelle i klimatiske forhold. Endelig har kompleksiteten i det biologiske system en vis stokastisk påvirkning – et komplekst biologisk system som en fjord vil – selv om alle forhold er ens – alligevel kunne udvikle sig lidt forskelligt fra år til år. Et tredje forhold er, at andre påvirkninger, fx indvandring af nye arter, kan forårsage ændringer. Man kan således ikke på forhånd opstille nogen fast grænseværdi for, hvornår en ændring i et økosystem er målbar. Man kan kun efterfølgende, på baggrund af konkrete data, evt. vise en ændring.

Dernæst er der spørgsmålet, om en given ændring i en parameter er så stor, at den har betydning for miljøtilstanden. I følge vandrammedirektivet må den menneskelige påvirkning kun føre til mindre afvigelser i dyrs og planter udbredelse og sammensætning i forhold til situationen under uberørte forhold. Vi argumenterer for, at parametre som forekomst af iltsvind og reduceret udbredelse af ålegræs vidner om dårlig miljøtilstand med markante afvigelser fra uberørte forhold (Fig. 4.2.1. samt tilhørende tekst). Iltsvind og ålegræs er strukturerende komponenter/processer i fjordøkosystemer og er dermed objektivt vigtige parametre for fjordes tilstand baseret på naturvidenskabelige kriterier. For parametre som koncentrationer af total kvælstof eller planktonalger (målt fx som klorofyl) er det vanskeligere at fastsætte et minimumskriterium for, hvornår en ændring er så stor, at den er væsentlig for økosystemet. Hvis man kan identificere tærskelværdier for fx kvælstofkoncentration, som forårsager et markant skifte i kystområdernes miljøtilstand, ville man kunne benytte sådanne værdier til beskrive grænsen mellem god og moderat miljøtilstand. Ellers kan det være vanskeligt at argumentere for hvilken maksimalt kvælstof- eller klorofyl koncentration der er acceptabel. I det danske kulturlandskab og tilhørende vandområder er det også en politisk beslutning, hvordan man definerer grænsen for god økologisk tilstand. Man kan godt på et naturvidenskabeligt grundlag fastslå, når store ændringer signifikant ændrer økosystemets struktur og funktion, men man kan ikke på forhånd definere en tærskelværdi, som skal overskrides før, der er tale om en væsentlig ændring.

Med udgangspunkt i ovenstående, rapportens faglige konklusioner og at rapportens formål er at udgøre et fagligt grundlag for ændringer i husdyrbekendtgørelsen, har vi følgende bemærkninger til hvad det vil betyde for kystområdernes vandkvalitet at øge tilførslen af kvælstof fra husdyrbrug eller fra andre kilder:

1. En hver stigning i de samlede kvælstoftilførslerne til et fjordområde må anses for at påvirke miljøtilstanden negativt. Dette er uanset om det konkret er muligt at eftervise dette med målinger for det pågældende område. For at illustrere dette kan man forestille sig, at effekten af en given merudledning af kvælstof kan eftervises med målinger, hvorimod den halve merudledning ikke kan. Den målbare effekt indtræffer jo ikke kun som følge af den sidste halvdel af merudledningen, men som følge af summen af første og sidste halvdel – ergo har den første halvdel også en effekt, den kan blot ikke eftervises med de usikkerheder der er i biologiske systemer, samt år- til- år variationer i f. eks. klima. Det skal understreges, at dette gælder for situationer, hvor der ikke sker et regimeskift (jf. Figur 4.2.1). Det er DMU's vurdering, at en merudledning på 10% vil være målbar for nogle parametre (især kvælstof, men formentlig også klorofyl) set over en lang tidshorisont og med et overvågningsprogram svarende til NOVANA 2007-2009. Den eneste situation, hvor en øget tilførsel kan tænkes ikke at påvirke miljøet negativt, er hvis et område allerede opfylder kravene til 'god økologisk tilstand' med en rimelig magen. Vi har ikke kendskab til at det gælder for nogle danske fjordområder i dag, men antagelig var det situationen omkring år 1900, og det må i givet fald vurderes ud fra en konkret analyse af de lokale forhold
2. Tilladelse til et større husdyrhold på en bedrift, med deraf følgende stigning i udslippet af kvælstof, kan være neutralt for den samlede danske kvælstoftilførsel, forudsat at tilførslerne fra andre bedrifter reduceres tilsvarende. Man kan her forestille sig tre situationer: A) Ændringerne sker inden for samme delopland til en fjord, dvs. inden for samme vandløbssystem. Det betyder at der netto ikke sker nogen ændring i tilførslerne til fjorden, og der er derfor heller ingen miljøeffekter i fjorden. I det tilfælde er det kun eventuelle effekter på terrestriske og limniske miljøer som skal vurderes. B) Man flytter tilførslerne fra et delopland til et andet, men inden for oplandet til den samme fjord. Det vil i de fleste tilfælde være miljømæssigt neutralt for fjorden, da vandbevægelser i de fleste tilfælde hurtigt vil fordele den tilførte kvælstof i hele fjorden. Nogle fjorde er dog opdelt i adskilte bassiner, fx Mariager Fjord og Limfjorden, og da vil det have en negativ effekt på miljøet, hvis tilførslerne flyttes 'indad' i fjorden. Man bør således ikke flytte tilførsler fra Mariager Yderfjord til inderfjorden og i Limfjorden til de sydlige dele (Skive Fjord og Lovns Bredning). I nogle tilfælde kan øgede tilførsler til lavvandede afsnørede dele med ringe vandudskiftning også give problemer. C) Tilførslerne flyttes fra et fjordopland til et andet, eventuelt til en åben kyst. Hvis tilførslerne flyttes til en anden fjord vil der være negative konsekvenser for denne fjord tilførslerne flyttes til, og det må bero på en konkret vurdering om disse opvejes af positive effekter for den fjord, som aflastes (men se punkt 3 neden for). Flyttes tilførslerne fra en lukket til en åben fjord, vil det ofte netto have en positiv effekt, og flyttes tilførslerne til en åben kyst vil det samlet set altid være positivt.
3. Som nævnt under punkt 2 kan der i nogle tilfælde lokalt ske forværing af miljøtilstanden, selvom der tale om omfordeling af kvælstoftilførsler som ikke netto giver nogen stigning i de samlede tilførsler. Hvis der, som følge af flytning af husdyrhold fra en bedrift til en anden, sker en lokal stigning i fx koncentrationer af total kvælstof eller

klorofyl, er det politisk/administrativ vurdering om sådan en stigning har betydning for miljøet. Eventuelt kan man gå ind og foretage en konkret biologisk vurdering i hvert enkelt tilfælde. Man kan ikke, på et naturvidenskabeligt grundlag, give generelle anvisninger for, hvornår en stigning i koncentrationer af kvælstof eller klorofyl (algemængde) er ubetydelig.

Ålegræs som indikator for god økologisk tilstand

I rapporten er udbredelse af ålegræs trukket frem som en vigtig parameter for vurderingen af fjordenes miljøtilstand. Det skyldes at de nuværende vandplaner i høj grad er baseret på dybdeudbredelsen af ålegræs, da man netop for denne parameter kan vurdere tilstanden i en situation med en kvælstoftilførsel omkring den naturlige basistilstand ud fra gamle observationer omkring fra omkring år 1900 (Krause-Jensen og Rasmussen 2009). Det må dog understreges at genetablering af nye bestande af ålegræs er en langsom proces, der antagelig forløber over årtier, og at denne parameter derfor er dårligt egnet til at detektere år til år ændringer miljøtilstanden. Dens styrke ligger i at definere et endemål for at opnå opnåelsen af 'god økologisk tilstand'. Ålegræssets dybdegrænse bør derfor suppleres med andre indikatorer, når man skal vurdere, om økosystemerne bevæger sig i den rigtige retning mod målet om god økologisk tilstand. Man skal også være opmærksom på, at de ofte anvendte sammenhænge mellem koncentration af total kvælstof og dybdegrænsen for ålegræs mellem lokaliteter (Nielsen et al. 2002) antagelig ikke er dækkende for den tidsmæssige udvikling på i en enkelt fjord (afsnit 3.5 og 3.6, Markager et al. 2010).

5 Konklusion

Konklusionen på analyserne i denne rapport er, at enhver stigning i kvælstoftilførslen til et fjordområde vil påvirke systemet i negativ retning og fjerne systemet fra målet om god økologisk tilstand. Dette er uanset, om det konkret er muligt at eftervise effekten med målinger for det pågældende område. En stigning i kvælstoftilførslerne på op til 10% vil have en begrænset, men målbar, negativ effekt på miljøtilstanden i danske fjorde. Effekten af en 10% forøgelse af kvælstoftilførslerne vil være mellem 1 og 18% (middel ca 10%) for uorganisk kvælstof (DIN) og omkring 6% for total kvælstof. Niveauet for stigninger i fytoplankton biomassen vil være fra nul og op til 5-6% (14% i enkelte tilfælde), med en middelværdi omkring 3%. Effekterne på lyssvækkelsen vil være negative og målbare, men mindre end effekterne på kvælstofkoncentrationerne. Ved en 10% stigning i tilførslerne vil lyssvækkelsen stige med ca 1%. For udbredelsen af ålegræs vil det være svært at registrere en effekt, men effekten vil være negativ, fordi en øget udledning af kvælstof giver mere uklart vand og større risiko for iltsvind. Effekten af mindre stigninger end 10% vil være mindre, og inden for dette begrænsede interval kan man med rimelighed antage at ændringer er proportionale til ændringerne i tilførsler. Det betyder at for f. eks. klorofyl vil en merudledning af kvælstof på 5% forårsage en øgning i klorofyl med op til 2% og en merudledning på 1% en stigning i klorofyl på op til 0,3%.

Analyserne i dette notat omfatter hele Limfjorden, Mariager Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord og Odense Fjord. De dækker således et bredt spektrum af danske fjorde, og konklusionerne må antages at være rimeligt dækkende for andre danske fjorde. Dog må det bemærkes at alle fjorde har deres egne karakteristika, og at nogle typer af fjorde mangler i analysen, fx østdanske fjorde med lang opholdstid som Roskilde Fjord. Det er vanskeligt at afgøre, om der er forskellig følsomhed for de forskellige fjorde. Både den konceptuelle model og specifikke resultaterne fra Limfjorden, tyder dog på at de mindst eutrofierede områder er mest følsomme for små ændringer i tilførslerne.

Den afgørende effekt på miljøet af at forøge kvælstoftilførslerne er, at man fjerner sig fra målet om at opnå god økologisk tilstand. I dag er der registret tydelige forbedringer af miljøtilstanden i en række fjorde, og ved fortsat at nedbringe kvælstoftilførslerne vil man med tiden opnå en markant forbedring af miljøtilstanden, således at ålegræs igen bliver vidt udbredt, at forekomsten af iltsvind reduceres markant, og at der igen bliver en rigere bestand af fisk og bunddyr. Det er vanskeligt at vurdere, hvor meget tilførslerne skal reduceres for at opnå dette skift i tilstanden, men yderligere reduktioner er et skridt i den rigtige retning.

Rapportens konklusioner er baseret på den samlede tilførsel til et fjordsystem. En omfordeling af kvælstoftilførslerne inden for et fjordopland vil normalt ikke have miljømæssige konsekvenser. Det kan dog i nogle tilfælde være vigtigt, at man ikke flytter tilførslerne 'indad' i fjorden, hvis denne er opdelt i bassiner. En omfordeling af tilførsler mellem fjordsystemer er dækket af rapporten. Det kan i nogle tilfælde være hensigtsmæssigt for miljøet at omfordele tilførsler af kvælstof mellem fjorde,

især hvis man kan flytte tilførsler til åbne kyster eller mod fjorde med større vandudveksling.

En omfordeling af kvælstoftilførsler kan i nogle tilfælde lokalt have en negativ effekt. Hvis denne effekt kun omfatter mindre stigninger i koncentrationer af næringsstoffer eller fytoplanktons biomasse er det en forvaltningsmæssig vurdering hvornår en stigning er væsentlig. Ud fra et naturvidenskabeligt synspunkt er det kun, når det optræder strukturelle skift i processer, fx iltsvind, eller udbredelse af arter, fx at ålegræs forsvinder, at man kan definere en klar grænse for en uacceptabel negativ effekt.

6 Referencer

Bak, H.P. 1979. Ålegræs (*Zostera marina* L.) i Limfjorden 1978 – Undersøgelser over forekomst, biomasse og dybdegrænser. Specialrapport. Århus Universitet.

Bendtsen, J. (2007): Elucidating the dynamics and mixing agents of a shallow fjord through age tracer modelling. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74, 641-654.

Carstensen, J., Conley, D.J., Andersen, J.H., Ærtebjerg, G. 2006. Coastal eutrophication and trend reversal: a Danish case study. *Limnology and Oceanography* 51, pp. 398-408.

Christiansen, T., T.J. Christensen, S. Markager, J.K. Petersen & L.T. Mouritsen (2006) Limfjorden i 100 år. Klima, hydrografi, næringsstofftilførsel, bundfauna og fisk i Limfjorden fra 1897 til 2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 578. www.dmu.dk.

Conley, D., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen P.B., Dalsgaard T., Hansen J.L.S., and Josefson A. 2007. Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecological applications* 17: S165-S184.

Dennison, W. C., R. J. Orth, K. A. Moore, J. C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar, P. W. Bergstrom and R. A. Batiuk. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience* 43:86–94.

Duarte, C. M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.* 40:363–377.

Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87–112.

Duarte, C.M., N. Marbà, D. Krause-Jensen and M. Sánchez-Camacho. 2007. Testing the predictive power of seagrass depth limit models. *Estuaries and Coasts* 30: 652-656.

Greve, T.M., J. Borum, Gustafsson, K. E. and O. Pedersen. 2003. Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnol. Oceanogr.* 48: 210–216

Hemminga, M.A. and C.M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge (United Kingdom), Cambridge Univ. Press.

Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL. 2007. Slutrapport for F&U overvågningsprojektet under NOVANA: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænser. Danmarks Miljøundersøgelser.

Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B. 2009, [Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder](#), Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 755.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Nielsen, S.L., Dalsgaard, T. Christensen, P.B., Fossing, H., Rasmussen, M.B. Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass (*Zostera marina* L.). L. & O.

Kronvang, B., Windolf, J., Larsen, S.E., Platou, S.W. & Jensen, H. (1997): Næringsstofftilførsel til Horsens Fjord. - Vand & Jord, 1997. 4(6): 250-255.

Kyllingsbæk, Arne (2008). Landbrugets husholdning med næringsstoffer 1900 - 2005. Kvælstof, fosfor og kalium. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet. DJF Markbrug nr. 18. August 2008. Intern rapport.

Luyten, P., Jones, J. E., Proctor, R., Tabor, A., Tett, P. and Wild-Allen, K. (1999): COHERENS documentation: A coupled hydrodynamical-ecological model for regional and shelf seas: user documentation. MUMM internal document.

Markager, S. & Hansen, A. S. 2002: Notat om Mariager Inderfjord. Empirisk modellering af fjordens tilstand. - Fagligt notat, 8. februar 2002.

Markager, S. & Storm, L. 2003: Empirisk modellering af sammenhængen mellem vandets klarhed og tilførsler af kvælstof og fosfor til Mariager Fjord. - Fagligt notat, 11. juli 2003.

Markager, S., Hansen, A.S., Broch, K., Ellegaard, C., Fossing, H., Hansen, L.E., Larsen, J.E., Petersen, J.K. & Sørensen, H.M. 2002: Empirisk modellering af Mariager Fjord. - Vand & Jord 9: 110-114.

Markager, S., L.M. Storm & C.A. Stedmon 2006: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstofftilførsler, klima og hydrografi belyst ved empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 577. www.dmu.dk.

Markager, S., M. Bassompierre, & D.L.J. Petersen. 2008: Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord. Empirisk modellering af miljøtilstanden. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 685. www.dmu.dk.

Markager, S., M. Bassompierre, & D.L.J. Petersen. 2010 Empirisk modellering af miljøtilstanden i Horsens Fjord fra 1985 til 2006. - Faglig rapport fra DMU nr. 733. www.dmu.dk.

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.

Olesen, B. 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. Mar. Ecol. Prog. Ser. 94: 91-99.

Olesen, B. 1996. Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. mar. Ecol. Prog. Ser. 134:187-194.

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

Preisendorfer, R.W. 1986. Secchi disk science: Visual optics of natural waters. *Limnology and Oceanography* 31: 909-926.

Pulido, C. & Borum, J. 2010. Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 385: 8–13

Rask, N, E.J. Bondgaard, M.B. Rasmussen and J.S. Laursen. 2000. Ålegræs—udbredelse før og nu. *Vand & Jord* 7: 51–54.

Rosenvinges bøger og noter - indtastet og stillet til rådighed af Ruth Nielsen og Peer Corfixen, Botanisk Museum. Se detaljer om data i Krause-Jensen & Rasmussen 2009.

Sand-Jensen, K. and J. Borum. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquat. Bot.* 41:137-175.

Sømod, B., S. Markager, M. Bassompierre (2009): Empirisk modellering, Randers Fjord 1989 – 2006. Cowi A/S.

Tett, P. (1998): Parameterising a microplankton model. Napier University, Edinburgh, UK.

Timmermann, K., S. Markager and K. Gustafsson. (2010) Streams or Open Sea?: Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a coupled 3D hydrodynamic-ecological model. *J. Mar. Sys.* 82:111-121.

Waycott, M., C.M. Duarte, T.J.B. Carrouthers, R.J. Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnic and A.Calladine et al. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *PNAS* 106: 12377-12381.

Wiberg- Larsen, P (red.) et al: Vandløb 2008. NOVANA, 2010. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet In prep.

Windolf, J. , Henriksen, H.J., Ovesen, N.B. & Trolborg, L. (2009) a : Ferskvandsafstrømning. *Vand og Jord* nr. 3, 2009.

Windolf, J. , Henriksen, H. J. & Trolborg, L. (2009) b: Ferskvandsafstrømning. Temakapitel i: Bøgestrand, J. (red): Vandløb 2007. NOVANA, 2009. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. – Faglig rapport fra DMU nr 711.

Windolf J., Bøgestrand, J. Kjeldgaard, A., Kronvang, B., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Thodsen, H. (2010): Geografisk distribueret beregning af tilførslen af vand og kvælstof til havet. I: Wiberg-Larsen, P. (red) (2010): Vandløb 2008. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 764. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

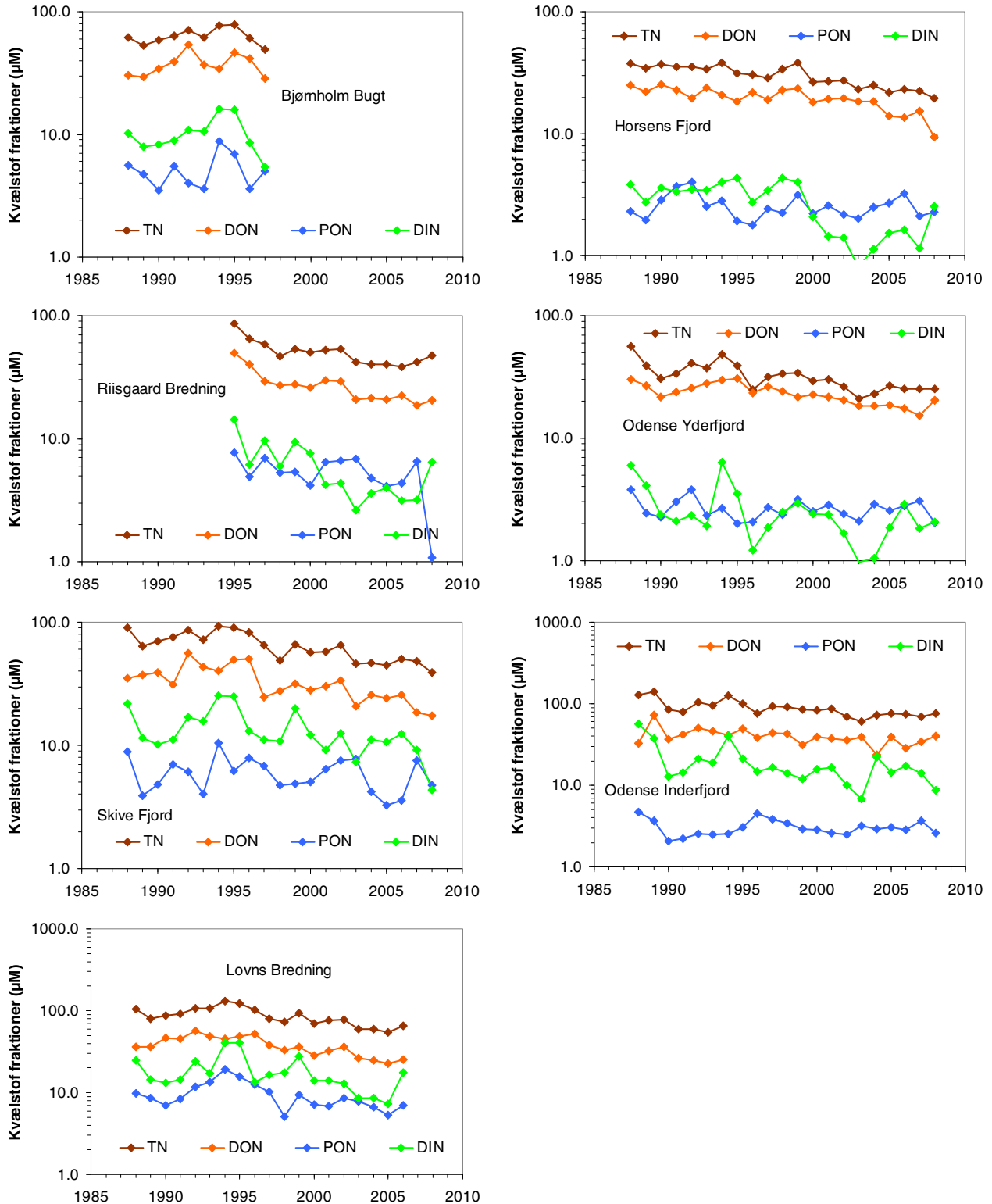
Bilag 1. Målestationer anvendt til beregning af tilførsler

Table B1.1: Lokaltet for målestationer benyttet til beregning af vandføring (Q) og kvælstoftilførsler (N) til Skive Fjord, Odense Fjord og Horsens Fjord. Perioder med anvendte måledata er anført for Q og N.

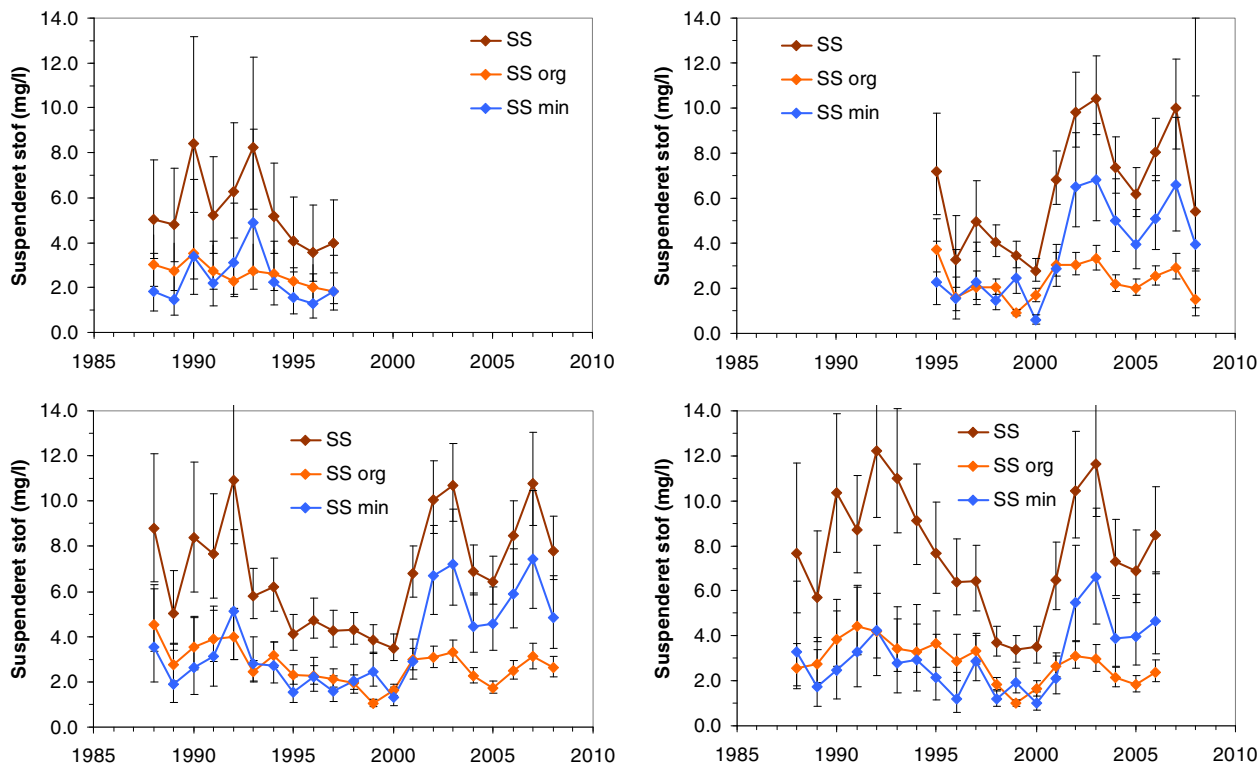
Fjord	DMU_nr	Navn	Lokalitet	Oplandsareal	Q data	N data
Skive	160030	Lyby Grønning	Hulebro			1990-2008
Skive	200024	Karup å	Nørkær	627	1990-2008	1990-2008
Skive	190012	Jordbro å	Jordbro mølle	111	1990-2008	1990-2008
Skive	180077	Skals å	Løvel Bro	556	1990-2008	1990-2008
Skive	170004	Simested å	Gl. Hvam			1990-2008
Skive	170007	Simested å	Sk. Hobro Landevej	218	1990-2008	
Skive	130005	Lerkenfeld å	v. Møllegård	115	1990-2007	1990-2007
Skive	130010	Trend å	v. Trend			1990-2008
Skive	130019	Trend å	Fredbjerg bro	116	1990-2008	
Skive	190016	Fiskbæk å	Nybro Jernbane	64	1990-2006	
Skive	200021	Koholm å	Flybdrø Mølle	80	1990-2006	
Odense	450058	Geels å	3.45	27	1990-2008	1990-2008
Odense	450002	Odense å	o.s. Ejby Mølle	535	1990-2008	1990-2008
Odense	450005	Stavis å	8.25	78	1990-2008	1990-2008
Odense	450043	Lindved å	1.20, A1	65	1990-2008	1990-2008
Odense	450044	Lunde å	7.25	42	1990-1997	
Odense	450046	Ryds å	Rugårdsvej	42	1990-1997	
Odense	450048	Vejrup å	2.30	42	1990-1997	
Horsens	270045	Hansted å	St. H. bro	136	1990-2008	1990-2008
Horsens	280001	Bygholm	Kørup	154	1990-2008	1990-2008

Bilag 2. Trends for næringssalte og lys

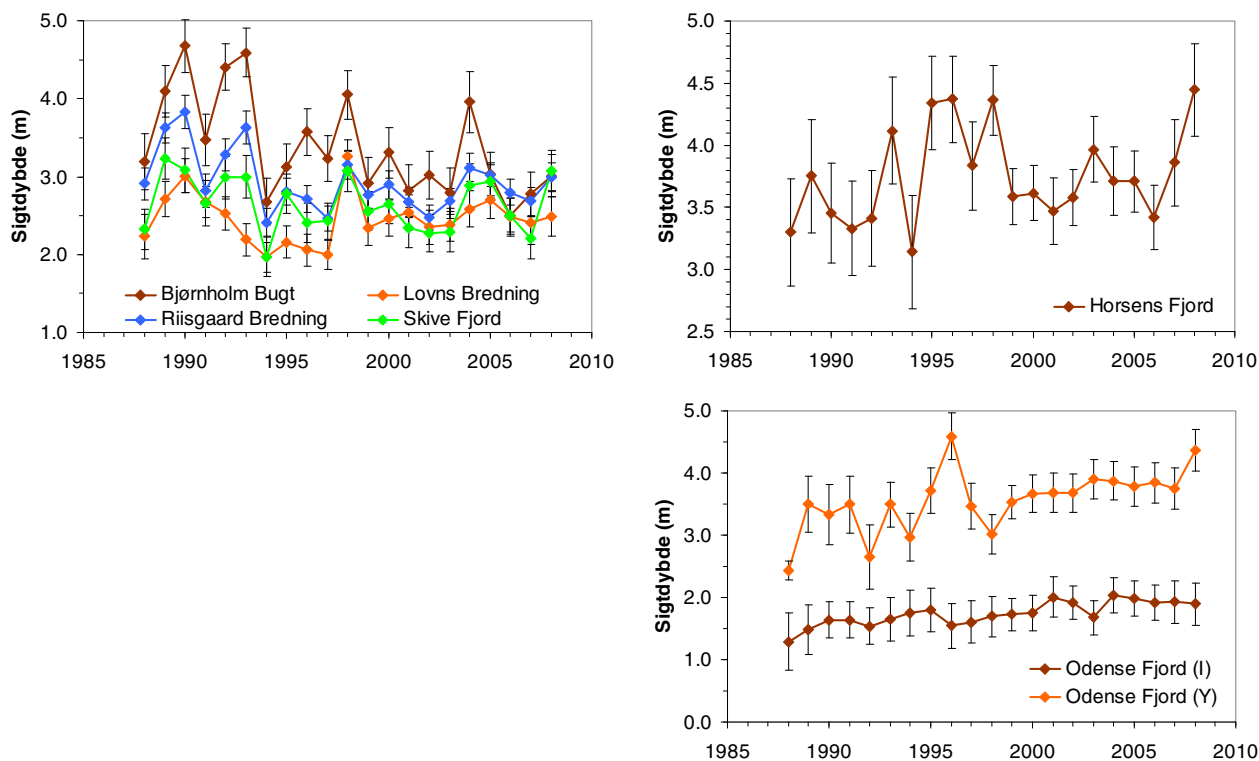
Figur B2.1: Tidslig udvikling i total kvælstof (TN), partikulært kvælstof approximeret ud fra klorofyl (PON), opløst organisk kvælstof (DON) og opløst uorganisk kvælstof (DIN).



Figur B2.2: Tidslig udvikling i suspenderet stof (SS), organisk suspenderet stof målt ved glødetab (SS org) og uorganisk suspenderet stof (SS min).



Figur B2.3: Tidslig udvikling i sigtddybe målt med Secchi skive.



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, konferencebidrag 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
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

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. 2010**
- 784 Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.
- 783 Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner.
Af Andersen, M.S. 33 s.
- 782 Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA.
Af Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 22 s.
- 781 Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 – Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882. Delrapport 5 Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006.
Af Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 105 s.
- 780 Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport.
By Winther, M. & Slentø, E. 99 pp.
- 779 Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE.
Af Olesen, H.R., Wählin, P. & Illerup, J.B. 71 s.
- 778 Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag.
Af Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 206 s.
- 777 Air pollution from residential wood combustion in a Danish village. Measuring campaign and analysis of results.
By Wählin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. & Stubkjær, J. 49 pp.
- 776 Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 565 pp.
- 775 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2009.
By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F., Johansen, K. & Schledermand, H. 32 pp.
- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 773 Geese, seabirds and mammals in North and Northeast Greenland. Aerial surveys in summer 2009.
By Boertmann, D. & Nielsen, R.D. 66 pp.
- 772 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2009.
By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 32 pp.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.

[Tom side]

EFFEKTER AF ØGEDE KVÆLSTOFTILFØRSLER PÅ MILJØET I DANSKE FJORDE

Denne rapport indeholder en analyse af de sandsynlige effekter af at øge kvælstoftilførslerne til udvalgte danske fjorde med op til 10%. Analyserne er baseret på en række forskellige empiriske og dynamiske modeller. Rapporten indeholder også en konceptuel model for udviklingen i eutrofiering af danske fjordsystemer. Resultaterne viser, at koncentrationerne af kvælstof og fytoplankton vil stige med øget kvælstoftilførsel. Stigningerne vil være størst for koncentrationer af uorganisk kvælstof, ofte mellem 5 og 15%, mindre for total kvælstof (ca. 5%) og mellem 0 og ca. 6% for fytoplankton – alle værdier for en 10% stigning i kvælstoftilførslerne. Effekterne på lyssvækkelse vil være mindre, mellem 0 og 3% for en 10% forøgelse af kvælstoftilførslerne. Udbredelsen af ålegræs vil gå tilbage, men omfanget vil antagelig være mindre end for ændringen i lyssvækkelsen, dvs. mindre end 3%. Den nuværende miljøtilstand i danske fjorde er langt fra en god økologisk tilstand, primært fordi koncentrationerne af næringsstoffer er høje, iltsvind er vidt udbredt, vandet er uklart, den naturlige udbredelse af ålegræs er stærkt reduceret og den biologiske struktur er ændret i betydelig grad. I de senere år er der konstateret tydelige og signifikante forbedringer for en række parametre, primært ved faldende koncentrationer af næringsstoffer. Der er imidlertid en række mekanismer som fastholder fjordenes økosystem i en dårlig tilstand, og en ændring af denne balance i positiv retning kræver yderligere reduktioner i kvælstoftilførslerne. En stigning i kvælstoftilførslerne vil derfor være et skridt væk fra opnåelse af god økologisk tilstand. En flytning af husdyr, og dermed kvælstoftilførsler, inden for oplandet til et fjordområde vil normalt ikke have miljømæssige konsekvenser. Dog bør man ikke flytte tilførsler 'ind ad' i fjorde, som er opdelt i adskilte bassiner.