



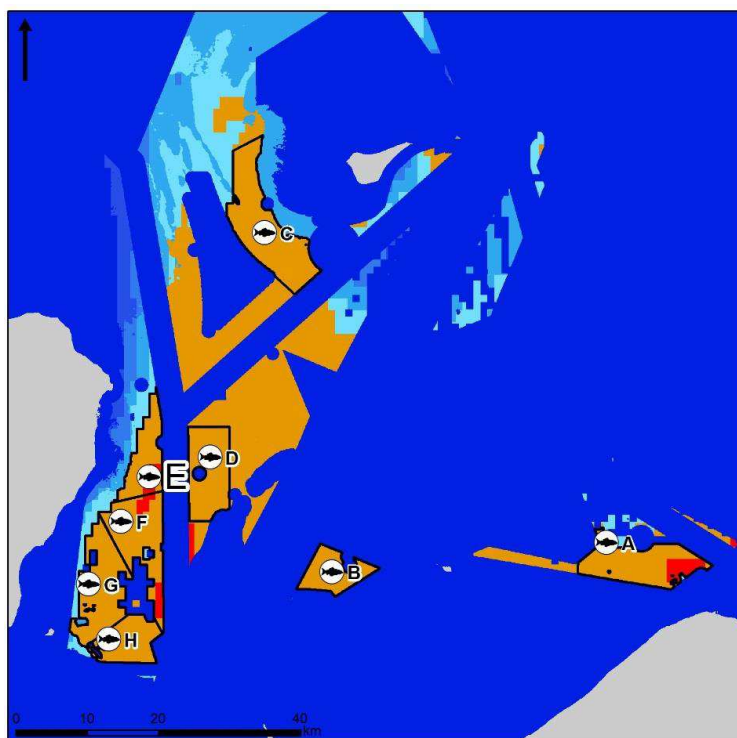
Den Europæiske Union
Den Europæiske Hav- og Fiskerifond



Modellering af lokaliteter til havbrug

Vurdering af miljøeffekter

Standardhavbrug E i havbrugszone E



NaturErhvervstyrelsen

Rapport

Februar 2017

Denne rapport er udarbejdet under DHI's ledelsessystem, som er certificeret af Bureau Veritas
for overensstemmelse med ISO 9001 for kvalitetsledelse



Modellering af lokaliteter til havbrug

Vurdering af miljøeffekter

Standardhavbrug E i havbrugszone E

Udarbejdet for NaturErhvervstyrelsen

Projektleder	Hanne Kaas
Forfattere	Hanne Kaas, Mads Birkeland, Flemming Møhlenberg
Modellering & databehandling	Rikke M. Closter, Mai-Britt Kronborg, José A. Arenas
Kvalitetsansvarlig	Ian Sehested Hansen

Projektnummer	11820201
Godkendelsesdato	3. februar 2017
Revision	V3
Klassifikation	Offentlig

INDHOLDSFORTEGNELSE

I	Indledning.....	1
1.1	Baggrund.....	1
1.2	Formål.....	1
1.3	Denne rapport.....	2
1.4	Projektets fremgangsmåde.....	2
1.4.1	Screening.....	3
1.4.2	Miljøvirkninger fra standardhavbrug.....	3
II	Analyse af standardhavbrug - metode.....	6
2.1	Definition af et standardhavbrug.....	6
2.2	Modelkompleks og modellering.....	8
2.2.1	Modeldomænet.....	10
2.2.2	Modelvariable.....	10
2.2.3	Modelnettet.....	11
2.2.4	Randbetingelser.....	11
2.3	Modellering af virkninger af eutrofiering.....	13
2.3.1	Produktionsbidrag.....	13
2.3.2	Modelleringsperioden.....	14
2.3.3	Efterbehandling af modeldata.....	16
2.4	Modellering af hjælpestoffer.....	16
2.4.1	Modelleringsperiode.....	16
2.4.2	Tab af kobber fra anvendt antibegroningsmiddel.....	16
2.5	Modellering af medicin.....	17
2.5.1	Modelleringsperiode.....	17
2.5.2	Tab af medicin.....	17
2.6	Modelkompleksets robusthed.....	18
2.6.1	Kvalitativ visuel verifikation.....	18
2.6.2	Kvantitativ verificering på basis af numeriske indeks.....	21
2.6.3	Valg af simuleringsår.....	26
III	Standardhavbrug E i havbrugszone E.....	28
3.1	Afgrænsning.....	28
IV	Miljøet under basisforhold.....	30
4.1	Hydrodynamiske forhold.....	30
4.2	Opløst uorganisk kvælstof.....	33
4.3	Opløst uorganisk fosfor.....	34
4.4	Pelagial primærproduktion og klorofyl.....	36
4.5	Sigtdybde.....	39
4.6	Ilt i bundvandet.....	40
4.7	Havbunden - sedimentet.....	42
V	Ændringer som følge af eutrofiering.....	46
5.1	Ændring i opløst uorganisk kvælstof i overfladen.....	47
5.2	Ændring i opløst uorganisk fosfor.....	52
5.3	Transport af næringsstoffer.....	55
5.4	Ændringer i primærproduktion, klorofyl og sigtdybde.....	57
5.5	Ændringer i bundvand og sediment.....	60

6	Ændringer som følge af brug af hjælpepestoffer	68
6.1	Kobbortab fra antibegroningsmiddel.....	68
6.1.1	Overkoncentration af kobber i vandet.....	68
6.1.2	Tab til sediment.....	70
7	Ændringer som følge af brug af medicin	71
7.1	Antibiotika	71
7.1.1	Koncentration af medicin	71
8	Diskussion og resumé	76
8.1	Ændringer som følge af Standardhavbrug E	77
8.1.1	Havområdet	77
8.1.2	Vandplanområder	80
8.1.3	Natura 2000 områder	81
8.1.4	Reversibilitet af ændringer	81
8.1.5	Homogenitet.....	81
9	Referencer.....	83

FIGURER

Figur 1-1	Projektets fremgangsmåde.....	2
Figur 1-2	De bedst egnede områder til produktion af regnbueørred i Kattegat. Det samlede egnethedskort er baseret på egnethedskort for hver indikatorer (Tabel 1-1). Områder med en egnethed på 0,5-0,7 er udpeget, som de bedst egnede og er fremhævet på figuren (orangerøde områder). Ingen områder har en egnethed >0,7.	4
Figur 1-3	De otte lokaliteter set i forhold til intensitet af skibstrafik i det sydlige Kattegat (kort leveret af Søfartsstyrelsen). Da Søfartsstyrelsens umiddelbare udmelding er, at havbrug placeret i de stærkt trafikerede (lilla og røde) områder ikke vil opnå tilladelse, er havbrugspositionerne søgt lagt i mindre befærdede områder.....	4
Figur 1-4	De otte udpegede havbrugszoner og –positioner (første afmærket med sort streg; positioner angivet med fisk; de nøjagtige positioner fremgår af Tabel 1-2).	5
Figur 2-1	Standardhavbrugets stående biomasse fordelt over produktionssæsonen.	7
Figur 2-2	Opbygning af modelkomplekset HAVBRUG _{KAT} . Tv. modelleringsprocessen. Th. illustration af modelkompleksets opdeling i FM (flexible mesh) celler; øverst eksempel på opdeling i vandfasen; nederst eksempel på hvordan nettet ser ud på havbunden og havbundtopologien i en model (ikke fra den aktuelle model). I korte tidsskridt (sekunder) beregnes resultatet af de hydrodynamiske og økologiske processer og interaktioner i og mellem cellerne.....	8
Figur 2-3	Skematisk fremstilling af typiske økologiske komponenter (variable) og processer i en ECO Lab model. Øverst: Vandfasen. Nederst: Sedimentets kvælstof (N) og fosfor (P) del i detaljer.	9
Figur 2-4	Modeldomænet med dybdeforhold. Øverste højre hjørne: Det totale domæne for det anvendte modelkompleks. Store figur: Zoom på de indre danske farvande. Farverne angiver dybdeforholdene.	10
Figur 2-5	Gridnet og dybdeforhold i det sydlige Kattegat, hvor de otte standardhavbrug er lokaliseret (røde markeringer).....	11
Figur 2-6	Modeludledningspunkter for vand og næringsstoffer i den del af modeldomænet, der dækker indre danske farvande. I alt er der over 300 udledningspunkter i hele modeldomænet. De fleste ligger i indre danske farvande.	12
Figur 2-7	Fordeling af N-tab, P-tab og tab af organisk kulstof fra standardhavbrug til det omgivende miljø i den økologiske model.	14

Figur 2-8	Standardhavbrugets sæsonvariation i produktionsbidraget (C, N og P). Stigningen over produktionssæsonen skyldes vækst i bestanden af fisk, mens fald eller stagnation om sommeren skyldes suboptimale vandtemperaturer med deraf følgende reduceret fodring.	15
Figur 2-9	Målte (•) og modellerede (linje) koncentrationer af uorganisk kvælstof (øverst) og uorganisk fosfor (nederst) i overfladen ved station VSJ20925 i perioden 2003-2007.	19
Figur 2-10	Målt (♦) og modelleret (linje) koncentration af sigtgybde (øverst), koncentration af klorofyl (midt) og opløst ilt i bundvandet (nederst) ved station VSJ20925 i perioden 2003-2007.	20
Figur 2-11	Sommerkoncentration (maj-september) af uorganisk kvælstof i overfladen ved station VEJ0006870 (nordlige Lillebælt), FYN6700053 (nordlige Storebælt øst for Romsø), ved VSJ20925 (Gniben, sydlige Kattegat – Sjællands Odde) og ved Anholt Øst (sydøstlige Kattegat) i perioden 2003-2007. Gennemsnit ($\pm$ standardafvigelsen SD) baseret på alle overvågningsdata og ét dagligt udtræk fra modellen i perioden.	24
Figur 2-12	Sommerkoncentration (maj-september) af uorganisk fosfor i overfladen ved station VEJ0006870 (nordlige Lillebælt), FYN6700053 (nordlige Storebælt øst for Romsø), ved VSJ20925 (Gniben, sydlige Kattegat – Sjællands Odde) og ved Anholt Øst (sydøstlige Kattegat) i perioden 2003-2007. Gennemsnit ($\pm$ standardafvigelsen SD) baseret på alle overvågningsdata og ét dagligt udtræk fra modellen i perioden.	25
Figur 3-1	Lokalisering af Havbrukszone E og Standardhavbrug E i det sydlige Kattegat. Kortet viser desuden Kattegats vandplanområder og Natura 2000 områder.	28
Figur 4-1	Strømroser repræsenterende retning og hastigheder i overfladelaget (tv) og i bundlaget (2 m over bunden) ved Standardhavbrug E i produktionsperioden. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk modellering.	30
Figur 4-2	Strømhastigheder i overfladelaget (tv) og bundlaget (th) ved Standardhavbrug E i en periode med østlig vind (3.–14. august). Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk modellering.	31
Figur 4-3	Isopleth-diagram af et års variation i salinitet ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk basismodellering.	32
Figur 4-4	Isopleth-diagram af temperatur ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk basismodellering.	32
Figur 4-5	Den gennemsnitlige koncentration af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i vinteren (januar-februar) 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	33
Figur 4-6	Isopleth-diagram af uorganisk kvælstof ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.	34
Figur 4-7	Isopleth-diagram af uorganisk fosfor ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.	35
Figur 4-8	Den gennemsnitlige koncentration af opløst uorganisk fosfor (DIP) i vinteren (januar-februar) 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	35
Figur 4-9	Gennemsnitlig daglig pelagial primærproduktion i sydlige Kattegat i perioden april-december i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	36
Figur 4-10	Isopleth-diagram af klorofyl ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.	37
Figur 4-11	Den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i overfladen i sommeren 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	37
Figur 4-12	Den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i overfladen i april-december 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	38
Figur 4-13	Tidsserie af sigtgybde ved Standardhavbrug E. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.	39
Figur 4-14	Gennemsnitlig sigtgybde i produktionssæsonen (april-december) i 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrukszone E / Standardhavbrug E er vist.	39
Figur 4-15	Isopleth-diagram af iltkoncentration ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.	40

Figur 4-16	Iltkoncentration (mg/L) i bundvandet i sydøstlige Kattegat beregnet for 2004; gennemsnit for juli, august, september og oktober. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.	41
Figur 4-17	De gennemsnitlige koncentrationer (g/m ²) af organisk kulstof i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.	42
Figur 4-18	De gennemsnitlige koncentrationer (g/m ²) af kvælstof (øverst) og fosfor (nederst) i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.	43
Figur 4-19	De gennemsnitlige C:N (øverst) og C:P (nederst) forhold i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.	44
Figur 4-20	Gennemsnitlige iltforbrug i sedimentet i perioden april-december (øverst) og iltgæld i sedimentet (nederst) ultimo december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.	45
Figur 5-1	Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i overfladen i produktionssæsonen (øverst) og i oktober, hvor virkningen er størst (nederst). Til venstre ses overblik over sydlige Kattegat, hvor hele udbredelsen af ændringen ses og til højre vises et zoom på den centrale del af det påvirkede område. Figurer, der viser den beregnede gennemsnitlige ændring i koncentrationen af uorganisk kvælstof i overfladen for hver af månederne fra april til december, er vist i Bilag A.	49
Figur 5-2	Positioner (•) for modeludtræk af data til beregning af næringskoncentrationer 50, 500 og 1000 m fra Standardhavbrug E. De fire skraverede trekanter repræsenterer området hvor burene og næringsstofkilder er lokaliseret.	50
Figur 5-3	Antal dage i april-december (produktionssæsonen; øverst), hvor koncentrationen af uorganisk kvælstof er under "grænseværdien" for potentiel kvælstofbegrænsning (14 µg DIN/L) i basissituationen og antal ekstra dage (nederst), hvor udledning af DIN fra Standardhavbrug E giver koncentrationer over "grænseværdien".	51
Figur 5-4	Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af uorganisk fosfor i overfladen i produktionssæsonen (øverst) og i oktober måned, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre ses overblik over sydlige Kattegat, hvor hele udbredelsen af ændringen ses og til højre vises et zoom på den centrale del af det påvirkede område. Figurer, der viser den beregnede gennemsnitlige ændring i koncentrationen af uorganisk fosfor i overfladen for hver af månederne fra april til december, er vist i Bilag B.	53
Figur 5-5	Antal dage i april-december (produktionssæsonen; øverst), hvor algevæksten er potentielt fosforbegrænset (dvs. koncentrationen af uorganisk fosfor er under "grænseværdien" på 9 µg DIP/L) under basisforhold og antal ekstra (nederst), hvor udledning af DIP fra Standardhavbrug E giver koncentrationer over "grænseværdien".	54
Figur 5-6	Beregnet gennemsnitlig ændring i pelagisk primærproduktion omkring Standardhavbrug E i produktionssæsonen (øverst) og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre er vist et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer i primærproduktionen. Figurer for alle måneder findes i Bilag C.	58
Figur 5-7	Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af klorofyl i overfladen omkring Standardhavbrug E i produktionssæsonen (øverst) og i juli, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre er vist et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer i primærproduktionen. Figurer for produktionssæsonen og de enkelte måneder i denne findes i Bilag D.	59
Figur 5-8	Den tidlige ændring i sediments ekstra indhold af kulstof (C), kvælstof (N), og fosfor (P) centralt i havbrugsområdet gennem produktionssæsonen og den efterfølgende brakperiode (tre øverste). Nederst: den tidlige ændring i iltgæld under basisbetingelser (blå linje) og ved havbrugsdrift ved Standardhavbrug E (sort linje).	61
Figur 5-9	Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk kulstof i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag F.	62
Figur 5-10	Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk kvælstof i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre	

	vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag G.	63
Figur 5-11	Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk fosfor i produktionssæsonen (øverst) og i juni, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag H.	64
Figur 5-12	Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets daglige iltforbrug i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag I.	66
Figur 5-13	Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets iltgæld (g/m^2) i produktionssæsonen (øverst) og i august, hvor ændringen er størst (midt) og i december, som er sidste måned med ændring (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag K.	67
Figur 6-1	Middeloverkoncentration i overfladen (0-5m) af kobber ($\mu\text{g Cu/L}$) i perioden april-august, hvor Standardhavbrug E anvender nyimprægnerede net.	69
Figur 6-2	Maksimal overkoncentrationer i overfladen (0-5m) af kobber ($\mu\text{g Cu/L}$) for perioden april-august. Overkoncentrationerne forekommer omkring Standardhavbrug E. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af april-august.	69
Figur 7-1	Modellerede koncentrationer af oxolinsyre i overfladen (0-5 m), som følge af to på hinanden følgende medicinbehandlinger i Standardhavbrug E i perioden 15.-28. august. Øverst: Middelkoncentration. Nederst: Maksimal døgnmiddelkoncentrationer. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af behandlingsperioden.	73
Figur 7-2	Modellerede koncentrationer af sulfadiazin i overfladen (0-5 m), som følge af to på hinanden følgende medicinbehandlinger i Standardhavbrug E i perioden 15.-28. august. Øverst: Middelkoncentration. Nederst: Maksimal døgnmiddelkoncentrationer. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af behandlingsperioden.	74
Figur 7-3	Modellerede koncentrationer af trimethoprim i overfladen (0-5 m), som følge af to på hinanden følgende medicinbehandlinger i Standardhavbrug E i perioden 15.-28. august. Øverst: Middelkoncentration. Nederst: Maksimal døgnmiddelkoncentrationer. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af behandlingsperioden.	75
Figur 8-1	Koncentration af kobber i sedimenter målt i Kattegat ("IDF"), Femern Bælt og Storebælt ("SB"), præsenteret som funktion af sedimentets glødetab; fra DHI database.	79

TABELLER

Tabel 1-1	Oversigt over de indikatorer, som er indgået i screeningsanalysen.	3
Tabel 1-2	WGS84-positioner for de otte standardhavbrug A til H.	5
Tabel 2-1	Fordeling af N-tab, P-tab og tab af organisk kulstof fra det definerede standardhavbrug til det omgivende miljø.	6
Tabel 2-2	Anbefalet dosering og behandlingsperiode for antibiotikamedicinering med oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i forbindelse med behandling af akutte infektioner (Lægemiddelstyrelsen 2008 og 2011).	8
Tabel 2-3	Randbetingelser for HAVBRUG _{KAT} modelleringen og datakilderne.	12
Tabel 2-4	Standardhavbrugets tab af kobber til vandet; beregnet som det årlige tab og det daglige tab i den periode, hvor tabet sker (fra april-august, hvor der anvendes ny-imprægnerede net).	17
Tabel 2-5	Daglige udledninger (kg/dag) af antibiotika i forbindelse med en 2 x 7-dages behandlingsperiode ved et standardhavbrug med en maksimal bestand på 1600 tons fisk.	18

Tabel 2-6	Fortolker af indekssværdier for modellens evne til at beskrive målinger (baseret på Allen et al. 2007, Maréchal 2004, Moriasi et al. 2007).	21
Tabel 2-7	Indekssværdier for de fire indeks, der er anvendt til vurdering af modellens evne til at beskrive overvågningsdata fra station VSJ20925. Baseret på 5 års data. Resultater for individuelle år og øvrige stationer anvendt i verificering findes i DHI (2017b).....	22
Tabel 2-8	Rangordning af simuleringsår (1 – bedst, 5 - dårligst) for 5 vandkvalitetsvariable beskrevet ved fire verificeringsindeks (Procent-afvigelse, Kostfunktion, Regressionskoefficient, RSR = forholdet mellem "root-mean-square-error" og standardafvigelsen; alle gennemsnit af 8 verifikationsstationer). Laveste sum-score identificerer året med den laveste afvigelse mellem modelresultater og målinger.....	26
Tabel 3-1	Karakteristik af Havbrugszone E. De angivne intervaller for overfladestrøm, saltholdighed, temperatur og forskydningsspænding (udtryk for strøm/bølgekræfter der påvirker havbunden) er variationen i middelværdier for de gridceller der ligger i Havbrugszone G. Gns = gennemsnit pr. gridcelle.....	29
Tabel 3-2	Karakteristik af Standardhavbrug E.	29
Tabel 5-1	Oversigt over kriterier anvendt til at fastsætte afskæringsgrænserne for differencekort i de følgende afsnit. Trinene i skalaen svarer til 2 gange forrige trin.....	47
Tabel 5-2	Gennemsnitskoncentration af uorganisk kvælstof (DIN) og antal dage i produktionssæsonen, hvor den pelagiske primærproduktion potentielt er kvælstofbegrænset (dvs. DIN koncentrationer er lavere end "grænseværdien på 14 µg/L) i tre forskellige afstande fra Standardhavbrug E under basisforhold og havbrugsproduktion. Koncentrationer og antal dage med potentiel kvælstofbegrænsning er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2).	48
Tabel 5-3	Gennemsnitskoncentrationer af opløst uorganisk fosfor (fosfat) og antal dage i produktionssæsonen, hvor den pelagiske primærproduktion er potentielt fosforbegrænset (dvs. fosfatkoncentrationer er lavere end "grænseværdien" på 9 µg/L) under henholdsvis basisforhold og havbrugsproduktion i tre forskellige afstande fra Standardhavbrug E. Koncentrationer og antal dage med potentiel fosforbegrænsning er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2).	52
Tabel 5-4	Oversigt over de beregnede brutto- og nettotransporter ind i vandplanområder (bemærk at der kun er regnet på hele ton). A: Bruttotransport over den marine rand ind i vandplanområdet; uden hensyntagen til transporten ud af området og det interne tab. B: ΔNettotransport, som er differencen mellem nettotransporten over den marine rand under forhold med og uden (basis) havbrugsdrift. C: ΔNettotransport angivet i procent i procent af den totale nettotilførsel af kvælstof til området i under basisforhold.	56
Tabel 5-5	Gennemsnitlig iltkoncentration i produktionsperioden og antal dage med iltkoncentrationer under 4 mg/L i en afstand af 50, 500 og 1000 m fra Standardhavbrug E under basisforhold og havbrugsproduktion. Koncentrationer og antal dage er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2). Iltkonc. = iltkoncentration.	65
Tabel 6-1	Miljøkvalitetskrav for kobber i det marine vandmiljø. Generelle kvalitetskrav (VKK) gælder for de gennemsnitlige koncentrationer, og korttidskvalitetskrav (KVKK) gælder for de daglige maksimale koncentrationer under behandlingsperioden (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).....	68
Tabel 7-1	Miljøkvalitetskrav for oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i det marine vandmiljø. Generelle kvalitetskrav (VKK) gælder for de gennemsnitlige koncentrationer i behandlingsperioden, og korttidskvalitetskrav (KVKK) gælder for de maksimale koncentrationer i 24 timer under behandlingsperioden (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).	71

BILAG

Standardhavbrug E i havbrugszone E

BILAG A – Månedskort for ændring i opløst uorganisk kvælstof

Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

BILAG B – Månedskort for ændring i opløst uorganisk fosfor

Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

BILAG C – Månedskort for ændring i pelagisk primærproduktion

Geografisk udbredelse af ændring i vandsøjlen

BILAG D – Månedskort for ændring i klorofyl

Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

BILAG E – Månedskort for ændring i sigtedybde

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG F – Månedskort for ændring i organisk kulstof i sedimentet

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG G – Månedskort for ændring i organisk kvælstof i sedimentet

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG H – Månedskort for ændring i organisk fosfor i sedimentet

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG I – Månedskort for ændring i sediments iltforbrug

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG J – Månedskort for ændring i ilt i bundvandet

Geografisk udbredelse af ændring

BILAG K – Månedskort for ændring i sedimentets iltgæld

Geografisk udbredelse af ændring



Indledning

Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM) ved NaturErhvervstyrelsen har i september 2016 indgået kontrakt med DHI om projektet "Modellering af lokaliteter til havbrug". Projektet er igangsat 1. oktober 2016 og afsluttes i januar 2017. DHI har til udførelse af dele af projektet indgået samarbejdsaftaler med Thomas Valdemarsen, SDU, ekspert i sedimentprocesser og havbrug, og Marie Maar, DCE/Aarhus Universitet, ekspert i marin modellering. Projektet er støttet af EU's Hav- og Fiskeriudviklingsprogram EHFF.

1.1 Baggrund

Baggrunden for projektet er forklaret i Miljø- og Fødevareministeriets udbudsmateriale og er citeret nedenfor (MFVM 2016):

"I Fødevare- og landbrugspakken fra december 2015 indgår en vækstplan for akvakultur. Om havbrug fremgår det at *"Vækst for havbrug vil ske ved udpegning af konkrete lokaliteter, hvor havbrug kan etableres under hensyn til andre aktiviteter på havet, miljøet og vandplansområder, samt ved at sikre, at der kan ske kompensationsopdræt til fjernelse af kvælstof og fosfor. Med den nuværende viden skabes der grundlag for at anvende et miljømæssigt råderum på 800 ton kvælstof til havbrugsproduktion.*

Udviklingsmulighederne for havbaserede akvakulturanlæg ligger bl.a. i en optimal placering af anlæggene både i forhold til produktionsforhold som infrastruktur, men også i forhold til miljøforhold som næringsstofpåvirkning, vandkvalitet samt strøm- og bundforhold. Det allerede identificerede råderum på 800 tons N findes i Kattegat uden for en sømil fra basislinjen. For nærværende er der ikke identificeret råderum i andre farvande.

Ved ansøgning om miljøgodkendelse og placeringstilladelse skal placeringen af et akvakulturanlæg vurderes konkret i forhold til en række faktorer. Ved på forhånd at foretage en vurdering af, hvor det vil være muligt at placere fremtidige akvakulturanlæg på havet, vil det sandsynligvis kunne fremskynde godkendelsesprocessen".

1.2 Formål

Formålet med projektet "Modellering af lokaliteter til havbrug" er med baggrund i det identificerede råderum i de åbne havområder på 800 ton kvælstof at tilvejebringe viden, der støtter ministeriets udpegning af egnede områder til produktion af regnbueørred i Kattegat.

Projektet er opdelt i to faser, hvis formål er:

- a) At udpege de områder i den åbne del af Kattegat, som er bedst egnede til havbrugsproduktion af regnbueørred, og
- b) At undersøge miljøeffekter af et "standardhavbrug" ved otte forskellige positioner i placeret i otte udpegede zoner samt miljøeffekter af en fordoblet produktion (dobbelt standardhavbrug) ved én af positionerne

1.3 Denne rapport

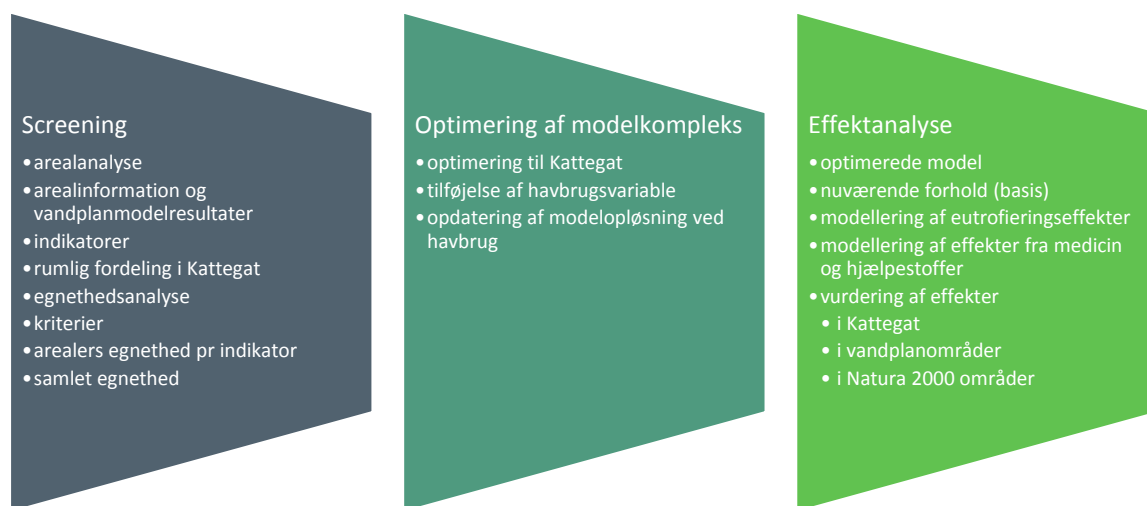
Denne rapport omhandler de forventede miljøeffekter, hvis der placeres et standardhavbrug på positionen for Standardhavbrug E. Kapitel 1 og kapitel 2 giver en introduktion til projektet og de metoder der er anvendt til analyse af alle standardhavbrug. Kapitel 3 til kapitel 6 gennemgår resultater og vurdering for Standardhavbrug E.

Det skal bemærkes, at undersøgelsen alene giver en vurdering af miljøeffekterne ved placering af ét enkelt standardhavbrug. Hvis der ansøges om andre placeringer, kan det betyde, at tilførsler og påvirkning af vandplan – og Natura 2000 områder skal genberegnes.

Det skal desuden bemærkes at i forbindelse med en konkret ansøgning om miljøgodkendelse, skal udledningerne fra havbruget indgå i en samlet vurdering af udledningerne til området og vurderes i forhold til miljøtilstand og det eventuelle råderum eller indsatsbehov. I forhold til Natura2000 områder kræver en miljøgodkendelse af et havbrug altid en konkret vurdering, der tager udgangspunkt i den endelige placering, størrelse mv. af det konkrete havbrug. Disse vurderinger kan ikke foretages alene på baggrund af oplysningerne fra dette projekt.

1.4 Projektets fremgangsmåde

Den overordnede fremgangsmåde i projektet har været først at gennemføre en screening af Kattegat for at identificere de zoner, der er bedst egnede til ørredproduktion. Derefter er de miljømæssige virkninger af at placere standardhavbrug i disse områder undersøgt (se Figur 1-1).



Figur 1-1 Projektets fremgangsmåde.

1.4.1 Screening

Screening er sket på grundlag af en kortlægning af forskellige indikatorer, der beskriver anvendelsen af arealerne til andre aktiviteter (dvs. optagede arealer, konfliktområder), opfyldelse af produktionskrav og hensyn til miljøforvaltningsrammen. Sidste problemstilling er kun i begrænset omfang medtaget i screeningen, da den er hovedfokus for den efterfølgende (nærværende) detaljerede undersøgelse af miljøeffekter fra havbrug. For hver indikator er der defineret egnethedskriterier og på det grundlag produceret egnethedskort (i GIS). Til sidst er den samlede egnethed bestemt. Grundlaget, metoden og resultaterne er nærmere beskrevet i en særskilt rapport (DHI 2017a). De faktorer/indikatorer som er inddraget i analysen fremgår af Tabel 1-1. Data vedrørende arealanvendelse er leveret af ministeriet eller hentet på Miljøportalen. Data til egnethedsanalyse med hensyn til produktionskrav og miljøeffekter er udtrykket af de modelresultater for indre danske farvande, der ligger til grund for ministeriets udvikling af anden generations vandplaner (modelleret med den såkaldte IDF-model) (Erichsen et al. 2014).

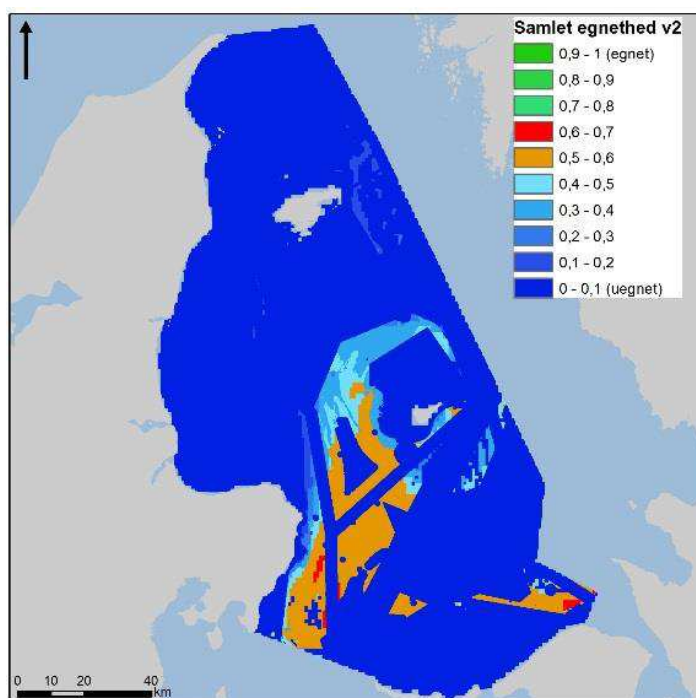
Tabel 1-1 Oversigt over de indikatorer, som er indgået i screeningsanalysen.

Arealanvendelses-indikatorer	Produktions-indikatorer	Miljøeffekt-indikatorer
Søkabler	Vanddybde	Forskydningsspænding ved havbunden
Officielle skibsruter	Strømforhold	Iltsvindsrisiko
Klappladser	Risiko for lakselus	
Militærområder	Vandtemperatur	
Forbudsområder	Bølgehøjde	
Havvindparker	Osmotisk stress	
Råstofindvinding	Afstand fra havn	
Fiskeri-interesser		
Vandplanområder		
Natura 2000: fugle		
Natura 2000: havpattedyr		
Særlige naturinteresser		
NOVANA bundfaunastationer		

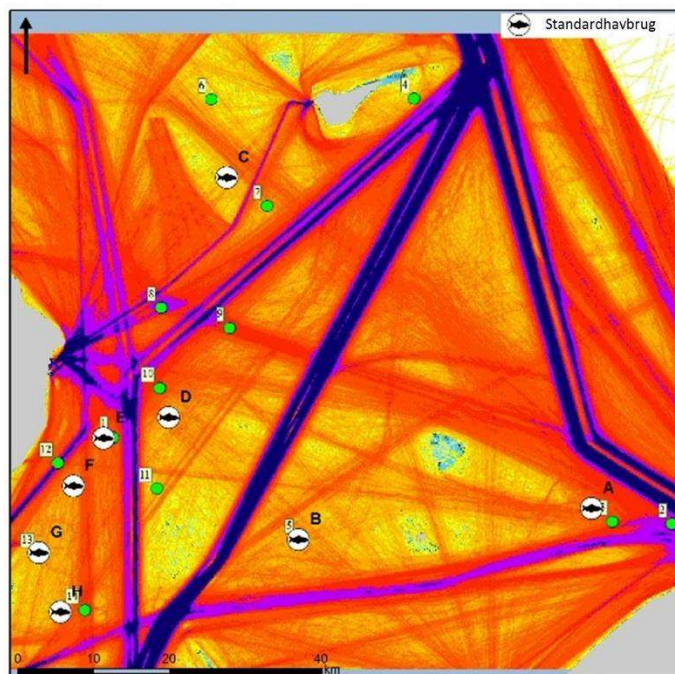
Det endelige egnethedskort er vist i. Figur 1-2. Efterfølgende er der i samarbejde med ministeriet og interessenter identificeret otte zoner og standardhavbrugspositioner, hvor miljøeffekter af havbrugsproduktion af regnbueørred undersøges nøjere. En afgørende faktor ved udpegnings af havbrugspositioner har været AIS data, der viser intensiteten af skibstrafik (Figur 1-3).

1.4.2 Miljøvirkninger fra standardhavbrug

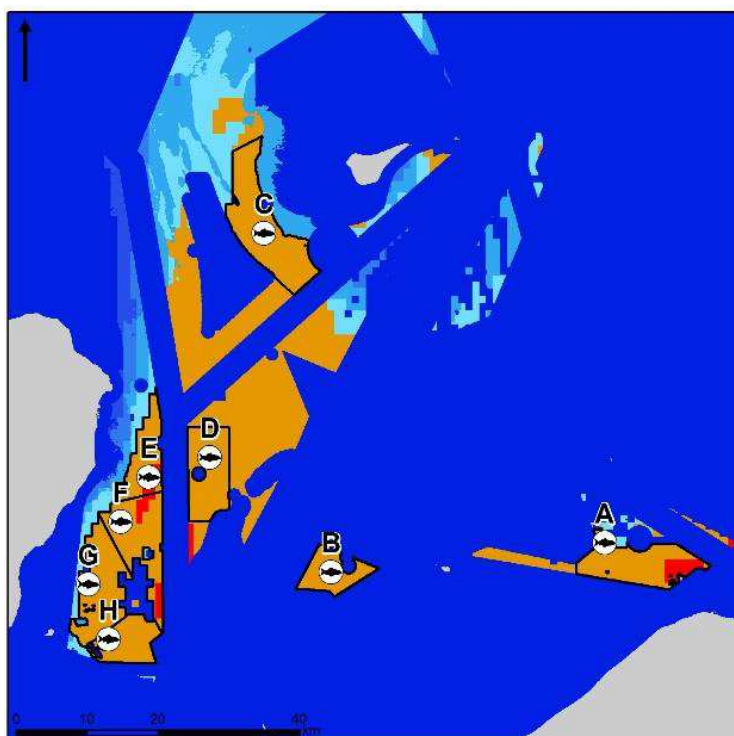
Den detaljerede analyse af miljøeffekter af standardhavbrug lokaliseret på de otte udpegede positioner er baseret på dynamisk, mekanistisk modellering med en model, der er videreudviklet fra IDF-vandplanmodellen (Erichsen et al. 2014) med henblik på at optimere den til simulering af havbrugseffekter i Kattegat. Den anvendte metode for denne del af projektet er nærmere beskrevet i denne rapportes kapitel 2.



Figur 1-2 De bedst egnede områder til produktion af regnbueørred i Kattegat. Det samlede egnethedskort er baseret på egnethedskort for hver indikatorer (Tabel 1-1). Områder med en egnethed på 0,5-0,7 er udpeget, som de bedst egnede og er fremhævet på figuren (orangerøde områder). Ingen områder har en egnethed >0,7.



Figur 1-3 De otte lokaliteter set i forhold til intensitet af skibstrafik i det sydlige Kattegat (kort leveret af Søfartsstyrelsen). Da Søfartsstyrelsens umiddelbare udmelding er, at havbrug placeret i de stærkt trafikerede (lilla og røde) områder ikke vil opnå tilladelse, er havbrugspositionerne søgt lagt i mindre befærdede områder.



Figur 1-4 De otte udpegede havbrugszoner og –positioner (første afmærket med sort streg; positioner angivet med fisk; de nøjagtige positioner fremgår af Tabel 1-2).

Tabel 1-2 WGS84-positioner for de otte standardhavbrug A til H.

ID	Længdegrad	Breddegrad
A	12° 4' 15"	56° 13' 17"
B	11° 26' 44"	56° 11' 54"
C	11° 19' 9"	56° 37' 49"
D	11° 10' 40"	56° 20' 54"
E	11° 2' 16"	56° 19' 34"
F	10° 58' 16"	56° 16' 14"
G	10° 53' 36"	56° 11' 33"
H	10° 56' 7"	56° 7' 19"

Analyse af standardhavbrug - metode

Miljøeffekterne er undersøgt med dynamisk, mekanistisk modellering med et modelkompleks, der er baseret på det modelkompleks (IDF), som DHI har udviklet for Miljø- og Fødevarerministeriet i projektet ”Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen” (se Erichsen et al. 2014). Modelkomplekset er optimeret og tilpasset til brug i havbrugslokaliseringsprojektet, hvor fokus er på havbrug i Kattegat. Det nye modelkompleks er navngivet HAVBRUG_{KAT}. For at simulere miljøeffekterne fra regnbueørredproduktion er der for hver af de otte havbrugspositioner modelleret scenarier med tab af næringsstoffer / medicin / hjælpestoffer i de mængder, der er defineret for et standardhavbrug (se afsnit 2.3, 2.4 og 2.5).

2.1 Definition af et standardhavbrug

Sammen med ministeriet er et ”standardhavbrug” defineret med udgangspunkt i den forudsætning, at det producerer regnbueørred i en mængde og med et foderforbrug, der svarer til en årlig tab af 100 ton kvælstof (N).

Produktionen af fisk forventes at foregå i 10-12 forankrede, cirkulære/let ovale opdrætsringe af ’Polar’- typen med en omkreds på 122 m og en diameter på 39 m og net af typen Dyneema[®]. Dybden af nettene kan justeres til vanddybden på lokaliteten. Et standardhavbrug optager ca. 0,4 km².

Når havet om foråret når op på en temperatur på 4-5 °C, udsættes 2-årige sættefisk á ca. 600 - 800 g i burene. Dette sker typisk i sidste halvdel af april. Afhængigt af vejret ”høstes” fiskene i november – december, og der er derefter en ”brakperiode” frem til næste udsætning af sættefisk. Produktionssæsonen er derfor fastlagt til april til december.

Ved havbrugsproduktion tabes der uorganisk kvælstof og fosfor til vandet (udskilt fra fiskene) og organisk kulstof, kvælstof og fosfor til havbunden med fiskefækaler og foder, der ikke er blevet spist (foderspild). Tabene af kvælstof, fosfor og organisk kulstof til miljøet (de såkaldte produktionsbidrag) afhænger af evt. foderspild, fiskenes assimilation af føden i tarmen og retention i kroppen.

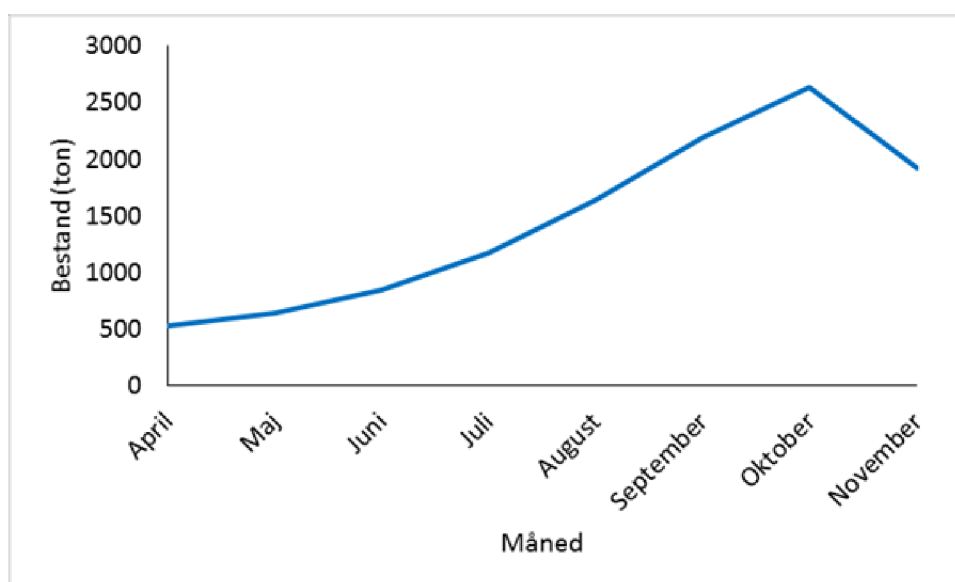
For at omsætte standardproduktionsbidraget på 100 ton kvælstof (N) til et tilsvarende fosforbidrag, er der antaget et foderspild på 1,5 % og en foderkvotient på 1,2, hvilket giver et årligt produktionsbidrag på 12,3 ton fosfor (P).

Tabel 2-1 Fordeling af N-tab, P-tab og tab af organisk kulstof fra det definerede standardhavbrug til det omgivende miljø.

Tab	Kvælstof (ton)	Fosfor (ton)	Kulstof (ton)
Totalt	100 t N	12,3 t P	
Opløst	81,7 t NH ₄ -N	3,3 t PO ₄ -P	CO ₂
Fækaler	17,0 t Org-N	8,4 t OrgP; CaP	145,3 t Org-C
”Detritus”	1,3 t Org-N	0,6 t Org-P	11,9 t Org-C

Næringsstofftabene sker på forskellig måde – i opløst form og bundet partikulært. Den fastlagte fordeling for standardhavbrugenes tab er angivet i Tabel 2-1. Fordelingen er baseret på publicerede værdier fra litteraturen (Caballero et al. 2002, Cheng et al. 2003, Cheng & Hardy 2003, Gaylord et al. 2009, Glencross et al. 2004, Green & Hardy 2002, Reid et al. 2008, Serrano NN, Stone 2003, Weatherup & McCracken 1999) og med udgangspunkt i en sammensætning af ingredienser i foderet svarende til foderproduktet Biomars "EFICO Enviro 393-2".

Det tidlige forløb for produktionstabene er afhængigt af bestandsudviklingen og fodringen over sæsonen. Som en konservativ antagelse er der taget udgangspunkt i den mest intensive produktionsplan (største bidrag pr. tidsenhed). Det betyder, at standardhavbruget udsætter fisk i slutningen af april og har afsluttet 'høsten' 1. december. Figur 2-1 viser den sæsonmæssige vækst i bestanden, som er antaget for standardhavbruget. Faldet i bestanden fra slutningen af oktober repræsenterer "høsten" af fisk, som for en bestand på ca. 800.000 fisk tager ca. 1 måned.



Figur 2-1 Standardhavbrugets stående biomasse fordelt over produktionssæsonen.

Udover næringsstoffer tilfører danske havbrug hjælpestoffer og i begrænsede perioder af produktionssæsonen medicin til det omgivende miljø. Hjælpesoffer anvendes til at reducere begroning på havbrugsnettene, så vækst af alger og muslinger ikke hæmmer tilførslen af friskt vand med ilt til fiskene. Antibegroningsmidler indeholder typisk kobber i form af kobberoxid samt zinkoxid og jernoxid. Jern er miljømæssigt uproblematisk og zinkoxid anvendes i mindre mængder end kobberoxid. Da miljøkvalitetskravene for havvand (VKK og KVKK) for zinkoxid samtidig er højere end for kobberoxid (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011), er standardhavbrugets tab af hjælpestoffer eksemplificeret med kobberoxid tilførslen.

Imprægneringen af nettene sker inden opsætning af nettene ved produktionens start og tabet af kobberoxid sker hovedsageligt ved direkte afskalning samt frigivelse af opløst kobber til vandet. Tabet sker primært i perioden fra opsætning af net i april til august (153 dage), hvor nettene erstattes af "gamle" ikke ny-imprægnerede net. Tabene fra disse "gamle" net vurderes at være ubetydelig.

Standardhavbrugets tab af kobberoxid bygger på en række antagelser og skøn. Det er forudsat, at havbruget har 10 stk. 122 m opdrætsringe, og at der anvendes et maksimalt Dyneema-net areal, hvilket svarer til et kobberforbrug til imprægneringen på 900 kg, hvoraf 20 % antages at frigives til det omgivende miljø. Af de 20 % (180 kg) antages 50 % (90 kg) tabt til sedimentet

som følge af afskalling, og 50 % (90 kg) frigives til vandfasen. Antagelserne bygger på feltundersøgelser gennemført ved 2 større havbrug i Bælthavet (DHI 2008).

Ved udsætning om foråret skal fiskene være vaccineret mod vibriose, furunkulose og rødmundsyge. Hvis der opstår sygdom i løbet af produktionen, anvendes der medicin, som er godkendt til fiskeopdræt, efter ordination af tilknyttet dyrlæge. De godkendte præparater er Oxolinsyre (CAS nr. 14698-29-4) samt Tribissen, som består af Sulfadiazin (CAS nr. 68-35-9) og Trimethoprim (CAS nr. 738-70-5). Behandling sker over 7 - 10 dage, hvor medicinen er tilsat speciallavet foder. For standardhavbruget er det antaget, at behandlingsdosis følger anbefalingerne for medicinering, som angivet i Lægemiddelstyrelsens datablade for Branzil og Tribissen Forte (Lægemiddelstyrelsen 2008 og 2011).

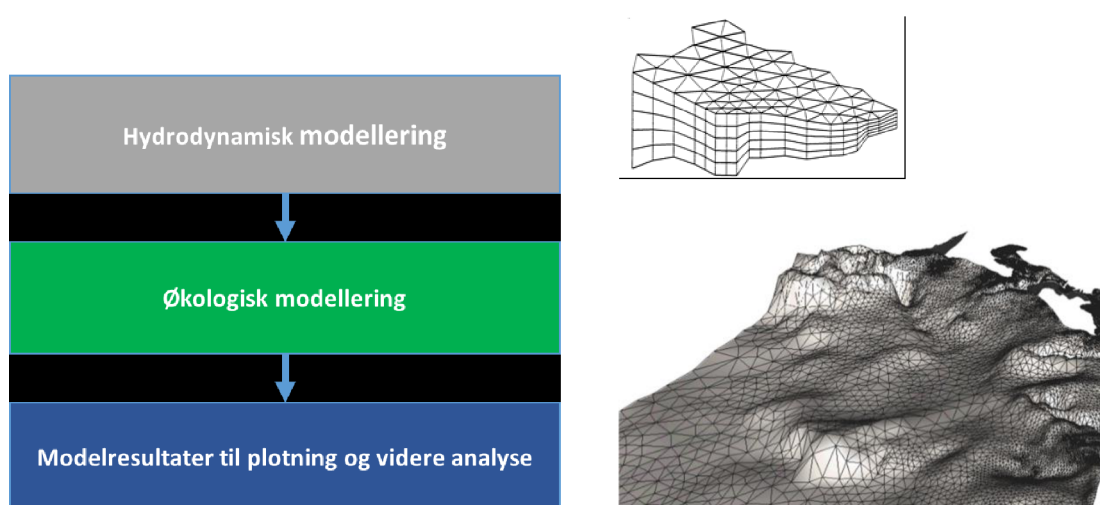
Da optaget og tabet af antibiotika ved medicinering er ukendt, er det konservativt antaget, at 100% af det anvendte antibiotika frigives. Endvidere er det antaget, at hele tabet sker til vandfasen, mens der ikke sker en tilførsel til sedimentet. Den antagne fordeling mellem vandfase og havbunden kunne betyde, at udledningen til vandfasen overestimeres og udledningen til sedimentet under og omkring opdrætsringene underestimeres, men med meget få undtagelser har de årlige undersøgelser af sedimentprøver fra havbunden under eksisterende danske havbrug vist, at der ikke forekommer målbare medicinrester i sedimentet.

Tabel 2-2 Anbefalet dosering og behandlingsperiode for antibiotikamedicinering med oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i forbindelse med behandling af akutte infektioner (Lægemiddelstyrelsen 2008 og 2011).

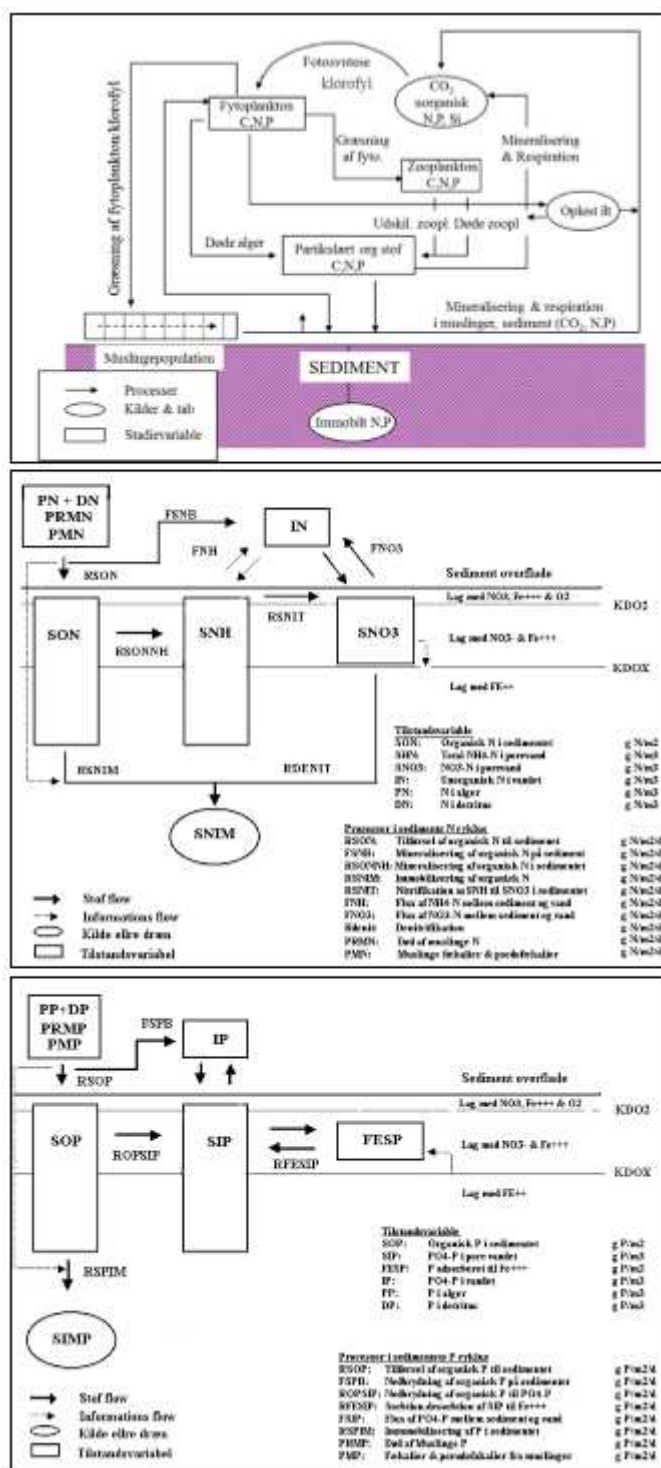
Medicin	Dosering (mg/kg fisk/dag)	Behandlingsperiode (dage)
Oxolinsyre	18,75	10
Sulfadiazin	25	5-10
Trimethoprim	5	5-10

2.2 Modelkompleks og modellering

Modelkomplekset er udviklet med DHI software MIKE3FM og ECO Lab og omfatter en hydrodynamisk model og en økologisk/biogeokemisk model (ECO model), se Figur 2-2.



Figur 2-2 Opbygning af modelkomplekset HAVBRUG_{KAT}. Tv. modellingsprocessen. Th. illustration af modelkompleksets opdeling i FM (flexible mesh) celler; øverst eksempel på opdeling i vandfasen; nederst eksempel på hvordan nettet ser ud på havbunden og havbundtopologien i en model (ikke fra den aktuelle model). I korte tidsskridt (sekunder) beregnes resultatet af de hydrodynamiske og økologiske processer og interaktioner i og mellem cellerne.

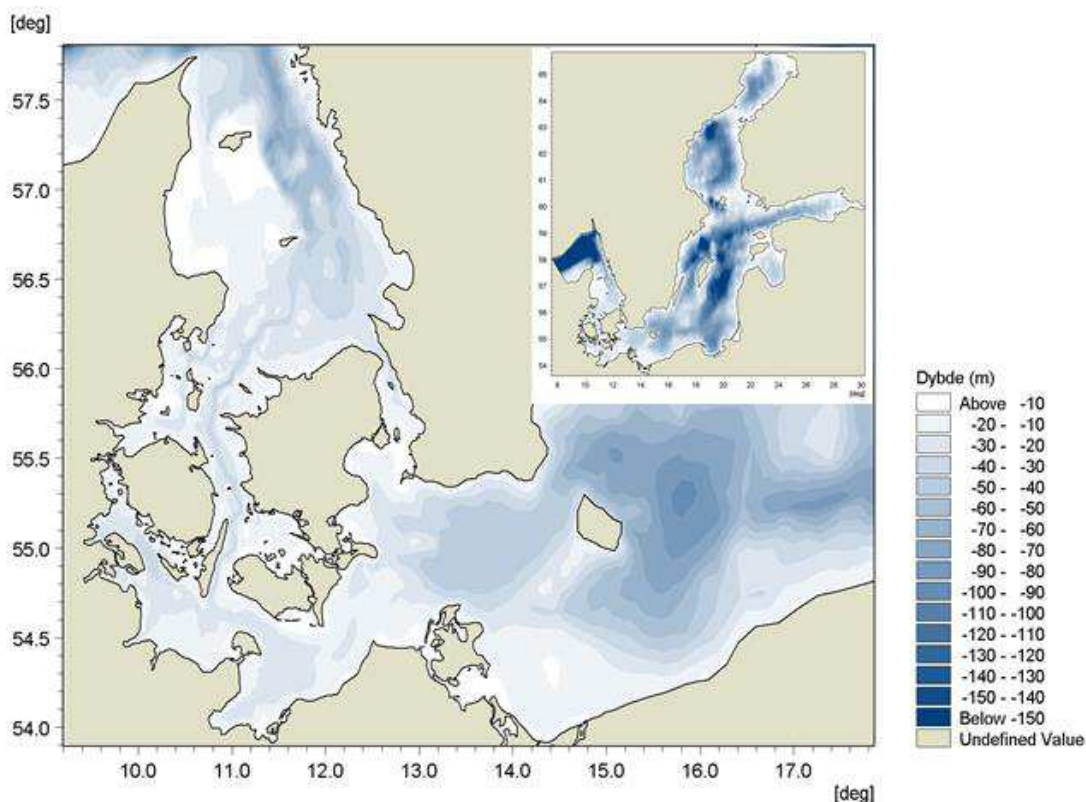


Figur 2-3 Skematisk fremstilling af typiske økologiske komponenter (variable) og processer i en ECO Lab model. Øverst: Vandfasen. Nederst: Sedimentets kvælstof (N) og fosfor (P) del i detaljer.

Modelkomplekset er fuldt dynamisk, hvilket vil sige at de øjeblikkelige forhold bestemmes gennem den valgte beregningsperiode med en høj tidsopløsning. Den hydrodynamiske model (HD) beskriver de øjeblikkelige hydrodynamiske forhold (strøm, salt, temperatur mv) i 3D gennem modelperioden, mens den økologiske/biogeokemiske ECO Lab model beskriver de økologiske processer og interaktioner og de resulterende puljer (fx næringsstoffer og klorofyl), se Figur 2-3. ECO Lab modellen får sit hydrodynamiske grundlag fra den hydrodynamiske model.

2.2.1 Modeldomænet

Modelkompleksets domæne er Østersøen fra den inderste del, Botniske Bugt, til Skagerrak (se Figur 2-4). Ved den oprindelige udvikling lå fokus på de indre danske farvande, og modellernes opløsning (størrelse af beregningscellerne) og robusthed blev optimeret for dette område. Da fokus i dette projekt er Kattegat, er der i forbindelse med projektet sket en optimering med henblik på simuleringen af forholdene i Kattegat.



Figur 2-4 Modeldomænet med dybdeforhold. Øverste højre hjørne: Det totale domæne for det anvendte modelkompleks. Store figur: Zoom på de indre danske farvande. Farverne angiver dybdeforholdene.

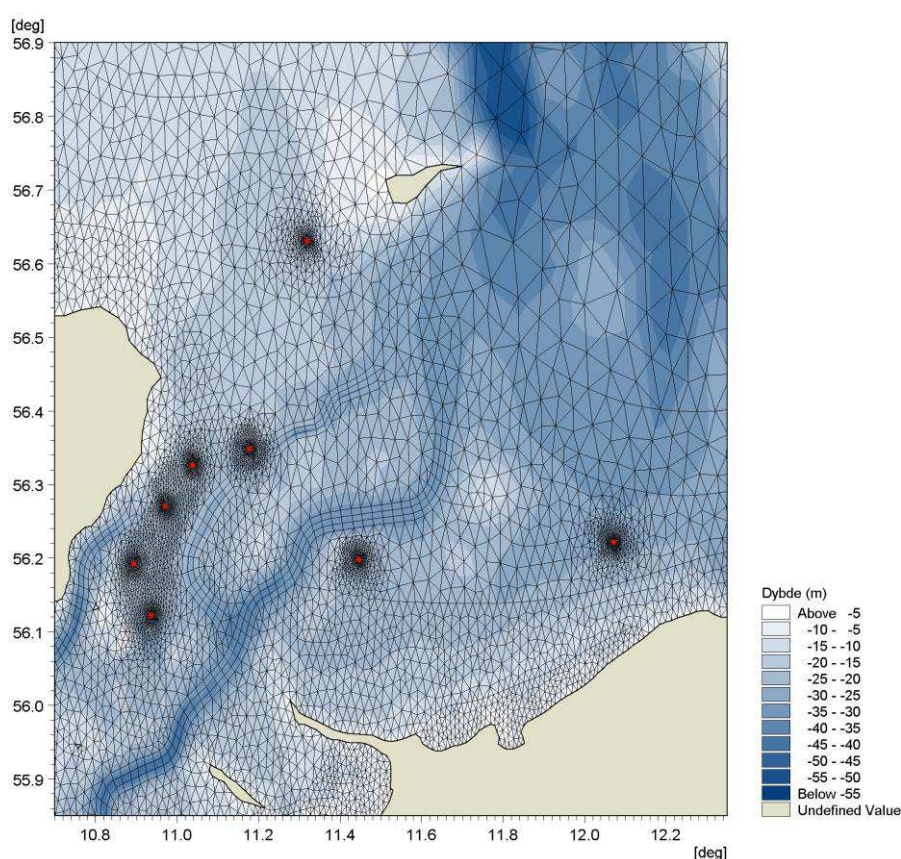
2.2.2 Modelvariable

HAVBRUG_{KAT} har de samme variable (>50) som vandplan IDF-modelkomplekset (Figur 2-3). Derudover er der tilføjet "havbrugs"-variable til den økologiske model, så det er muligt at implementere produktionsbidragenes størrelse og tidslige samt rumlige fordeling i modellen (se under afsnit 2.3, 2.4 og 2.5).

2.2.3 Modelnettet

HAVBRUG_{KAT} har samme gridnet som vandplan IDF-modelkomplekset, hvilket betyder, at der er højest opløsning i de kystnære (vandplans) områder. Efter identifikation af positionerne for de otte standardhavbrug er dette gridnet forfinet i et ca. 10x10 km område omkring havbrugspositionerne. Til undersøgelse af virkninger af produktionsbetingede tilførsler af næringsstoffer er gridcellerne ved selve havbrugspositionen ned til 200 m (i et område på ca. 1x1 km omkring positionen) med gradvis stigende størrelse ud til ca. 10 km fra positionen (Figur 2-5). Til modellering af virkninger af hjælpestoffer og medicin er der etableret en modelversion med gridceller ned til 50 m ved havbrugspositionen. De to modelversioner benævnes henholdsvis HAVBRUG_{KAT200} og HAVBRUG_{KAT50}.

Vertikalt er opløsningen en meter ned til kote -36 m. Vandlaget lige over bunden er også ca. 1 m tykt. På dybder større end 36 m er de mellemliggende vandlag 10 m dybe.



Figur 2-5 Gridnet og dybdeforhold i det sydlige Kattegat, hvor de otte standardhavbrug er lokaliseret (røde markeringer).

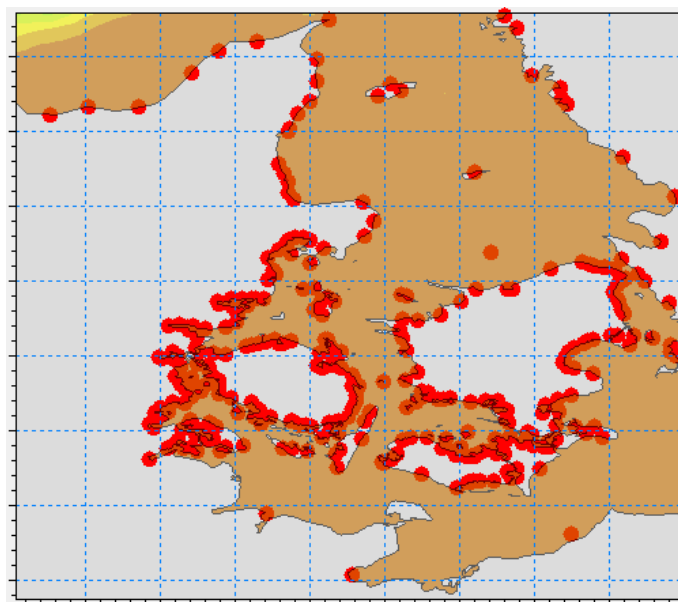
2.2.4 Randbetingelser

Simuleringen af dynamikken i modeldomænet styres af randbetingelserne, som omfatter de meteorologiske forhold (bl.a. vind, temperatur, tryk, nedbør og solindstråling), udvekslingen af vand og stof i Skagerrak med Nordsøen, udledningen vand og stof fra Østersøens oplande (inkl. Bælthavet, Kattegat og Skagerrak) samt den atmosfæriske deposition af næringsalte.

Tabel 2-3 giver en oversigt hvilke randbetingelser der indgår i modelleringen og hvor data stammer fra. Data foreligger med en tidsopløsning fra timeniveau (meteorologi og Skagerrak/Nordsø rand) til månedsværdier (afstrømning).

Tabel 2-3 Randbetingelser for HAVBRUG_{KAT} modelleringen og datakilderne

Randbetingelse	Datakilde
Meteorologi	Modellerede data købt af StormGeo AS og anvendt som atmosfæriske randbetingelser for HD og ECO Lab modellerne.
Vand- og stofudledning fra dansk land	De danske kilder er identiske med kilderne i IDF vandplan-modellen. Data er leveret af MFVM – NST (nu SVANA) i forbindelse med vandplanprojektet. Data er beregnet af DCE (Windolf et al. 2013). Data omfatter vandføring og næringsstofkoncentrationer. De eksisterende havbrug er medregnet under landbelastningerne. Vandføring er randbetingelse for HD modeller. Næringsstofudledninger er randbetingelse for ECO Lab modellen. Udledningspunkterne omkring Kattegat fremgår af Figur 2-6.
Vand- og stofudledning langs resten af Østersøen (inkl. Bælthavet, Kattegat og Skagerrak)	HELCOM rapport (HELCOM 2011) og SMHI modeldata
Atmosfærisk deposition	Data om atmosfæriske deposition af kvælstof i hele Østersøen er leveret af MFVM – NST (nu SVANA) i forbindelse med vandplanprojektet. Data er beregnet af DCE (Geels et al. 2012, Ellermann et al. 2013).



Figur 2-6 Modeludledningspunkter for vand og næringsstoffer i den del af modeldomænet, der dækker indre danske farvande. I alt er der over 300 udledningpunkter i hele modeldomænet. De fleste ligger i indre danske farvande.

2.3 Modellering af virkninger af eutrofiering

Modelleringen af virkninger af eutrofiering som følge af havbrugsproduktion er sket med opsætningen HAVBRUG_{KAT200}, dvs. med den version af modelkomplekset, som har en gridopløsning på ned til 200 m ved havbrugspositionerne. Beregninger er sket ved kombineret hydrodynamisk og økologisk modellering.

Som basis for at vurdere virkningerne af standardhavbrug er der modelleret et basisscenarie med HAVBRUG_{KAT200}. Basisscenariet er sat op som beskrevet ovenfor. Det betyder, at de eneste kilder til næringsstofftilførsel er de udledninger, der er inkluderet i vandplanmodelleringen (se afsnit 2.2.2).

For undersøge virkningen af standardhavbrug er der tillige modelleret ét scenarie for hver af de otte udpegede havbrugspositioner. I disse scenarier er produktionsbidraget fra et standardhavbrug implementeret ved at introducere bidragene ved det givne standardhavbrugs position (se Figur 1-4 og Figur 2-7). Derudover er der modelleret et scenarie for ét havbrug, Standardhavbrug D, hvor produktionsbidraget er fordoblet.

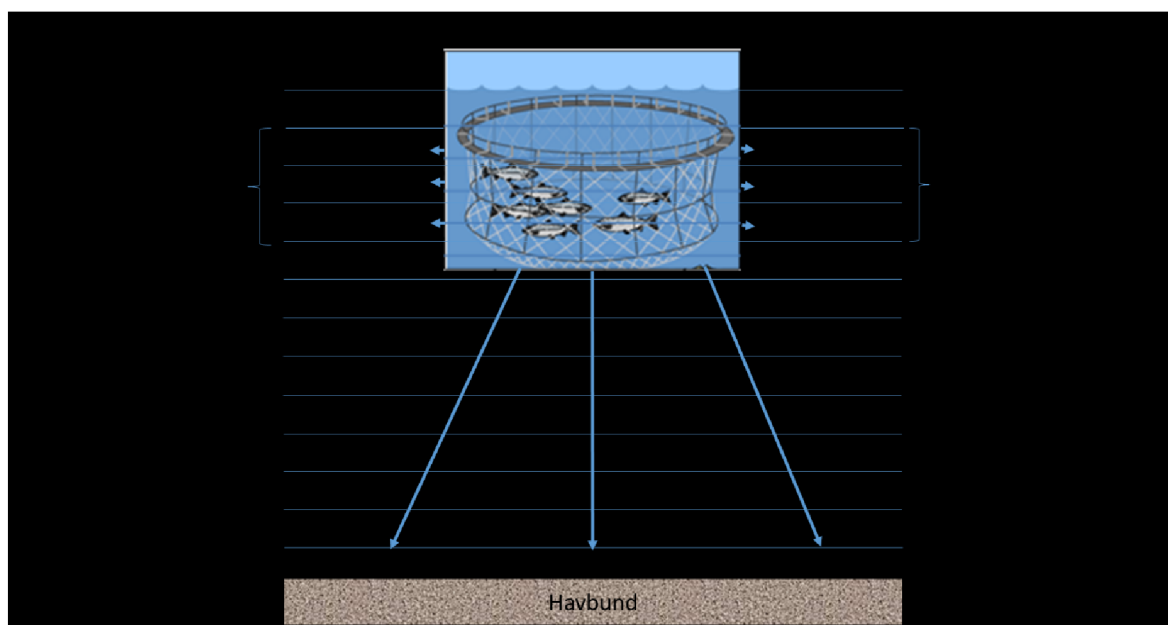
2.3.1 Produktionsbidrag

Fordelelsen af kulstof- og næringsstabile på forskellige kilder fremgår af Tabel 2-1. I forbindelse med modelleringen er tabene fordelt mellem forskellige vandlag. Den anvendte fordeling af de uorganiske og organiske kildebidrag på vandlag fremgår af Figur 2-7. I havbruget sker tabene øverst i vandsøjlen, hvor fiskene befinder sig. Af modeltekniske grunde udledes den andel, der antages at ende på havbunden, direkte til bunden. Dette tab sker i form af partikulært materiale (organisk C, N og P i fækalier og tabt foder) og udgør henholdsvis 17% af det samlede kvælstoftab og 68% af det samlede fosfortab.

De øvrige tab udgør henholdsvis 83% af kvælstoftabet og 22% af fosfortabet og udledes til modellens andet til fjerde vandlag svarende til ca. 2-4 m under vandoverfladen, fordi fiskene hovedsageligt opholder sig i disse dybder. Hovedparten af dette tab skyldes udskillelse fra fiskene og sker i form af opløste, primært uorganiske forbindelser (NH_4 og $\text{PO}_4\text{-P}$). Op til 15% af det udskilte opløste kvælstof sker i form af urea, men da planktonalgernes optag af NH_4 og urea sker med samme effektivitet repræsenteres hele N-udskillelsen ved NH_4 .

En mindre andel stammer fra friske fækalier, der "lækker" organiske opløste og partikulærtbundne N-, P- og C-forbindelser under nedsynkning af fækalierne (Chen et al. 2003). Dette tab er realiseret i modellen ved udledning af "detritus" i andet til fjerde vandlag.

Tabet fra havbrug varierer gennem produktionssæsonen, da det afhænger af fiskenes tilvækst og temperaturen. Til modelleringen er den tidlige variation beregnet på basis af data om foderforbrug som en proxy for biomassetilvæksten (data fra eksisterende havbrug). Den sæsonmæssige variation er vist i Figur 2-8. Udfladningen om sommeren skyldes et lavere foderforbrug pga. nedsat appetit, når vandtemperaturen er over 18 °C.



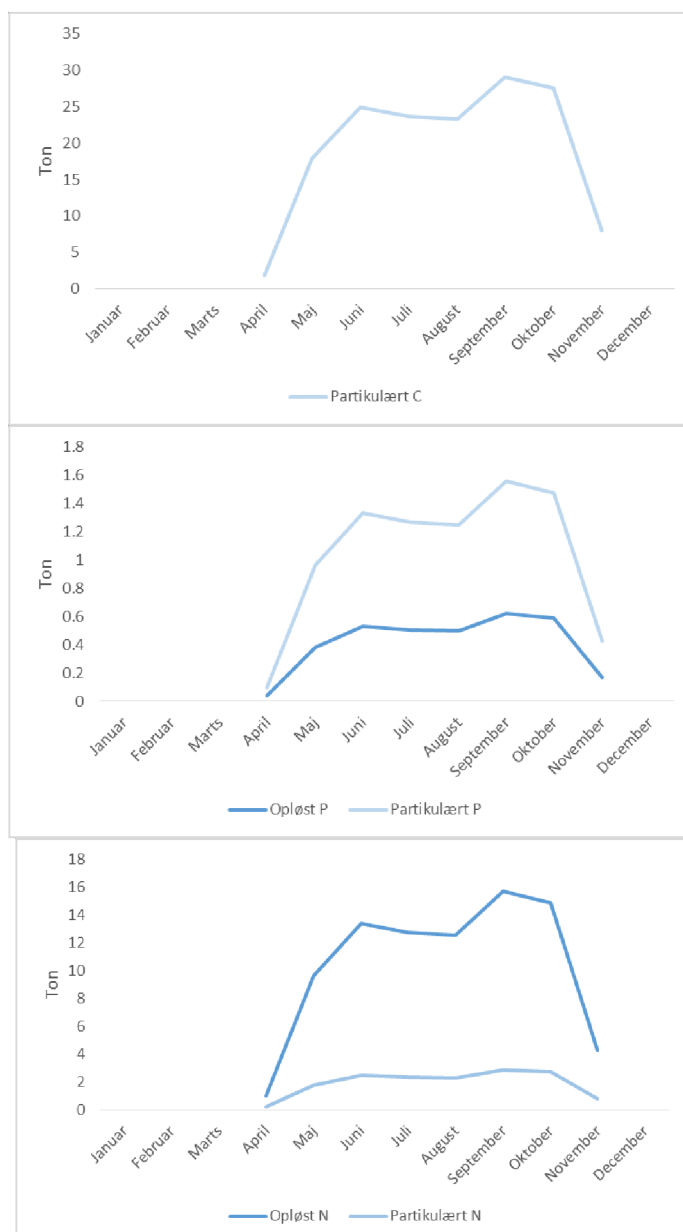
Figur 2-7 Fordeling af N-tab, P-tab og tab af organisk kulstof fra standardhavbrug til det omgivende miljø i den økologiske model.

2.3.2 Modelleringsperioden

Som angivet i kravspecifikationen er virkningen af eutrofiering fra standardhavbrug modelleret for en produktionsperiode og den efterfølgende brakperiode, hvor der ikke er fiskeproduktion, dvs. for i alt 12 måneder gående fra 24. april (start af produktionssæsonen) til 24. april (slutning af efterfølgende brakperiode / start af ny produktionssæson).

Som randbetingelser til at drive modellen i de 12 måneder er der anvendt de aktuelle forhold for året 2004. Året 2004 er valgt på baggrund af en analyse af repræsentativiteten af de forskellige år og de foreliggende målinger til dokumentation af modelresultaternes overensstemmelse med de faktiske forhold. Da virkningen af driften af standardhavbrug analyseres på basis af de ændringer driften medfører set i forhold til basis, er det vigtigt, at basis er robust, så modelleringen giver det bedst mulige grundlag for at analysere ændringerne. Året 2004 har gennemsnitlige vejrforhold, og modelsimuleringen giver resultater, der er i god overensstemmelse med målinger i dette år. Udvælgelsen er nærmere diskuteret i afsnittet om verifikation af modellen (afsnit 2.6).

Da fiskeproduktionen typisk starter i slutningen af april og slutter i december, er tabene fra standardhavbruget fastlagt til at ske i perioden 24. april til 1. december. Det vil sige, at tilførslen af de 100 (otte scenarier) respektivt 200 (et scenarie) ton kvælstof er fordelt på 220 dage med den sæsonmæssige fordeling, der er vist i Figur 2-8.



Figur 2-8 Standardhavbrugets sæsonvariation i produktionsbidraget (C, N og P). Stigningen over produktionssæsonen skyldes vækst i bestanden af fisk, mens fald eller stagnation om sommeren skyldes suboptimale vandtemperaturer med deraf følgende reduceret fodring.

2.3.3 Efterbehandling af modeldata

Modelresultatfilerne for vandfasen er 3D filer, der indeholder resultaterne af modelleringen i tidsskridt på 2 timer. På basis af disse er der produceret 2D data for overfladen (0-5 m) og bundvandet (nederste meter over bunden). Modelresultatfilerne for sedimentet er 2D filer, der indeholder resultaterne af modelleringen i tidsskridt på 12 timer. Data præsenteres som 2D kort og som tidsserier. Ændringerne som følge af drift af standardhavbrug beregnes som differensen mellem havbrugs-scenariet og basisscenariet. De gennemsnitlige ændringer beregnes som gennemsnit på månedsbasis og for produktionssæsonen (april-december).

Transporten af tabt kvælstof til vandplanområderne opgøres på to måder. Dels opgøres bruttotransporten som den akkumulerede mængde kvælstof, der passerer over grænsen til vandområderne. På vej mod vandområderne vil der ske en immobilisering af en del af kvælstoffet. Denne immobilisering kan bero på denitrifikation og "begravelse" i sedimentet og er konservativt sat til 5% per dag. Bruttotransporten modelleres med det såkaldte transportmodul i MIKE modellen, dvs. uden den transport og de biogeokemiske processer (som fx immobiliseringsprocesser), der foregår i vandområderne. Bruttotransporten inkluderer dermed ikke omsætning af det tilførte næringsstof i vandplansområdet og eventuel påvirkning af kvalitetselementer her.

Et andet mål for tilførsel af tabte næringsstoffer til vandplanområderne er nettotilførslen, der beregnes på basis af massebudgetter fra den koblede hydrodynamiske-biogeokemiske model, der er anvendt til at undersøge ændringer. Pr. 31 december opgøres den akkumulerede nettotilførsel for hvert vandplansområde - beregnet som forskellen mellem næringsstoffmængden, der transporteres ind i et vandplansområde, og mængden, der forlader vandplansområdet. Nettotilførslen til et vandplansområde repræsenterer således den næringsstoffmængde der tilbageholdes, evt. fjernes i vandplanområdet, fx ved indbygning i biomasse, denitrifikation eller begravelse i sedimentet. Dette svarer til metoden anvendt i arbejdet vedrørende anden generations vandplaner (Erichsen et al. 2014). Nettotilførslerne opgøres uden havbrug (basis) og med havbrug. Havbrugsdriftens bidrag til nettotilførslen beregnes som differensen mellem scenarierne med og uden drift af havbrug.

2.4 Modellering af hjælpepestoffer

Modelleringen af udbredelse af hjælpepestoffer fra havbrugsproduktion er sket med HAVBRUG_{KAT50HD}, dvs. med den hydrodynamiske model i den version, som har en gridopløsning på ned til 50 m ved havbrugspositionerne. Det vil sige, at tabene af kobber spredes og fortyndes, men der sker ikke en reduktion af mængden af stof, som følge af omsætning. Dette sammen med de konservative antagelser om tabet til vandmiljøet (se afsnit 2.1) gør, at resultaterne er konservative ("worst case" scenarier).

2.4.1 Modelleringsperiode

Transport og blanding af kobber er modelleret fra start af standardhavbrugsproduktionen (24. april) til slutningen af august. Dette er, som tidligere beskrevet, den periode, hvor der anvendes ny-imprægnerede net.

2.4.2 Tab af kobber fra anvendt antibegroningsmiddel

På grundlag af de konservative antagelser, som er beskrevet i afsnit 2.1, er de daglige udledninger fra et standardhavbrug til vandfasen i perioden april til august beregnet (Tabel 2-4). Udledningen af kobber introduceres i modellens vertikale lag, som beskrevet i Figur 2-7, med en ligelig fordeling mellem anden til fjerde øverste vandlag i modellen.

Tabel 2-4 Standardhavbrugets tab af kobber til vandet; beregnet som det årlige tab og det daglige tab i den periode, hvor tabet sker (fra april-august, hvor der anvendes ny-imprægnerede net).

Stof	Kobber tab	Kobberudledning (april-august))
Mængde	90 kg/år	0,59 kg/dag

2.5 Modellering af medicin

Modelleringen af udbredelse af medicin fra havbrugsproduktion er sket med HAVBRUG_{KAT50HD}, dvs. med den hydrodynamiske model i den version, som har en gridopløsning på ned til 50 m ved havbrugspositionerne. Det vil sige, at tabene af sulfadiazin, trimethoprim og oxolinsyre spredes og fortyndes, men der sker ikke en reduktion af mængden af stof, som følge af omsætning. Dette sammen med de konservative antagelser om tabet til vandmiljøet (se afsnit 1.2) og valg af modelleringsperiode gør, at resultaterne er konservative ("worst case" scenarier).

2.5.1 Modelleringsperiode

For modelleringen af fortyndingen af sulfadiazin, trimethoprim og oxolinsyre er der identificeret en 14 dages varm sommerperiode i august (15.-28. august) med svag strøm og stor bestand af fisk. August måned er erfaringsmæssigt den del af produktionssæsonen, hvor der hyppigst optræder behov for sygdomsbehandling. Bestanden af fisk vil være større senere på sæsonen, men en kombination af bedre vandskifte samt langt lavere sandsynlighed for behandlingsbehov som følge af lavere vandtemperaturer gør slutningen af produktionssæsonen mindre kritisk. Den svage strøm betyder, at spredning og fortynding er minimal og dermed, at risikoen for høje koncentrationer af tabt medicin i vandet er størst.

2.5.2 Tab af medicin

Da der ikke findes målinger af fiskenes tab af de tre antibiotika, der anvendes ved medicinering (oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim), er beregningerne af standardhavbrugets tab baseret på en række konservative antagelser og skøn.

Behandlingstiderne i Tabel 2-2 er vejledende og i modelleringen er der anvendt samme behandlingsperiode for alle tre stoffer. Til gengæld er beregningerne gennemført for en situation med 2 behandlinger inden for 14 dage. Denne dobbelte behandling er anvendt for at vurdere effekten af flere behandlinger inden for en kortere periode.

Endvidere er det antaget, at 100 % af det anvendte antibiotika frigives lineært til vandfasen over perioden på 14 dage, samt at fiskebestanden øges fra 1400 tons medio august til 1600 tons ultimo august. I Tabel 2-5 er angivet de maksimale daglige udledninger fra et standardhavbrug i 14 dages perioden med to medicinbehandling og en maksimal fiskebestand på 1600 ton. Udledningerne introduceres i modellens øvre vandlag, som beskrevet i Figur 2-7 med en fordeling på 35% til andet og tredje vandlag og 30% til fjerde vandlag.

Tabel 2-5 Daglige udledninger (kg/dag) af antibiotika i forbindelse med en 2 x 7-dages behandlingsperiode ved et standardhavbrug med en maksimal bestand på 1600 tons fisk.

Antibiotika	Maksimal udledning (kg/d)
Oxolinsyre	30
Sulfadiazin	40
Trimethoprim	8

2.6 Modelkompleksets robusthed

Modeller, der anvendes som værktøj til at underbygge beslutninger med økonomiske og/eller miljømæssige konsekvenser, bør ikke anvendes uden en forudgående modelverificering, fordi modellernes nøjagtighed og pålidelighed i så fald ikke kendes. Verificering af modellens evne til at beregne troværdige resultater gennemføres ved en systematisk sammenligning af synoptiske observationsdata og modeldata. Jo mindre afvigelse mellem målte og modellerede værdier, jo større troværdighed af modelresultater - og jo større andel af synoptiske data, som har små afvigelser, jo større er sandsynligheden for, at modelresultater er pålidelige.

Modellens evne til at beskrive observerede data er undersøgt kvalitativt ved visuelt at sammenligne tidlige variationer i målte og modellerede værdier samt kvantitativt ved fire forskellige numeriske indeks. Sammenligning af tidlige variationer viser om modellen reagerer på de overordnede sæsonvariationer i temperatur, indstråling og vindforhold, mens de numeriske indeks belyser forskellige egenskaber ved modellen og dens evne til at beskrive de faktiske forhold (dvs. målte koncentrationer).

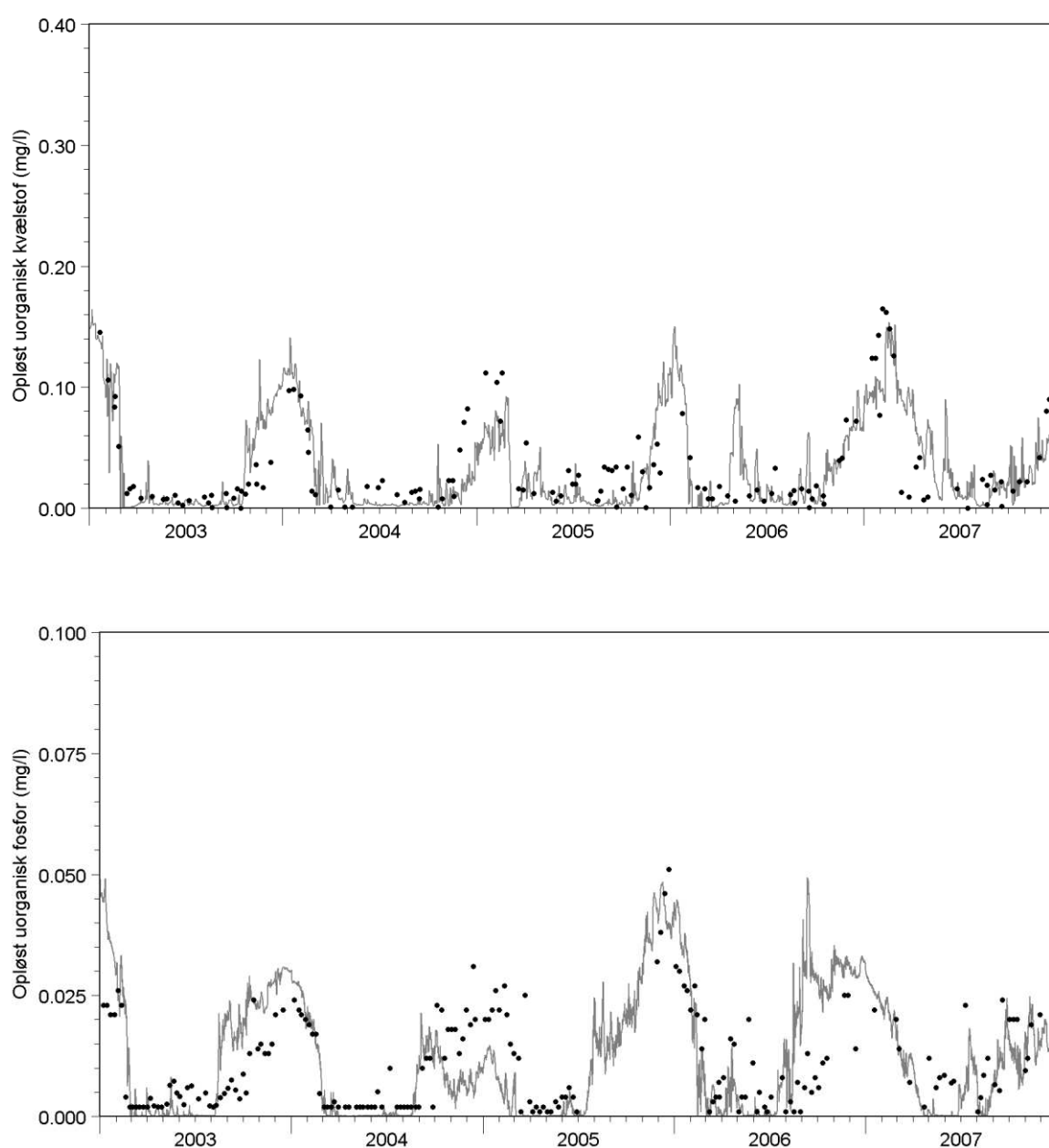
I det følgende præsenteres verifikationen af den anvendte model baseret på data fra VSJ20925 (Gniben NNV for Sjællands Odde) dækkende den 5-årige periode 2003-2007. Gniben stationen er den overvågningsstation i det sydlige Kattegat, som bedst repræsenterer havbrugszonerne og hvor der samtidig er sket en hyppig indsamling af data gennem en længere årrække. Ved sammenligninger mellem modellering og målinger skal man være opmærksom på, at der er tale om forskellige rumlige skalaer, idet en model gengiver gennemsnitsforholdene i modelcellerne, som repræsenterer en betydelig større vandmasse end den målingerne foregår i. En fuldstændig modelverifikation baseret på elleve overvågningsstationer er vist i DHI (2017b).

2.6.1 Kvalitativ visuel verifikation

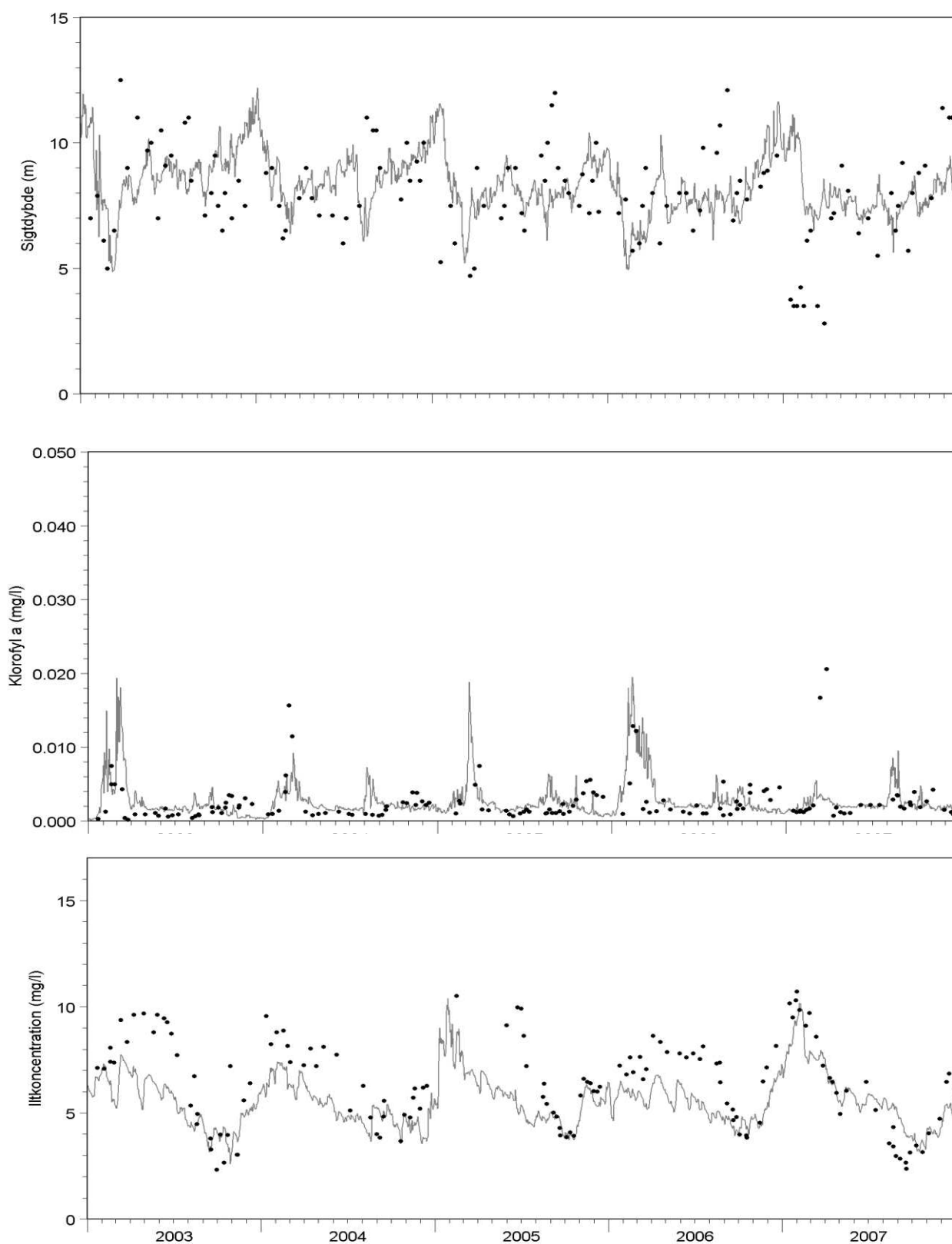
Visuel sammenligning af modelleringsresultater med målte data for Gniben stationen (VSJ20925) demonstrerer modelkompleksets evne til at beskrive den målte sæsonvariationen i de parametre, der anvendes til at vurdere ændringer som følge af havbrugsdrift på positioner i det sydlige Kattegat (Figur 2-9 og Figur 2-10).

For de opløste uorganiske næringsstoffer i overfladevandet (DIN og DIP), som anvendes som indikatorer for ændringer som følge af havbrugsdrift i Kattegat, er modellen i stand til at beskrive sæsonvariationerne, og der observeres specielt god overensstemmelse mellem modellering og måling i året 2004 (Figur 2-9). Sigtdybden har samme niveau i modellering og målinger, men bortset fra reduktionen under forårsblomsten er der mindre god overensstemmelse resten af året (Figur 2-10 øverst). Samme mønster ses på andre verificeringsstationer. En del af forklaringen kan være, at modellen ikke indeholder en specifik formulering af resuspension af naturligt sediment og dets bidrag til lyssvækkelsen, men usikkerhed på målingerne kan også spille ind. I starten af 2007 måles der sigtdybde ned på 3 m, mens modellen ikke viser samme

lave reduceret sigtddybde. Afvigelsen i målingen ift. det generelle mønster tyder på, at der kan være en fejl i databasen, men det kan også hænge sammen med, at modellen ikke "fanger" forårsopblomstringen det år. Med hensyn til klorofyl har både model og målinger samme lave niveauer i sommermånederne. På nogle verificeringsstationer som VSJ20925 (Figur 2-10 midt) har modellen et generelt højere sommerniveau end målinger, men overensstemmelsen varierer mellem stationer og mellem år. Sidst på året viser målingerne ofte en stigning i klorofylniveauet som ikke ses i modelresultaterne. For ilt estimerer modellen i eftersommeren og det tidlige efterår, hvor iltkoncentrationer kan være kritiske, generelt de korrekte, lave niveauer i bundvandet (ses for VSJ20925 i Figur 2-10 nederst). Om vinteren og foråret undervurderer modellen derimod ved bundvandets iltindhold ved station VSJ20925 samt ved verificeringsstationen i Storebælt (FYN6700053) og ved Anholt (Anholt E) (se DHI 2017b). En medvirkende årsag kan være den modellerede bundtemperatur, der relativt set i flere år (2004-2006) er for høj om foråret (ca. 2 °C over målinger).



Figur 2-9 Målte (•) og modellerede (linje) koncentrationer af uorganisk kvælstof (øverst) og uorganisk fosfor (nederst) i overfladen ved station VSJ20925 i perioden 2003-2007.



Figur 2-10 Målt (♦) og modelleret (linje) koncentration af sigdybde (øverst), koncentration af klorofyl (midt) og opløst ilt i bundvandet (nederst) ved station VSJ20925 i perioden 2003-2007.

2.6.2 Kvantitativ verificering på basis af numeriske indeks

De fire kvantitative indeks omfatter:

- Regressionskoefficienten R^2 beskriver andelen af variationen i observerede data som kan beskrives i modellen. R^2 kan antage værdier mellem 0 og 1, hvor høje værdier indikerer god overensstemmelse mellem observationer og model. R^2 er dog meget følsom overfor ekstreme (høje) værdier, men er ufølsom overfor systematisk afvigelser mellem observationer og modelresultater ("bias").
- Procent model-bias (P_{bias}) beskrevet ved summen af model-afvigelser (fra målinger) normaliseret til summen af observationer:

$$P_{bias} = \frac{\sum_1^N (O_i - P_i)}{\sum_1^N O_i} * 100$$

udtrykker om modellen systematisk over- eller underestimerer observationer, jo tættere på "0" jo bedre er modellen.

- Cost Function (CF) kvantificerer graden af overensstemmelse mellem to datasæt:

$$CF = \frac{1}{N} \sum_1^N \frac{|O_i - P_i|}{SD_O}$$

hvor SD_O er standardafvigelsen i observerede data. Jo lavere værdi af CF, jo bedre er modellen.

- Forholdet "RSR" mellem RMSE ("root mean square error") og standardafvigelsen af observationer (SD_O) normaliserer RMSE og gør det nemmere at vurdere i hvilken udtrækning modellen er i overensstemmelse med observationer, når der indgår flere variable i test af en model.

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_1^N (O_i - P_i)^2}}{SD_O}$$

RSR-værdier varierer mellem 0 (perfekt overensstemmelse mellem målinger og model) og høje positive værdier. Værdier lavere end 0,7-0,8 indikerer en tilstrækkelig model og værdier under 0,4 indikerer en "god" model. I lighed med R^2 er RSR meget følsom overfor ekstreme værdier og 1-2 ugers forskudt timing af forårsopblomstring kan give en lav score i en ellers "god" model.

Tabel 2-6 Fortolker af indeksværdier for modellens evne til at beskrive målinger (baseret på Allen et al. 2007, Maréchal 2004, Moriasi et al. 2007).

	P-bias (%)	Kostfunktion	R^2	RSR
Excellent	< 10	< 1	>0,4	< 0,50
God	10-20	1-2	0,2-0,4	0,5-0,6
Tilstrækkelig	20-40	2-3	0,1-0,2	0,6-0,7
Utilstrækkelig	> 40	> 3	< 0,1	> 0,7

I Tabel 2-6 vises en oversigt over fortolkningen af de beregnede indekssværdier. Tabel 2-7 giver indekssværdierne for station VSJ20925 for variablene uorganisk kvælstof (DIN), uorganisk fosfor (PO₄-P / DIP) og klorofyl i overfladen, sigtdybde samt iltkoncentration i bundvandet. Efterfølgende opsummeres den samlede vurdering for hver variable på basis af de fire indeks.

Tabel 2-7 Indekssværdier for de fire indeks, der er anvendt til vurdering af modellens evne til at beskrive overvågningsdata fra station VSJ20925. Baseret på 5 års data. Resultater for individuelle år og øvrige stationer anvendt i verificering findes i DHI (2017b).

Variabel	P-bias (%)	Kostfunktion	R ²	RSR	N
DIN (overflade)	-0,5	0,5	0,56	0,71	150
PO ₄ -P (overflade)	33,2	0,9	0,38	1,27	154
Klorofyl (overflade)	14,8	0,7	0,10	1,12	152
Ilt (bundvand)	-15,3	0,6	0,57	0,81	138
Sigtdybde	-3,3	0,8	0,01	1,19	130

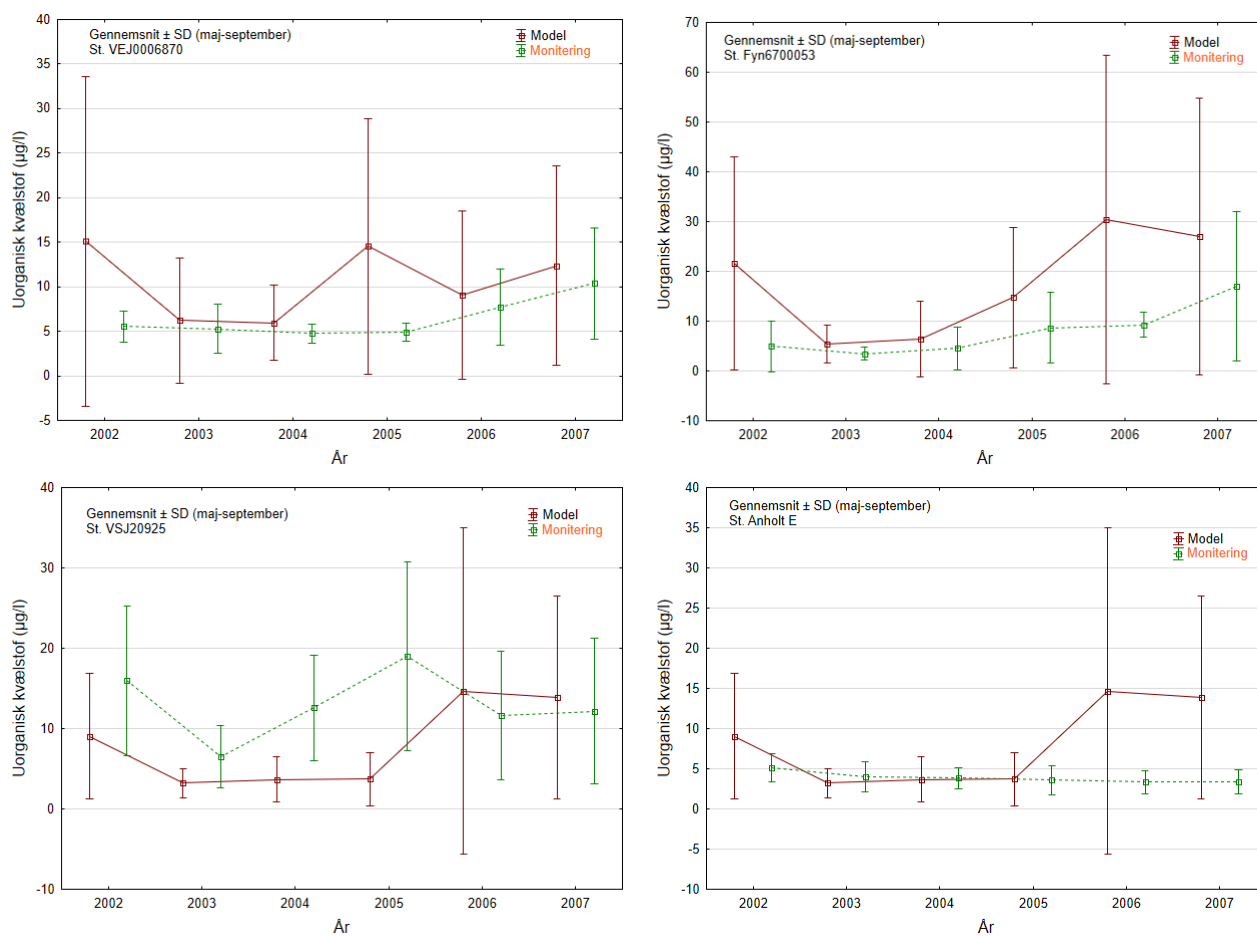
Vurderet enkeltvis viser indekssene for hver af de fem vandkvalitetsvariable for station VSJ20925 at:

- Modellerede koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i overfladen i middel over perioden 2003-2007
 - simuleres med ubetydelig lille middelfvigelse fra målinger (%-afvigelse mindre end 1%)
 - viser excellent overensstemmelse mellem model og data iflg. kostfunktion indeks
 - har excellent høj korrelationskoefficient (modellen afspejler både sæson- og kortidsvariationer)
 - simuleres med tilstrækkelig præcision i henhold til værdien af den standardiserede "root mean square error" RSR
- Modellerede koncentrationer af opløst uorganisk fosfor (DIP / PO₄-P) i middel over perioden 2003-2007
 - overestimeres med 33% pga. for høje modelvinterkoncentrationer
 - viser excellent-til-god overensstemmelse mellem model og data iflg. kostfunktion indeks
 - har en korrelationskoefficient der kvalificerer P-simulering i "god" kategorien
 - er utilstrækkelig baseret på den standardiserede "root mean square error" RSR
- Modellerede koncentrationer af klorofyl i middel over perioden 2003-2007
 - overestimeres med 15%
 - viser excellent-til-god overensstemmelse mellem model og data iflg. kostfunktion indeks
 - har lav korrelationskoefficient der kvalificerer klorofyl-simulering på grænsen mellem tilstrækkelig og ringe
 - er utilstrækkelig baseret på den standardiserede "root mean square error" RSR
- Modellerede iltkoncentrationer i bundvandet i middel over perioden 2003-2007
 - underestimeres med 15 % (pga. for lave værdier om vinter og forår)

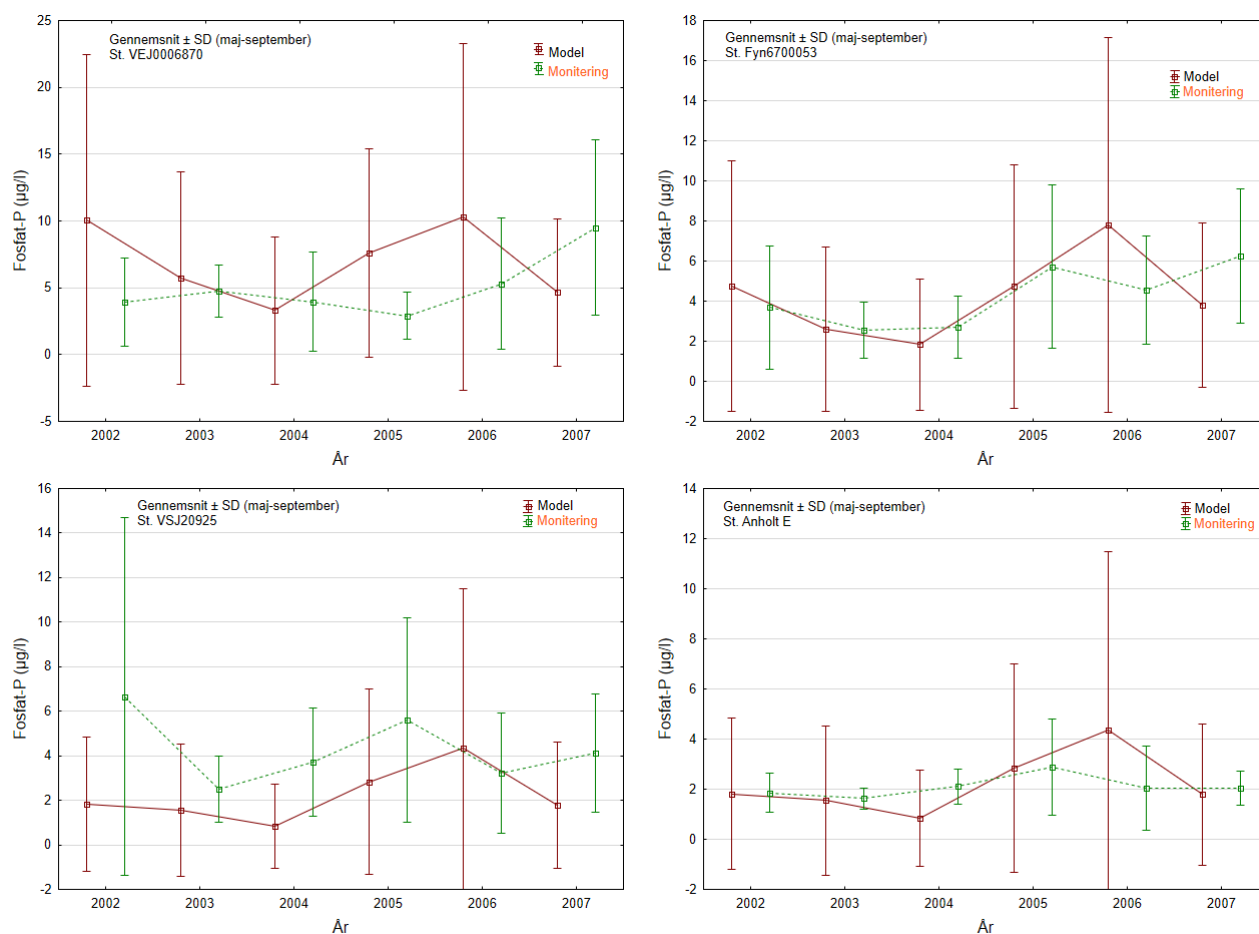
- viser excellent-til-god overensstemmelse mellem model og data iflg. kostfunktion indeks
- har excellent høj korrelationskoefficient (modellen afspejler både sæson- og korttidsvariationer)
- ligger på grænsen mellem tilstrækkelig og utilstrækkelig i henhold til værdien af den standardiserede "root mean square error" RSR
- Modellerede sigtddybder i middel over perioden 2003-2007
 - simuleres med ubetydelig lille middelfvigelse fra målinger (%-afvigelse ca. 3%)
 - viser excellent-til-god overensstemmelse mellem model og data iflg. kostfunktion indeks
 - har meget lav korrelationskoefficient (kan være styret af enkelte ekstremværdier)
 - er utilstrækkelig baseret på den standardiserede "root mean square error" RSR

Det skal understreges at overensstemmelser mellem målinger og model varierer mellem årene inden for verificeringsperioden 2003-2007. I afsnittet om "Valg af simuleringsår" nedenfor fremgår direkte, at overensstemmelsen mellem målinger og model er markant bedre det valgte år end de øvrige år i perioden og også bedre end gennemsnittet for perioden vist i DHI (2017b).

De lave indekssværdier for fosforkoncentrationer i overfladevand hænger sammen med modellens overestimeringer af vinterkoncentrationerne (se Figur 2-9). Dette er ikke mindst tydeligt for vinterkoncentrationer af fosfat i 2003, 2005 og 2006. Ved vurderinger af virkninger af havbrugsdrift er den kritiske periode imidlertid sommeren, fordi næringsstoffkoncentrationerne i overfladen er lave og planktonalgernes primærproduktion dermed potentielt er begrænset, så et "tilskud" af uorganiske næringsstoffer – og specielt kvælstof – kan øge primærproduktionen. Samtidig er det også perioden med den største udledning af næringsstoffer fra havbrug (juli-september). I sommerperioden (maj-september) er der, som det fremgår af Figur 2-11 og Figur 2-12, ingen væsentlig forskel mellem målinger og model. Modelforudsætninger for retvisende effekter af havbrugsdrift på vandkvaliteten er således opfyldt.



Figur 2-11 Sommerkoncentration (maj-september) af uorganisk kvælstof i overfladen ved station VEJ0006870 (nordlige Lillebælt), FYN6700053 (nordlige Storebælt øst for Romsø), ved VSJ20925 (Gniben, sydlige Kattegat – Sjællands Odde) og ved Anholt Øst (sydøstlige Kattegat) i perioden 2003-2007. Gennemsnit ($\pm$ standardafvigelsen SD) baseret på alle overvågningsdata og ét dagligt udtræk fra modellen i perioden.



Figur 2-12 Sommerkoncentration (maj-september) af uorganisk fosfor i overfladen ved station VEJ0006870 (nordlige Lillebælt), FYN6700053 (nordlige Storebælt øst for Romsø), ved VSJ20925 (Gniben, sydlige Kattegat – Sjællands Odde) og ved Anholt Øst (sydøstlige Kattegat) i perioden 2003-2007. Gennemsnit ($\pm$ standardafvigelsen SD) baseret på alle overvågningsdata og ét dagligt udtræk fra modellen i perioden.

2.6.3 Valg af simuleringsår

Inden for den femårige verificeringsperiode (2003-2007) er der valgt et simuleringsår, hvor modelresultater har de mindste afvigelser fra målinger. Ved at anvende dette års randbetingelser (meteorologi, afstrømning, etc.) til basis og scenariemodelleringen opnås den bedst mulige basis for vurdering af ændringer ved havbrugsdrift.

På baggrund af indekssværdierne for overfladekoncentrationer af uorganisk kvælstof, fosfor og klorofyl samt sigtddybe og iltindhold i bundvandet for de otte verificeringsstationer, der har høj overvågningsfrekvens, blev der beregnet årlige gennemsnit ($\pm$ standardafvigelsen). Derefter er årene rangordnet for hver vandkvalitetsvariabel og verificeringsindeks, således at den bedste overensstemmelse mellem målinger og modelresultater får karakteren 1 og den dårligste overensstemmelse karakteren 5. Tabel 2-8 viser resultatet af rangordningen. Året med laveste sumværdi for de fem vandkvalitetsvariable anses som det mest optimale simuleringsår og da alle fire indeks peger på 2004 som året med den bedste overensstemmelse mellem målinger og modelresultater, er randbetingelser fra dette år brugt til modelleringen af ændringer i miljøet som følge af havbrugsdrift i Kattegat.

Tabel 2-8 Rangordning af simuleringsår (1 – bedst, 5 - dårligst) for 5 vandkvalitetsvariable beskrevet ved fire verificeringsindeks (Procent-afvigelse, Kostfunktion, Regressionskoefficient, RSR = forholdet mellem "root-mean-square-error" og standardafvigelsen; alle gennemsnit af 8 verifikationsstationer). Laveste sum-score identificerer året med den laveste afvigelse mellem modelresultater og målinger.

	DIN	PO4	Klorofyl	Sigtddybe	Ilt	Sum score
%-afvigelse						
2003	3	4	5	2	2	16
2004	2	1	2	3	3	11
2005	1	3	1	4	4	13
2006	5	5	4	1	5	20
2007	4	2	3	5	1	15
Kostfunktion						
2003	1	3	5	2	2	13
2004	2	2	1	1	3	9
2005	4	4	4	4	3	19
2006	5	5	3	3	5	21
2007	3	1	2	5	1	12
Regressionskoefficient						
2003	2	3	3	2	5	15
2004	1	2	2	1	4	10
2005	5	4	4	4	3	20
2006	4	5	1	5	2	17
2007	3	1	5	3	1	13
RSR						
2003	2	3	5	3	2	15
2004	1	2	1	1	4	9
2005	4	4	4	4	3	19
2006	5	5	2	2	5	19
2007	3	1	3	5	1	13

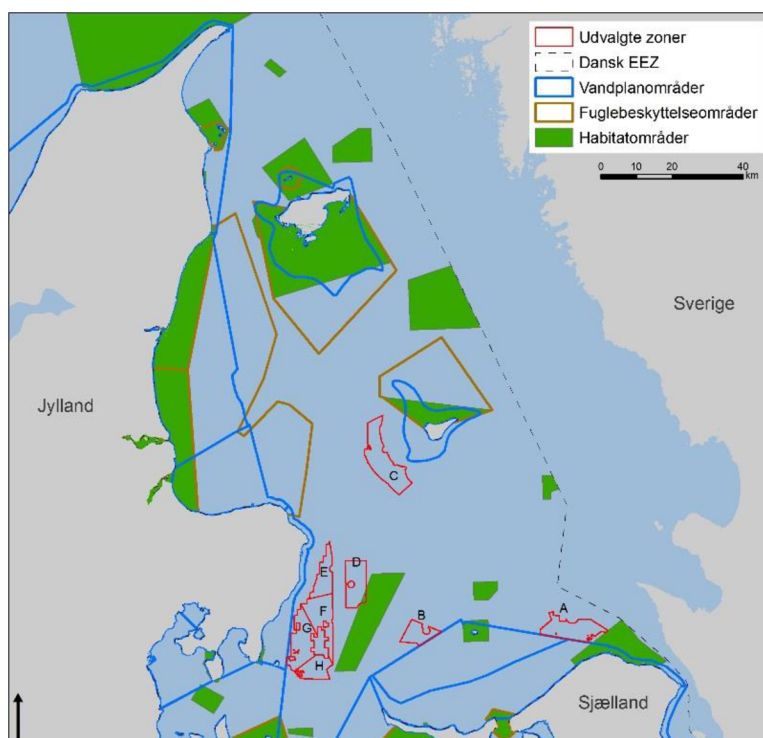
Standardhavbrug E i havbrugszone E



Standardhavbrug E i havbrugszone E

3.1 Afgrænsning

Havbrugszone E ligger sydøst for Grenå Havn og positionen for standardhavbruget i zonen (Standardhavbrug E) er lokaliseret i det sydøstlig hjørne af zonen (se Figur 3-1).



Figur 3-1 Lokalisering af Havbrugszone E og Standardhavbrug E i det sydlige Kattegat. Kortet viser desuden Kattegats vandplanområder og Natura 2000 områder.

Vest for Havbrugszone E ligger vandplanområdet 140 "Djursland Øst". Vandområdets økologiske tilstand er karakteriseret som "moderat" på grund af moderat tilstand af klorofyl. Tilstanden er "ukendt" for bundfauna og ålegræs.

Mod øst ligger habitatområdet H204 "Schultz og Hastens Grund samt Briseis Flak" og sydvest for zonen findes H231 "Kobberhage kystarealer". Udpegningsgrundlaget for begge områder er sandbanker (1110) og rev (1170; stenrev og biogene rev).

Det nærmeste fuglebeskyttelsesområde er SPA112 "Aalborg Bugt, østlige del" (området har ikke et Natura 2000 nummer), der ligger nordvest for zonen. De beskyttede arter i dette område er lysbuget knortegås (*Branta bernicla hrota*), ederfugl (*Somateria mollissima*) og sortand (*Melanitta nigra*).

Ved Standardhavbrug E er vanddybden ca. 20 m. Den korteste afstand fra havbrugspositionen til et vandområde er ca. 6 km (vandområde 140 Djursland Øst). Til habitatområdet H204 er afstanden ca. 11 km og det nærmeste fuglebeskyttelsesområde (SPA112) ligger ca. 21 km nordøst for positionen.

Tabel 3-1 Karakteristik af Havbrugszone E. De angivne intervaller for overfladestrøm, saltholdighed, temperatur og forskydningsspænding (udtryk for strøm/bølgekræfter der påvirker havbunden) er variationen i middelværdier for de gridceller der ligger i Havbrugszone G. Gns = gennemsnit pr. gridcelle.

Areal	51,1 km ²
Længde	17,2 km (fra nordligste spids til sydlige afgrænsning)
Bredde	1,1 km (nord); 6,3 km (syd)
Vanddybde	15 – 21 m
Overfladestrøm	0,25 – 0,35 m/s (gns. for produktionsperioden)
Saltholdighed i overfladen	18,4 – 20,3 psu (gns. for produktionsperioden)
Temperatur i overfladen	12,6 – 13 °C (gns. for produktionsperioden)
Forskydningsspænding	0,026 – 0,047 N/m ² (gns. for december-februar)
Nærliggende vandplanområde	Nr. 140 "Djursland Øst"
Nærliggende Natura 2000 område	Nr. 204 "Schultz og Hastens Grund samt Briseis Flak"

Tabel 3-2 Karakteristik af Standardhavbrug E.

Position	Længdegrad: 11,03805 Breddegrad: 56,3262
Vanddybde	Ca. 20 m
Afstand til havn	11,3 km
Korteste afstand til vandplanområde	6,2 km
Korteste afstand til Natura 2000 område – habitatområde	10,7 km (habitatområde H204 "Schultz og Hastens Grund samt Briseis Flak")
Korteste afstand til Natura 2000 område – fuglebeskyttelsesområde	20,9 km (SPA 112 "Aalborg Bugt, østlige del")

4 Miljøet under basisforhold

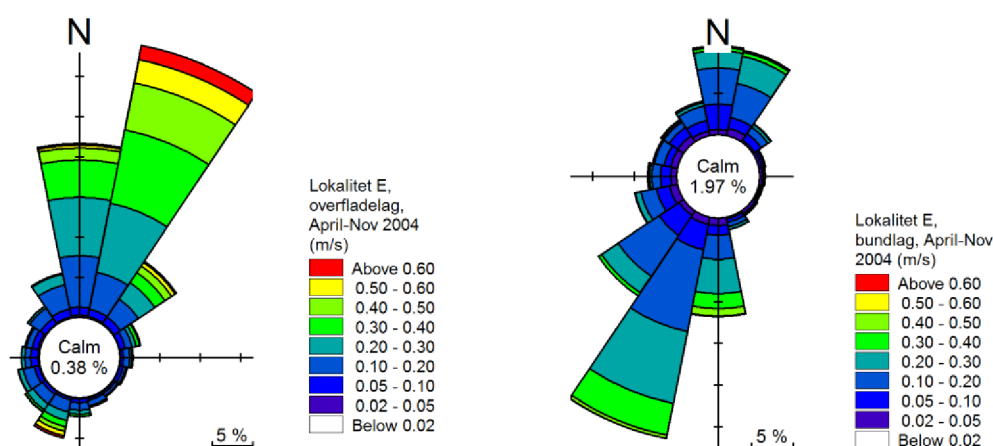
De følgende afsnit giver en oversigt over de generelle miljøforhold i Havbrugszone E og Standardhavbrug E. Forholdene er eksemplificeret med data fra basismodelleringen, da denne er basis for vurderingen af de ændringer i vand- og sedimentkvalitet som drift af Standardhavbrug E kan medføre.

Basismodelleringen er baseret på de aktuelle randbetingelser i 2004 (vejrforhold, forhold i tilstødende vandområder, udledning af vand og stof fra land, etc.) og beskriver dermed miljøforholdene i dette år. Året er som tidligere beskrevet valgt, fordi modelleringen af forholdene i Kattegat viser god overensstemmelse med overvågningsdata.

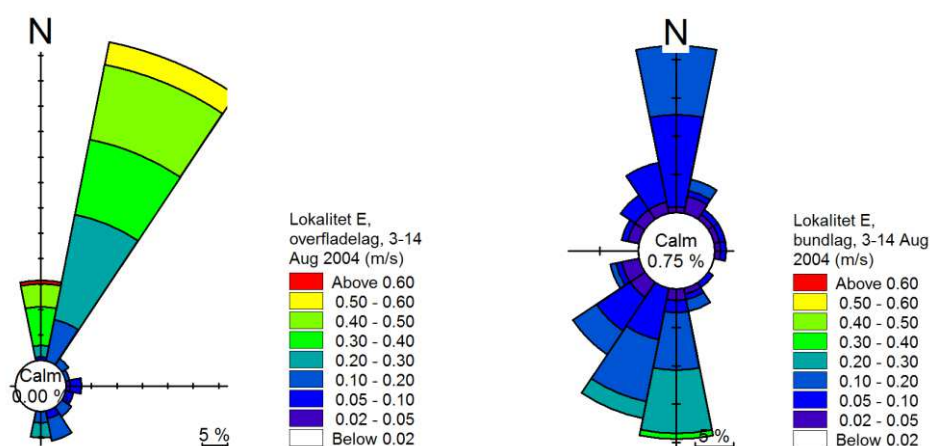
Året 2004 giver udover basis for vurderingen af ændringer som følge af havbrugsdrift også en beskrivelse af de nuværende miljøforhold i Kattegat. Af NOVANA rapport Marine Områder 2014 (Hansen et al. 2015) fremgår det, at der ikke er sket en generel udvikling i kvalitetselementerne (næringsstoffer, klorofyl, ilt, etc.) i de åbne indre danske farvande siden året 2004. År til år variationerne i den efterfølgende periode er styret af variationerne i vejrforhold, der er bestemmende for fx vinterafstrømningen fra land og strømningerne af vandet i overfladen og ved bunden i indre danske farvande.

4.1 Hydrodynamiske forhold

De hydrografiske forhold i området omkring Standardhavbrug E er overordnet bestemt af tidligt varierende tilførsler af vand med oprindelse i henholdsvis Østersøen og Skagerrak, samt af de lokale meteorologiske forhold, der påvirker den vertikale blanding af det salte bundvand fra Skagerrak med brakvandet fra Østersøen. Ligesom i andre dybe områder i Kattegat og Bælthavet domineres vandskiftet således af en tolagsstrømning med nordgående (NNØ) overfladestrøm i ca. 80% af tiden fra april til november og en overvejende sydgående (SSV-VSV) bundstrøm i samme periode (Figur 4-1). I perioder med nordgående overfladestrøm er hastigheden ofte større end 30 cm/s, så vandtransporten i denne retning er altdominerende. Ved fremherskende østenvind går overfladestrømmen også i nordøstlig retning. I bundvandet er de dominerende strømretninger sydlige og nordlige (Figur 4-2).



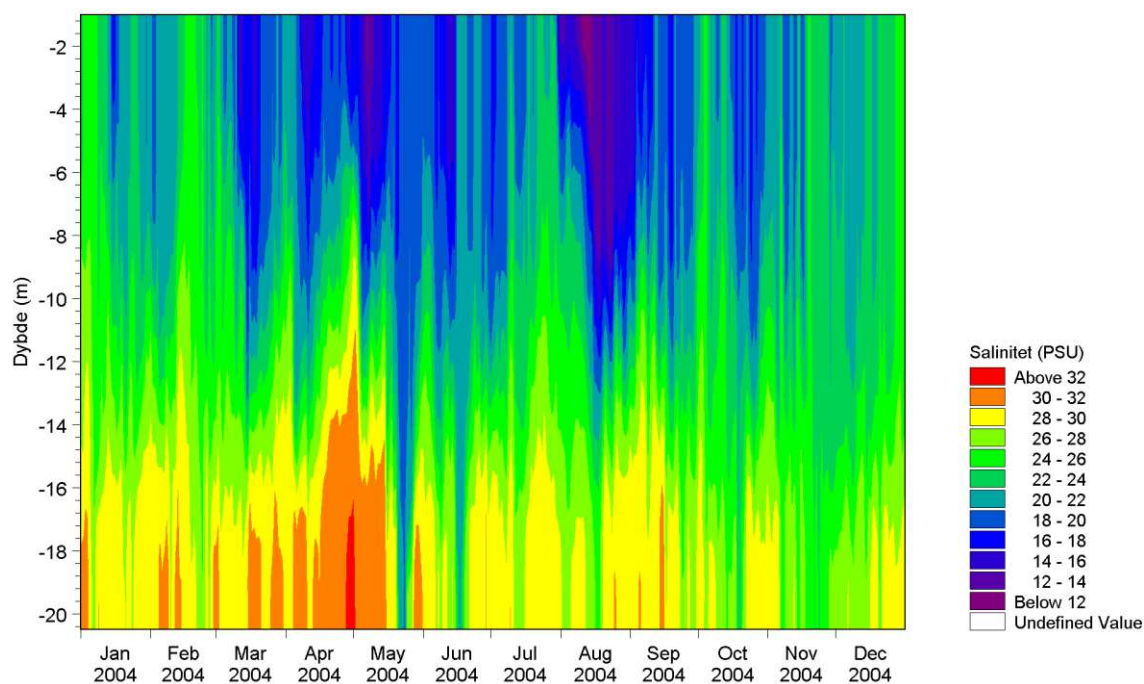
Figur 4-1 Strømrøser repræsenterende retning og hastigheder i overfladelaget (tv) og i bundlaget (2 m over bunden) ved Standardhavbrug E i produktionsperioden. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk modellering.



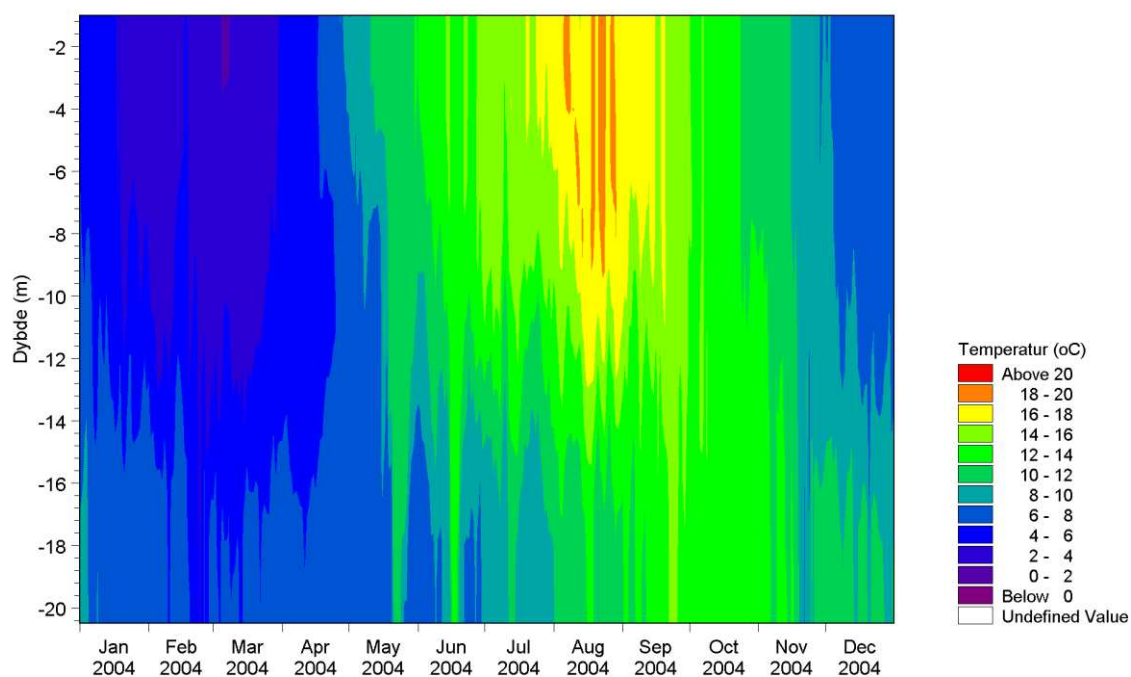
Figur 4-2 Strømhastigheder i overfladelaget (tv) og bundlaget (th) ved Standardhavbrug E i en periode med østlig vind (3.-14. august). Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk modellering.

Ligesom i andre dybe områder af Kattegat og Bælthavet afspejles tolagsstrømningen i saltholdighedens variationen over dybden (Figur 4-3). Specielt i perioden marts til november ses der en tydelig lagdeling, hvor overfladelagets saltholdighed er under 22 psu, og i en periode i august under 12 psu som følge af dominans af brakt Østersø-vand. I vinter og tidligt forår sker der en større blanding af vandmasserne, og overfladelagets saltholdighed er op til 26 psu. I bundlaget varierer saltholdigheden mellem 24 og 32,2 psu med særligt høje niveauer nederst i vandsøjlen i april-maj som følge af større influens af Skagerrakvand. Springlaget, som definerer skillefladen mellem det salte (sydgående) bundvand og det mindre salte (nordgående) overfladevand, er overvejende beliggende i 8-14 m dybde. I vindrige perioder (specielt i vintermånederne) udviskes skillefladen eller den presses nedad pga. erosion af bundlaget og opblanding.

Temperaturen i overfladelaget afspejler den sæsonmæssige variation i solindstråling og lufttemperatur, og viser et minimum på under 2 °C i starten af marts og et maksimum i august på op til 20 °C (Figur 4-4). Opvarmning af vandet om foråret og sommer medvirker til at forstærke vandsøjlen tolags struktur. Temperaturens sæsonvariationen i bundlaget (4-16 °C) er dæmpet i forhold til overfladen og maksimum forekommer ca. 2 måneder senere end i overfladen, som almindeligt i Kattegat (Petersen 1991).



Figur 4-3 Isopleth-diagram af et års variation i salinitet ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk basismodellering.

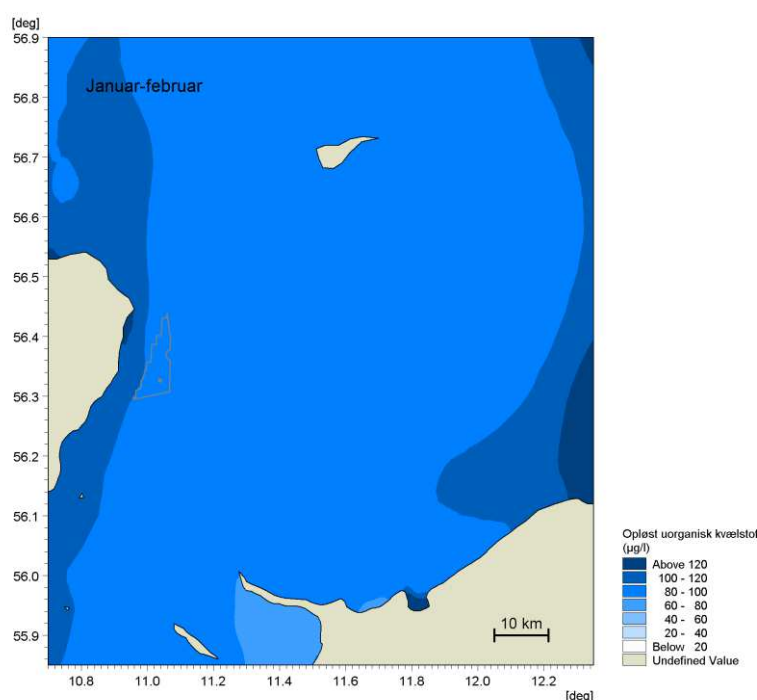


Figur 4-4 Isopleth-diagram af temperatur ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE3FM hydrodynamisk basismodellering.

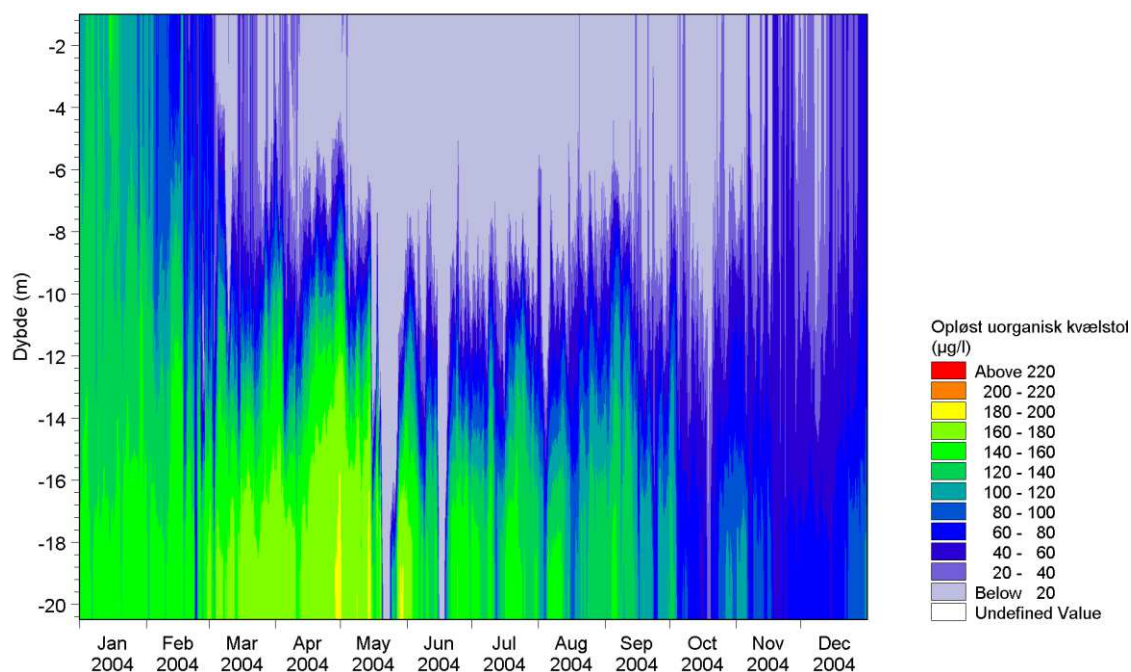
4.2 Opløst uorganisk kvælstof

I det syd-sydvestlige Kattegat varierer overfladekoncentrationen af opløst uorganisk kvælstof (DIN) om vinteren mellem 50 og 120 $\mu\text{g/L}$, lavest i de lavvandede områder omkring Sjællands Odde og højest nord-nordøst for Djursland pga. upwelling, samt i brakvands-fanen i det østlige Kattegat (Figur 4-5). Sammenlignet med det sydvestlige Kattegat, er forårsopblomstringen - og dermed drænet i vandets næringsstofpuljer - forsinket ca. en måned i Øresundsfanen.

Ved Standardhavbrug E følger sæsonvariationen af uorganisk kvælstof (DIN = sum af nitrit-N, nitrat-N og ammonium-N) det kendte mønster i Kattegat og varierer i overfladen fra 180 $\mu\text{g/L}$ i januar til stabile lave koncentrationer under 20 $\mu\text{g/L}$ fra april til november (Figur 4-6). Den gennemsnitlige vinterkoncentration af DIN for januar-februar varierer mellem 80 og 100 $\mu\text{g/L}$ og ligger i samme niveau som størstedelen af det sydlige Kattegat (Figur 4-5). Umiddelbart vest for standardhavebruget, i den vestligste del af zonen, er middelkoncentrationerne højere med værdier på 100-120 $\mu\text{g/L}$. Faldet i DIN begynder tidligt i februar, i takt med forårsopblomstringen. Bundvandets koncentration af uorganisk kvælstof reduceres fra et maksimum på 160-180 $\mu\text{g/L}$ i marts-april (kortvarigt højere i april og maj sammenfaldende med bundvand domineret af Skagerrakvand) til et minimum på overvejende 40-80 $\mu\text{g/L}$ i oktober-november. Der er 3 mulige forklaringer på faldet i koncentration for bundvandet; 1) der sker et forbrug af nitrat til oxidation af organisk stof under lave iltkoncentrationer i bundvand og sediment, 2) ved blanding med næringsfattigt overfladevand under omrøringshændelser fortyndes DIN koncentration i bundvandet, 3) Skagerraks overfladevand er en vigtig kilde til bundvandet i Kattegat og ved antagelse af en gennemsnitlig transporttid på 2-3 måneder fra Kattegat-Skagerrak fronten til det sydlige Kattegat (Petersen 1991) vil bundvandet i september og senere have oprindelse i overfladevand, som er delvist udtømt for næringsstoffer pga. indbygning i plankton.



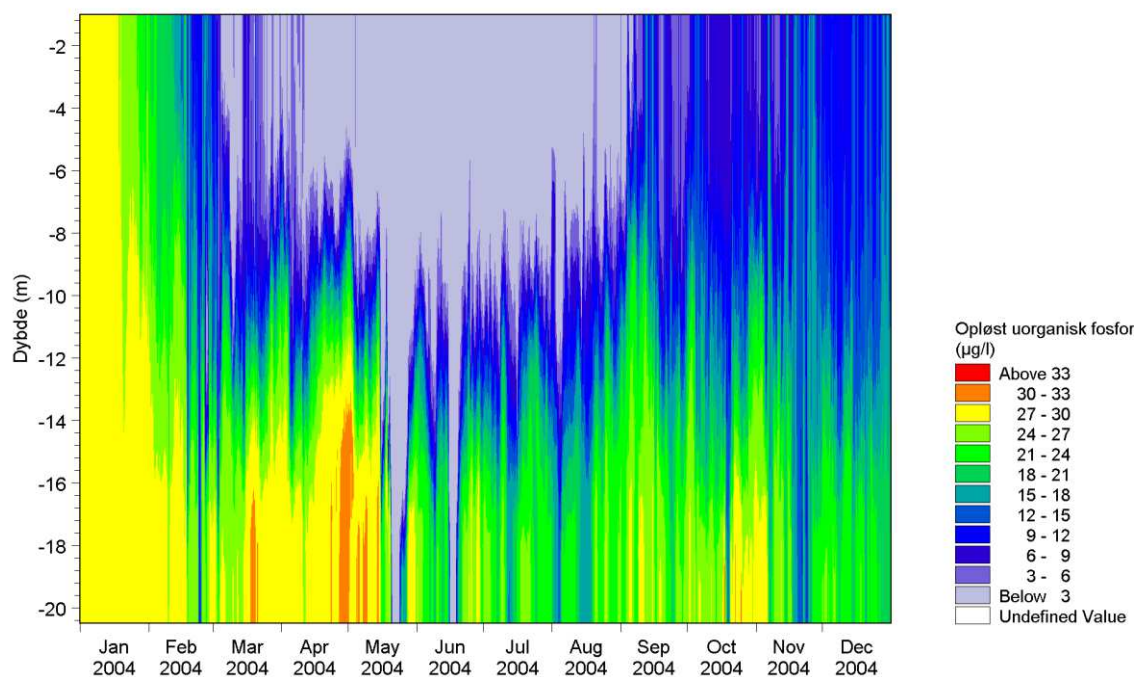
Figur 4-5 Den gennemsnitlige koncentration af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i vinteren (januar-februar) 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



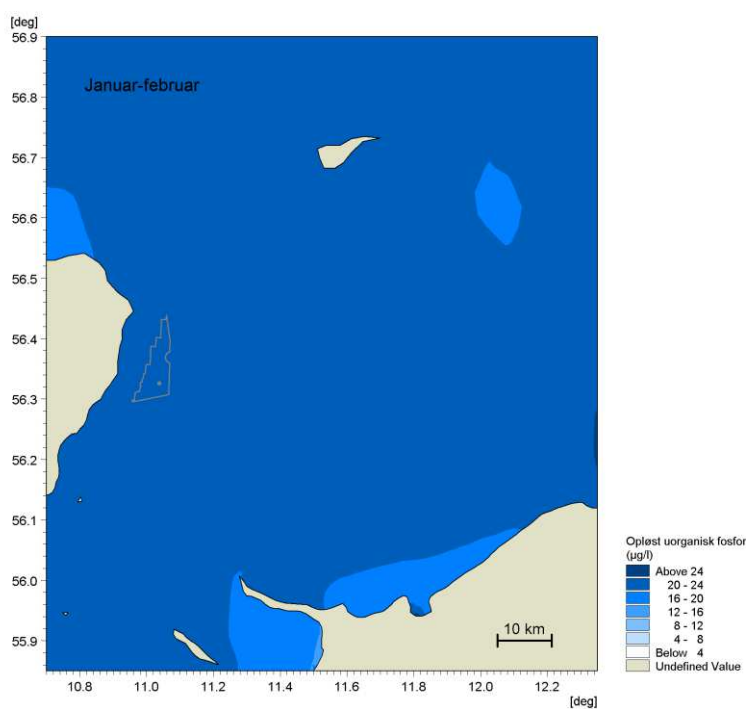
Figur 4-6 Isopleth-diagram af uorganisk kvælstof ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.

4.3 Opløst uorganisk fosfor

Den sæsonmæssige variation af uorganisk fosfor i overfladevandet ved Standardhavbrug E viser samme billede som for DIN, med et fald i februar i forbindelse med forårsopblomstring og meget lave koncentrationer fra medio marts til begyndelsen af september (Figur 4-7). Gennemsnitskoncentrationen for vintermånederne januar-februar er 20-24 µg DIP/L og ligger som DIN i samme niveau som størstedelen af det sydlige Kattegat (.). I bundvandet er koncentrationen derimod forholdsvis høj hele året og når i det salte bundvand i april 30-33 µg/L.



Figur 4-7 Isopleth-diagram af uorganisk fosfor ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.



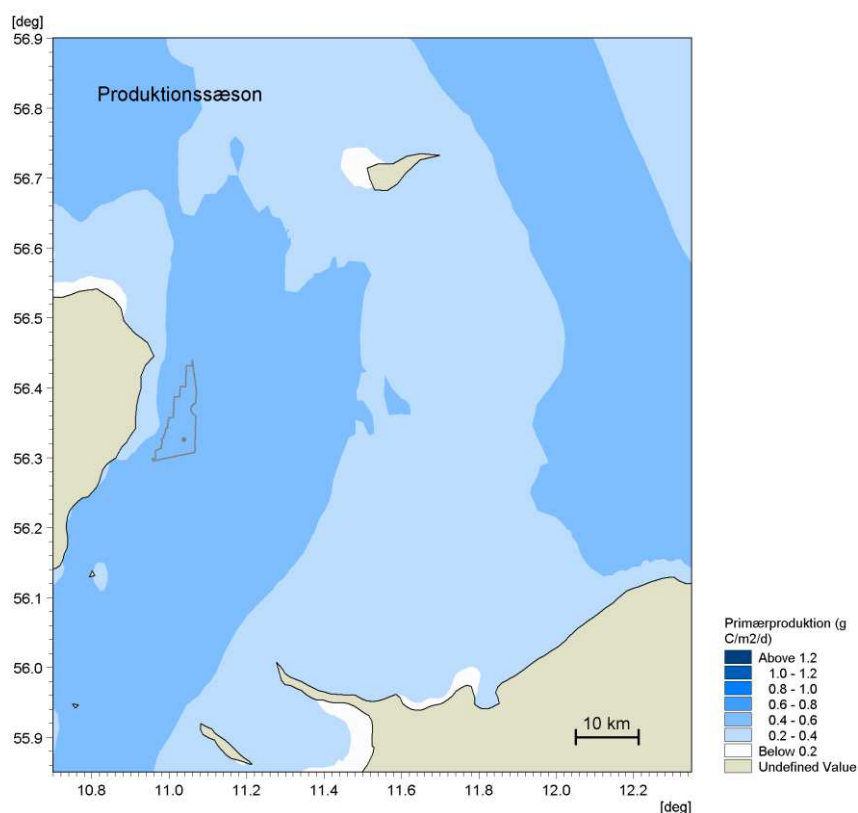
Figur 4-8 Den gennemsnitlige koncentration af opløst uorganisk fosfor (DIP) i vinteren (januar-februar) 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.

4.4 Pelagial primærproduktion og klorofyl

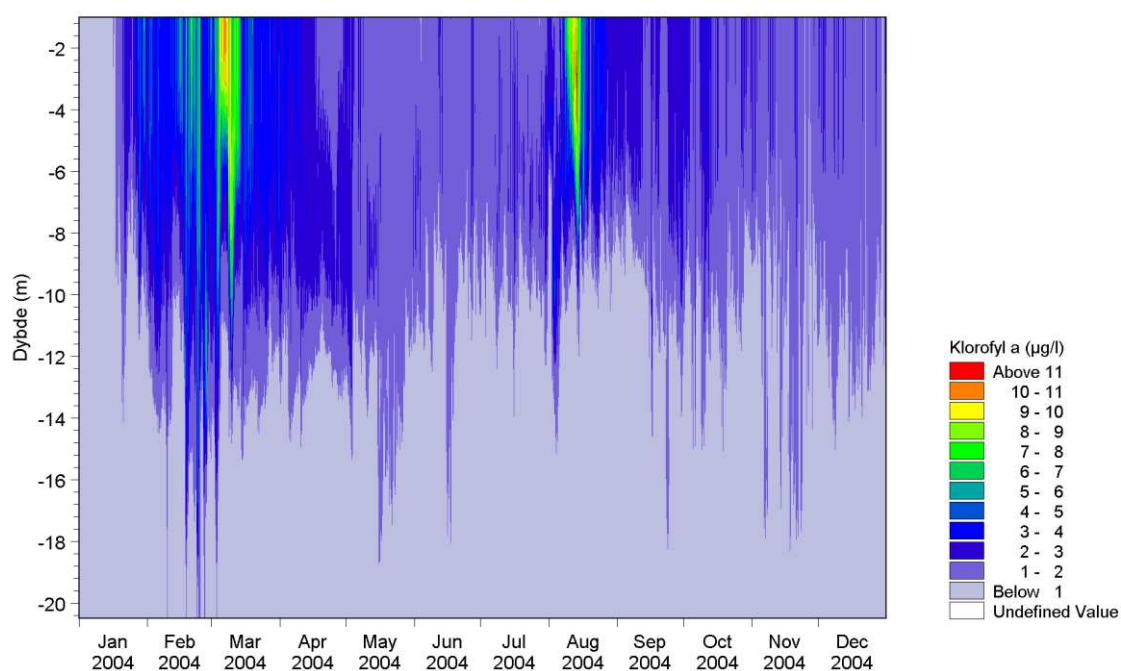
Den gennemsnitlige pelagiale primærproduktion i det sydlige Kattegat for april til december (Figur 4-9) varierede rumligt mellem 0,2 og 0,6 g C/m²/d med de højeste værdier i det centrale Storebælt- og Øresunds-løb og de laveste værdier i de lavvandede områder langs kysten, hvor bundplanternes produktion må forventes at dominere.

Koncentrationen af klorofyl ved Standardhavbrug E (Figur 4-10) viser et typisk sæsonforløb med flertoppet forårsopblomstring i februar og begyndelsen af marts og med maksimale overfladekoncentrationer i marts på 10-11 µg/L. Gennem sommeren og indtil begyndelsen af august er koncentrationen lav. Lidt utypisk er der en kortvarig sommeropblomstring i begyndelsen af august udløst af usædvanligt varmt og stille vejr i uge 32 og 33. I resten af året varierede klorofylkoncentrationen mellem 1 og 4 µg/L.

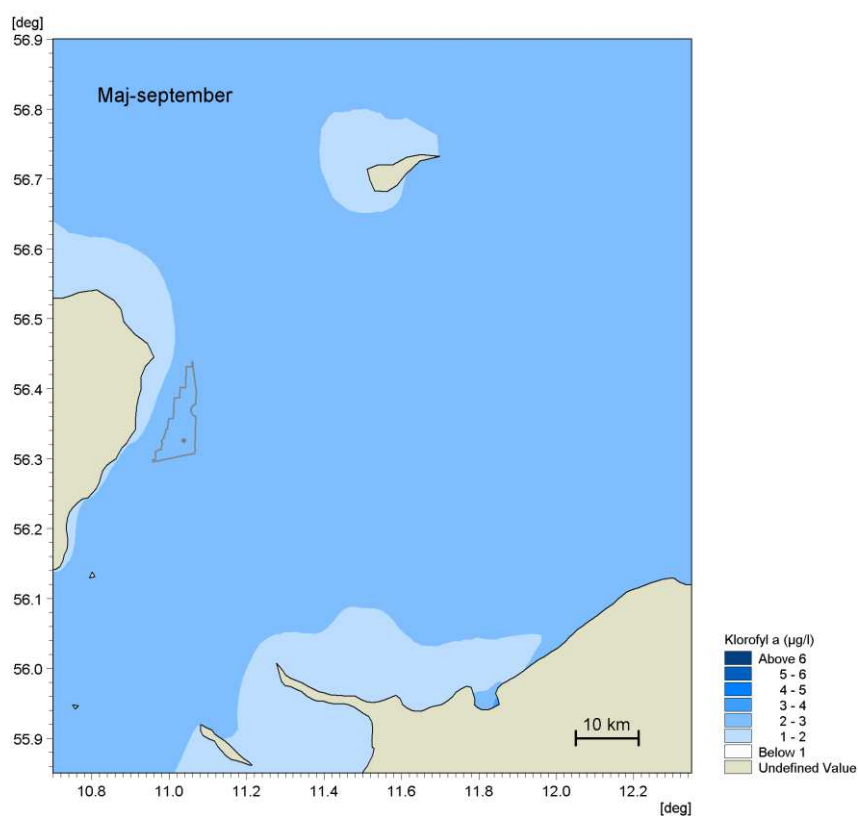
Baseret på gennemsnitkoncentrationer i sommerperioden maj-september og i hele produktionssæsonen april-december afspejler forholdene ved Standardhavbrug E de generelle forhold i det sydlige Kattegat, idet den rumlige fordeling af klorofyl er forholdsvis homogen i det sydlige Kattegat (Figur 4-11 og Figur 4-12).



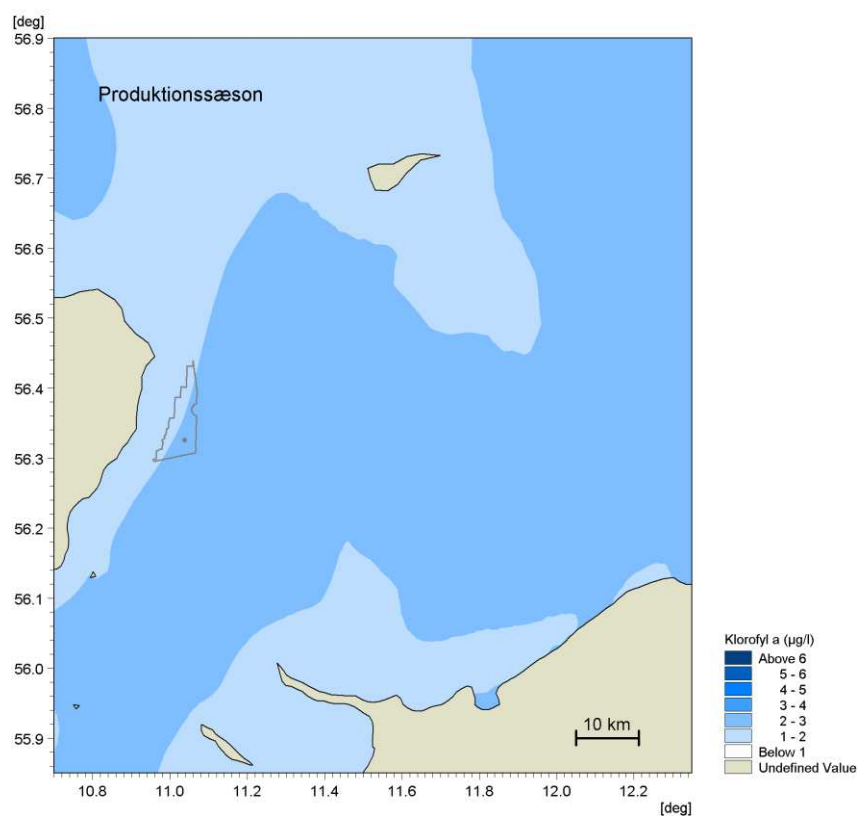
Figur 4-9 Gennemsnitlig daglig pelagial primærproduktion i sydlige Kattegat i perioden april-december i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



Figur 4-10 Isopleth-diagram af klorofyl ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.



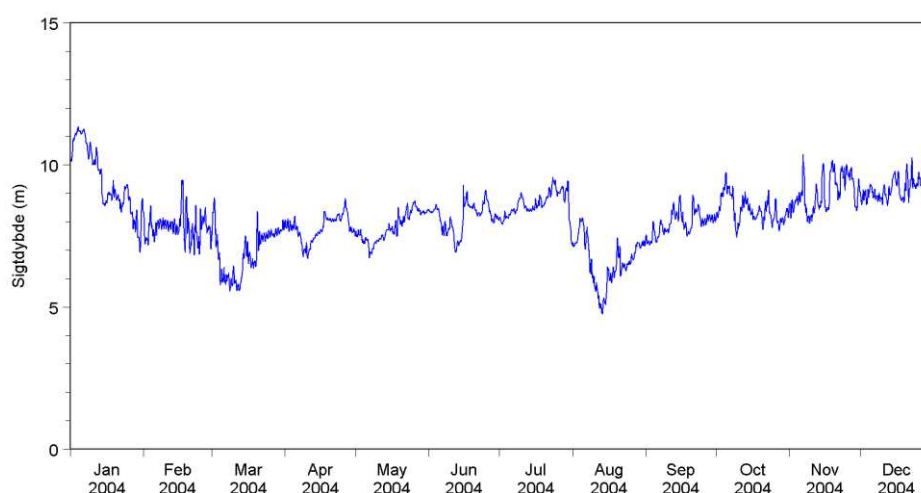
Figur 4-11 Den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i overfladen i sommeren 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



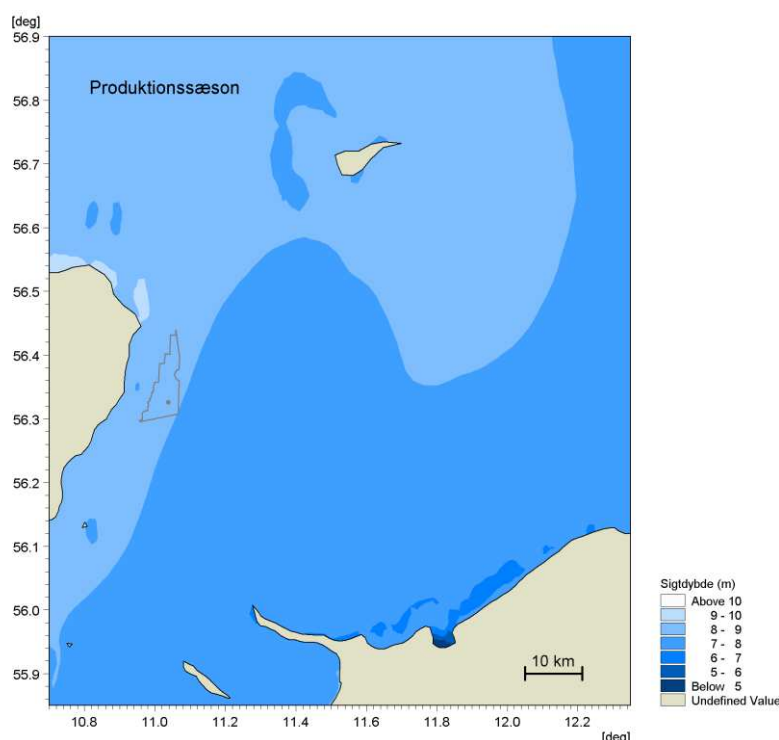
Figur 4-12 Den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i overfladen i april-december 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodelling. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.

4.5 Sigtdybde

Den modellerede sigtdybde ved Standardhavbrug E varierer mellem 4 og 11,5 m med de laveste værdier under opblomstringerne i februar/marts og i august (Figur 4-13). I produktionssæsonen (april-december) er den beregnede gennemsnitlige sigtdybde 8 og 9 m i den vestlige og nordlige del af undersøgelsesområdet, bl.a. langs Djurslands kyst og omkring Anholt, mens den er lidt lavere, 7-8 m, i den syd- og sydøstlige del af Kattegat, hvor andelen af lysabsorberende opløst organisk stof fra Østersøen er højere end i den vestlige del af Kattegat (Figur 4-14).



Figur 4-13 Tidsserie af sigtdybde ved Standardhavbrug E. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.



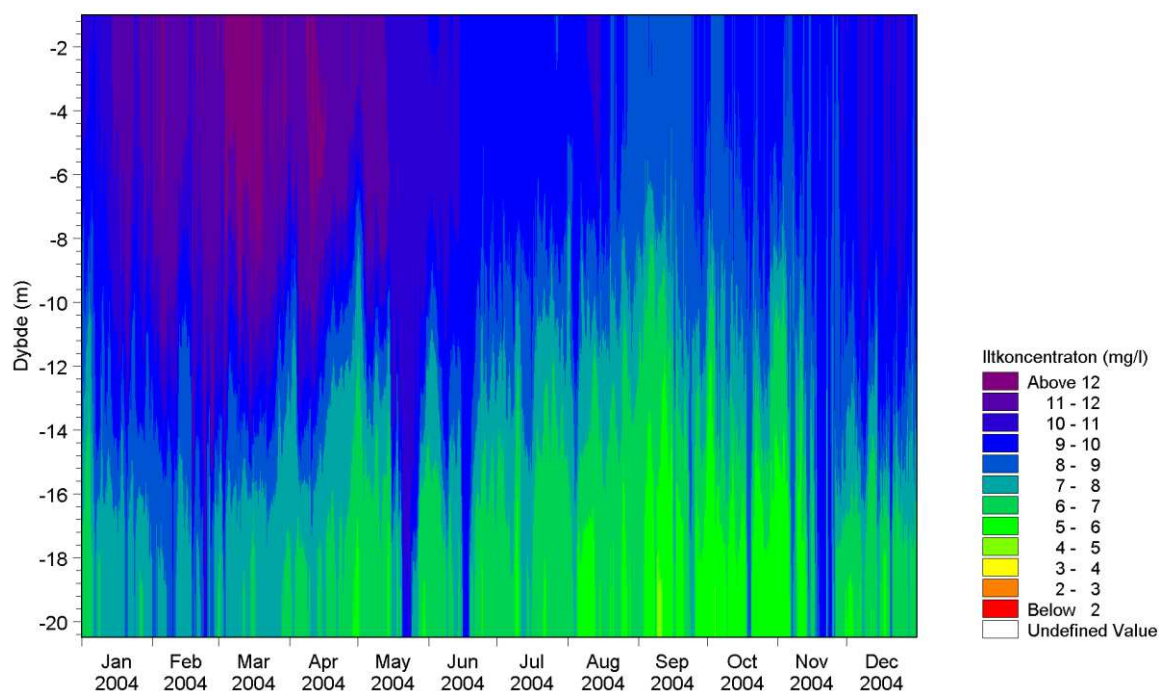
Figur 4-14 Gennemsnitlig sigtdybde i produktionssæsonen (april-december) i 2004 i det sydlige Kattegat. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.

4.6 Ilt i bundvandet

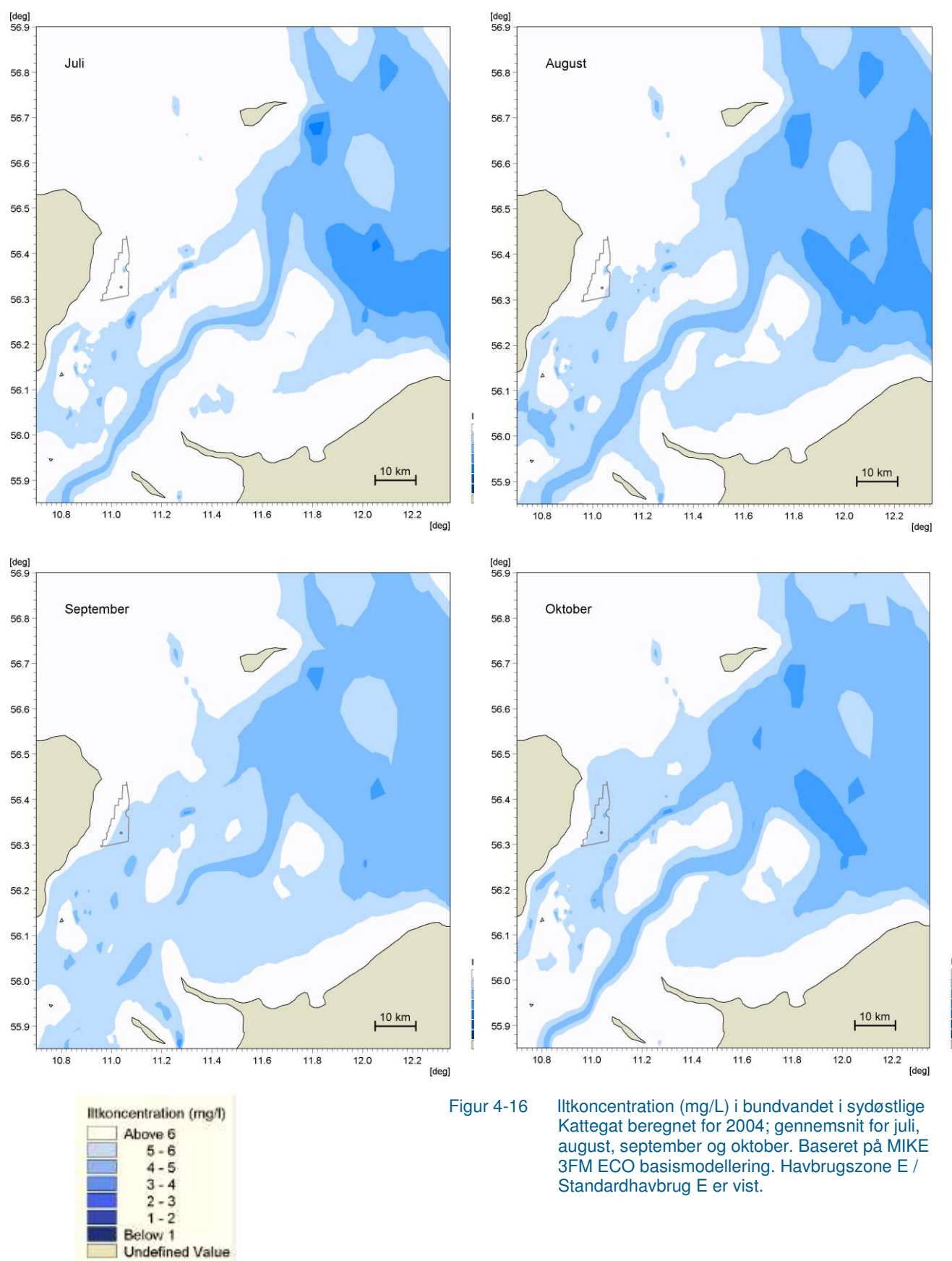
Koncentrationen af ilt i vandsøjlen påvirkes af temperaturen, planktonalgernes produktion (fx indhold over 12 mg/L under forårsblomsten i marts; se Figur 4-15), udveksling med atmosfæren og forbrug i vandsøjle og især i sedimentet. I den øvrige del af året styres iltkoncentrationen i overfladen primært af den sæsonmæssige variation i temperaturen.

Iltindholdet i bundvandet og under springlaget påvirkes især af sedimentets iltoptag – lokalt ved Standardhavbrug E og nordøst herfor, da strømmen i bundvandet overvejende er sydvestgående. Fra februar-marts, når bundvandet "isoleres" fra overfladevandet, reduceres iltkoncentrationen gradvist. De laveste niveauer forekommer fra september til starten af november, hvor koncentrationerne er 4-6 mg/L. Under periode med opblandede forhold i vandsøjlen (fx medio af maj, juni og december) sker der kortvarige tilførsler af ilt til bunden.

Modellens beregning af iltforholdene er i overensstemmelse med DMU/DCEs kortlægning af iltforhold i 2004, der viser moderat iltvind (<4 mg/L) i sydøstlige Kattegat i juli og august (DCE/DMU 2004). I havbrugszonen er iltkoncentrationerne i juli-oktober, som er de mest kritiske måneder med hensyn til iltvind, >5 mg/L. Tilsvarende beregnes der ikke koncentrationer under 4 mg/L ved standardhavbruget (Figur 4-15).



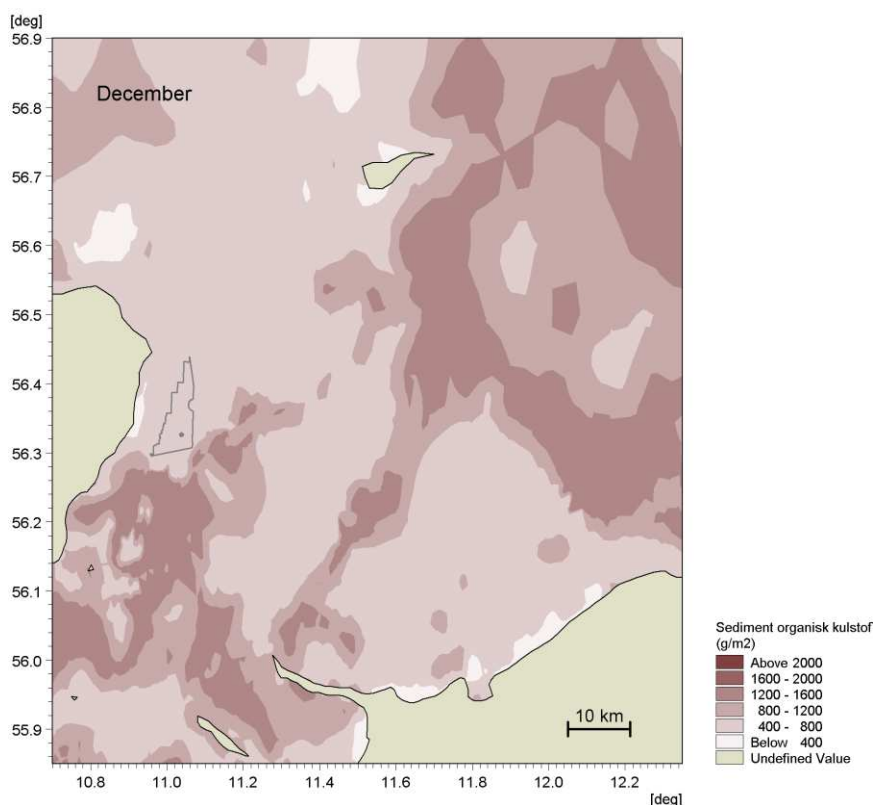
Figur 4-15 Isopleth-diagram af iltkoncentration ved Standardhavbrug E i 2004. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering.



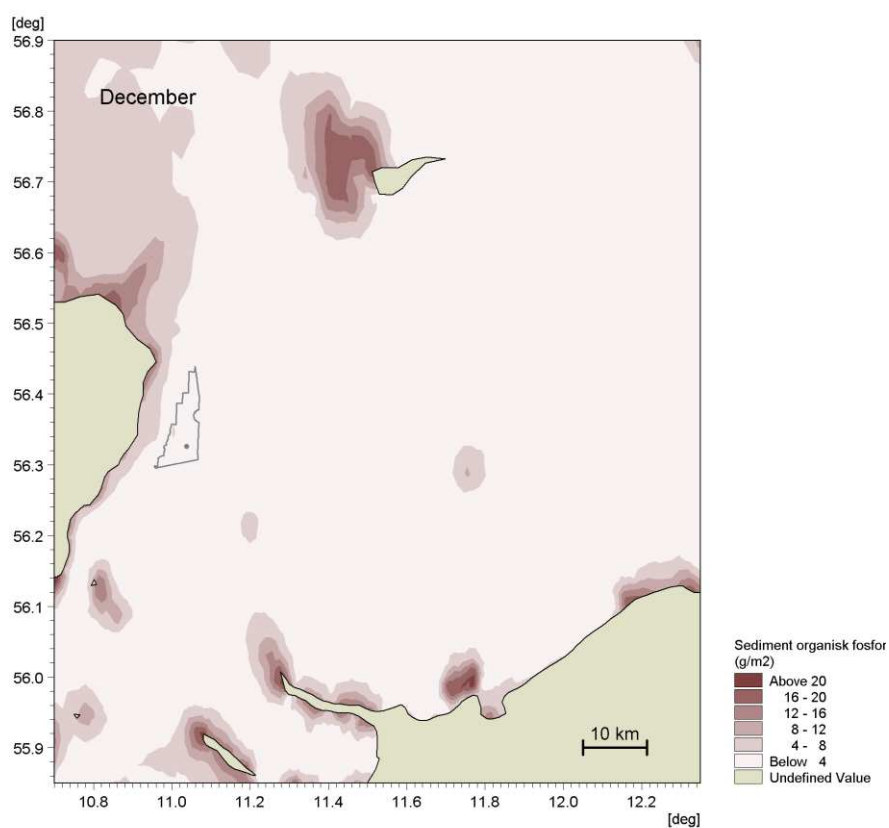
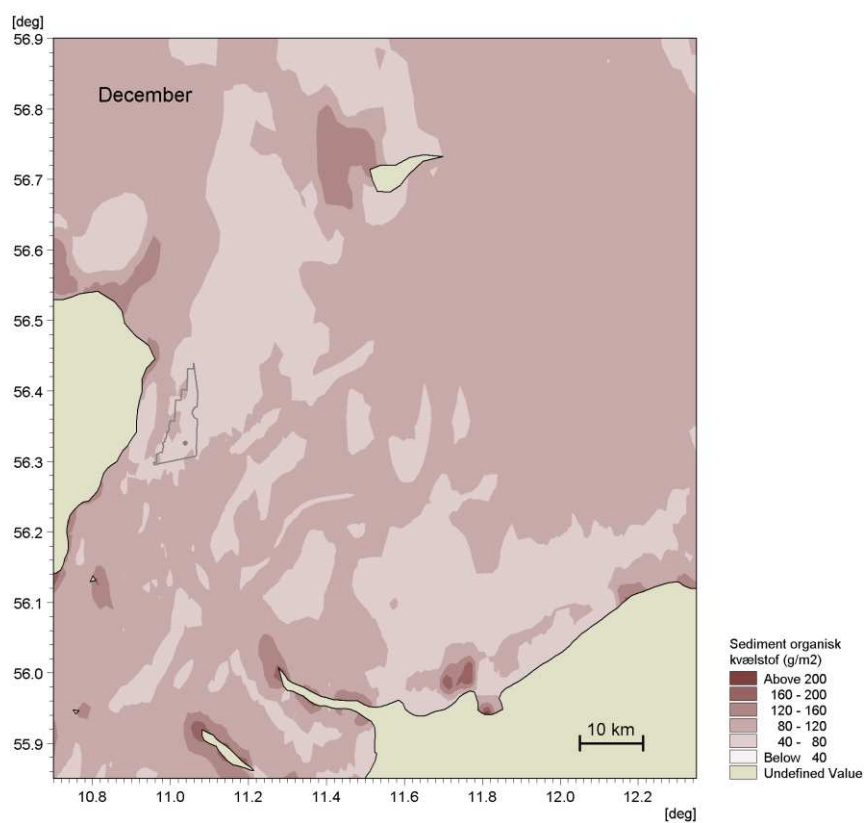
4.7 Havbunden - sedimentet

Den modellerede koncentration af organisk kulstof i sedimentet varierer en 10-faktor (mellem 150 og 1500 g C/m²) i det sydlige Kattegat (Figur 4-17). Den rumlige fordeling afspejler både de varierende dybdeforhold (akkumulering i de dybe områder), og lavvandede områder med betydelig produktion af bundplanter - og deraf følgende stor detritusproduktion. Overordnet afspejler fordelingen af kvælstof i sedimentet fordelingen af kulstof (Figur 4-18), dog med tendens til forholdsvis lavere kvælstofkoncentrationer i de dybe områder og relativt højere koncentrationer i de lavvandede områder. Inden for modelområdet varierer kulstof-kvælstof forholdet (C:N) mellem 6 og 11, hvor de lave forhold repræsenterer overvægt af "friskt" detritus på lav vanddybde, mens høje forhold C:N-forhold i de dybe områder repræsenterer ældre detritus med mindre andel af det lettere mineraliserbare kvælstof (Figur 4-19). Indholdet af fosfor i sedimentet og C:P-forholdet viser samme fordeling som kvælstof (Figur 4-18 og Figur 4-19). Indholdet af fosfor varierer mellem 2 og 20 g P/m² med værdier <4 g/m² i størstedelen af det sydlige Kattegat, herunder i havbrugszonen.

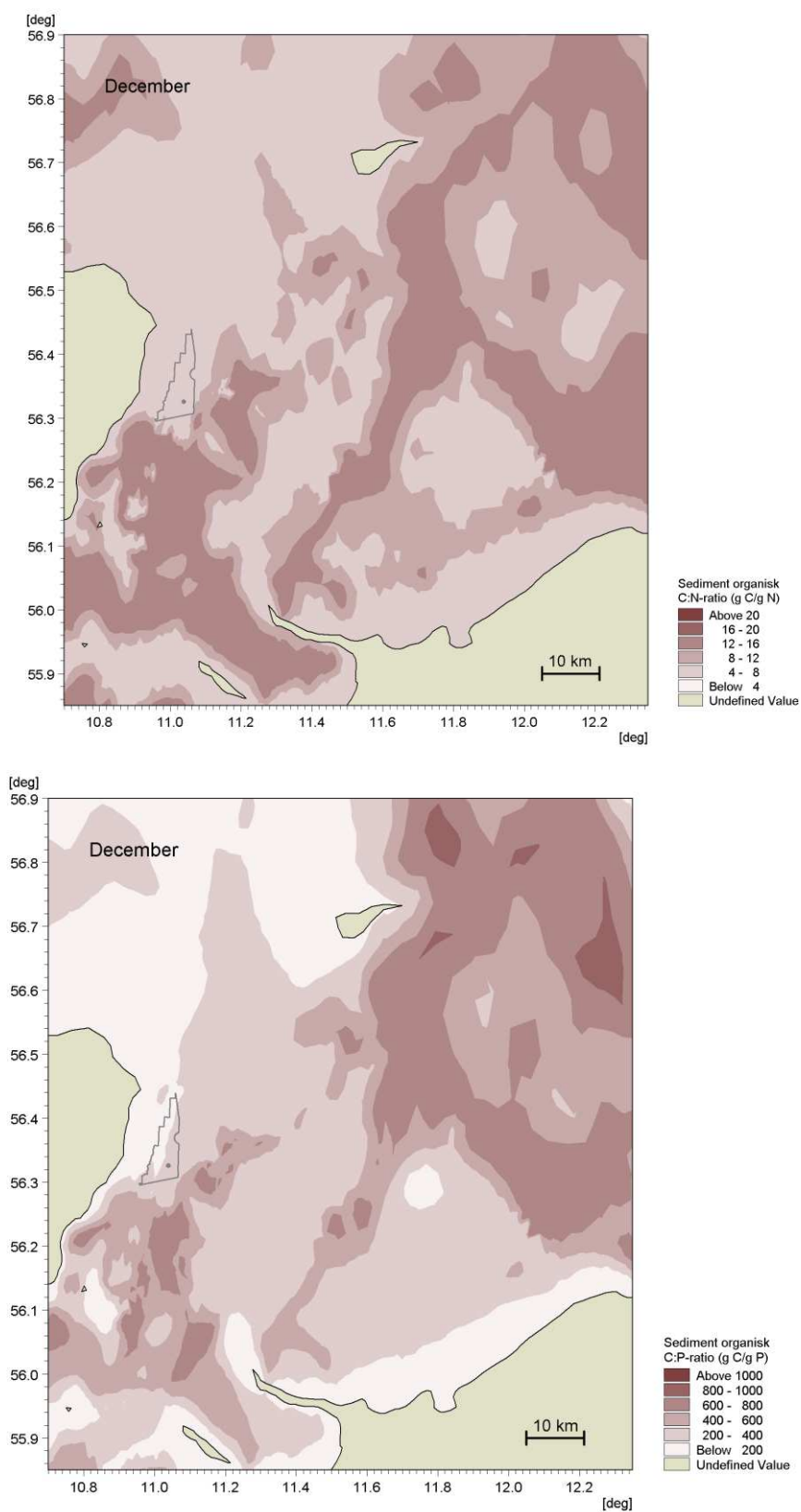
Det gennemsnitlige daglige iltforbrug under basisforhold varierer mellem 0,3 og 1 g O₂/m²/d i 2004 i det sydlige Kattegat og den maksimale iltgæld er forholdsvis lav og overstiger ikke 2,5 g O₂/m² ved udgangen af december (Figur 4-20). Området, hvor Havbrugszone E og Standardhavbrug E er lokaliseret, har niveauer af organisk kulstof, iltforbrug og iltgæld i sedimentet, der repræsenterer de lavere niveauer, der er beregnet for Kattegat.



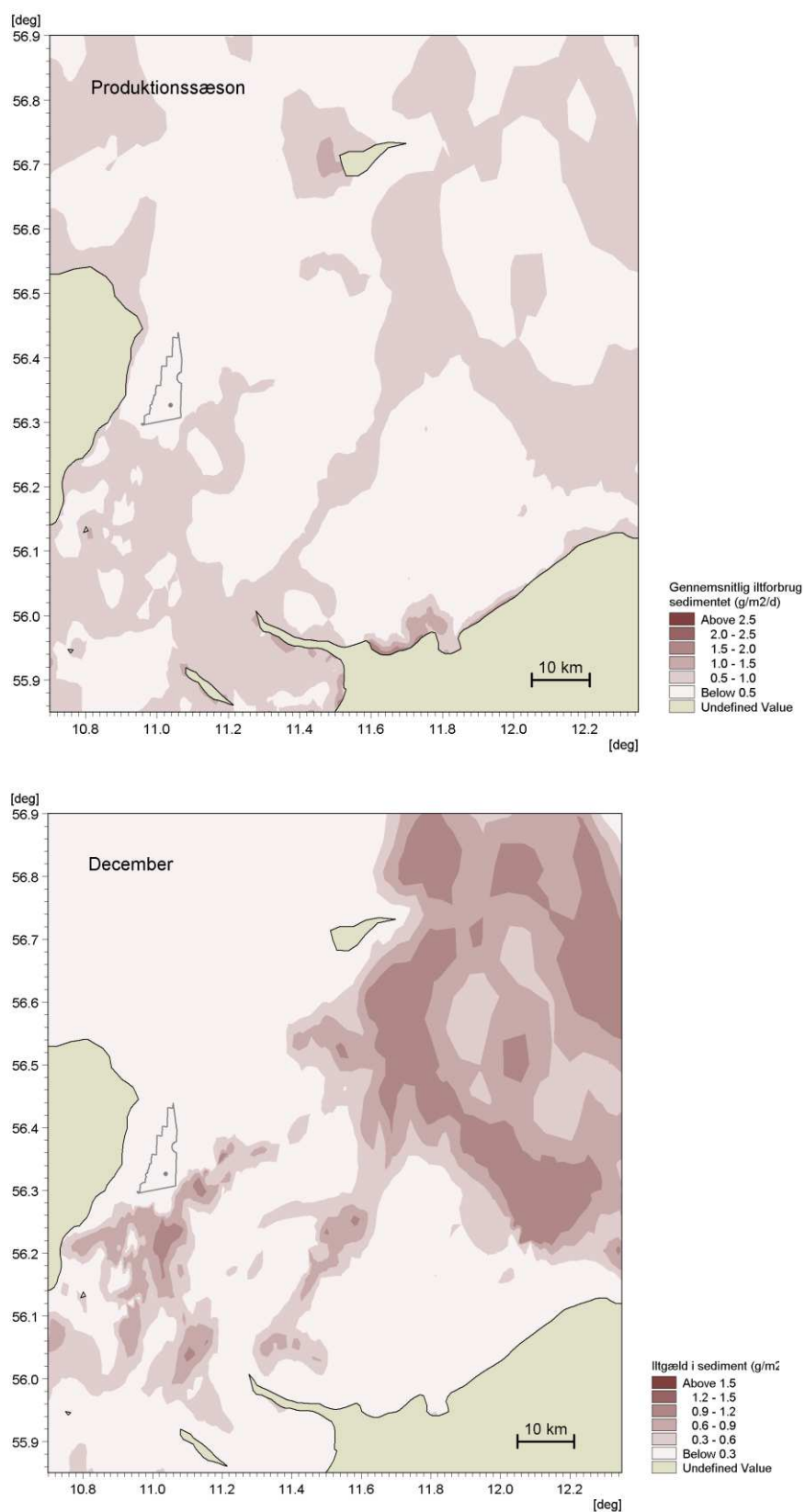
Figur 4-17 De gennemsnitlige koncentrationer (g/m²) af organisk kulstof i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



Figur 4-18 De gennemsnitlige koncentrationer (g/m²) af kvælstof (øverst) og fosfor (nederst) i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



Figur 4-19 De gennemsnitlige C:N (øverst) og C:P (nederst) forhold i sedimentet i december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



Figur 4-20 Gennemsnitlige iltforbrug i sedimentet i perioden april-december (øverst) og iltgæld i sedimentet (nederst) ultimo december. Baseret på MIKE 3FM ECO basismodellering. Havbrugszone E / Standardhavbrug E er vist.



Ændringer som følge af eutrofiering

Havbrugsdrift medfører tab af næringsstoffer til det omgivende miljø og kan derfor medføre en eutrofiering af det omgivende miljø, der påvirker status af kvalitetselementerne. Et af målene med denne rapport er at klarlægge hvor store ændringer, der kan forventes i næringsstofkoncentrationer og kvalitetselementer som klorofyl og ilt i det omgivne miljø, hvis der placeres et standardhavbrug på position E. I dette kapitel 4 gennemgås de forventelige eutrofieringsrelaterede ændringer. I de følgende kapitler gennemgås forventelige ændringer som følge af anvendelse af hjælpestoffer og medicin i havbrugsdriften (kapitel 6 og 7).

Analysen af eutrofieringsrelaterede ændringer er baseret på dynamisk mekanistisk modellering af et år med HAVBRUG_{KAT200} modelkomplekset, som omfatter såvel en hydrodynamisk og en økologisk model. Ændringerne er kvantificeret på basis af modeldata for vandkvaliteten i den øverste del af vandsøjlen (overfladen; 0-5 m, hvor ændringerne vil være størst) og forholdene i ved og i havbunden. Vandkvalitetsdata omfatter vandkemiske forhold (næringssalte), pelagisk primærproduktion og forekomsten af planteplankton (klorofyl) samt sigtddybe. Bundforholdene omfatter iltforhold i bundvandet og indholdet af organisk C, N og P samt det akkumulerede iltforbrug og iltgælden i sedimentet.

Mulige virkninger af havbrugsdrift på vandkvaliteten kan skyldes:

- Forøgelse af næringsstofkoncentrationer som følge af næringsstofftab fra fisk samt mineralisering af fækalier og ikke-spist foder
- Forøgelse af pelagisk primærproduktion og biomasse af planktonalger som følge af forøgede næringsstofkoncentrationer
- Reduktion af sigtddybe pga. øget algevækst og suspenderede fiskefækalier
- Risiko for iltvind ved bunden pga. sedimentation af organisk stof (fækalier og ikke-spist foder) og øget iltforbrug i sedimentet

Ved havbrugsdrift vil fiskenes metabolisme og den følgende udskillelse over gællerne sammen med mineralisering af fækalier og foderrester i sedimentet potentielt kunne medføre forøgede koncentrationer af uorganiske næringsstoffer i vandet.

Forøgede koncentrationer af uorganiske næringsstoffer kan påvirke den pelagiske primærproduktion samt koncentration af planteplankton og derved forringe lysforholdene i vandet (målt som sigtddyben).

Ændringer i vandkvaliteten som følge af drift af et standardhavbrug ved position E sydøst for Grenå kvantificeres og visualiseres ved differens-plot, der repræsenterer forskelle mellem på den ene side tilstanden i vandkvalitets- og bundforhold ved havbrugsdrift og på den anden side basistilstanden (uden havbrugsdrift) for de samme vandkvalitets- og bundforhold. Yderligere kvantificeres i hvilket omfang at tab af næringsstoffer ved havbrugsdriften ændrer på udbredelse og varighed af kvælstof- og fosforbegrænsning af planktonalgernes vækst i og omkring havbrugsområdet. Inden for planktonalger er der stor variation i effektiviteten i næringsoptag ved lave koncentrationer, men typisk tager man udgangspunkt i de koncentrationer hvor kiselalger kan opnå 50% af deres maksimale optag (de såkaldte halvmætningskonstanter). Derfor er disse værdier anvendt til analyse af standardhavbruget indflydelse på varighed og intensitet af ændringer. Halvmætningskoncentrationen er bestemt på basis af Carpenter & Guillard (1971), Edwards et al. 2012, Eppley et al. (1969), Litchman et al. (2015), Smith et al. (2009) samt Maranon et al. 2013.

Den dynamisk, mekanistiske model, som der er anvendt i denne undersøgelse, kan beskrive processer og tilstande med en numerisk detaljeringsgrad som langt overstiger de koncentrationer, der kan måles med konventionelle metoder. Præsentation af modelresultater med mange decimaler kan give et falsk indtryk af modellernes præcision i forhold den faktiske tilstand. For 2D differens-plot betyder det, at differencerne, selvom de kan beregnes numerisk, kan være så små, at de ikke har nogen mening i praksis. Der er derfor defineret afskæringsniveauer for differencer, der ligger omkring 0. Afskæringsniveauerne er så vidt muligt valgt med udgangspunkt i de senest publicerede analytiske detektionsgrænser (DL) (Lia et al. 2005, Patey et al. 2008) og svarer i det store og hele til 1/10 af de detektionsgrænser, som anvendes i den nationale overvågning (NOVANA) (se Tabel 5-1).

Tabel 5-1 Oversigt over kriterier anvendt til at fastsætte afskæringsgrænserne for differencekort i de følgende afsnit. Trinene i skalaen svarer til 2 gange forrige trin.

Parameternavn	Afskærings-niveau	Bemærkning
Overflade		
Opløst uorganisk kvælstof (µg/L)	±0,1	Afskæringsgrænse er ca. 10% af NOVANA DL = 0,4 µM = 1,4 µg/L -> 0,1
Opløst uorganisk fosfor (µg/L)	±0,1	Afskæringsgrænse er ca. 10% af NOVANA DL = 0,05 µM = 1,6 µg/L -> 0,1
Primærproduktion (gC/m ² /d)	±0,005	Detektionsgrænse er ukendt. Afskæringsgrænse fastsat til ca. 1% af den gennemsnitlige daglige primærproduktion (0,5 g/m ² /d) -> 0,005
Klorofyl (µg/L)	±0,01	Afskæringsgrænse er ca. 10% af NOVANA DL = 0,1 µg/L -> 0,01 µg/L
Sigtdybde (m)	±0,01	Antages normalt at måles med ±0,1 m nøjagtighed – ca. 10% -> 0,01 m
Bundvand		
Ilt (mg/L)	±0,1	Afskæringsgrænse er 2,5% af den øvre grænse for iltsvind = 4 mg/L

5.1 Ændring i opløst uorganisk kvælstof i overfladen

Ændringer i koncentrationer og udbredelse af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i overfladen som følge af Standardhavbrug E er præsenteret i Figur 5-1 og i Bilag A.

Beregningerne viser, at overfladekoncentrationen af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i gennemsnit i produktionssæsonen (april-december) samt de enkelte måneder fra april til november ændres i et område inden for og omkring standardhavbruget med øgninger på op til 6 µg DIN/L i havbruget og op til 0,9 µg DIN/L omkring havbruget.

I gennemsnit for produktionssæsonen (april-december) er øgningen 50 m fra standardhavbruget ca. 3,5 µg DIN/L faldende til en forskel på 0,5 µg/L i en afstand af 1000 m (Tabel 5-2). I 3-12 km's afstand (afhængigt af strømmen) er der ingen øgning (Figur 5-1 øverst). Øgningen skal ses i forhold til en koncentration på ca. 8 µg /L under basisforhold (Tabel 5-2).

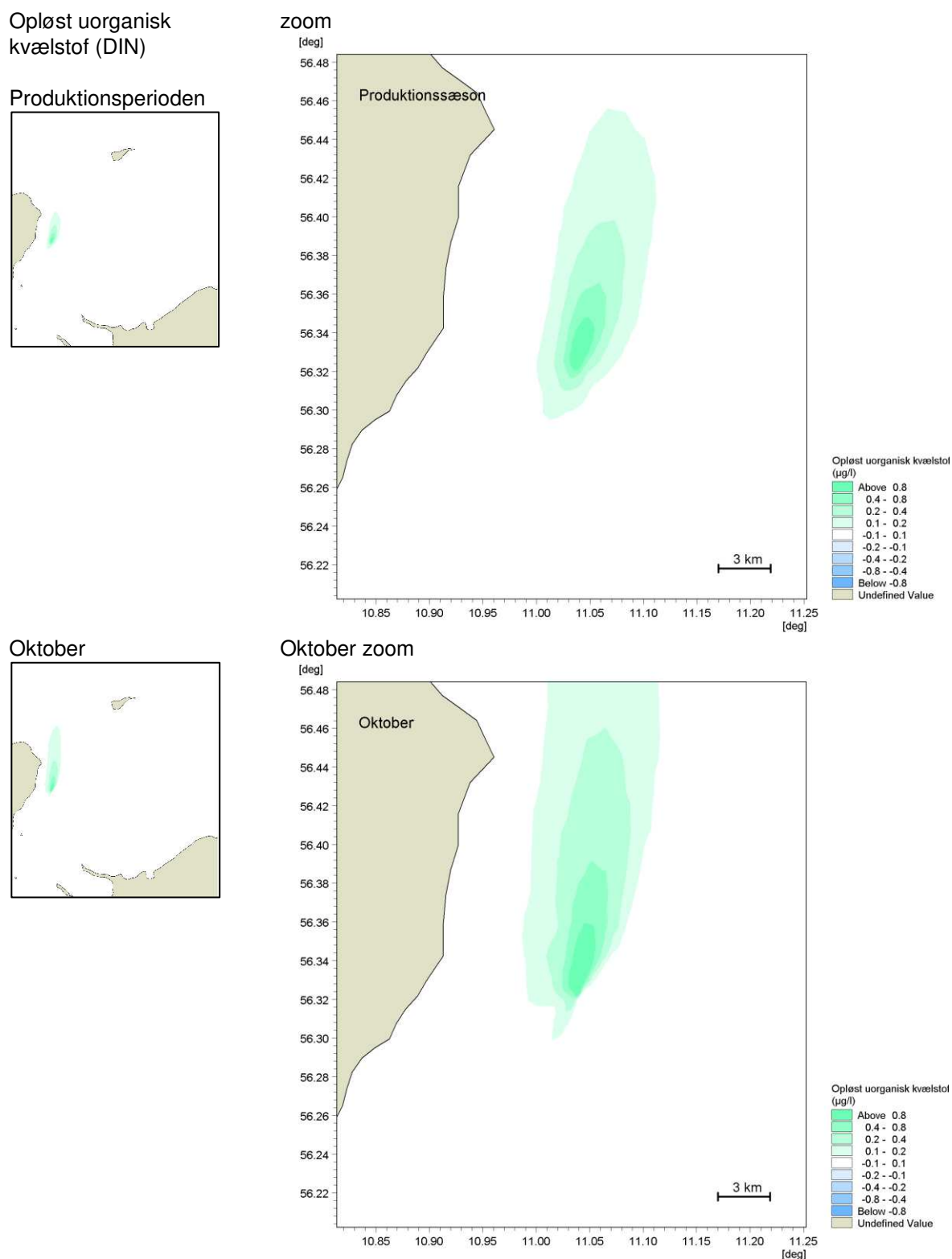
Beregnet på månedsbasis er ændringerne ophørt i december, hvor fiskene er "høstet" (Bilag A). Udbredelsen er i overensstemmelse med de fundne strømmønstre (Figur 4-1).

I sommerperioden, hvor planktonalgernes vækst potentielt er næringsbegrænsede, kan tilførsel af næringsstoffer og specielt kvælstof i særlig grad påvirke den pelagiale primærproduktion og klorofylkoncentration. Derfor er varigheden af forekomst af lave næringsstofkoncentrationer analyseret nærmere ved at sammenligne varigheden af potentiel næringsbegrænsning i basisscenariet og Standardhavbrug E scenariet. Potentiel næringsbegrænsning antages at forekomme i perioder med koncentrationer under en "grænseværdi" svarende til halvmætningskoncentrationen, og "grænseværdien" for uorganisk kvælstof er fastsat til 14 µg DIN/L. I Tabel 5-2 opgøres antallet af dage med potentiel næringsbegrænsning i produktionssæsonen i forskellig afstand fra center af Standardhavbrug E (Figur 5-2).

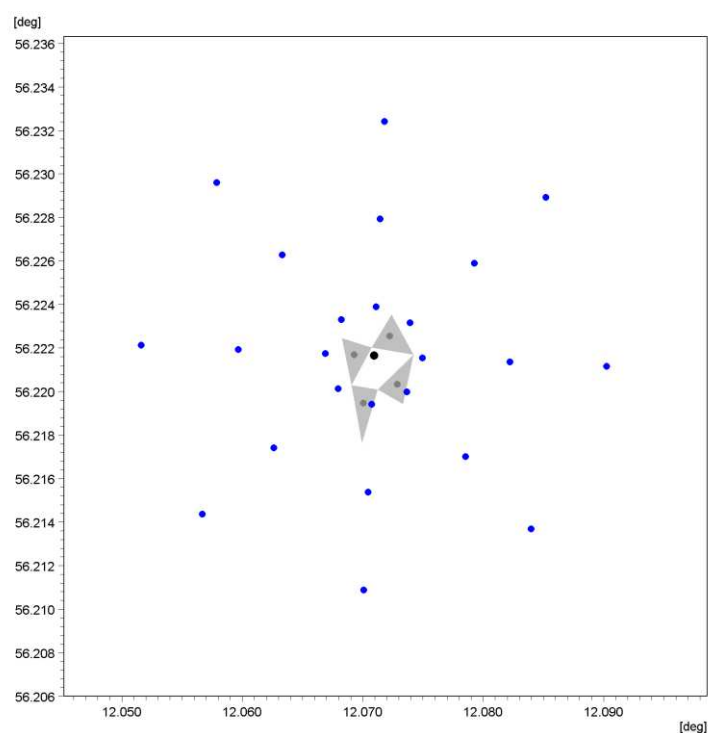
Baseret på de modellerede koncentrationer af DIN i produktionssæsonen (april-december) vil planktonalgernes vækst i havbrugsområdet under basisforhold være begrænset af lave kvælstofkoncentrationer i 185 dage ud af en samlet produktionsperiode på 252 dage (Tabel 5-2). I Tabel 5-2 findes en opgørelse for perioden 1. maj – 30. september af antallet af dage med potentiel næringsbegrænsning i forskellig afstand fra center af Standardhavbrug E (se Figur 5-2), hvilket svarer til niveauer i størstedelen af det sydlige Kattegat (Figur 5-3 øverst). Ved havbrugsdrift reduceres antallet af dage i havbruget med koncentrationer under "grænseværdien" med 22 dage, i en afstand på 500 m fra havbruget er reduktionen i antallet af dage 5, mens der i en afstand på 1000 m er en forskel på 2 dage (Tabel 5-2). Figur 5-3 nederst viser, at i en afstand 2-10 km (afhængigt af strømmen) fra havbruget er forskellen <1 dag. En analyse af fordelingen af ændringer gennem perioden viser, at de individuelle overskridelser af "grænseværdien" for kvælstofbegrænsning generelt er kortvarige og forholdsvis jævnt fordelt fra maj til starten af november (ikke vist). Sandsynligvis finder overskridelserne af "grænseværdien" sted i perioder med lav strømhastighed og ringe fortynding.

Tabel 5-2 Gennemsnitskoncentration af uorganisk kvælstof (DIN) og antal dage i produktionssæsonen, hvor den pelagiske primærproduktion potentielt er kvælstofbegrænset (dvs. DIN koncentrationer er lavere end "grænseværdien på 14 µg/L) i tre forskellige afstande fra Standardhavbrug E under basisforhold og havbrugsproduktion. Koncentrationer og antal dage med potentiel kvælstofbegrænsning er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2).

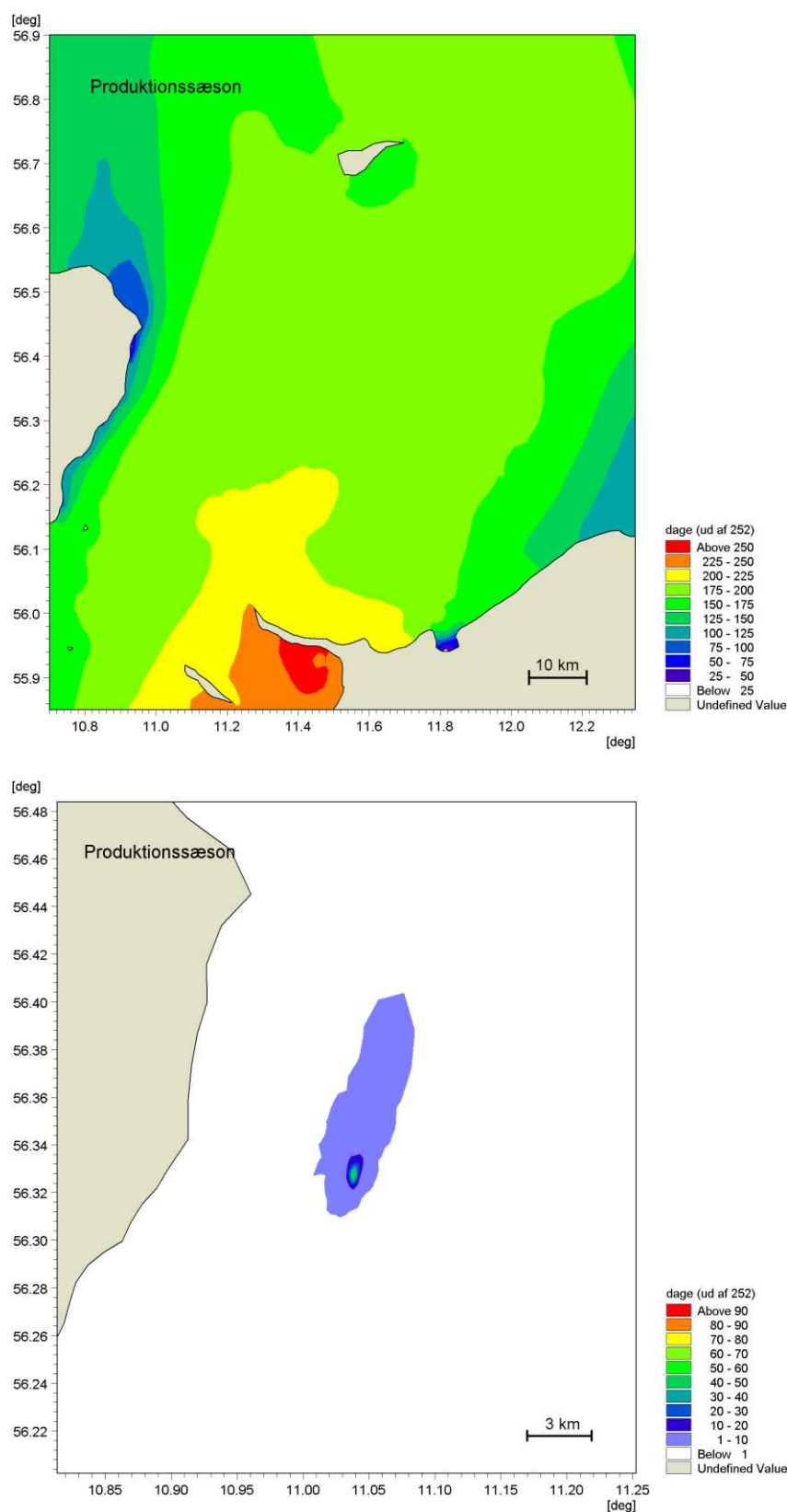
	50 m		500 m		1000 m	
	DIN	Kvælstof-begræns.	DIN	Kvælstof-begræns.	DIN	Kvælstof-begræns.
	µg/L	dage	µg/L	dage	µg/L	dage
Basisforhold	8,3	185	8,3	185	8,3	185
Standardhavbrug E	11,7	163	9,2	180	8,8	183



Figur 5-1 Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i overfladen i produktionssæsonen (øverst) og i oktober, hvor virkningen er størst (nederst). Til venstre ses overblik over sydlige Kattegat, hvor hele udbredelsen af ændringen ses og til højre vises et zoom på den centrale del af det påvirkede område. Figurer, der viser den beregnede gennemsnitlige ændring i koncentrationen af uorganisk kvælstof i overfladen for hver af månederne fra april til december, er vist i Bilag A.



Figur 5-2 Positioner (•) for modeludtræk af data til beregning af næringskoncentrationer 50, 500 og 1000 m fra Standardhavbrug E. De fire skraverede trekanter repræsenterer området hvor burene og næringsstofkilder er lokaliseret.



Figur 5-3 Antal dage i april-december (produktionssæsonen; øverst), hvor koncentrationen af uorganisk kvælstof er under "grænseværdien" for potentiel kvælstofbegrænsning (14 µg DIN/L) i basissituationen og antal ekstra dage (nederst), hvor udledning af DIN fra Standardhavbrug E giver koncentrationer over "grænseværdien".

5.2 Ændring i opløst uorganisk fosfor

Ændringer i koncentrationer og udbredelse af opløst uorganisk fosfor (DIP = $\text{PO}_4\text{-P}$ = fosfat) i overfladen som følge af Standardhavbrug E er præsenteret i Figur 5-4 og i Bilag B.

Sammenlignet med kvælstof er ændringen som følge af Standardhavbrug E på koncentrationer af opløst uorganisk fosfor langt lavere. Det skyldes et absolut lavere tab af fosfor (12,3 tons P vs. 100 tons N), og det faktum, at kun en mindre del af fosfortabet sker til vandet. For fosfor udgør tabet til vandet kun 32% mod 83% for kvælstof (se Figur 2-6).

Som for kvælstof sker ændringerne i overfladekoncentrationen af opløst uorganisk fosfor (fosfat) i et område omkring standardhavbruget (Figur 5-4 og Bilag B). Beregninger af gennemsnittet for produktionsperioden (april-december) og for de enkelte måneder viser ændringer i fosforkoncentration på op til 0,4 $\mu\text{g/L}$ i og meget lokalt omkring standardhavbruget (Figur 5-4). I gennemsnit øges fosfatkoncentrationen med 0,2 $\mu\text{g/L}$ i en afstand på 50 m fra havbruget, mens der påvises ændringer i middeldkoncentrationen på 0,1 $\mu\text{g/L}$ 500 og 1000 m væk (Tabel 5-3). Den tilsvarende fosforkoncentrationen under basisforhold er 3,7 $\mu\text{g DIP/L}$. Udbredelsen af fanen med ændringer er mindre end 1 km (Bilag B). I månederne i april, november og december er der ikke påvist en ændring (Bilag B).

Potentiel næringsbegrænsning antages at forekomme i perioder med koncentrationer under en "grænseværdi" svarende til halvmætningskoncentrationen, som er fastsat til 9 $\mu\text{g DIP/L}$ for uorganisk fosfor. I Tabel 5-3 angives antallet af dage, hvor der er potentiel næringsbegrænsning i henholdsvis basissituationen og ved drift af Standardhavbrug E i forskellig afstand fra center af havbruget (Figur 5-2).

Baseret på modellerede koncentrationer vil planktonalgernes vækst i havbrugsområdet i produktionsperioden (april – december) under basisforhold være begrænset af lave fosforkoncentrationer i 195 dage ud af en samlet produktionsperiode på 252 dage (Tabel 5-2), hvilket svarer til niveauer i størstedelen af det sydlige Kattegat (Figur 5-5 øverst). Under havbrugsdrift og frigivelse af uorganisk fosfor reduceres perioden med fosforbegrænsning med 2 dage tæt ved standardhavbruget (50 m), aftagende til <1 dag 500-1000 m fra havbruget (Figur 5-5 nederst, Tabel 5-2).

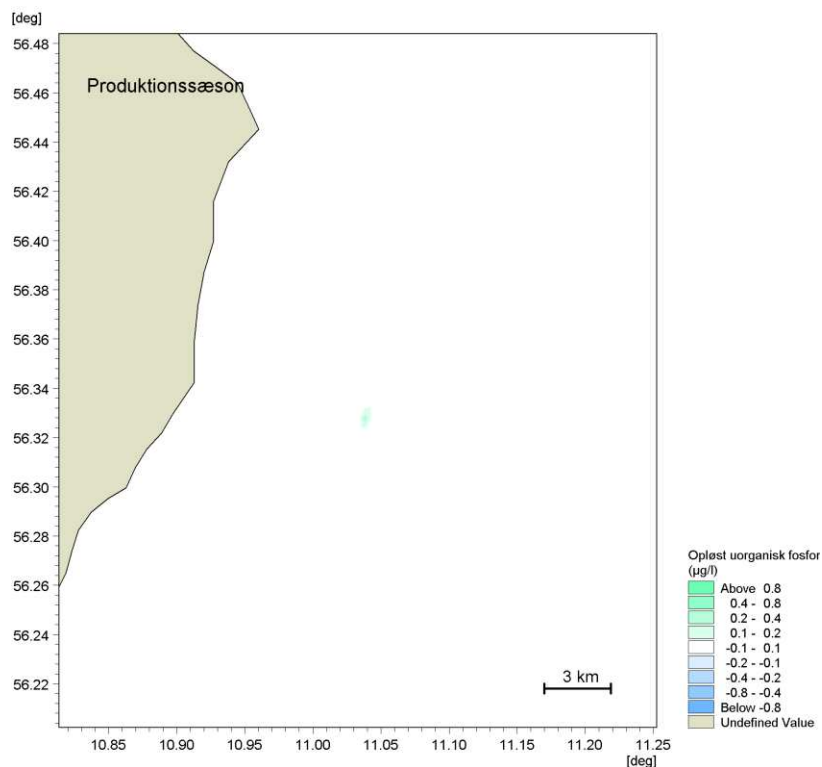
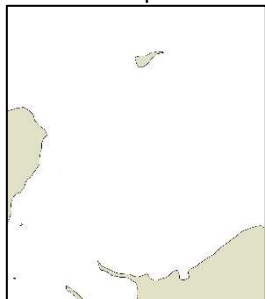
Tabel 5-3 Gennemsnitskoncentrationer af opløst uorganisk fosfor (fosfat) og antal dage i produktionssæsonen, hvor den pelagiske primærproduktion er potentielt fosforbegrænset (dvs. fosfatkoncentrationer er lavere end "grænseværdien" på 9 $\mu\text{g/L}$) under henholdsvis basisforhold og havbrugsproduktion i tre forskellige afstande fra Standardhavbrug E. Koncentrationer og antal dage med potentiel fosforbegrænsning er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2).

	50 m		500 m		1000 m	
	DIP	fosfor-begræns.	DIP	fosfor-begræns.	DIP	fosfor-begræns.
	$\mu\text{g/L}$	dage	$\mu\text{g/L}$	dage	$\mu\text{g/L}$	dage
Basisforhold	3,7	195	3,7	195	3,7	195
Standardhavbrug E	3,9	193	3,8	194	3,8	194

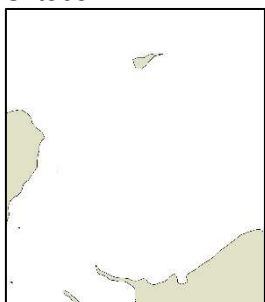
Opløst uorganisk fosfor
(DIP)

Zoom

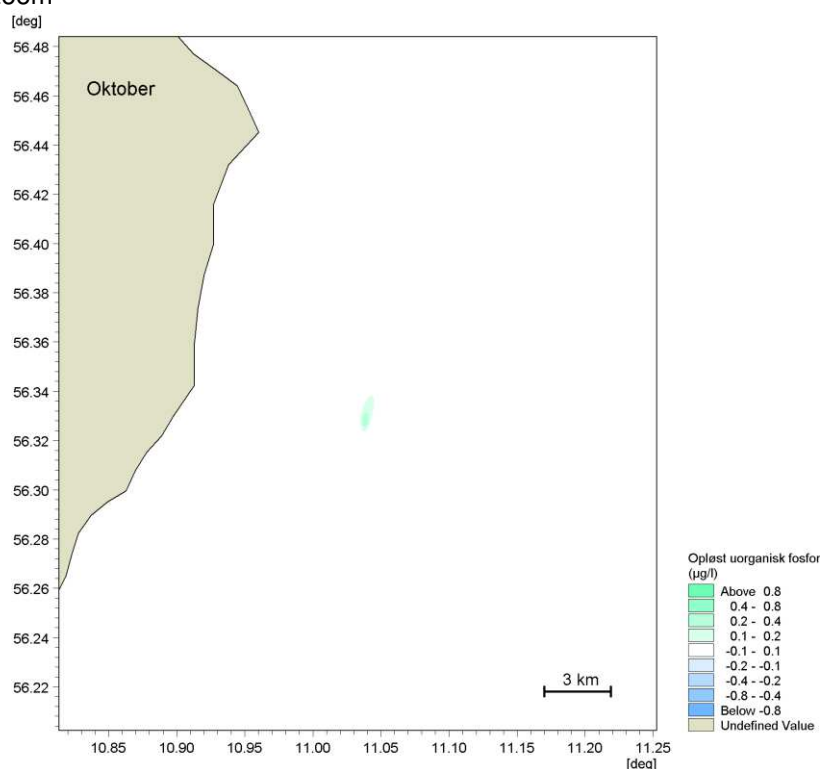
Produktionsperioden



Oktober

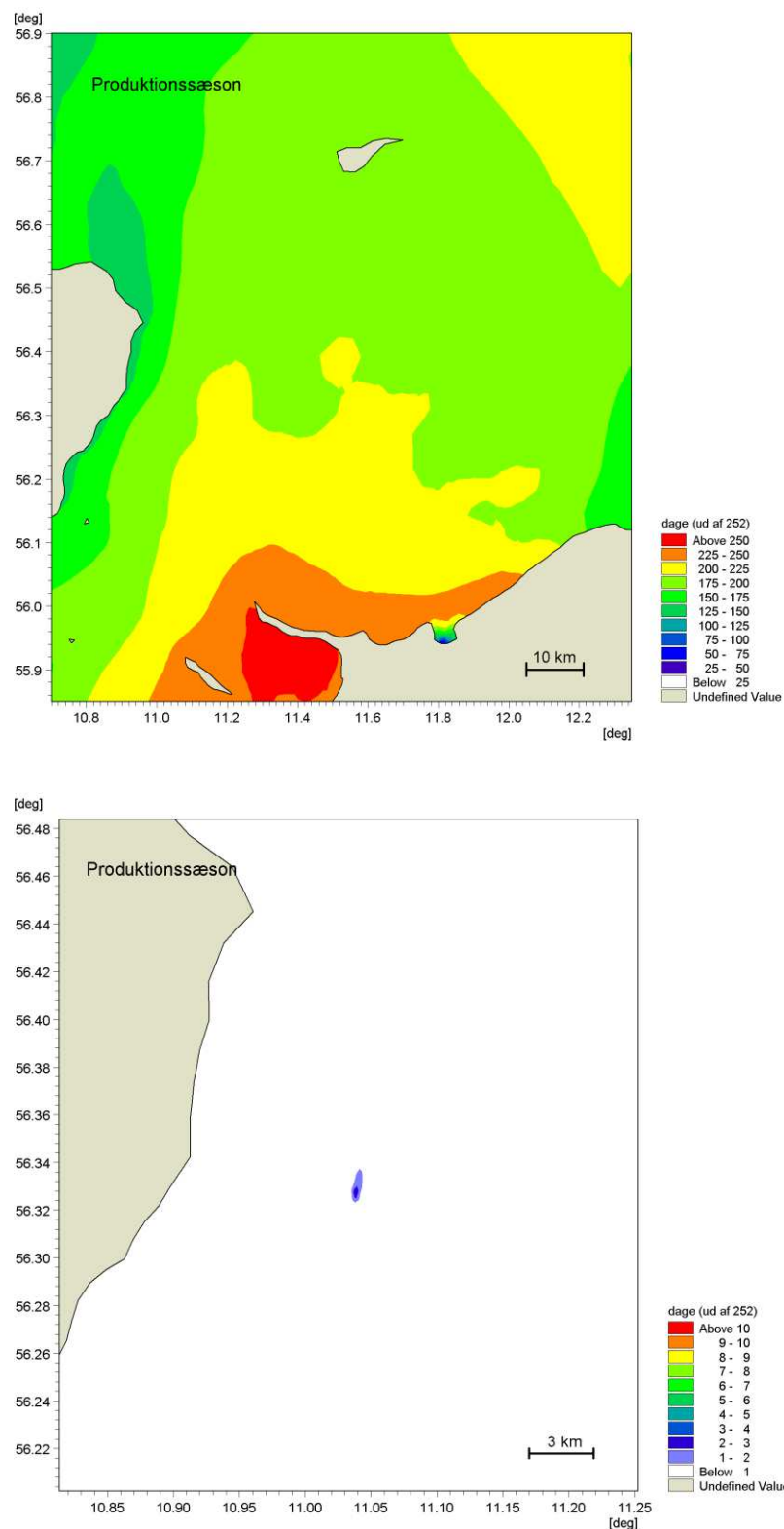


zoom



Figur 5-4

Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af uorganisk fosfor i overfladen i produktionssæsonen (øverst) og i oktober måned, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre ses overblik over sydlige Kattegat, hvor hele udbredelsen af ændringen ses og til højre vises et zoom på den centrale del af det påvirkede område. Figurer, der viser den beregnede gennemsnitlige ændring i koncentrationen af uorganisk fosfor i overfladen for hver af månederne fra april til december, er vist i Bilag B.



Figur 5-5 Antal dage i april-december (produktionssæsonen; øverst), hvor algevæksten er potentielt fosforbegrænset (dvs. koncentrationen af uorganisk fosfor er under "grænseværdien" på 9 μg DIP/L) under basisforhold og antal ekstra (nederst), hvor udledning af DIP fra Standardhavbrug E giver koncentrationer over "grænseværdien".

5.3 Transport af næringsstoffer

Produktion på Standardhavbrug E vil resultere i en mertilførsel af næringsstoffer til de omgivende vandplanområder. Tilførslen af næringsstoffer til de nærtliggende kystnære vandplanområder er opgjort for kvælstof.

Beregningerne af bruttotransport og nettotilførsel ind i vandplanområder er udført med den koblede hydrodynamiske og økologiske model og fremgår af Tabel 5-4. Bruttotransporten er en opgørelse af hvor meget kvælstof, der er transport ind i et vandområdet uden hensyn til de processer, som 'taber' kvælstoffet igen, fx at kvælstoffet føres ud af området igen. Ved beregning af nettotilførslen tages der hensyn til disse tab.

Bruttotransporten til vandplanområderne er samlet på 40 ton kvælstof fordelt på områderne i Tabel 5-4 (kolonne A). Størrelsen af bruttotransporten til de forskellige vandplanområder afspejler primært den herskende strømretning i områderne mellem standardhavbruget og de enkelte vandplanområder samt afstanden mellem havbruget og de forskellige vandplanområder - jo kortere afstand i strømretning fra havbrug jo større bruttotransport. Den største bruttotransport (11 ton N) sker til vandområde 139 "Anholt", hvilket er i overensstemmelse med de dominerende strømninger (afsnit 4.1). Til vandområde 140 "Djursland øst" er bruttotransporten 8 ton N.

Af den samlede udledning på 100 ton kvælstof fra Standardhavbrug E er de resterende 60 ton (der ikke har passeret ind i et vandplanområde) enten fortsat i de åbne havområder (uden for vandplanområderne) eller er transporteret ud af de indre danske farvande til Skagerrak og (en mindre del) til den centrale Østersø. Det kvælstof, som ikke transporteres ud af de åbne havområder kan være immobiliseret (ude af kvælstofkredsløbet) som følge af denitrifikation og udveksling med atmosfæren, være bundet i havområdernes sedimenter eller være optaget og indbygget i biomassen af plankton og fastsiddende flora og fauna (f.eks. makroalger og muslinger).

Nettotilførslen til vandplanområderne repræsenterer den mængde kvælstof, der er transporteret ind, og ikke senere transporteret ud af området med havstrømmene igen. Hovedparten af nettotilførslen (tilbageholdelsen) er antagelig denitrificeret og udvekslet med atmosfæren, mens en mindre andel kan temporært være bundet i sedimenter i områderne eller indbygget i biomassen af fastsiddende flora og fauna (f.eks. muslinger og makroalger). Derfor er nettotilførslen til vandplanområder betydeligt mindre end bruttotransporten. Desuden viser nettotilførslen en markant forskellig fordeling mellem vandplanområder, idet områdernes areal også har en betydning for tilbageholdelsen.

Tabel 5-4 Oversigt over de beregnede brutto- og nettotransporter ind i vandplanområder (bemærk at der kun er regnet på hele ton). A: Bruttotransport over den marine rand ind i vandplanområdet; uden hensyntagen til transporten ud af området og det interne tab. B: Δ Nettotransport, som er differencen mellem nettotransporten over den marine rand under forhold med og uden (basis) havbrugsdrift. C: Δ Nettotransport angivet i procent i procent af den totale nettotilførsel af kvælstof til området i under basisforhold.

Omr ID	Vandområde navn	Vand-område-areal	A Brutto-transport som følge af Standard-havbrug E	B Δ Nettotilførsel som følge af Standard-havbrug E	C Δ Nettotilførsel i procent af den totale nettotilførsel over randen
		Ha	ton N/år	ton N/år	%
139	Anholt	21.187	11	1	0,05
140	Djursland Øst	17.383	8	<1	0,03
154	Kattegat, Læsø	61.643	7	1	0,05
205+ 200	Kattegat, Nordsjælland	58.415	7	<1	0,04
219	Århus Bugt Syd, Samsø og Nordlige Bælthav	180.594	3	1	0,01
222	Kattegat, Aalborg Bugt	105.195	2	2	0,08
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	44.355	<1	<1	0,01
138	Hevring Bugt	46.094	<1	1	0,14
28	Sejerøbugt	81.868	<1	1	0,03
6	Nordlige Øresund	30.052	<1	1	0,03

5.4 Ændringer i primærproduktion, klorofyl og sigtdybde

Ændringer i niveau og udbredelse af den pelagiale primærproduktion og koncentrationer af klorofyl og sigtdybden som følge af Standardhavbrug E er vist i Figur 5-6 og Figur 5-7 samt i Bilag C, D og E.

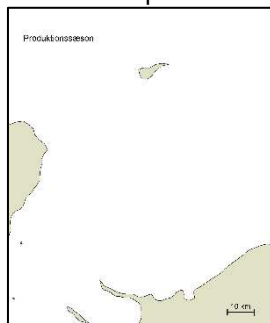
Modelberegningerne viser, at havbrugsdriften har begrænset virkning på den pelagiale primærproduktion og kun i månederne juni til august ses der ændringer (Bilag C). Den største ændring ses i august, hvor produktionen øges med 0,005 til 0,02 g C/m²/d i et område på ca. 20 km² (Figur 5-6). Set i forhold til primærproduktionen under basisforhold i produktionssæsonen (0,4-0,6 g C/m²/d) er ændringerne små.

I lighed med ændringer i primærproduktionen er ændringerne i klorofyl-koncentrationerne små (<0,02 µg/L) og gennemsnitsberegningerne for produktionssæsonen påviser ingen ændringer (Bilag D). Kun i juli ses en minimal ændring på 0,01-0,02 µg klorofyl/L (Figur 5-7). Dette skal ses i relation til en middelkoncentration i området under basisforhold på 2-3 µg klorofyl/L.

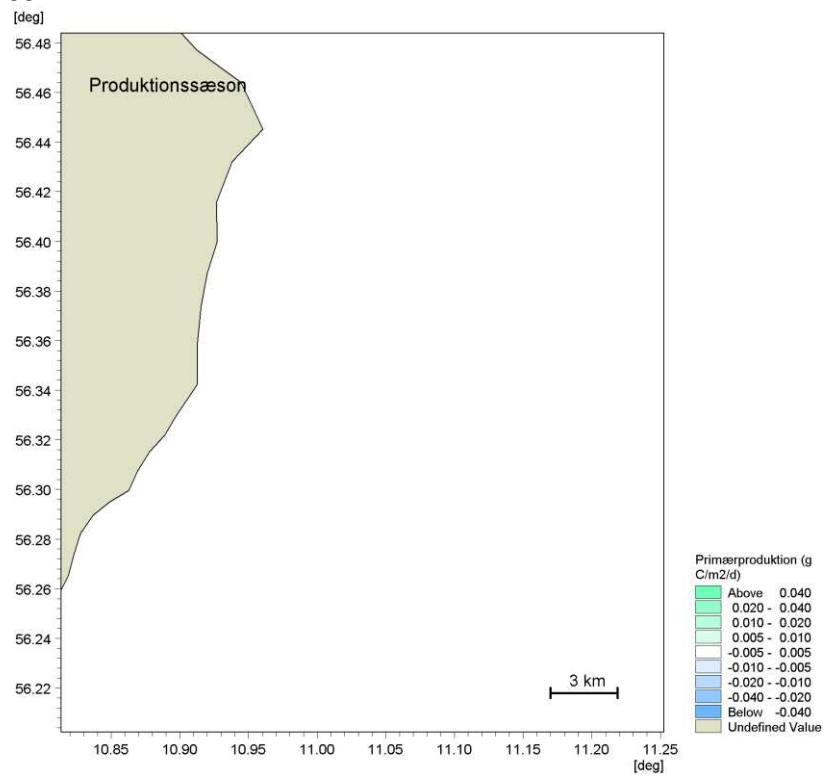
Ændringen forekommer op til ca. 1,5 km nord for standardhavbruget i overensstemmelse med, at de dominerende strømforhold fører næringsstofferne i denne retning og primært giver den ændring i primærproduktion nordøst for havbruget.

De modellerede sigtdybder påviser ingen ændringer, hverken beregnet som gennemsnit af produktionsperioden eller månedsgennemsnit (se Bilag E).

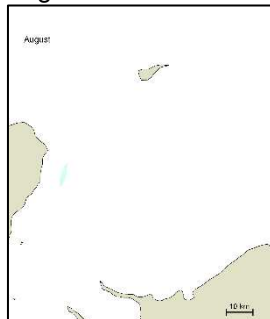
Pelagisk primærproduktion Produktionsperioden



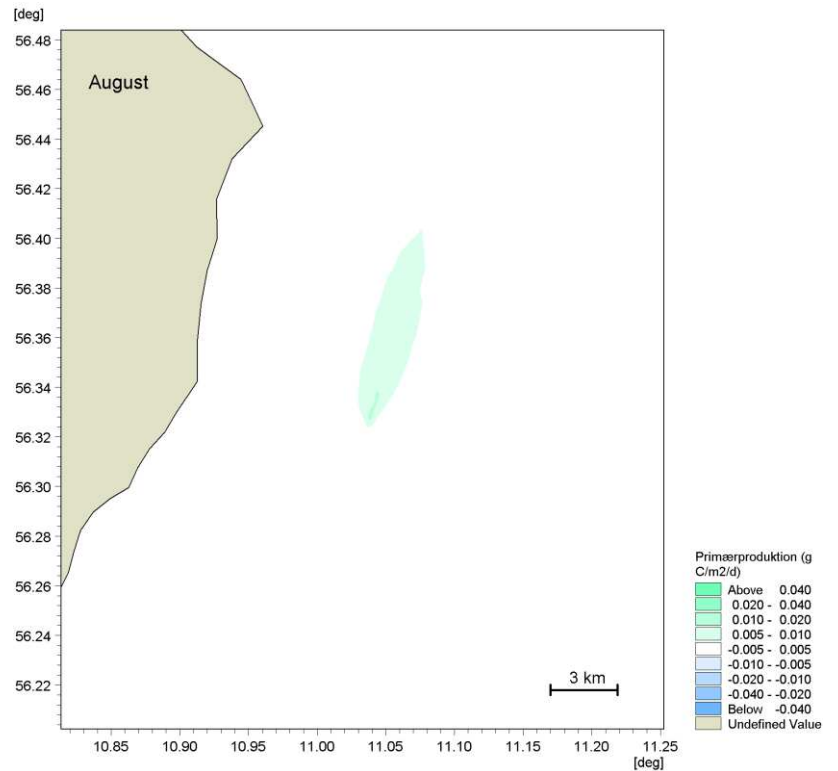
Zoom



August

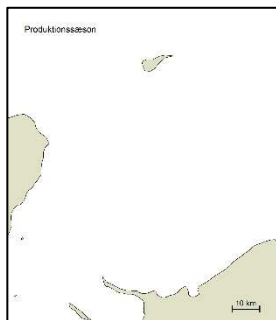


Zoom

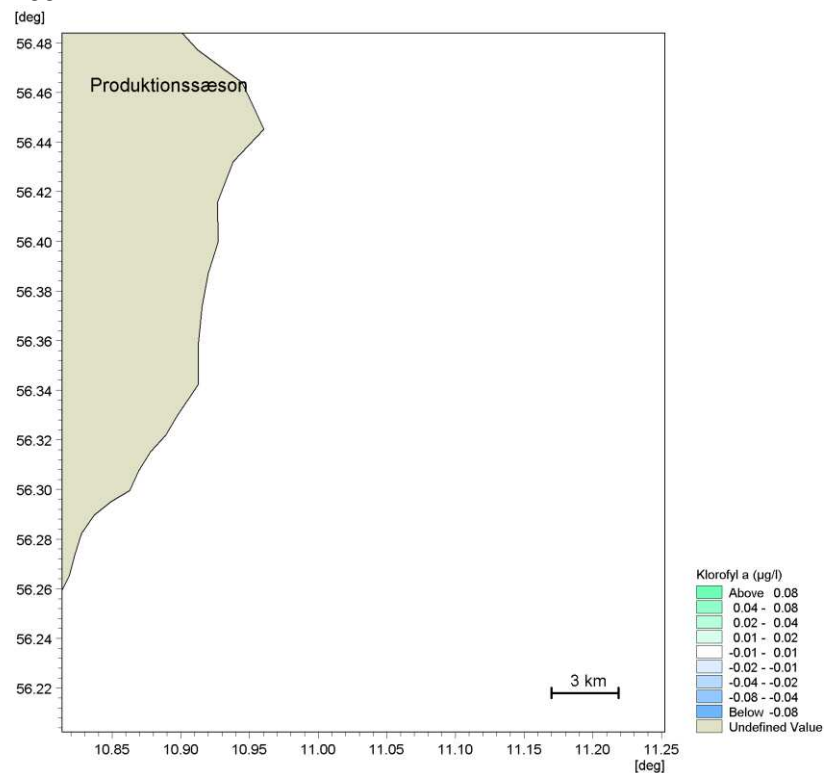


Figur 5-6 Beregnet gennemsnitlig ændring i pelagisk primærproduktion omkring Standardhavbrug E i produktionssæsonen (øverst) og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre er vist et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer i primærproduktionen. Figurer for alle måneder findes i Bilag C.

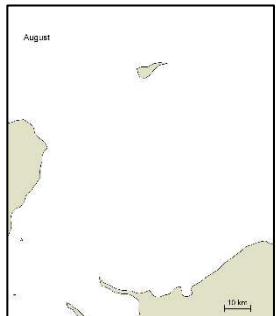
Klorofyl Produktionssæson



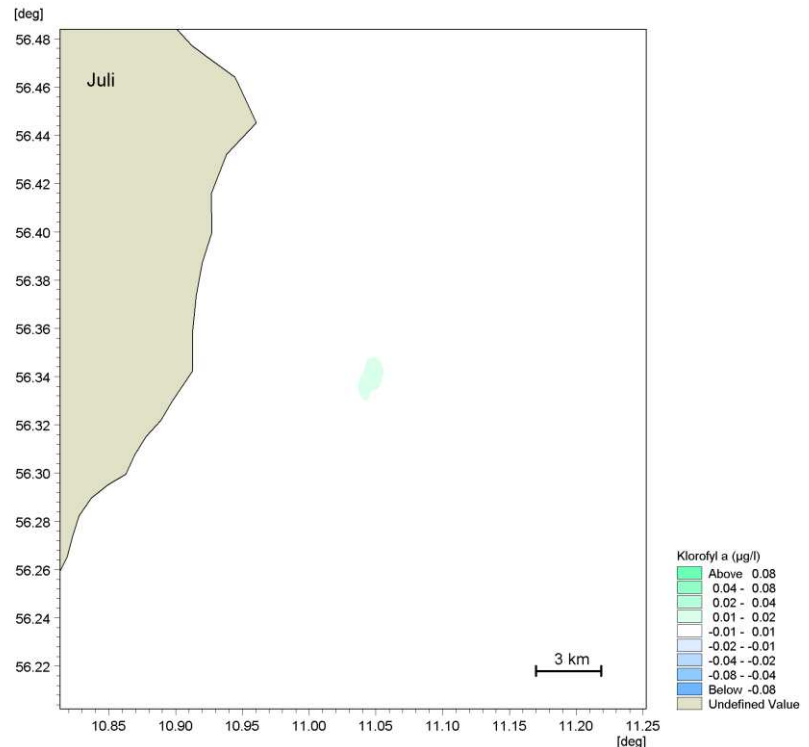
zoom



Juli



Zoom



Figur 5-7 Beregnet gennemsnitlig ændring i koncentrationen af klorofyl i overfladen omkring Standardhavbrug E i produktionssæsonen (øverst) og i juli, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre er vist et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer i primærproduktionen. Figurer for produktionssæsonen og de enkelte måneder i denne findes i Bilag D

5.5 Ændringer i bundvand og sediment

Analysen af havbrugsdriftens virkninger på bundvand og havbund omfatter ændringer i sedimentets indhold af organisk stof (organisk bundet C, N og P), ændringer i bundvandets iltkoncentrationer og sedimentets akkumulerede iltforbrug og iltgæld i produktionssæsonen, ved slutningen af produktionssæsonen (december) og i den følgende braksæson.

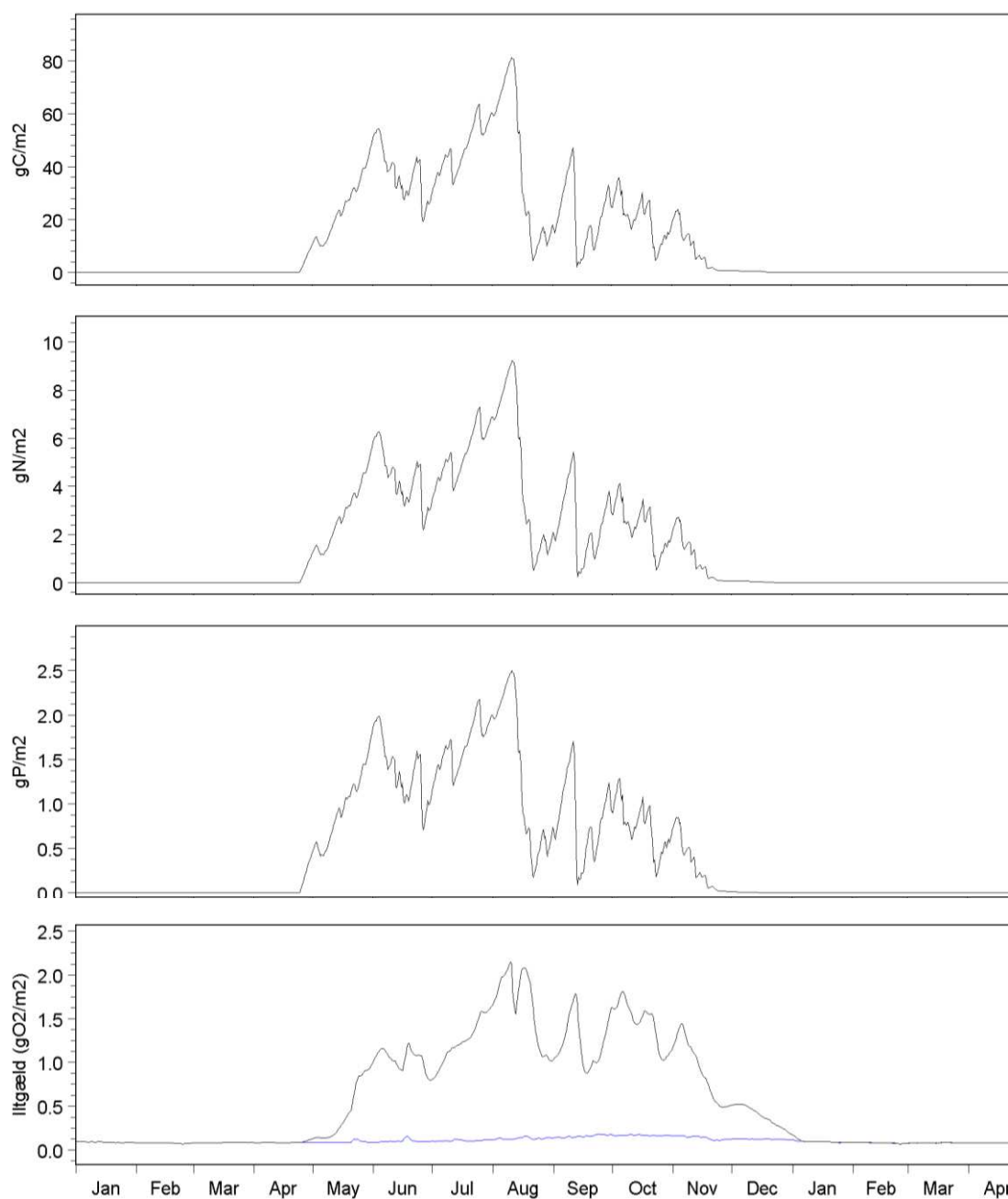
Den tidlige variation i ændringer af sedimentets indhold af kulstof (C), kvælstof (N), fosfor (P) og iltgæld centralt i havbrugsområdet gennem produktionssæsonen og den efterfølgende braksæson er præsenteret i Figur 5-8. Den geografiske udbredelse af ændringer er vist som gennemsnit for produktionssæsonen (april-december) og i måneden med den største gennemsnitlige ændring (august) er præsenteret i Figur 5-9 (kulstof), Figur 5-10 (kvælstof) og Figur 5-11 (fosfor). Det skal bemærkes, at figurerne viser meget lave niveauer af ændringer, der ligger langt under basisniveauerne (se Figur 4-17 og Figur 4-18). Det er gjort for at demonstrere spredningsretningerne for det organiske materiale der sedimenterer ned til havbunden fra standardhavbruget.

Tidsserierne viser, at der sker en berigelse af sedimentet i perioden med havbrugsdrift. Efter "høst" af havbrugsfiskene aftager effekten og ved start af en ny produktionssæson er alle variable i overensstemmelse med basisforholdene (Figur 5-8). I gennemsnit for produktionssæsonen er det beregnet, at sedimentet er beriget med op til 29 g C/m², 3 g N/m² og 1 g P/m² under havbruget og tæt på havbruget. Denne berigelse skal ses i forhold til indholdet under basisforhold på 1200-1600 g C/m², 40-80 g N/m² og ca. 4 g P/m² (Figur 4-17 og Figur 4-18).

Berigelsen kan i overensstemmelse med de dominerende strømretninger følges i sydgående faner fra havbruget med markant faldende berigelse. I 1-2 km's afstand (afhængigt af strømmen) er niveauerne mindre end 0,1 g C/m², 0,01 g N/m² og 0,005 g P/m². Da der er tale om meget små ændringer er der ikke reelt ikke ændringer i sedimentet. I december er sedimentets indhold af C, N og P det samme som under basisforhold (Figur 5-8).

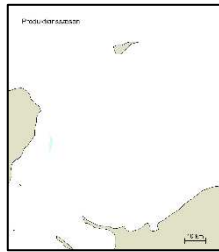
Den samlede fanes udbredelse øges frem til august (Figur 5-9, Figur 5-10 og Figur 5-11). En sandsynlig forklaring på den stigende udbredelse frem til august er det øgede tab af organiske partikler fra den voksende fiskebestand kombineret med vejrforhold med begrænset resuspension.

I december er der tale om meget små ændringer, der reelt ikke udgør ændringer i sedimentet. I december er sedimentets indhold af C, N og P, således på det samme niveau som under basisforhold (Figur 5-8, Figur 5-9, Figur 5-10, Figur 5-11).

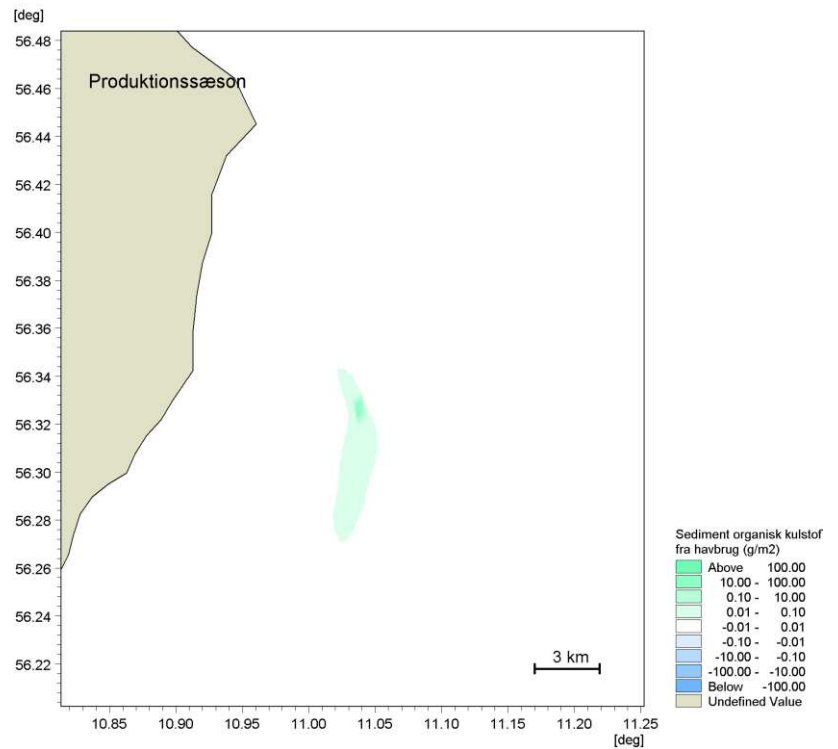


Figur 5-8 Den tidlige ændring i sediments ekstra indhold af kulstof (C), kvælstof (N), og fosfor (P) centralt i havbrugsområdet gennem produktionssæsonen og den efterfølgende brakperiode (tre øverste). Nederst: den tidlige ændring i iltgæld under basisbetingelser (blå linje) og ved havbrugsdrift ved Standardhavbrug E (sort linje).

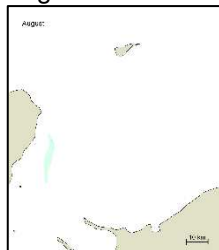
Organisk kulstof Produktionssæson



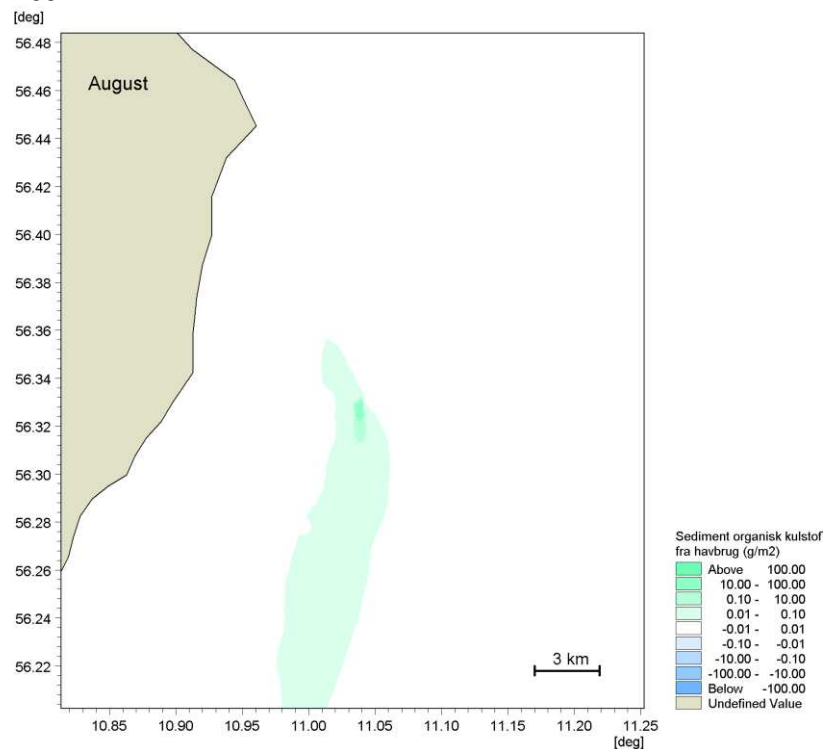
Zoom



Organisk kulstof August

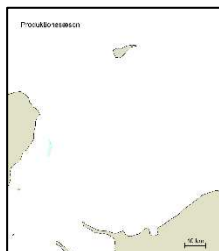


Zoom

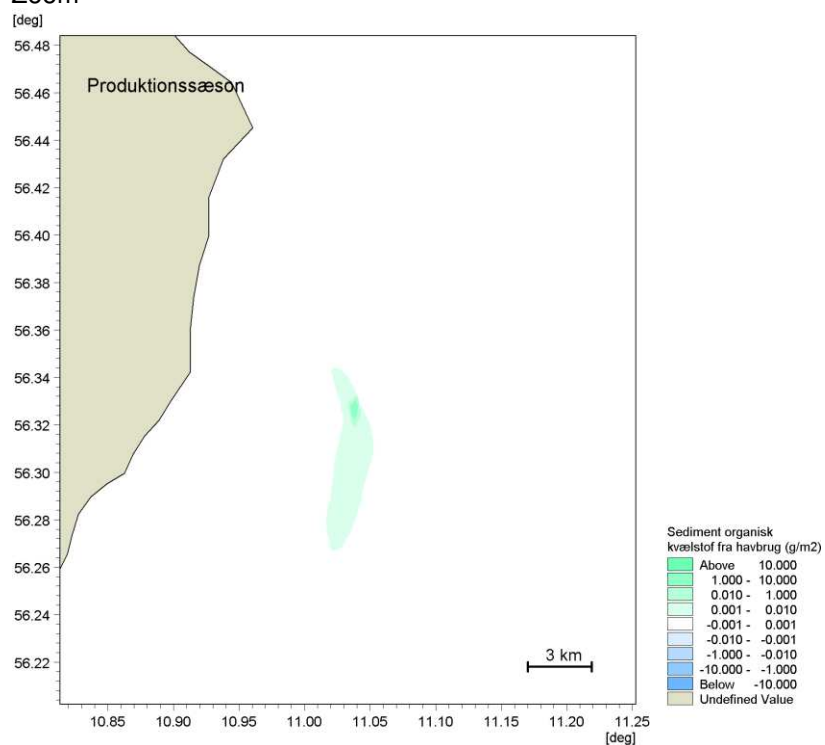


Figur 5-9 Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk kulstof i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område, hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag F.

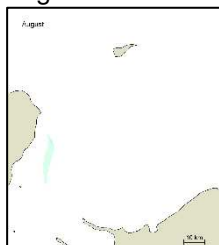
Organisk kvælstof Produktionssæson



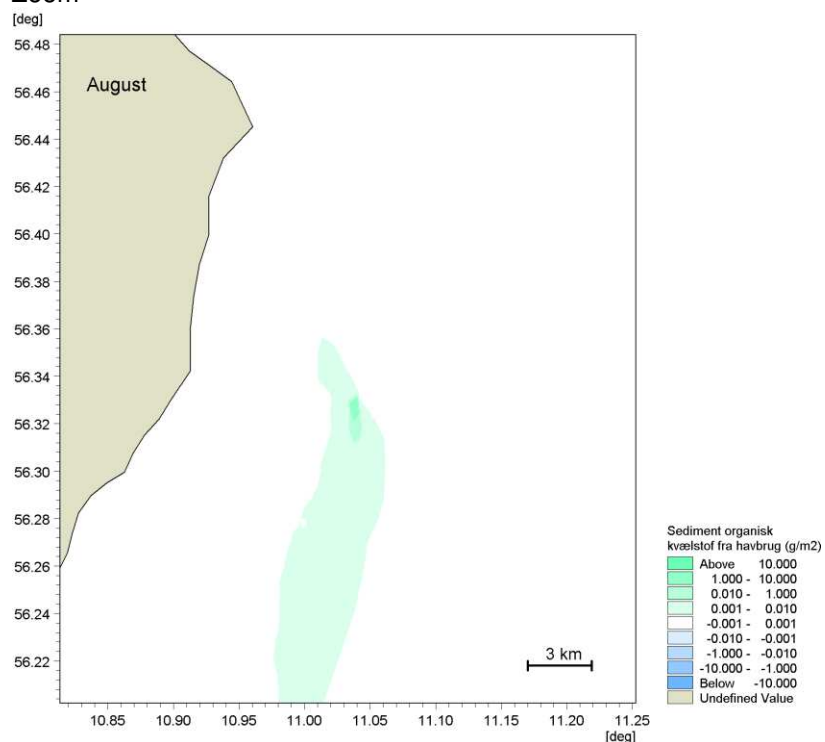
Zoom



Organisk kvælstof August

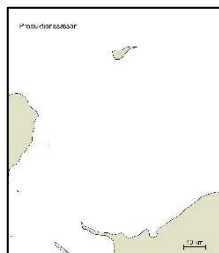


Zoom

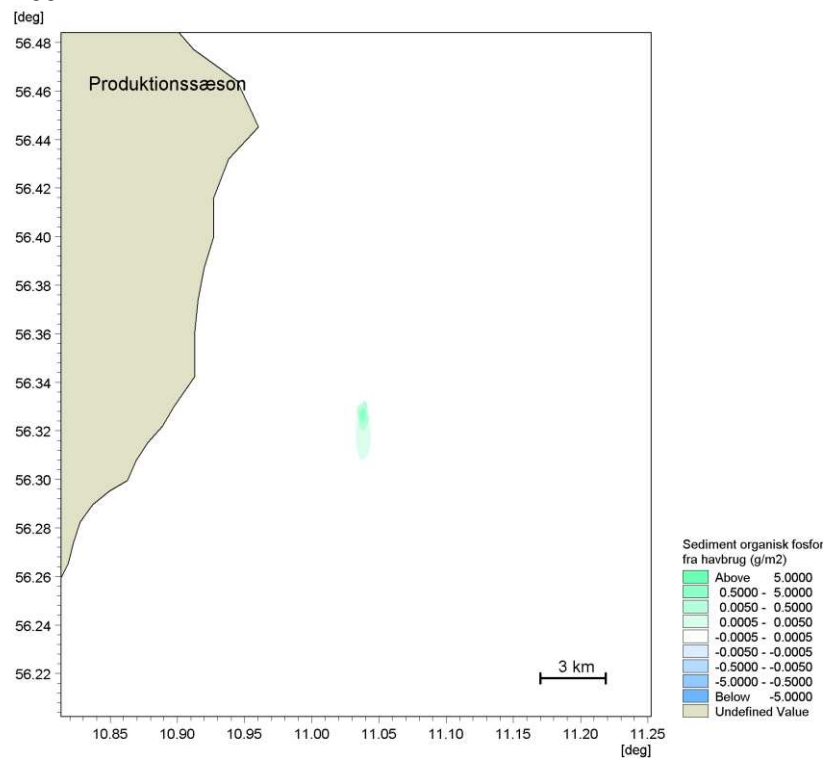


Figur 5-10 Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk kvælstof i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag G.

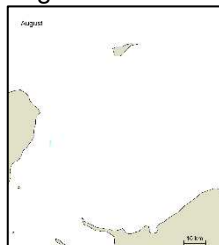
Organisk fosfor Produktionssæson



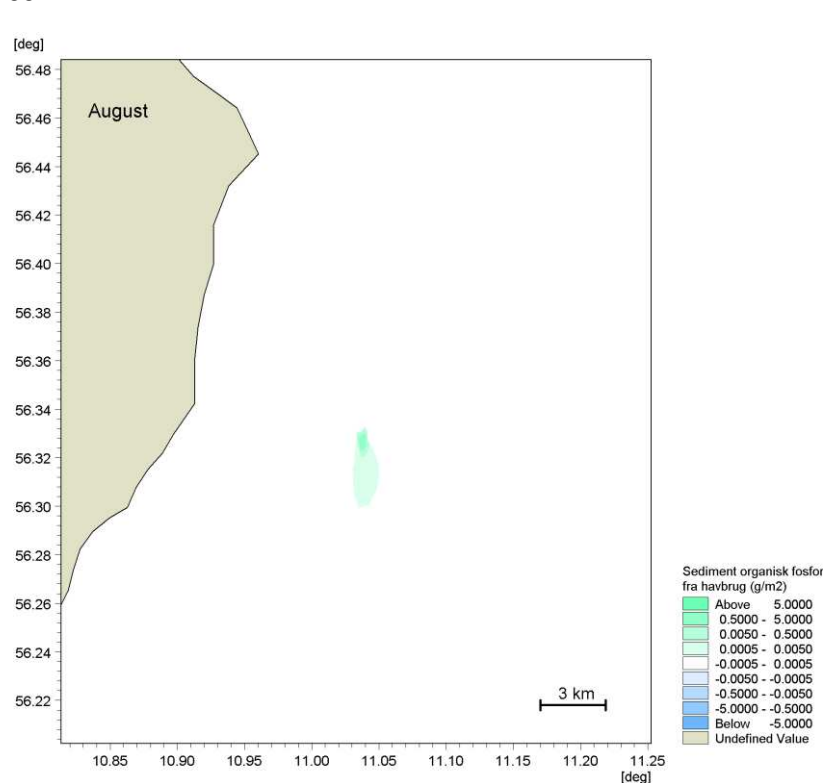
Zoom



Organisk fosfor August



Zoom



Figur 5-11 Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets indhold af organisk fosfor i produktionssæsonen (øverst) og i juni, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag H.

Ændringer i sedimentkoncentrationen af kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) kan udløse ændringer i bundvandets iltkoncentration, iltgælden og iltforbruget i sedimentet. Iltforbruget repræsenterer havbundens (med dens tilknyttede organismer) samlede optag af ilt fra vandet, mens iltgælden repræsenterer den mængde ilt, som er nødvendig for at oxidere den varierende mængde af reducerede forbindelser i sedimentet. Den er resultat af den anaerobe nedbrydning af organisk stof, der finder sted, når ilt-nedtrængning i sedimentet ikke kan følge med nedbrydning af organisk stof. Ændringer i sedimentets iltforbrug og iltgæld er vist i Figur 5-12 og Figur 5-13 samt i Bilag I-K.

Beregninger viser ingen ændringer i bundvandets iltkoncentration (Bilag J) og dermed er der heller ikke ændringer i antallet af dage med koncentrationer <4 mg/L (Tabel 5-5).

Tabel 5-5 Gennemsnitlig iltkoncentration i produktionsperioden og antal dage med iltkoncentrationer under 4 mg/L i en afstand af 50, 500 og 1000 m fra Standardhavbrug E under basisforhold og havbrugsproduktion. Koncentrationer og antal dage er gennemsnit af 8 positioner for hver afstand (se Figur 5-2). Iltkonc. = iltkoncentration.

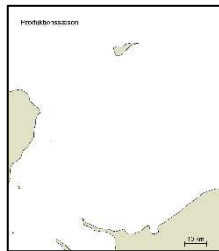
	50 m		500 m		1000 m	
	Iltkonc.	Dage <4 mg/l	Iltkonc.	Dage <4 mg/l	Iltkonc.	Dage <4 mg/l
	mg/L	dage	mg/L	dage	mg/L	dage
Basis	6,5	0,0	6,4	0,0	6,5	0,0
Standardhavbrug E	6,5	0,0	6,4	0,0	6,5	0,0

Iltforbruget i sedimentet ændres under og tæt ved havbruget (Figur 5-12). Under havbruget er forbruget i gennemsnit for produktionssæsonen beregnet til at øges med op til 0,4 g O₂/m²/d og i august hvor ændringen er størst, sker der en øgning i iltforbruget på op til 0,7 g O₂/m²/d. Under basisforhold beregnes iltforbruget i produktionssæsonen på lokaliteten til 0,2-0,4 g/m²/d.

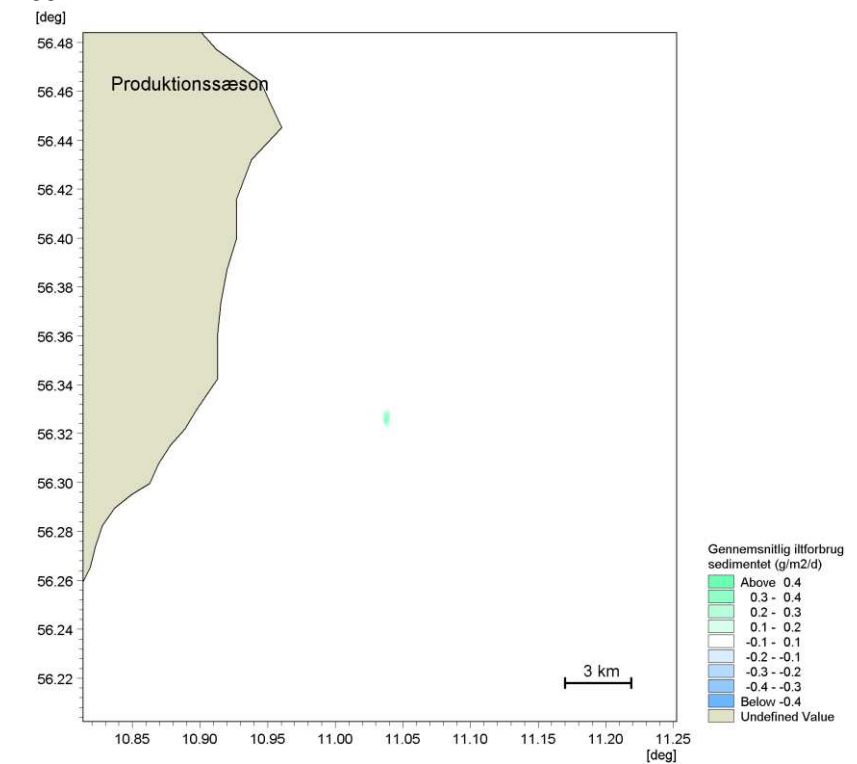
Tilsvarende ændres iltgælden også under og tæt ved havbruget (Figur 5-13). Modelberegningerne viser, at iltgælden lige under havbruget i gennemsnit for produktionssæsonen vil blive øget med op til 1,1 g O₂/m². I august, hvor den gennemsnitlige ændringen er størst, er udbredelsen af samme størrelsesorden (Figur 5-13 nederst), men lige under havbruget sker der en øgning i iltgælden på op til 1,8 g O₂/m². I den sidste måned med ændring >0,1 g O₂/m², som er december, er øgningen i iltgælden i havbruget på <0,3 g O₂/m². Til sammenligning beregnes iltgælden i december måned under basisforhold til 0,1-0,2 O₂/m²/d.

Ved drift af Standardhavbrug E viser modelberegningerne således, at der ved afslutningen af produktionssæsonen (april-december) ikke længere er ændringer i sedimentets indhold af kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) og i sedimentets iltgæld.

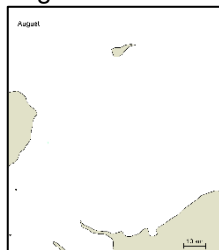
Sedimentets iltforbrug Produktionssæson



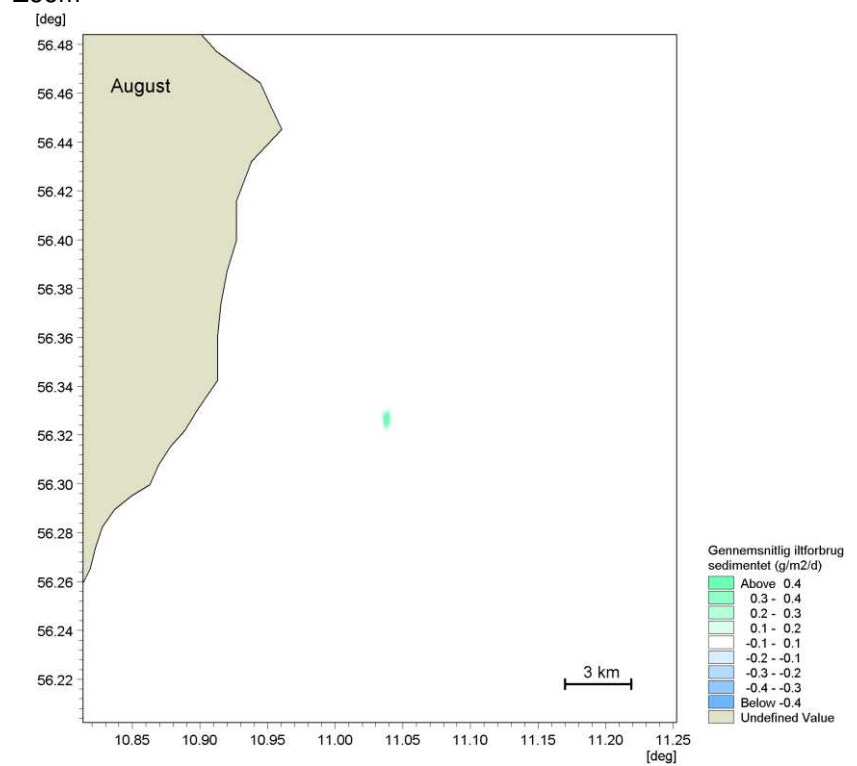
Zoom



Sedimentets iltforbrug August

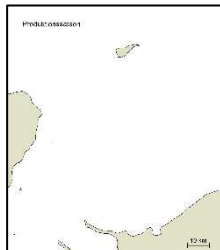


Zoom

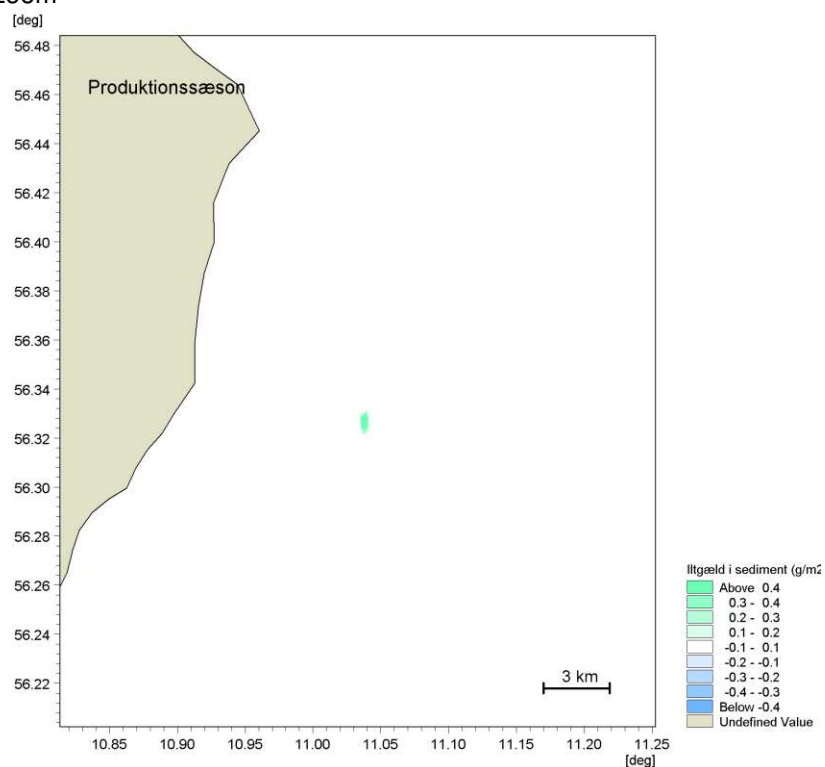


Figur 5-12 Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets daglige iltforbrug i produktionssæsonen (øverst), og i august, hvor ændringen er størst (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag I.

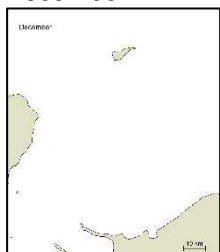
Iltgæld Produktions- sæsonen



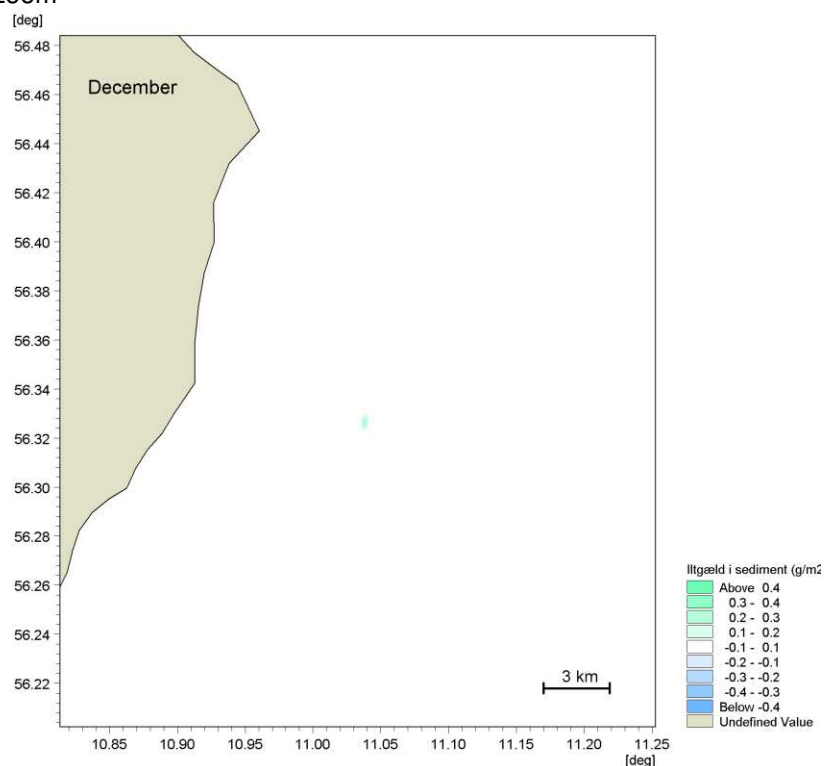
Zoom



Iltgæld December



Zoom



Figur 5-13 Beregnet gennemsnitlig ændring i sedimentets iltgæld (g/m²) i produktionssæsonen (øverst) og i august, hvor ændringen er størst (midt) og i december, som er sidste måned med ændring (nederst). Til venstre vises et oversigtskort og til højre et zoom på det område hvor der beregnes ændringer. Figurer for produktionssæsonen og alle måneder er vist i Bilag K.

6 Ændringer som følge af brug af hjælpestoffer

6.1 Kobbertab fra antibegroningsmiddel

Da kobber er et naturligt forekommende grundstof i havvand, repræsenterer de modellerede koncentrationer af kobber i og omkring Standardhavbrug E tilføjede koncentrationer, dvs. overkoncentrationer i forhold til baggrundsniveauet. BEK 1022 af 25/08/2010 med ændringer i BEK 1339 af 21/12/2011 fastsætter miljøkvalitetskrav for hjælpestoffer anvendt i havbrug (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011) og disse krav er anvendt som baggrund for præsentation af resultaterne for udbredelse af kobber tabt fra standardhavbruget. Kravene omfatter to miljøkvalitetskrav, det generelle kvalitetskrav (VKK) og korttidskvalitetskravet (KVKK), hvor det generelle kvalitetskrav beskytter vandmiljøet mod kroniske virkninger, mens korttidskvalitetskravet beskytter mod en akut virkning i forbindelse med en korttidsudledning. En korttidsudledning defineres som en udledning af højst 24 timers varighed, som højst må forekomme én gang om måneden. Kravene er angivet i Tabel 6-1.

Tabel 6-1 Miljøkvalitetskrav for kobber i det marine vandmiljø. Generelle kvalitetskrav (VKK) gælder for de gennemsnitlige koncentrationer, og korttidskvalitetskrav (KVKK) gælder for de daglige maksimale koncentrationer under behandlingsperioden (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

Stof	VKK (µg/L)	KVKK (µg/L)
Kobber (µg/L)	1 (tilføjet)	2 (tilføjet)

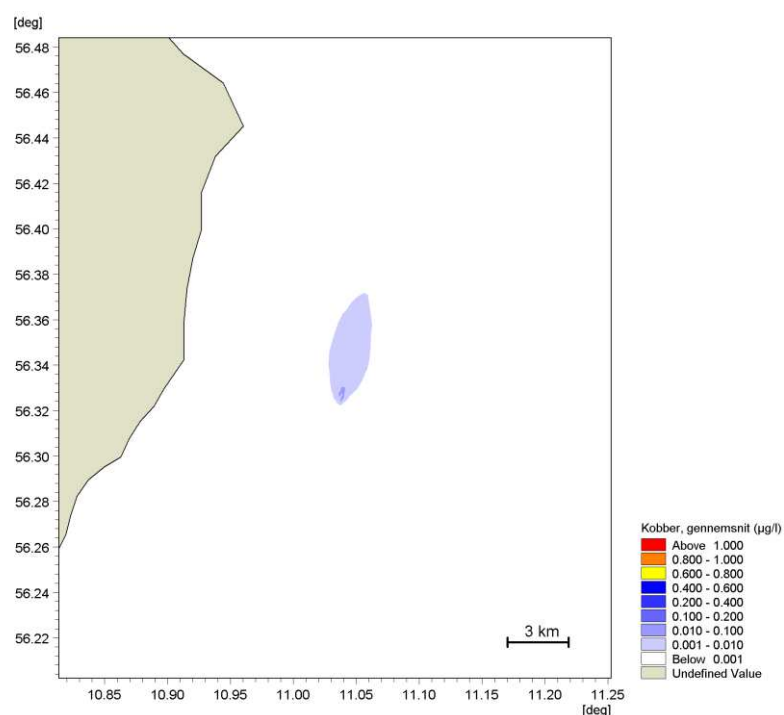
6.1.1 Overkoncentration af kobber i vandet

I det følgende afsnit beskrives resultaterne af beregninger af de forventede "worst case" overkoncentrationer af kobber i og omkring Standardhavbrug E. Metoden for modelberegningen er beskrevet i afsnit 2.4.

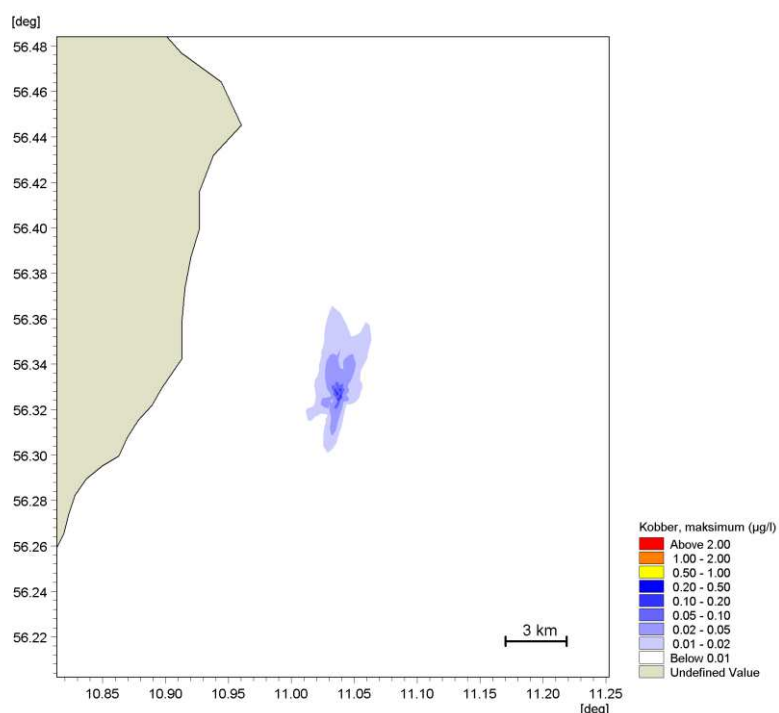
De beregnede overkoncentrationer af kobber i vandet er illustreret ved gennemsnitsværdier (Figur 6-1) og maksimumværdier (Figur 6-2). Gennemsnitsværdierne repræsenterer det aritmetiske gennemsnit af alle beregnede koncentrationer i udledningsperioden april-august. Maksimumværdierne repræsenterer de maksimale glidende gennemsnitsværdier for 24 timers perioder inden for udledningsperioden.

Sammenlignes de beregnede middelloverkoncentrationer ($<0,1 \mu\text{g Cu/L}$, Figur 6-1) med det for kobber fastsatte generelle miljøkvalitetskrav for havvand (VKK) på $1 \mu\text{g Cu/L}$ (Tabel 6-1), er de beregnede overkoncentrationer mindst en faktor 10 lavere. I overensstemmelse med den dominerende strømretning (Figur 4-1) er middelkoncentrationsfanen primært udbredt nordøst for Standardhavbruget.

Sammenlignes de beregnede maksimale daglige overkoncentrationer ($<0,2 \mu\text{g Cu/L}$, Figur 6-2) med det fastsatte korttidskvalitetskriterium for havvand (KVKK) på $2 \mu\text{g Cu/L}$, er de beregnede overkoncentrationer ligeledes mindst en faktor 10 lavere. Figuren viser, at kobberet kan spredes i forskellige retninger (afhængigt af strømretningen), men i alle tilfælde er koncentreret i området omkring havbruget.



Figur 6-1 Middeloverkoncentration i overfladen (0-5m) af kobber (µg Cu/L) i perioden april-august, hvor Standardhavbrug E anvender nyimpregnerede net.



Figur 6-2 Maksimale overkoncentrationer i overfladen (0-5m) af kobber (µg Cu/L) for perioden april-august. Overkoncentrationerne forekommer omkring Standardhavbrug E. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af april-august.

6.1.2 Tab til sediment

Tabet af kobber til sedimentet vil skønsmæssigt udgøre 90 kg per år (modsvarende 50% af det samlede kobbertab). Skæbnen af dette kobber er ikke modelleret, men vurderet på basis af tidligere undersøgelser fra danske og udenlandske havbrug. Disse undersøgelser har vist, at kobberet tilføres sedimentet via afskalning fra nettet. I sedimentet vil malingsflager blive sønderdelt, kobber gradvist gå i opløsning og bindes til sedimentets lerfraktion og det organiske stof (Takahashi et al. 2012, Simpson et al. 2013, Macleod et al. 2014). Sønderdeling og opløsning vil ske hurtigst (ét-til-flere år) i dynamiske sedimenter påvirket af kraftige bundstrømme. Efterhånden vil det frigivne kobber blive bundet til, transporteret med og aflejret sammen med den fine sedimentfraktion. Ved havbrug der er etableret over akkumulationsbund kan der ske en løbende berigelse med kobber hvor malingsflager løbende overlejres med sediment.

Da bundstrømmen omkring Standardhavbrug E i perioder er kraftig er det antaget, at kobberet spredes til et område på mellem 1x1 km - 5x5 km. Dette vil medføre en årlig sediment-berigelse i området på 0,04 - 1 mg Cu/kg sediment tørvægt under antagelse af, at dybden af det aktive sediment er 5 cm.

7 Ændringer som følge af brug af medicin

7.1 Antibiotika

Oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim er ikke naturligt forekommende stoffer i havmiljøet, og forudsat at området omkring havbruget er upåvirket af andre kilder, repræsenterer de modellerede koncentrationer de absolutte koncentrationer.

Som for hjælpestoffer fastsætter BEK 1022 af 25/08/2010 med ændringer i BEK 1339 af 21/12/2011 miljøkvalitetskrav for medikamenter anvendt i havbrug (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011) og disse krav er anvendt som baggrund for præsentation af resultaterne for udbredelse af medicin tabt fra standardhavbruget. Kravene omfatter to miljøkvalitetskrav, det generelle kvalitetskrav (VKK) og korttidskvalitetskravet (KVKK), hvor det generelle kvalitetskrav beskytter vandmiljøet mod kroniske virkninger, mens korttidskvalitetskravet beskytter mod en akut virkning i forbindelse med en korttidsudledning. En korttidsudledning defineres som en udledning af højst 24 timers varighed, som højst må forekomme én gang om måneden. Kravene er angivet i Tabel 7-1.

Tabel 7-1 Miljøkvalitetskrav for oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i det marine vandmiljø. Generelle kvalitetskrav (VKK) gælder for de gennemsnitlige koncentrationer i behandlingsperioden, og korttidskvalitetskrav (KVKK) gælder for de maksimale koncentrationer i 24 timer under behandlingsperioden (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

Stof	VKK	KVKK
Oxolinsyre	15 µg/L	18 µg/L
Sulfadiazin	4,6 µg/L	14 µg/L
Trimethoprim	10 µg/L	160 µg/L

7.1.1 Koncentration af medicin

Følgende afsnit beskriver resultaterne af beregninger af de forventede "worst case" overkoncentrationer af medicin i og omkring Standardhavbrug E. Beskrivelsen af modelleringen er givet i afsnit 2.5.

De beregnede koncentrationer af oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim er illustreret som gennemsnitsværdier (Figur 7-1, øverst, Figur 7-2, øverst, Figur 7-3, øverst) samt som maksimale værdier (Figur 7-1, nederst, Figur 7-2, nederst, Figur 7-3, nederst). Gennemsnitsværdierne repræsenterer det aritmetiske gennemsnit af alle beregnede koncentrationer i udledningsperioden. Maksimumværdierne repræsenterer de maksimale glidende gennemsnitsværdier for 24 timers perioder inden for udledningsperioden.

De højeste middelkoncentrationer beregnes for alle tre antibiotika for farvandet omkring standardhavbruget – inden for en afstand af 5 km. Antibiotika kan spredes i forskellige retninger (afhængigt af strømretningen), men i alle tilfælde er koncentreret i området omkring havbruget.

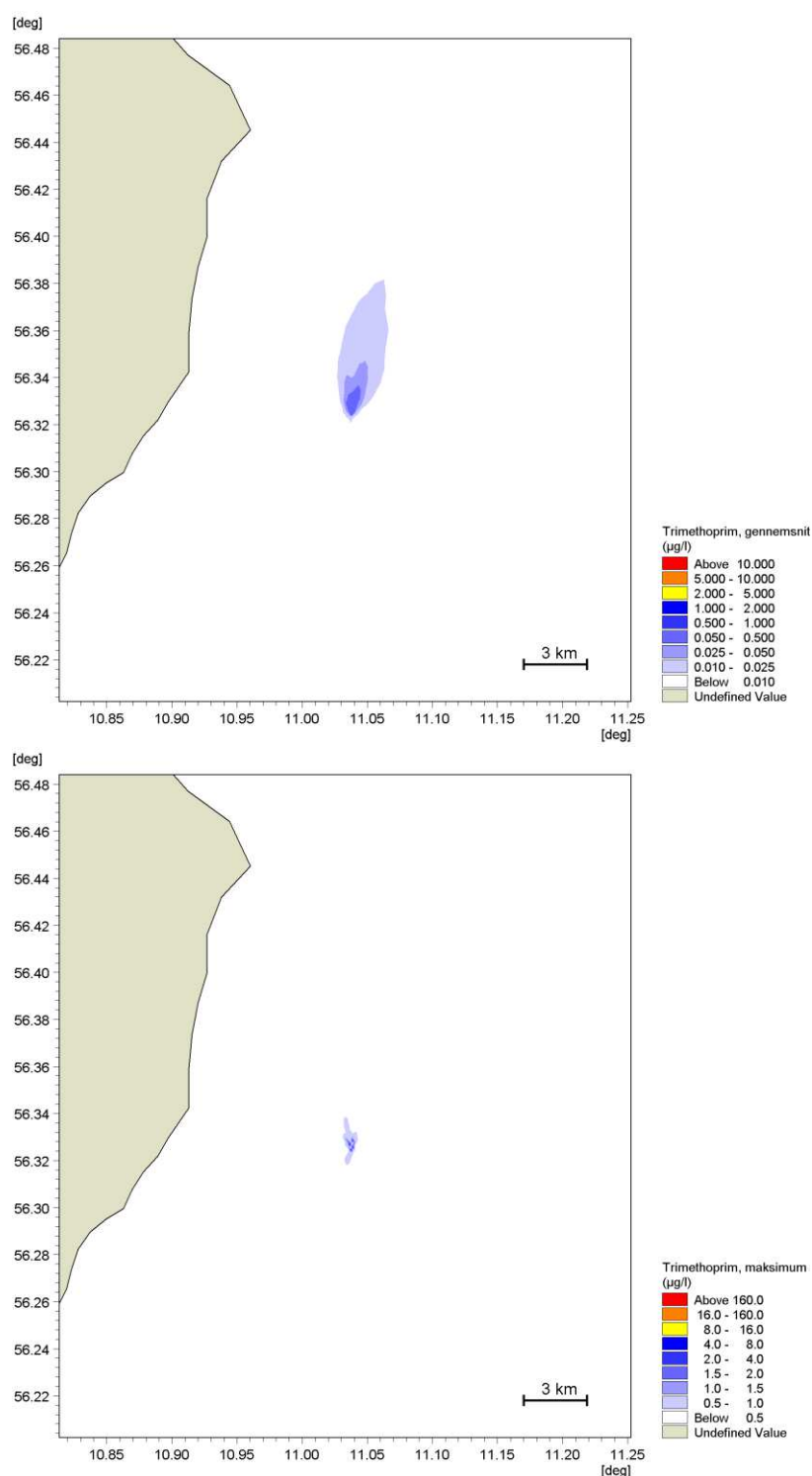
De beregnede middelkoncentrationer af oxolinsyre i havområdet omkring Standardhavbrug E er <2 µg/L (Figur 7-1, øverst), og det fastsatte VKK på 15 µg/L for oxolinsyre (Tabel 7-1) bliver derfor ikke overskredet.

Sammenholdes de beregnede maksimale døgnmiddelkoncentrationer ($<12 \mu\text{g/L}$, Figur 7-1, nederst) med det fastsatte korttidskvalitetskriterium for oxolinsyre (KVKK) på $18 \mu\text{g/L}$ ses det, at det fastsatte KVKK på $18 \mu\text{g/L}$ for oxolinsyre (Tabel 7-1) ikke bliver overskredet.

Det samme er gældende for sulfadiazin og trimethoprim. De middelkoncentrationer - der er beregnet for havområdet omkring Standardhavbrug E, er for sulfadiazin $<1 \mu\text{g/L}$ og for trimethoprim $<0,5 \mu\text{g/L}$ (Figur 7-2, øverst og Figur 7-3, øverst), hvilket skal sammenholdes med de fastsatte VKK-værdier på henholdsvis $4,6 \mu\text{g/L}$ og $10 \mu\text{g/L}$ (Tabel 7-1). VKK-værdierne bliver derfor ikke overskredet.

De beregnede maksimale døgnmiddelkoncentrationer for sulfadiazin (Figur 7-2, nederst) er ved udledningen i havbruget $<12 \mu\text{g/L}$ og falder inden for kort afstand ($<500 \text{ m}$) til værdier $<4 \mu\text{g/L}$. Denne værdi skal sammenholdes med et KVKK-kriterie på $14 \mu\text{g/L}$. VKK-værdierne bliver derfor ikke overskredet.

Sammenligning af de beregnede maksimale døgnmiddelkoncentrationer for trimethoprim ($<2 \mu\text{g/L}$ for sulfadiazin (Figur 7-3, nederst) med det fastsatte korttidskvalitetskriterier (KVKK) på $160 \mu\text{g/L}$ viser, at det ikke kan forventes at korttidskriteriet overskrides.



Figur 7-3 Modellerede koncentrationer af trimethoprim i overfladen (0-5 m), som følge af to på hinanden følgende medicinbehandling i Standardhavbrug E i perioden 15.-28. august. Øverst: Middelkoncentration. Nederst: Maksimale døgnmiddelkoncentrationer. Bemærk at figuren ikke repræsenterer koncentrationen på et bestemt tidspunkt, men den maksimale koncentration beregnet for hver gridcelle i løbet af behandlingsperioden.



Diskussion og resumé

Fødevarer- og landbrugspakkens vækstplan for akvakultur fastsætter, at der pt. er identificeret et miljømæssigt råderum for yderligere havbrugsdrift svarende til udledning af 800 ton kvælstof pr. år i de åbne havområder i Kattegat. Formålet med dette projekt, "Modellering af lokaliteter til havbrug", er at identificere de bedst egnede havbrugsområder i Kattegat og at kvantificere miljøeffekterne fra produktion af regnbueørred i standardhavbrug lokaliseret på otte forskellige positioner i disse områder ved brug af dynamisk, mekanistisk modellering. Definitionen af et standardhavbrug fremgår af rapportens afsnit 2.1. Havbrugene på de otte positioner er betegnet Standardhavbrug A til Standardhavbrug H. For hvert havbrug er der udarbejdet en rapport som beskriver og diskuterer de ændringer som havbrugsdrift på den givne position giver anledning til. For én havbrugsposition er miljøeffekten fra et "Dobbelt Standardhavbrug" (dvs. dobbelt produktion og derved fordoblede udledninger) også kvantificeret og rapporteret i en separat rapport.

Størrelsen og omfanget af de ændringer som følger af drift af et standardhavbrug afhænger af produktionen og dermed også produktionsbidragenes størrelse, de lokale hydrodynamiske forhold, som påvirker fortynding og spredning af produktionsbidragene (tabene) fra anlægget, og omsætningen. Tabenes størrelse er fastsat af definitionen af et standardhavbrug (se afsnit 2.1). Tabene sker dels til vandet omkring fiskene og dels til havbunden (bundvand og sediment).

Et væsentligt produktionsbidrag fra marin fiskeproduktion er tabet af næringsstoffer. Et standardhavbrug er fastlagt til at tabe 100 ton kvælstof pr. produktionssæson (april-december). For fosfor svarer det til et tab på 12,3 ton fosfor pr. produktionssæson. Med den koblede model beregnes, hvordan de tabte uorganiske og organiske næringsstoffer fortyndes, spredes, sedimenteres og omsættes.

Produktionsbidraget fra marin fiskeproduktion omfatter også hjælpestoffer og medicin, som er analyseret ved at beregne tab af antibegroningsmidler og tre typer antibiotika. Produktionen i standardhavbrugene startes i april med netbure, der er ny-imprægnerede med antibegroningsmidler. De ny-imprægnerede net udskiftes i august med "gamle" net med minimal lækage af antibegroningsmidler. Det antibegroningsmiddel, der udgør den største risiko, når det "lækker" fra nettene, er kobberoxid. Tab af antibegroningsmidler er derfor undersøgt ved modellering af tab af det aktive stof, kobber. Kobbertabet er ifølge erfaringer fra eksisterende havbrug fastsat til 180 kg, som tabes fordelt over perioden april-august. Kobber forekommer naturligt i havmiljøet og anvendelsen i havbrugsdrift reguleres på basis af de overkoncentrationer net-lækagen giver i forhold til baggrundskoncentrationen (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

I løbet af produktionssæsonen kan der opstå sygdom i fiskebestanden som kræver medicinering med antibiotika. De dyrlægeordinerede medikamenter, der anvendes er oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim. Ingen af disse stoffer forekommer naturligt i havmiljøet. Som for kobber reguleres anvendelse på basis af de koncentrationer "overskydende" medicin medfører i det omgivende vandmiljø (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

De ændringer som produktionsbidragene medfører i havmiljøet er beregnet ved at køre modelscenarier uden (basisforhold) og med havbrugsdrift og beregne differencen. Miljøeffekterne er vurderet på basis af de beregnede ændringer. Det modelkompleks, der er anvendt til modelleringen, er udviklet for Miljø- og Fødevarerministeriet i projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen" (Erichsen et al. 2014) og tidligere anvendt til tilvejebringelse af baggrundsdata for anden generations vandplaner. I nærværende projekt er modelkomplekset optimeret med henblik på at opnå den bedst mulige simulering af virkninger af havbrugsdrift i Kattegat. Modelkomplekset omfatter en hydrodynamisk og en økologisk model.

Undersøgelsen af eutrofieringseffekter (ændringer som følge af tab af næringsstoffer) er sket med den koblede hydrodynamiske-økologiske model. Det betyder, at undersøgelsen inkluderer omsætningen af næringsstoffer og den virkning næringsstoffet har på kvalitetselementer som klorofyl, bundt og på sedimentforhold. Der er modelleret ét år, gående fra produktionssæsonens start i april til start af den næste produktionssæson. Fiskeproduktionen strækker sig normalt over 8-9 måneder. I modelleringen er der antaget en produktionsperiode på 7 måneder og 1 uge (hvilket medfører større tab pr. tidsenhed) efterfulgt af en brakperiode. Brakperioden er inkluderet for at undersøge eventuelle "eftervirkninger" af det materiale, der tilføres sedimentet under havbruget i produktionsperioden. I undersøgelsen af tab af hjælpestoffer og medicin er der ikke inkluderet omsætning af stofferne i miljøet og de resulterende koncentrationer er derfor konservative estimater.

8.1 Ændringer som følge af Standardhavbrug E

De estimerede miljømæssige ændringer i havmiljøet som følge af standardhavbrugsdrift er nærmere beskrevet i rapportens kapitel 5, 6 og 7. I det følgende opsummeres og diskuteres de estimerede ændringer i forhold til de åbne havområder, standardhavbruget er beliggende i, og de vandplanområder og Natura 2000 områder, der kan blive påvirket af en placering af et standardhavbrug på havbrugsposition E (se Figur 1-4).

8.1.1 Havområdet

Eutrofiering

Modelberegningerne viser, at ændringerne i vandkvalitet overordnet er beskedne, især fordi strømhastigheden og fortyndingen af de udledte næringsstoffer ved havbruget er stor. Havbrugsproduktionen giver en tilførsel af organisk stof til havbunden og i perioder med lav bundstrøm og høj deposition af organisk materiale øges koncentrationen af svovlbrinte i sedimentet og der opbygges en iltgæld, som påvirker bunddyrssamfundet inden for havbrugsområdet. Beregningerne viser, at iltgælden ved Standardhavbrug E forsvinder inden for 1 måned efter fiskebestanden er høstet. Ændringerne i iltgæld forekommer i selve havbrugsområdet (under havbruget), men vil gentages i hver produktionssæson. Derfor kan bunddyrs-samfundet under selve havbruget ikke forventes at kunne re-etablere sig i fuldt omfang inden en næste produktionssæson.

Vandfasen

Baseret på de beregnede differencer mellem basisforhold og produktionsscenariet med tab af næringsstoffer fra Standardhavbrug E fremgår det, at ændringer i klorofyl, sigtdybde og fosfor må forventes at ligge under detektionsgrænserne, mens øgning i uorganisk kvælstof vil kunne måles i en afstand op til 500 m fra midten af havbruget.

Da berigelse med næringsstoffer kan være kritisk specielt i perioder, hvor koncentrationerne i forvejen er lave og primærproduktionen dermed kan være næringssaltbegrænset, er det undersøgt om der sker ændringer i varigheden af næringssaltbegrænsning. Dette er opgjort ved at sammenholde varigheden af overskridelser af en "grænseværdi" i basissituationen og i scenariet med tab fra Standardhavbrug E. "Grænseværdien" er defineret ved halvmætningskonstanterne for henholdsvis kvælstof- og fosforoptyag i planktonalger. Ændringen af varighed med potentiel kvælstofbegrænsning ved Standardhavbrug E reduceres med ca. 22 dage umiddelbart uden for havbruget, med 5 dage 500 m fra havbruget og med 2 dage 1000 m fra havbruget. Overskridelser af "grænseværdien" for kvælstofbegrænsning er generelt kortvarige og forholdsvis jævnt fordelt fra maj til starten af november.

Den tilsvarende analyse af ændringer i varigheden af fosforbegrænsning ved Standardhavbrug E kan opgøres til højst 2 dage (50 m fra havbruget) og kan derfor betegnes som kortvarig uanset om overskridelsen sker samlet eller spredt over produktionssæsonen.

Opsummeret viser resultaterne, at eutrofieringseffekterne fra Standardhavbrug E er begrænsede i udstrækning, og dermed ikke kan forventes at påvirke vandkvalitet i de åbne havområder.

Bundforhold

Modelresultaterne viser, at sedimentet beriges med organisk kulstof, kvælstof og fosfor i løbet af produktionssæsonen, og at denne berigelse vil være helt omsat og/eller borttransporteret inden starten af næste sæson. Berigelsen af sedimentet medfører et øget iltforbrug og en øget iltgæld i sedimentet under havbruget (kapitel 5). I begyndelsen af januar måned i den efterfølgende brakperiode er den ekstra iltgæld fra havbrugsdriften "indløst", og ved den nye produktionssæsons begyndelse er ilt- og sedimentforhold på basisniveau. Den hurtige restitutionen af havbunden skyldes den høje forskydningsspænding ved Standardhavbrug E.

Havbunden ved Standardhavbrug E udsættes ikke for ilt-sænkninger under 4 mg O₂/L og havbrugsdriften ændrer ikke på dette forhold, hverken lokalt (50 m) eller længere væk (500 – 1000 m) fra havbruget.

Standardhavbrug E kunne potentielt ændre udbredelsen af makroalger og ålegræs, hvis lysforholdene forringes som følge af øgede koncentrationer af planteplankton eller epifytvækst stimuleret af øgede koncentrationer af næringsstoffer. Som det fremgår af afsnit 5.4 medfører Standardhavbrug E ikke ændringer i hverken koncentrationen af planktonalger (klorofyl) eller sigtddybden, som ellers kunne påvirke lysforholdene ved bunden i en grad, så bundplanternes lysbetingede vækstvilkår forringes.

Øget sedimentation og lave iltkoncentrationer i bundvandet kan påvirke væksten af makroalger og ålegræs. Da de største ændringer er begrænset til havbrugsområdet og da dybden på lokaliteten er større end dybdegrænsen for makroalger og ålegræs i området, vil der ikke være lokale effekter på makroalger. På lavere vanddybde, hvor makroalger og ålegræs potentielt kan vokse, viser modelleringen ingen ændringer i ilt- og sedimentforhold.

Tæthed og artsantal af den gravende bundfauna kan påvirkes af ændret tilførsel af organisk materiale og øget iltgæld (koncentrationen af svovlbrinte i sedimentet). Omfattende feltundersøgelser har vist, at infauna i sedimenter under havbrug med sulfidkoncentrationer under 20 mg S/L porevand ikke er påvirket, mens man kan forvente en halvering af artsantallet ved 10 gange højere sulfidkoncentrationer (Hargrave 2010). Med et typisk vandindhold på 20 %, en tør densitet på 1,8-2,0 g/cm³ og et aktivt overfladelag på 5 cm svarer disse "grænseværdier" til 0,25 g H₂S/m² og 2,5 g H₂S/m² og en korresponderende iltgæld på 0,5 g O₂/m² og 5 g O₂/m². Til sammenligning forudsiger modellen en maksimal iltgæld på ca. 0,2 g O₂/m² i basissituationen uden havbrugsdrift og en gennemsnitlig iltgæld op til 2 g O₂/m² i august og oktober umiddelbart under Standardhavbrug E. Man må derfor forudse en mindre forarmning af infaunaen, hvis der placeres et havbrug på positionen. Det berørte areal kan skønsmæssigt opgøres til ca. 20.000-25.000 m².

På baggrund af de modellerede ændringer i iltgæld (og sulfidindhold) i sedimentet kan der forventes forhold umiddelbart under havbruget, som vil ændre bunddyr-samfundet i form af reduktion af artsantallet med op til 10-20% af den gravende bundfauna (Hargrave 2010). Især artsantallet af de iltkrævende krebsdyr og pighude vil blive reduceret. Ændringerne i iltgæld og sulfidindhold i sedimentet ophører i løbet af braksæsonen (begyndelsen af januar) og sedimentet vil således være fuldt restitueret inden starten af den næste produktionssæson, med deraf følgende mulighed for rekolonisering af de arter, der måtte være forsvundet som følge af ændringer i sulfidindhold i sedimentet. Da ophobning af sulfid vil være et tilbagevendende fænomen i hver produktionsperiode, vil ingen af de iltkrævende arter kunne opretholde varige bestande med en naturlig alders- og størrelsesfordeling under havbruget.

Da der under basisforhold ikke forekommer iltkoncentrationer under 4 mg O₂/L og da der ikke sker ændringer i varigheden af lave iltkoncentrationer i bundvandet, kan det forventes, at den eksisterende bundfauna i udgangspunkt er artsrig, men også at tætheden af den mobile fauna

vil øges, som resultat af øget fødetilgængelighed. Dette er bl.a. iagttaget under havbrug i Middelhavet, hvor tætheden af vilde fisk kan øges op til 60 gange (Valle et al. 2007).

Hjælpestoffer og medicin

Modelberegningerne som bygger på en række konservative antagelser (bl.a. rolige strømforhold, ingen henfald eller sedimentation) viser, at hverken kobber eller de tre typer antibiotika, oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim vil overskride miljøkravene fastsat af Miljø- og Fødevareministeriet.

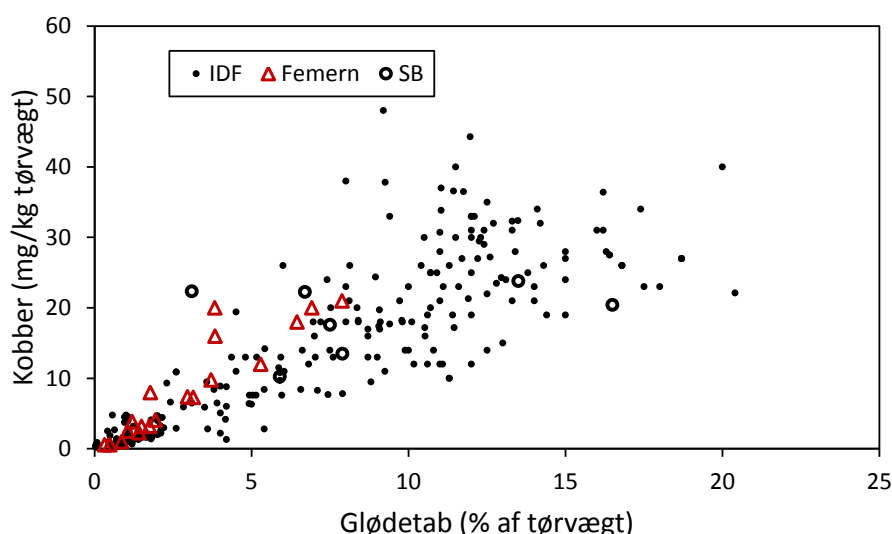
Hjælpestoffer

Til beregninger og vurderinger af tilførsel af antibegroningsmiddel til vandmiljøet ved drift af Standardhavbrug E er der anvendt en række konservative antagelser til belysning af "worst case"; herunder at udledningen af kobber sker i de øverste 5 m i modellen, mens nettene på lokaliteten typisk vil være 10-15 m dybe så udledningen af kobber vil fordeles over større dybder end antaget i modelleringen. Derved underestimeres den initiale fortynding af kobber 2-3 gange.

Af de 180 kg der udledes i løbet af perioden april-august antages 90 kg at blive udledt til vandet, mens 90 kg er afskalninger, der sedimenterer ned til havbunden. Af kapitel 6 fremgår det, at overkoncentrationerne på intet tidspunkt overskrider vandkvalitetskriterierne angivet i bekendtgørelserne (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

Med hensyn til det sediment-bundne kobber der - efter omløring, findeling og associering til den fine partikelkoncentration - indbygges i sedimentet, viser beregningen i afsnit 6.1.1, at kobbertabet ved Standardhavbrug E kan føre til en årlig sediment-berigelse i området på ca. 0,04 - 1 mg Cu/kg sedimenttørvægt. Sammenlignes denne berigelse med baggrunds-koncentrationen af kobber i sedimentet i Storebælt, Femern Bælt og indre danske farvande (Figur 8-1), ses det, at øgningen er lille i forhold til baggrundskoncentrationen.

I forbindelse med egenkontrol og miljøforvaltning af danske havbrug anvendes der en såkaldt "alarmgrænse/alarmværdi" på 90 mg Cu/kg sedimenttørvægt i sedimentet. Sammenholdt med denne "alarmgrænse" vurderes det, at der ikke vil ske en betydende akkumulering af kobber i sedimentet. Afskalning af kobberholdig imprægnering kan medføre, at alarmgrænsen i enkelte prøver overskrides lokalt (på decimeter-skala), hvilket også understøttes af sedimentanalyser fra danske havbrug (hvor 6% af delprøver overstiger 90 mg Cu/kg, mens mediankoncentration er 16 mg Cu/kg). Vurderingen er i overensstemmelse med erfaringerne fra eksisterende danske havbrug, der viser, at der ikke sker nævneværdig berigelse af sedimentet med kobber (DHI 2013).



Figur 8-1 Koncentration af kobber i sedimenter målt i Kattegat ("IDF"), Femern Bælt og Storebælt ("SB"), præsenteret som funktion af sedimentets glødetab; fra DHI database.

Medicin

Til beregninger og vurderinger af tilførsel af hjælpestoffer til vandmiljøet ved drift af Standardhavbrug E er der anvendt en række konservative antagelser til belysning af "worst case". De vigtigste omfatter:

- Hele den stående bestand af fisk behandles samtidig med medicin
- Tilførslen er beregnet på basis af to på hinanden følgende behandlinger med medicin
- Alt tildelt medicin udledes til vandet i behandlingsperioden
- Medicinering sker i en periode med svag strøm

Da de tre første antagelser i sig selv er sjældne og kun yderst sjældent vil forekomme samtidigt, er der tale om meget konservative vurderinger af overkoncentrationerne af medicin. Hele den stående bestand bliver aldrig eller yderst sjældent behandlet samtidigt, og det sker aldrig eller yderst sjældent, at der foretages to behandlinger umiddelbart efter hinanden. Med hensyn til hvor meget medicin der tabes, så vil der i sagens natur ske en nedbrydning i fiskene, så ikke alt doceret medicin vil udledes til det marine miljø. Dertil kommer, at tabet vil ske over længere tid end behandlingsperioden og dermed i lavere rater end der er regnet med i modelleringen. Endvidere, for at opnå "worst case" med hensyn til de resulterende koncentrationer af medicin i det omgivende vandmiljø er der modelleret i en periode med svag strøm. Dette nedsætter fortyndingen og spredningen af tab fra havbruget og udtrykker derfor de maksimale koncentrationer, medicineringen kan medføre.

Af kapitel 7 fremgår det, at følgekonzentrationerne for oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim på intet tidspunkt overskrider vandkvalitetskriterierne angivet i bekendtgørelserne (BEK 1022 2010, BEK 1339 2011).

8.1.2 Vandplanområder

Modelberegninger påviser ingen ændringer i vandplanområdernes vandkvalitet (næringsstoffer, primærproduktion, klorofyl, sigtdybde og iltforhold), og ingen berigelse af sedimentet i områderne på grund af havbrugsdriften. På baggrund af undersøgelsesresultaterne (kapitel 5) og diskussionen ovenfor forventes der derfor ikke ændringer i vandområdernes økologiske tilstand mht. de kvalitetselementer, som potentielt kunne påvirkes (klorofyl, bundfauna og ålegræs).

Tab af næringsstoffer fra Standardhavbrug E vil medføre en bruttotransport på 11 ton kvælstof pr. år til vandområde 139 "Anholt" og 8 tons til vandplanområde 140 "Djursland Øst" samt transporter på 2 – 7 ton til andre områder i Kattegat (afsnit 5.3). Størrelsen af bruttotransporter til de forskellige vandplanområder afspejler de herskende strømretninger i områderne mellem standardhavbruget og vandplanområder samt afstanden mellem havbruget og de forskellige vandplanområder. Resultater fra den økologiske modellering viser dog ingen effekter af denne transport ind i vandområderne, bl.a. fordi over-konzentrationer af næringsstoffer (fra havbruget) i det tilførte vand er meget lave.

Transporten ind i vandområderne er også opgjort som nettotilførslen. Nettotilførslen udtrykker forskellen mellem mængden af kvælstof som transporteres ind i vandplanområdet og mængden der transporteres ud af området igen. De beregnede nettotilførsler som følge af havbrugsdrift er derfor mindre end bruttotransporterne. Samtidig viser nettotilførslerne en markant forskellig fordeling mellem vandplanområder, idet områdernes areal også har en betydning for tilbageholdelsen. Arealets betydning indikerer, at denitrifikation og temporær tilbageholdelse i sedimentet antagelig er hovedansvarlig for tilbageholdelsen, mens en mindre andel indbygges i biomassen af fastsiddende flora og fauna (f.eks. muslinger og makroalger).

Sandsynligvis er den modellerede periode ikke tilstrækkelig lang til at give en fulddækkende beskrivelse af havbrugets betydning for nettotilførslerne, fordi sedimentter og andre bundkomponenter ikke vil være i ligevægt mht. næringsstoffer tabt fra havbruget. Reelt må man forvente en lidt lavere (skønnet 15%) samlet nettotilførsel, fordi denitrifikationen vil fortsætte i brakperioden fra medio december til medio april. Forskelle mellem brutto- og nettotilførsler må forventes at være størst for de mindre og nærtliggende vandplanområder.

For at opnå "worst case" med hensyn til de resulterende koncentrationer af medicin i det omgivende vandmiljø er der modelleret en periode med svag strøm. Dette betyder, at fortyndingen og spredningen af tab fra havbruget vil være lavere end under gennemsnitsforhold og udtrykker derfor de højest forventelige koncentrationer, som medicineringen kan medføre både i havbrugsområdet og i de nærliggende vandplanområder. Det samme gælder for antibegroningsmidlet kobber.

8.1.3 Natura 2000 områder

Modelberegningerne af udbredelsen og graden af ændringer i vandkvaliteten, bundforhold og koncentrationer af medicin og hjælpestoffer (præsenteret i kapitel 5, 6 og 7) viser, at der ikke sker en påvirkning af habitatområde H204 ("Schultz og Hastens Grund samt Briseis Flak") beliggende ca. 11 km øst for positionen og fuglebeskyttelsesområde SPA112 ("Aalborg Bugt, østlige del") beliggende 21 km nord for Havbrug E. Da der ikke påvises ændringer i vand- og sedimentkvalitet i disse afstande fra Standardhavbruget, kan der heller ikke forudses ændringer i områdernes økologiske integritet.

8.1.4 Reversibilitet af ændringer

Modelberegningerne viser, at ændringerne i vandkvaliteten (uorganisk kvælstof og fosfor, klorofyl, primærproduktion og sigtgybde) er kortvarige og vil være fuldt reversible, dvs. at ændringerne ophører, når havbrugsdriften indstilles. I december måned, hvor fiskeproduktionen er ophørt, er vandkvaliteten uændret i forhold basistilstanden.

Ændringer i sediment mht. organisk kulstof, kvælstof og fosfat, bundvand (ilt) og iltgæld forventes ligeledes at være fuldt reversibel, dvs. at ændringerne ophører hurtigt efter at havbrugsdriften indstilles. Restitutionen af infaunaen vil tage længere tid end sedimentforholdene, da de fortrængte infauna arter først skal rekolonisere havbunden og dernæst etablere den samme bestandsstruktur mht. individtæthed og størrelsesfordeling. Afhængig af artsammensætningen og rekrutteringsgrundlag kan det forventes, at restitutionen tager 2-4 år (Keeley 2013), fordi sedimentforholdene hurtigt vender tilbage til basistilstanden pga. de forholdsvist gode strømforhold ved Standardhavbrug E.

8.1.5 Homogenitet

Havbrugszone E kan overordnet betegnes som homogen mht. hydrodynamiske forhold i overfladen (saltholdighed, vandtemperatur og overfladestrøm) (Tabel 3-1). De beregnede ændringer i pelagiske vandkvalitetsforhold (eutrofiering, medicin og kobber) for Standardhavbrug E kan således betragtes som repræsentative for zonen. Dog vil transport af næringsstoffer til vandplansområder og ændringer i Natura 2000 områder afhænge af afstanden til disse områder og derved af den eksakte placering af en alternativ havbrugslokalitet inden for zonen.

Vanddybden i Havbrugszone E varierer mellem 15 – 21 m. Dybden har betydning for forskydningsspændingen (den fysiske energi fra strøm og bølger), som påvirker havbunden (Tabel 3-1). Variationen i vanddybden betyder, at forholdene kan forventes at være noget heterogene, og i de dybere områder vil forskydningsspændingen være mindre og ændringerne i sedimentforholdene ved havbrugsdrift derfor størst, fordi resuspensions-hændelser vil være

mindre intensive og forekomme mere sjældent. Da Standardhavbrug E er placeret ved en vanddybde på ca. 20 m (dvs. i områdets dybeste del) kan de beregnede ændringer i sedimentforhold ved drift af havbruget, således betragtes som de mindst "optimale" i forhold til alternative havbrugslokaliteter med lavere vanddybde inden for zonen. Placeringer på lavere vanddybde vil reducere den sæsonmæssige iltgæld (som allerede er lav på position E) og nedsætte påvirkningen af bunddyrssamfundet.



Referencer

- Allen JL, Somerfield PJ & FJ Gilbert (2007). Quantifying uncertainty in high-resolution coupled hydrodynamic-ecosystem models. *J Mar Systems* 64: 3-14.
- BEK 1022 af 25. august 2010. Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.
- BEK 1339 af 21. december 2011. Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.
- Brooks KM & CV Mahnken (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest environment III: Accumulation of zinc and copper. *Fisheries Research* 62: 295–305.
- Caballero MJ, Obach A, Rosenlund G, Montero D, Gisvold M & MS Izquierdo (2002). Impact of different dietary lipid sources on growth, lipid digestibility, tissue fatty acid composition and histology of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 214: 253–271.
- Carpenter EJ & RRL Guillard (1971). Intraspecific differences in nitrate half-saturation constants for three species of marine phytoplankton. *Ecology* 52: 183-185.
- Chen YS, Beveridge MCM, Telfer TC & WJ Roy (2003). Nutrient leaching and settling rate characteristics of the faeces of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and the implications for modelling of solid waste dispersion. *J Appl Ichthyology* 19: 114-117.
- Cheng ZJ, Hardy RW & M Blair (2003). Effects of supplementing methionine hydroxyl analogue in soybean meal and distiller's dried grain-based diets on the performance and nutrient retention of rainbow trout [*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)]. *Aquacult Res* 34:1303–1330.
- Cheng ZJ & RW Hardy (2003). Effects of extrusion processing of feed ingredients on apparent digestibility coefficients of nutrients for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture Nutrition* 9(2): 77–83.
- Clement D, Keeley N & R Sneddon (2010). Ecological Relevance of Copper (Cu) and Zinc (Zn) in Sediments Beneath Fish Farms in New Zealand. Prepared for Marlborough District Council. Report No. 1805. 48 sider plus appendices.
- DCE/DMU (2004). Iltrapport 27. august 2004; <http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/havmiljoe/iltsvind/arkiv/iltrapport-august-2004>.
- DHI (2008). Kobberforbrug og kobbertab ved danske havbrug. Rapport til Dansk Akvakultur, Støttet af Fødevareministeriet og EU gennem FIUF-programmet, 51 sider +18 sider i bilag.
- DHI (2013). Sedimentundersøgelser ved danske havbrug. Støttet af FødevareErhverv og den europæiske fiskerifond EFFE, 30 sider.
- DHI (2017a). "Modellering af lokaliteter til havbrug". Screening af Kattegat for bedst egnede områder. Rapport til Miljø- og Fødevareministeriet. Projekt støttet af EU's Hav- og Fiskeriudviklingsprogram EHFF.
- DHI (2017b). "Modellering af lokaliteter til havbrug". Validering af modelkompleks anvendt til modellering af miljøeffekter fra standardhavbrug. Rapport til Miljø- og Fødevareministeriet. Projekt støttet af EU's Hav- og Fiskeriudviklingsprogram EHFF.
- Edwards KF, Thomas MK, Klausmeier CA & E Litchman (2012). Allometric scaling and taxonomic variation in nutrient utilization traits and maximum growth rate of phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 57(2): 554–566.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. (2013). Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>.
- Erichsen AC, Kaas H, Timmermann K, Markager S, Christensen J, & C Murray (2014). Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 1. Metode til bestemmelse af målbelastning. Dokumentation. Rapport om NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". http://naturstyrelsen.dk/media/131361/3_1_modeller-for-danske-fjorde-og-kystnaere-havomraader-del1.pdf.

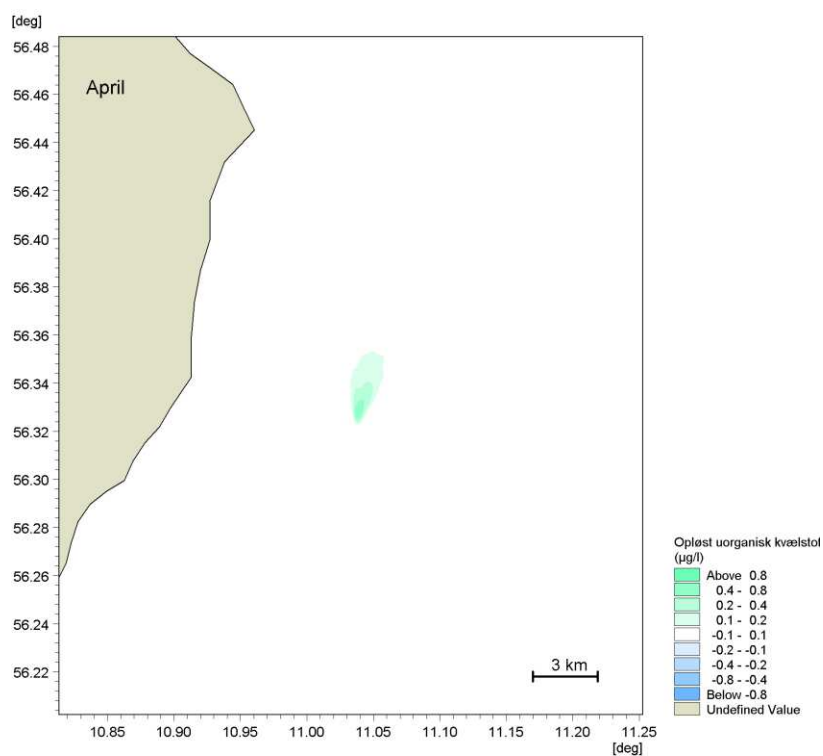
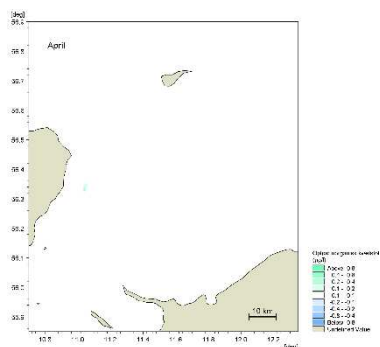
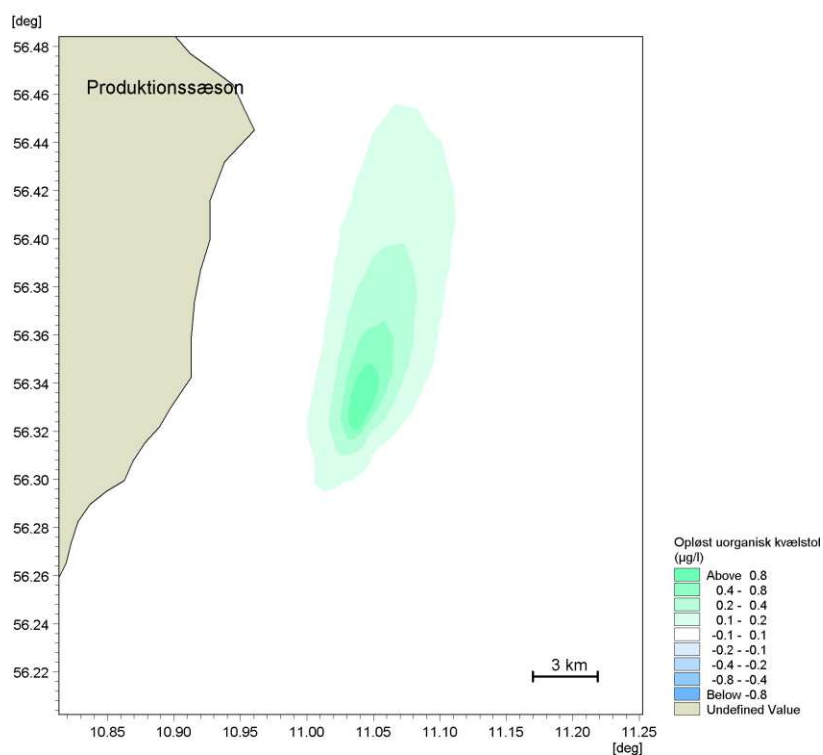
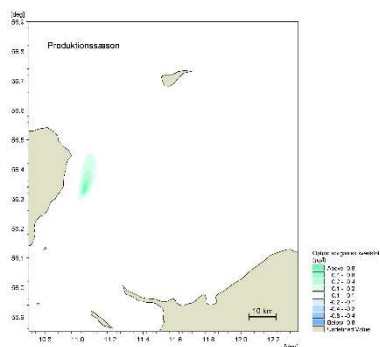
- Eppley RW, Rogers JN & JJ McCarty (1969). Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 14: 912–920.
- Hargrave BT (2010). Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquacult Environ Interact* 1: 33–46.
- Gaylord TG, Barrows FT & SD Rawles (2009). Apparent amino acid availability from feedstuffs in extruded diets for rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquacult Nutrition* 16(4): 400.
- Geels, C., Hansen, K. M., Christensen, J. H., Ambelas Skjøth, C., Ellermann, T., Hedegaard, G. B., Hertel, O., Frohn, L. M., Gross, A., Brandt, J. (2012). Projected change in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020, *Atmos. Chem. Phys.* 12, 2615-2629.
- Glencross BD, Carter CG, Duijster N, Evans DR, Dods K, McCafferty P, Hawkins WE, Maas R & S Sipsas (2004). A comparison of the digestibility of a range of lupin and soybean products when fed to either Atlantic salmon (*Salmo salar*) or rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 237: 333–346.
- Green JA & RW Hardy (2002). The optimum dietary essential amino acid pattern for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), to maximize nitrogen retention and minimize nitrogen excretion. *Fish Physiology and Biochemistry* 27: 97–108.
- Hansen, J.W. (red.) 2015: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167. <http://dce2.au.dk/pub/SR167.pdf>.
- HELCOM (2011): The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). *Balt. Sea Environ. Proc. No.* 128.
- Keeley N (2013) Benthic Effects; In (NN) Literature Review of Ecological Effects of Aquaculture, pp.3-1 – 3-33. Ministry for Primary Industries, New Zealand.
- Lia QP, Zhang J-Z, Millero FJ & DA Hansell (2005). Continuous colorimetric determination of trace ammonium in seawater with a long-path liquid waveguide capillary cell. *Marine Chemistry* 96: 73– 8.
- Litchman E Edwards KF & CA Klausmeier (2015). Microbial resource utilization traits and trade-offs: implications for community structure, functioning, and biogeochemical impacts at present and in the future. *Front Microbiol* 6: 254.doi:10.3389/fmicb.2015.00254.
- Lægemedelstyrelsen (2008). Datablad Branzil.
- Lægemedelstyrelsen (2011). Datablad Tribissen Forte.
- Macleod CM, Eriksen RS, Simpson SL, Davey A & J Ross (2014). Assessment of the environmental impacts and sediment remediation potential associated with copper contamination from antifouling paint (and associated recommendations for management), FRDC Project 2011-041 (University of Tasmania, CSIRO), Australia.
- Maranon E, Cermeno, Lopez-Sandoval DC, Rodriguez-Ramos T, Sobrino, Huete-Ortega M, Blanco JM & Rodriguez (2013). Unimodal size scaling of phytoplankton growth and the size dependence of nutrient uptake and use. *Ecology Letters* 16: 371–379.
- Maréchal D (2004). A soil-based approach to rainfall-runoff modelling in ungauged catchments for England and Wales. PhD thesis, Cranfield University. 157 sider.
- MFVM / Miljø og Fødevareministeriet (2016). Kravspecifikation i udbuddet til projektet "Modellering af lokaliteter til havbrug". Citat.
- Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD & TL Vieth (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transaction of the ASABE* 50: 885-900.
- Patey MD, Rijkenberg MJA, Statham PJ, Stinchcombe MC, Achterberg EP & M Mowlem (2008). Determination of nitrate and phosphate in seawater at nanomolar concentrations. *Trends in Analytical Chemistry* 27(2): 169-182.
- Petersen FB (1991). Hydrografiske forhold i det sydlige Kattegat. Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 3 100 sider.
- Reid GK, Liutkus M, Robinson SMC, Chopin TR, Blair T, Lander T, Mullen J, Page F & RD Moccia (2008). A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult Res* 2008: 1-17.

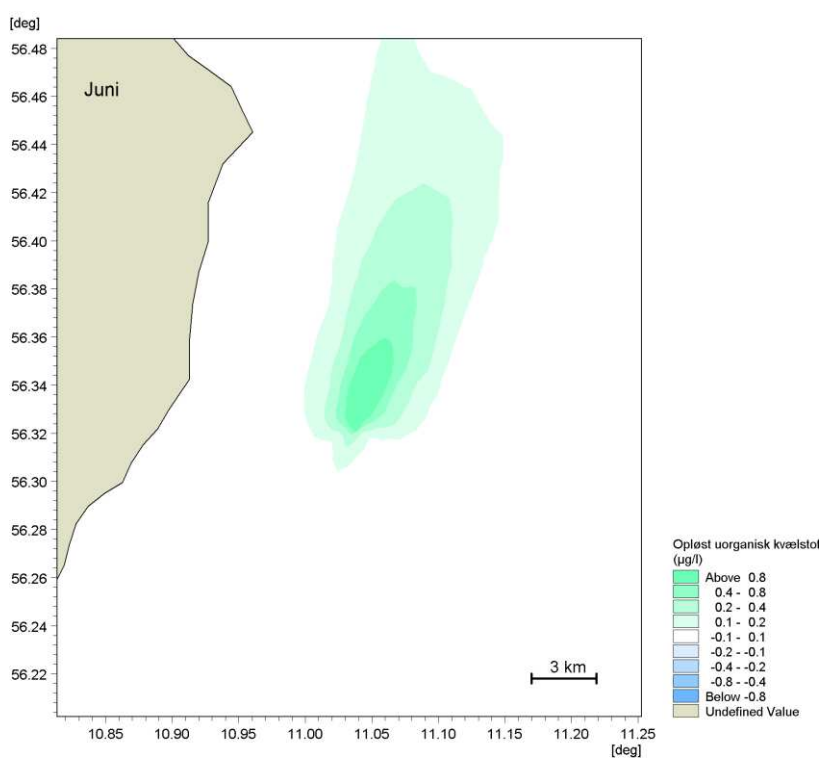
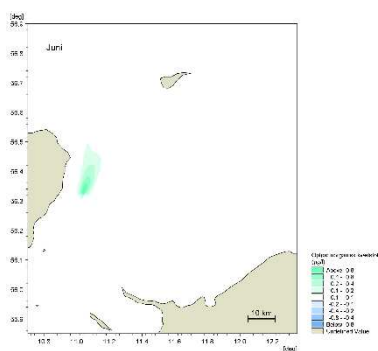
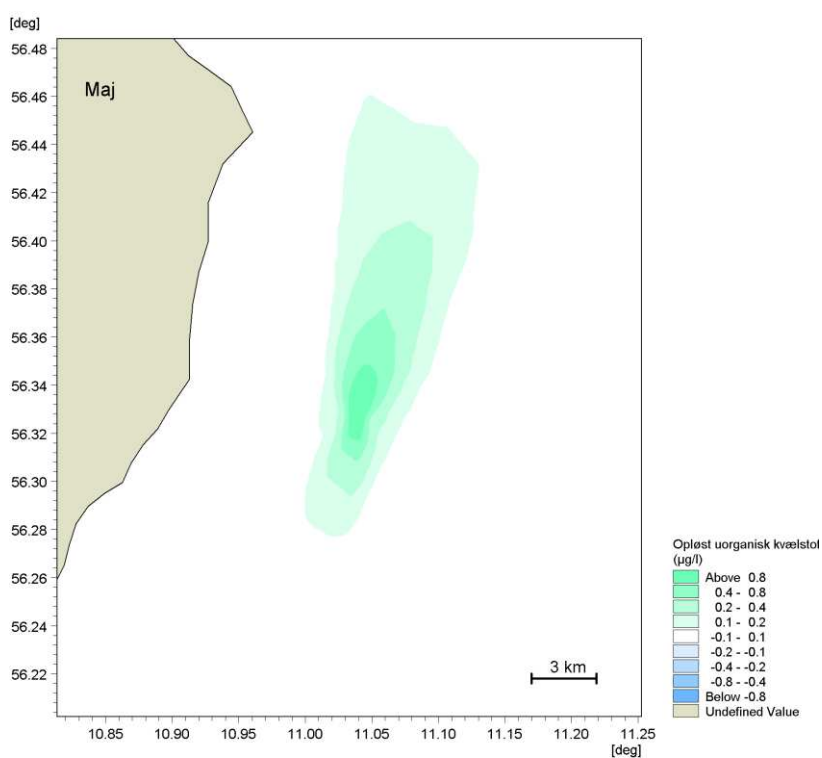
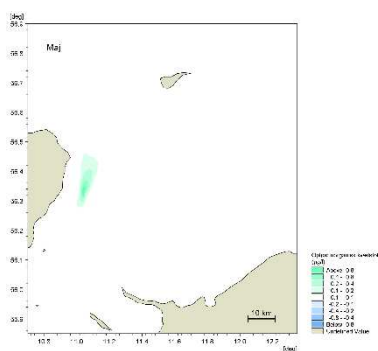
- Serrano E (BioMar) Note: Nutrición en truchas: Digestibilidad de Materias primas.
“<http://www.biomar.com/countries/chile/eventos1/serrano.pdf>”.
- Simpson SL, Spadaro DA & D O’Brien (2013). Incorporating bioavailability into management limits for copper in sediments contaminated by antifouling paint used in aquaculture. *Chemosphere* 93: 2499–2506.
- Smith SL, Yamanaka Y, Pahlow M & A Oschlies (2009). Optimal uptake kinetics: physiological acclimation explains the pattern of nitrate uptake by phytoplankton in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 384: 1-12
- Stone DAJ (2003) Review: utilization of dietary carbohydrate by fish. *Reviews in Fisheries Science* 11(4): 337–369.
- Schwemmer, P, Mendel, B., Sonntag, N, Dierschke, V. and Garthe, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21:1851–1860.
- Takahashi CK, Turner A, Millward GE & GA Glegg (2012). Persistence and metallic composition of paint particles in sediments from a tidal inlet. *Marine Pollution Bulletin* 64: 133–137.
- Valle C, Bayle-Sempere J T, Dempster T, Sanchez-Jerez P and F Giménez-Casaldueiro. 2007. Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 299-307.
- Weatherup RN & KJ McCracken (1999). Changes in rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum), body composition with weight. *Aquacult Res* 30: 305-307.
- Windolf, J., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S.L. & Thodsen, H. 2013. Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 110 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 31. <http://dce2.au.dk/pub/TR31.pdf>.

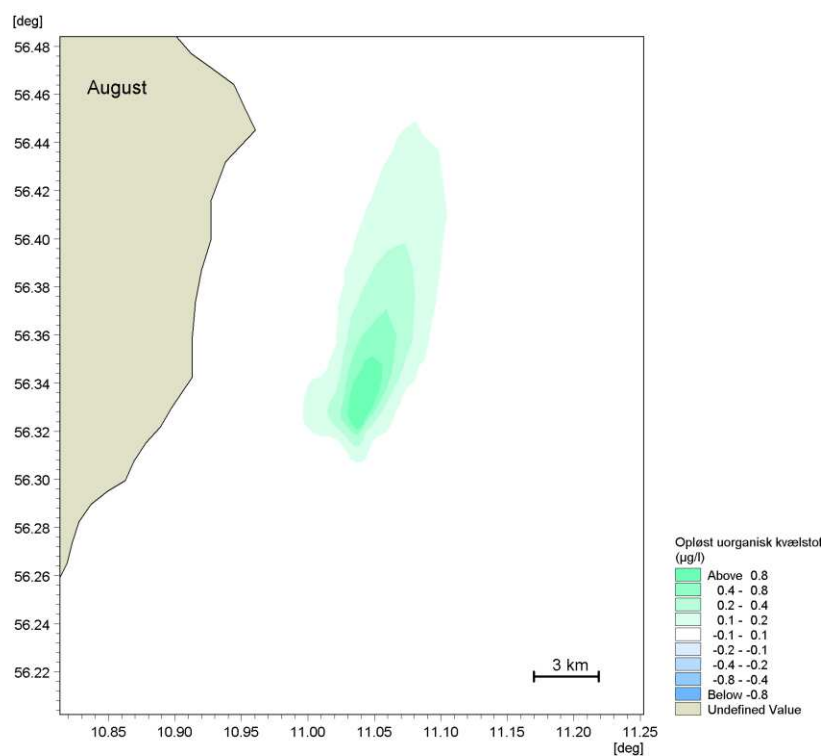
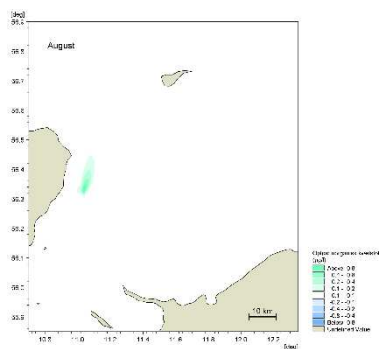
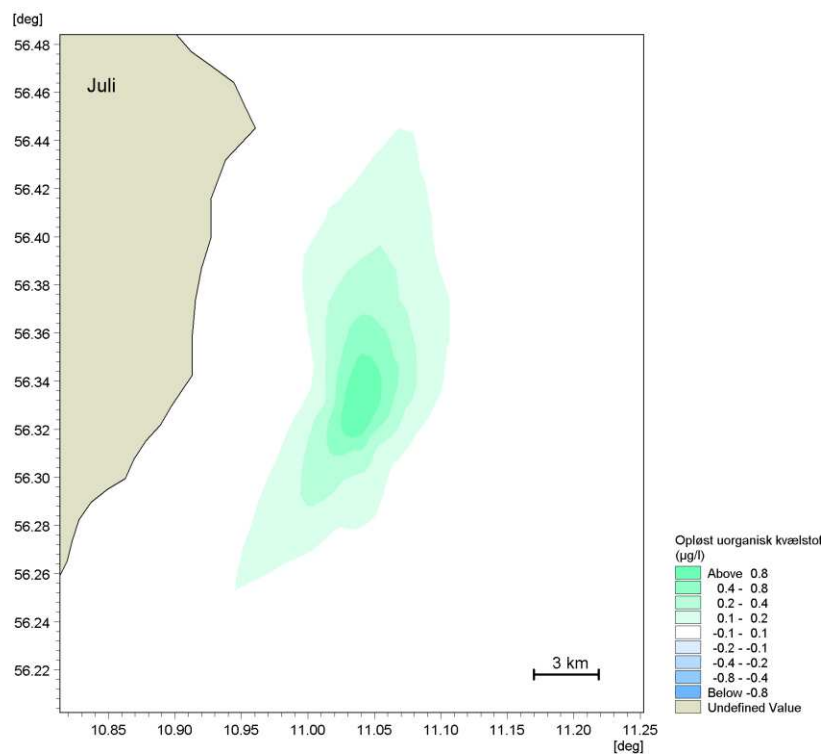
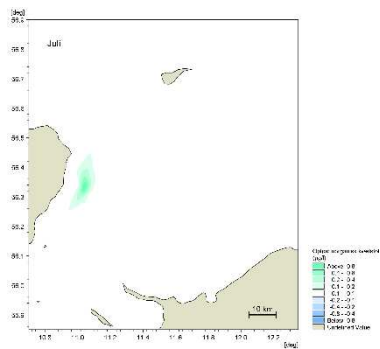
BILAG A – Månedskort for ændring i opløst uorganisk kvælstof

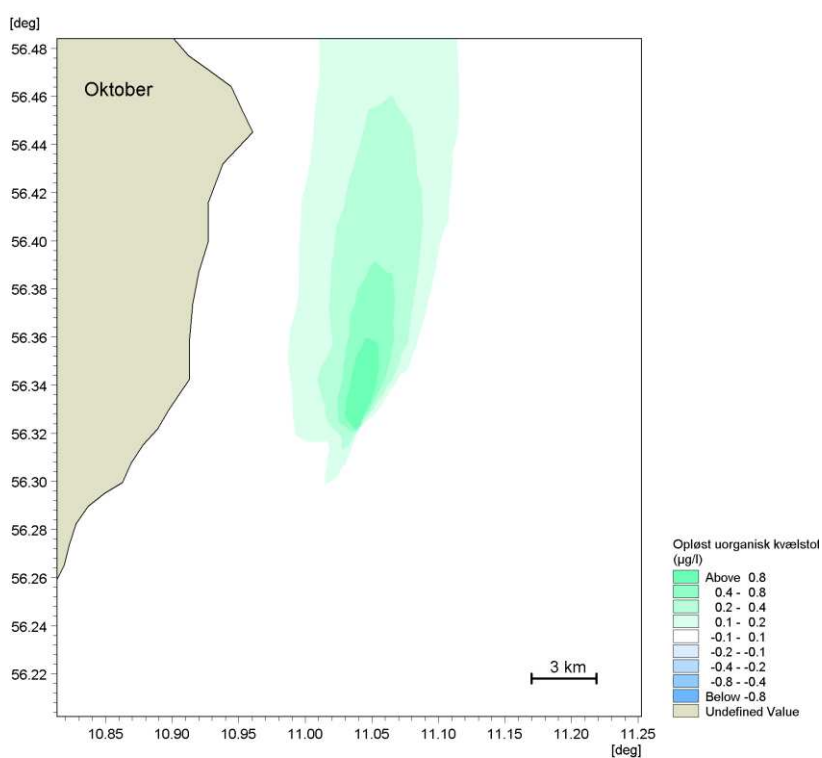
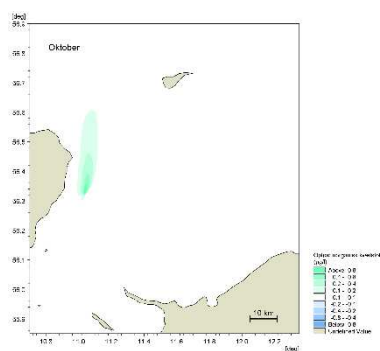
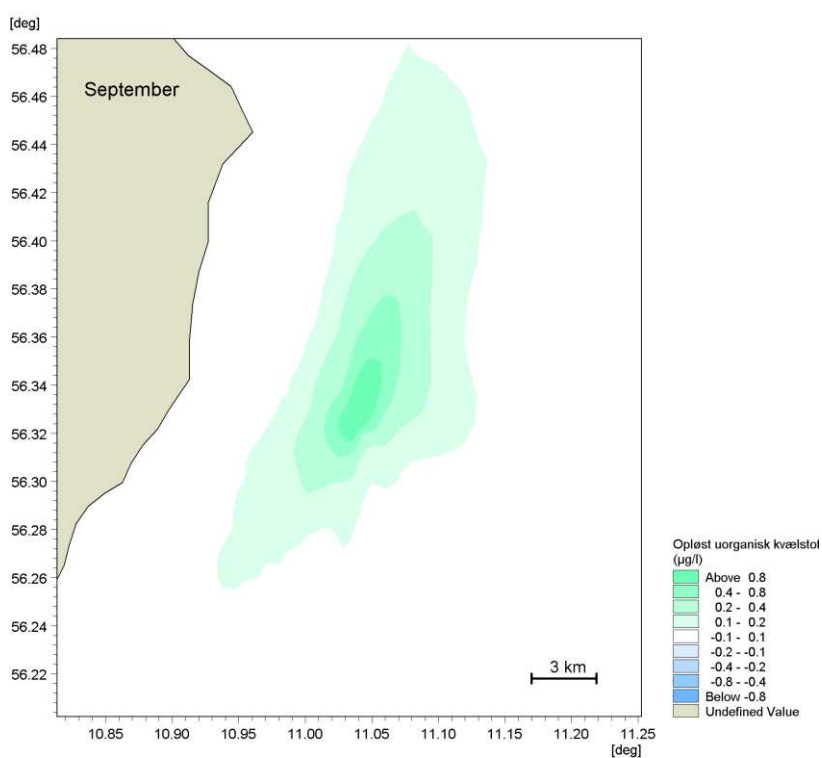
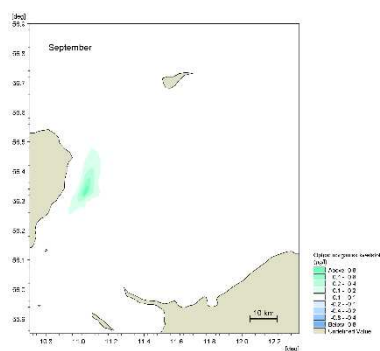
Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

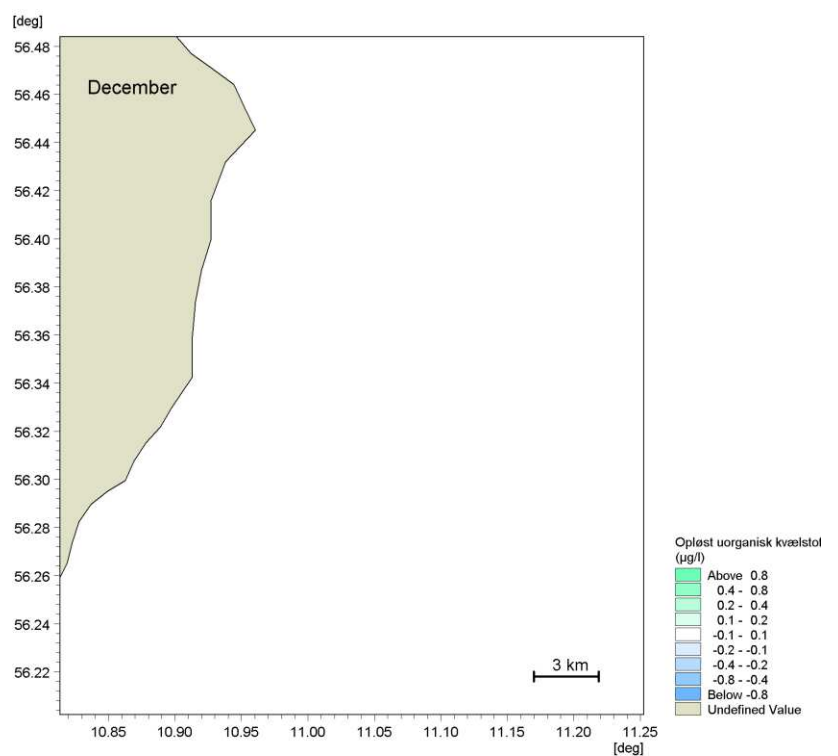
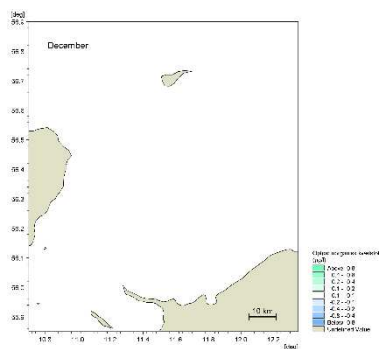
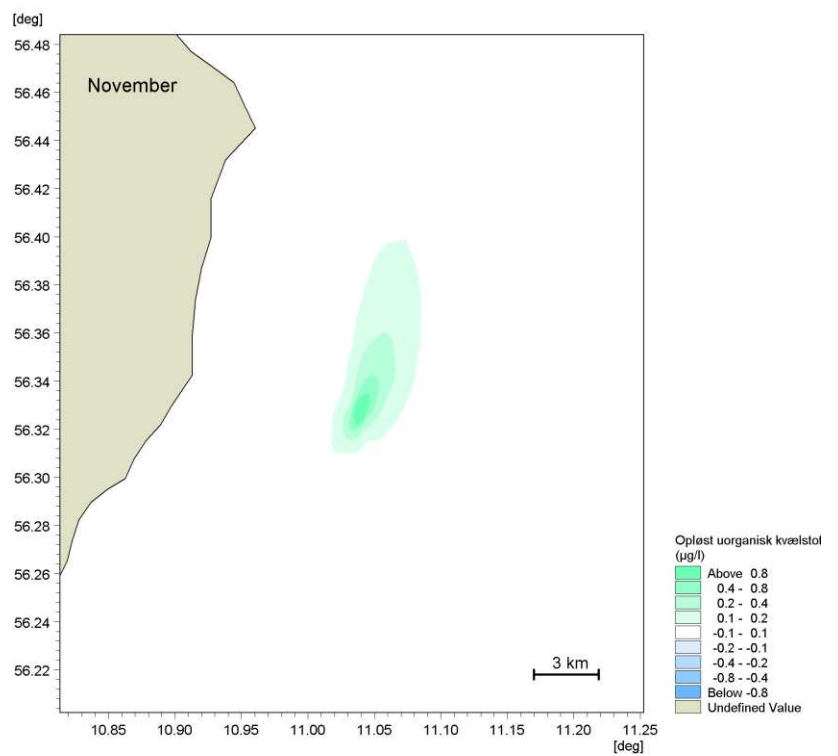
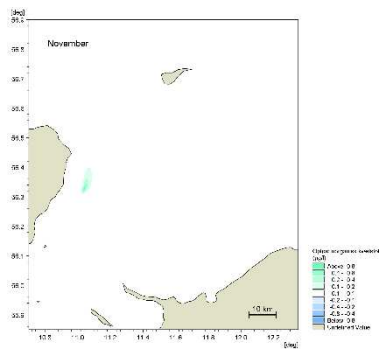
A Månedskort for ændring i opløst uorganisk kvælstof i overfladen

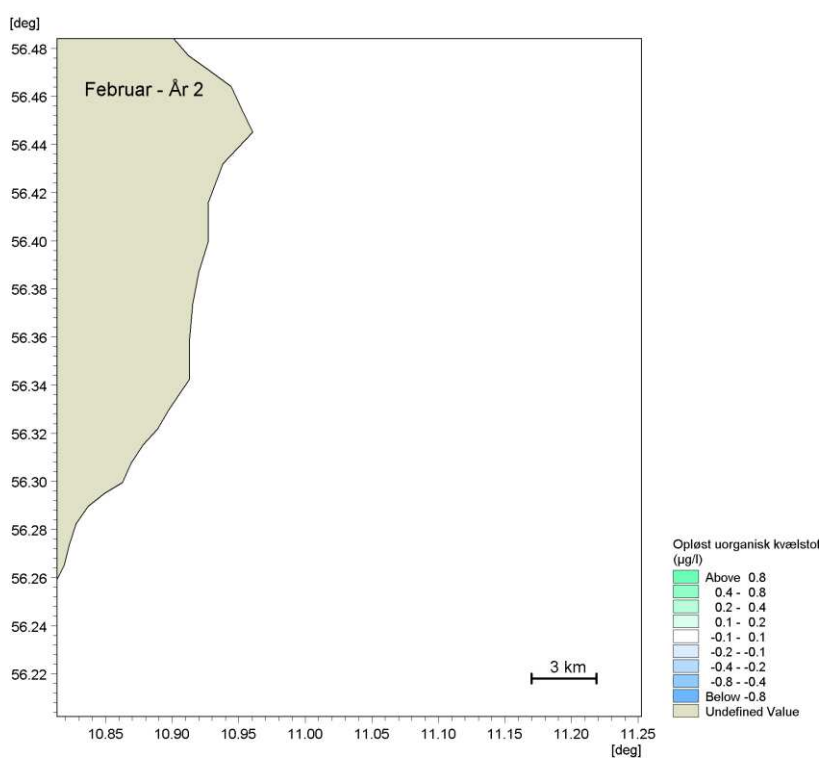
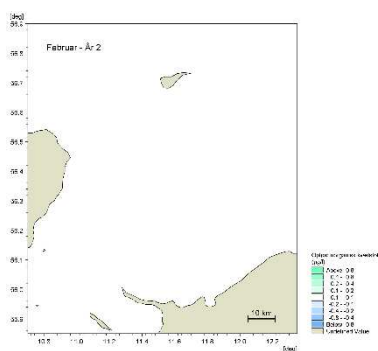
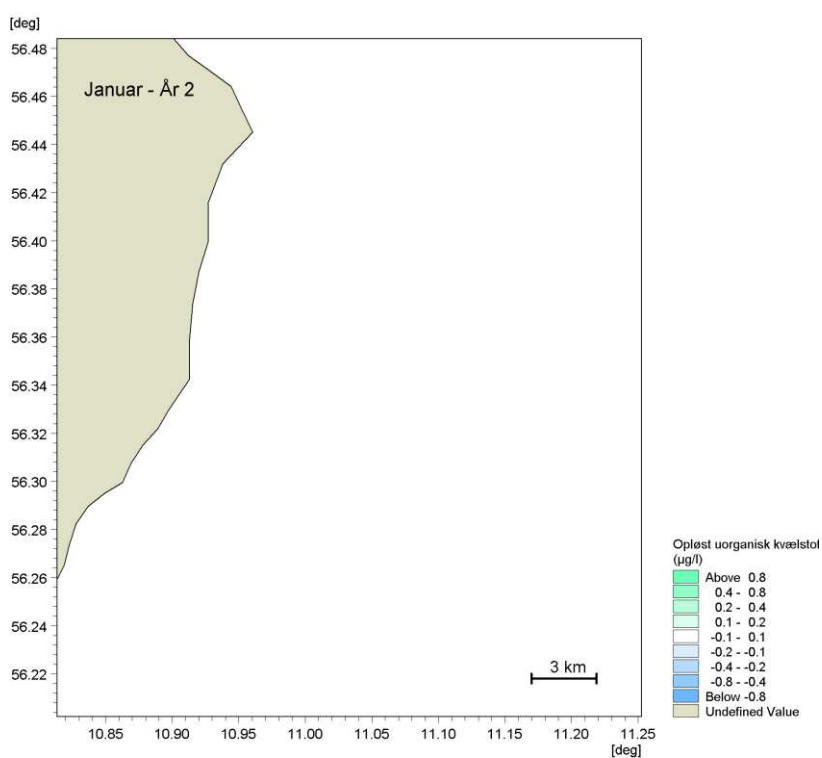
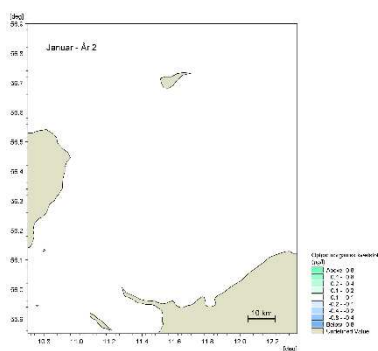


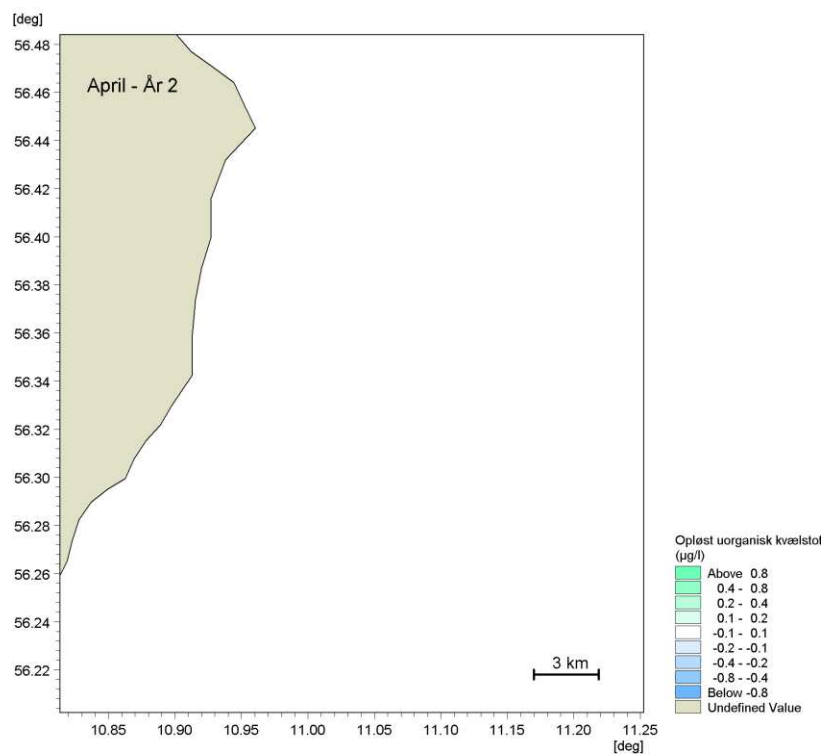
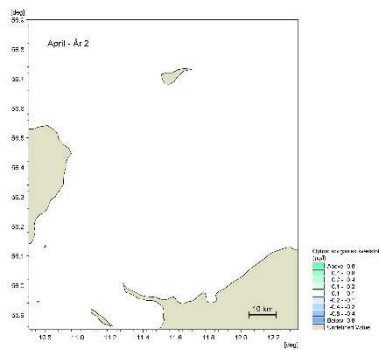
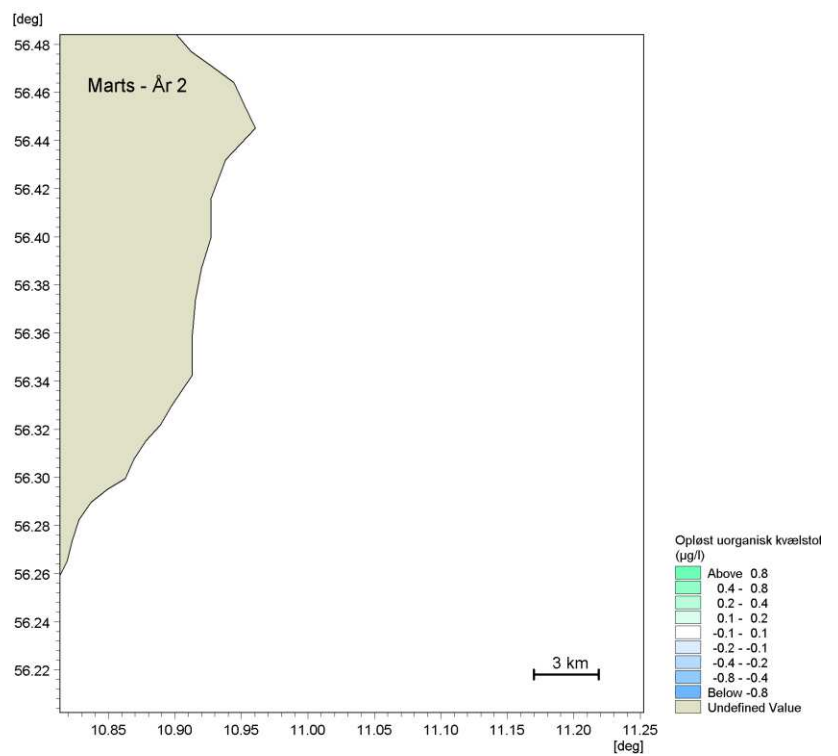
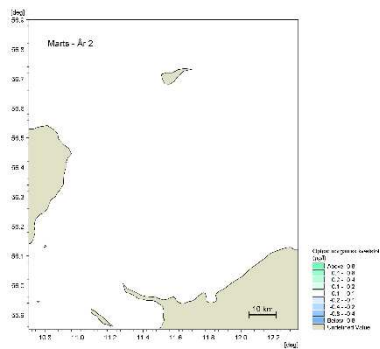








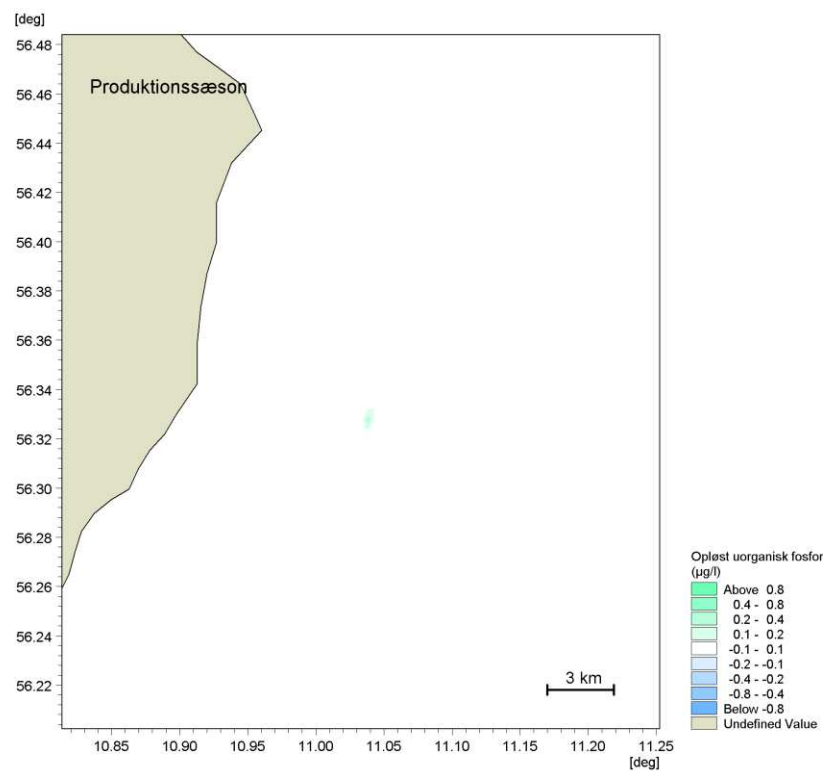
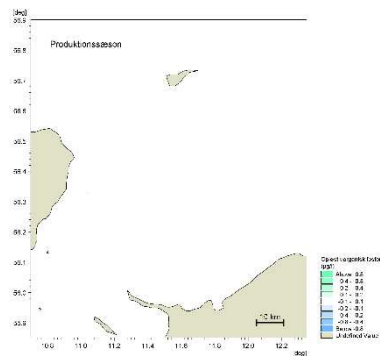


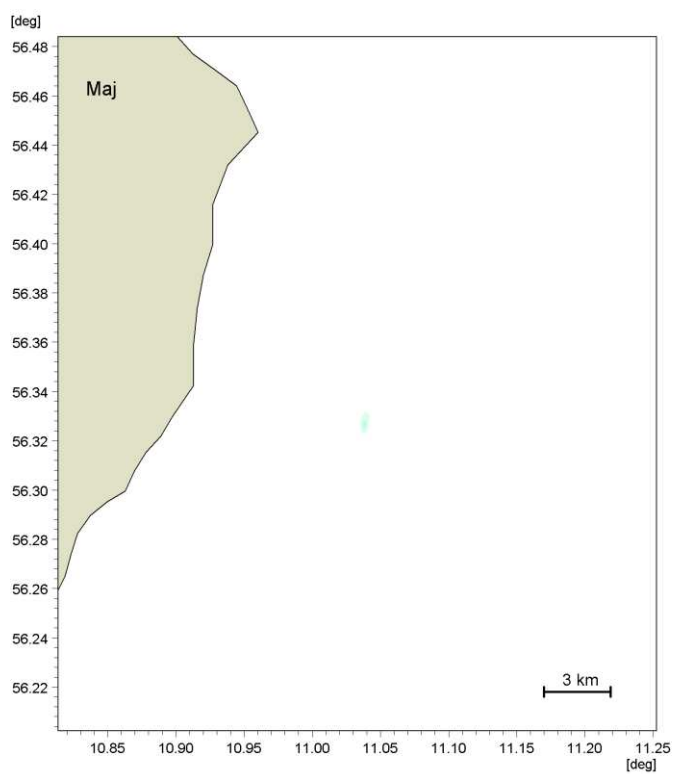
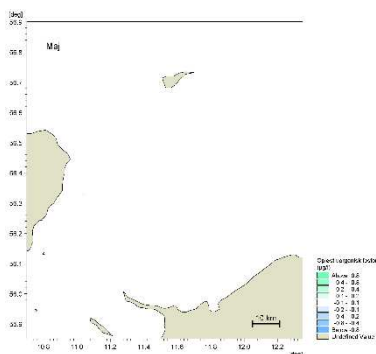
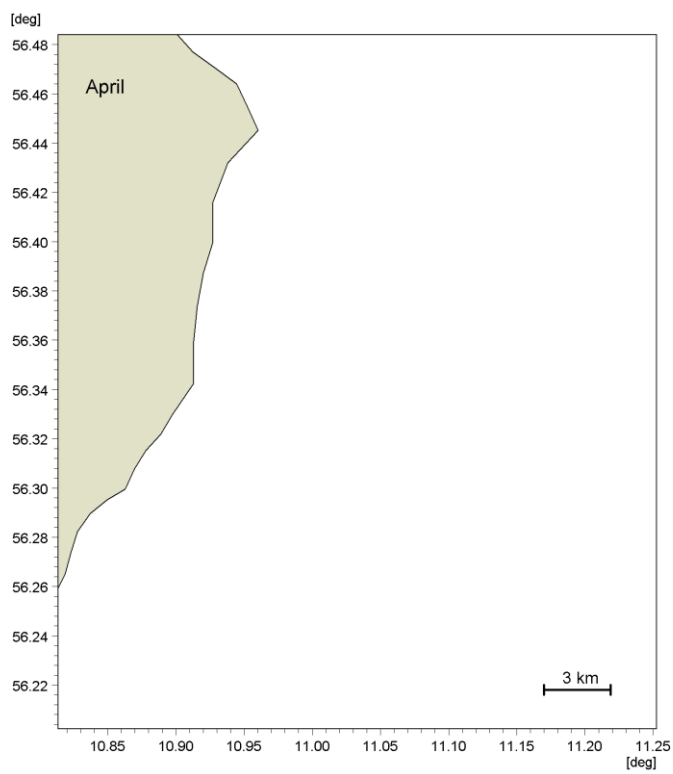
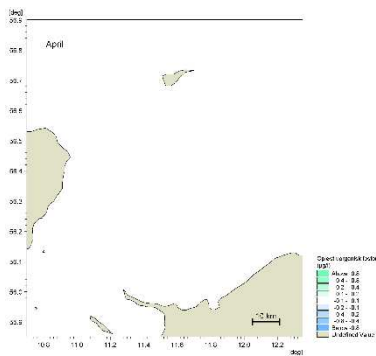


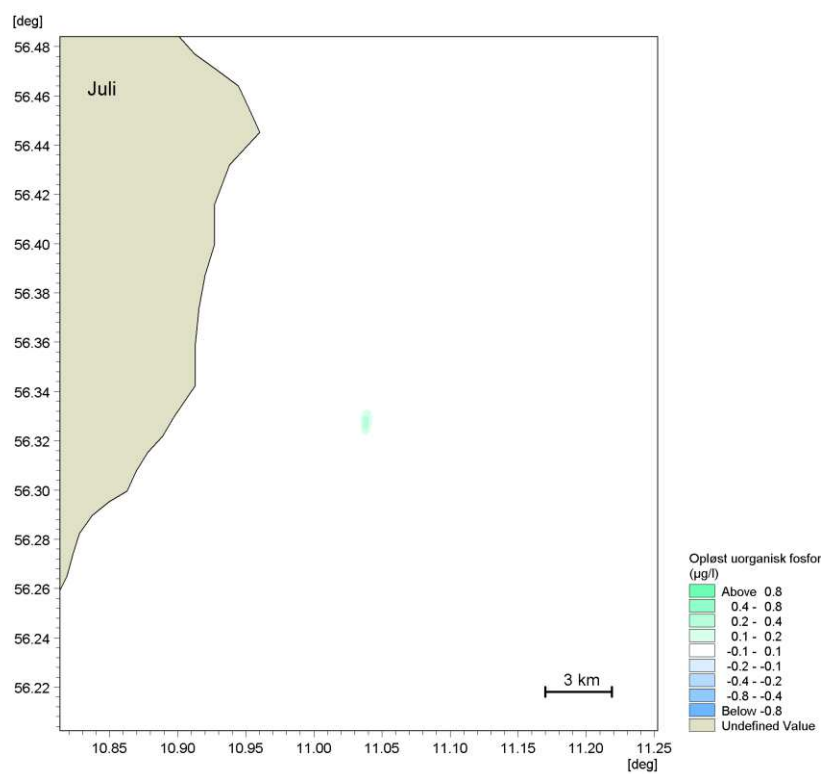
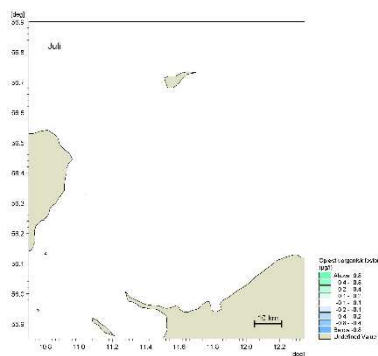
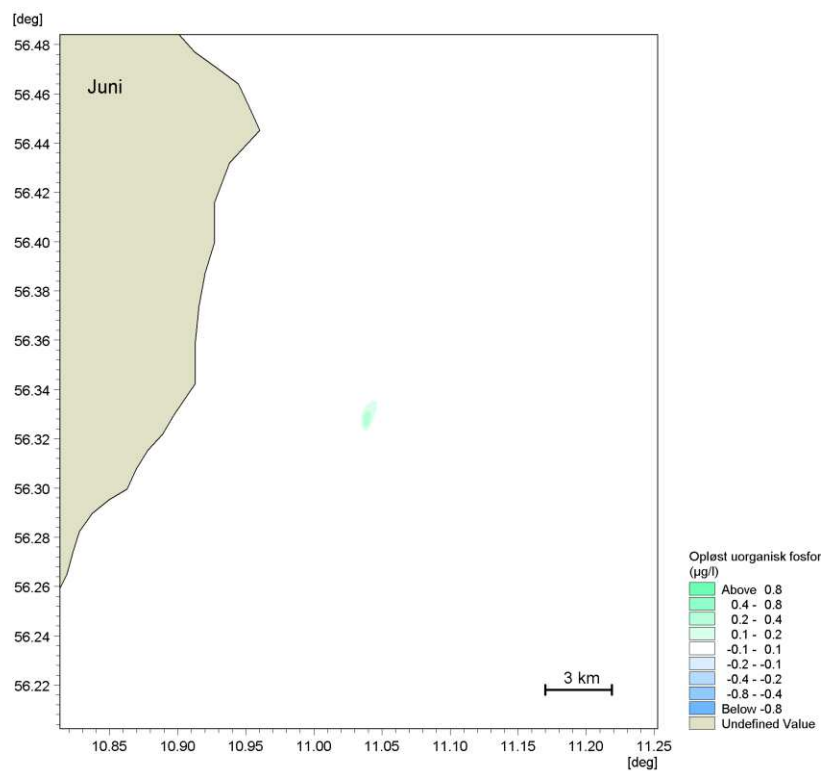
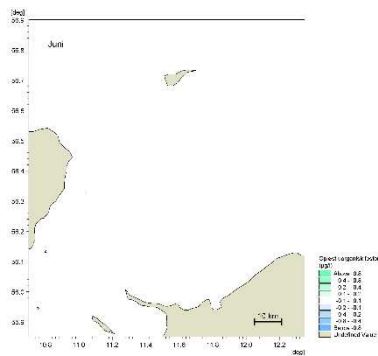
BILAG B– Månedskort for ændring i opløst uorganisk fosfor

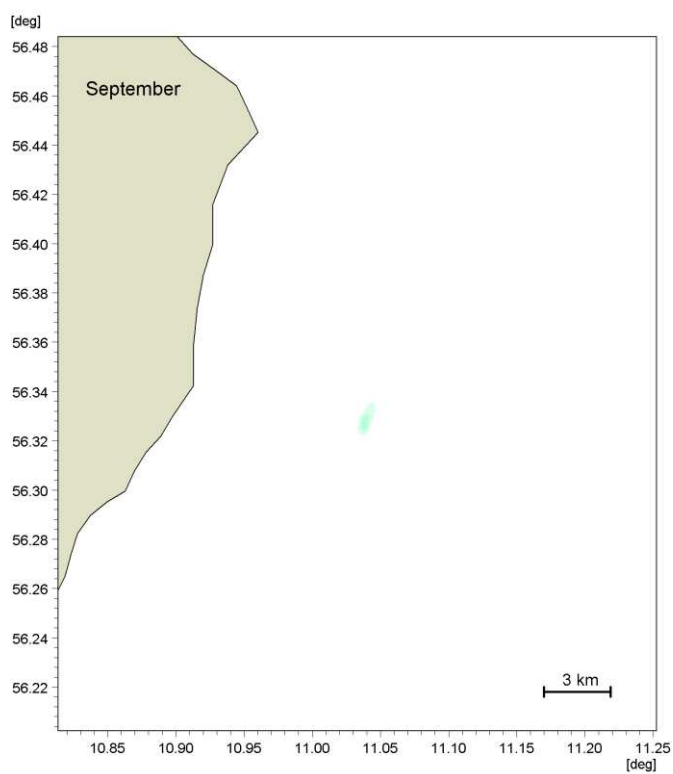
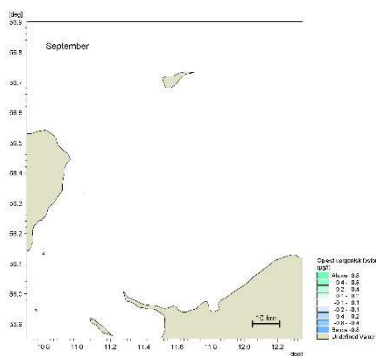
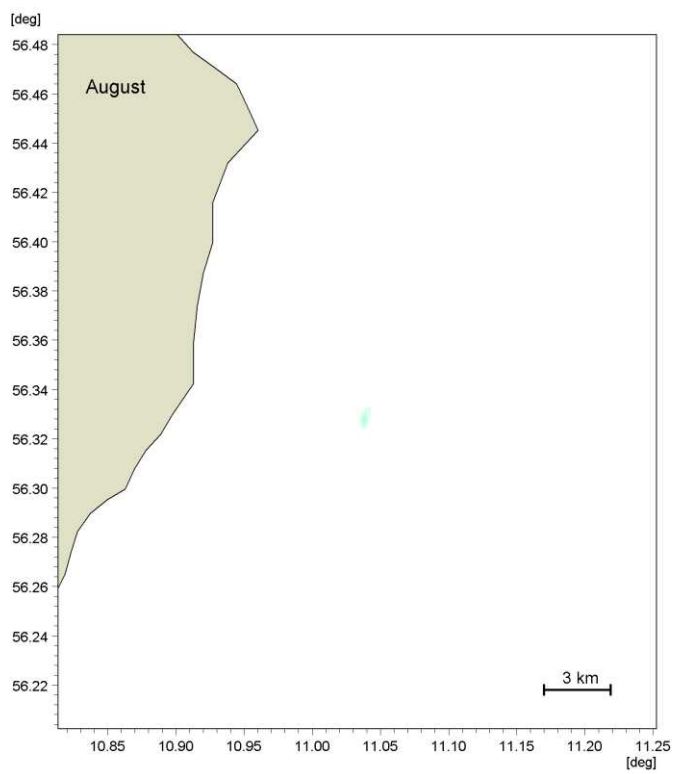
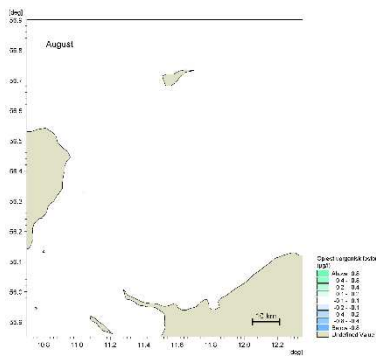
Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

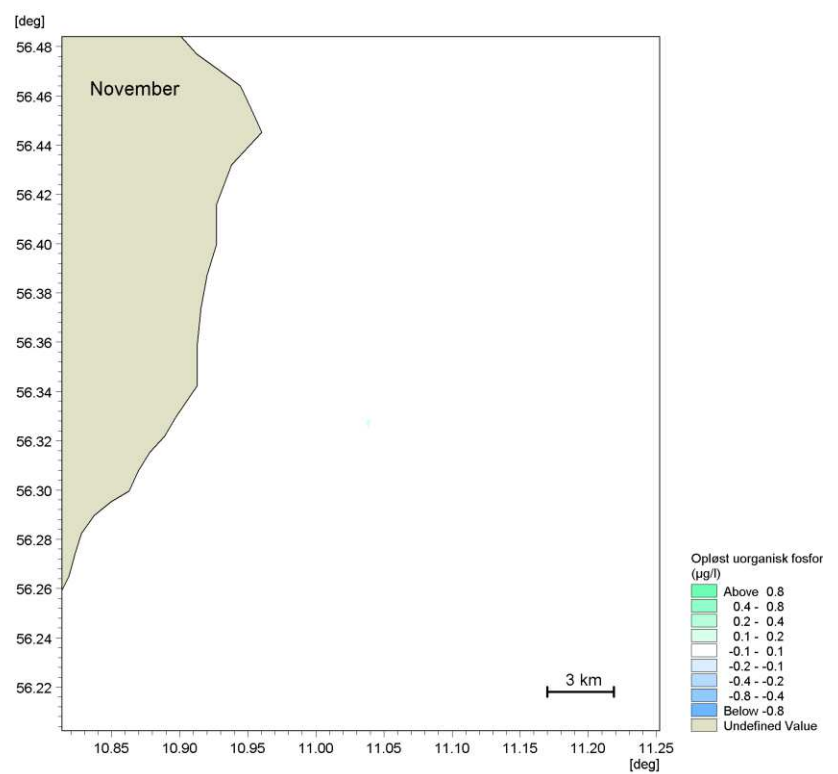
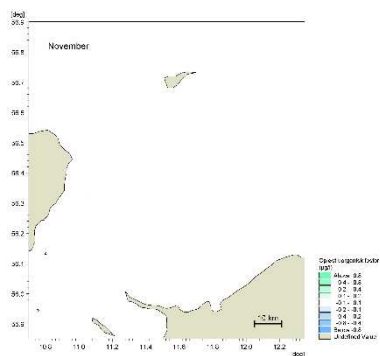
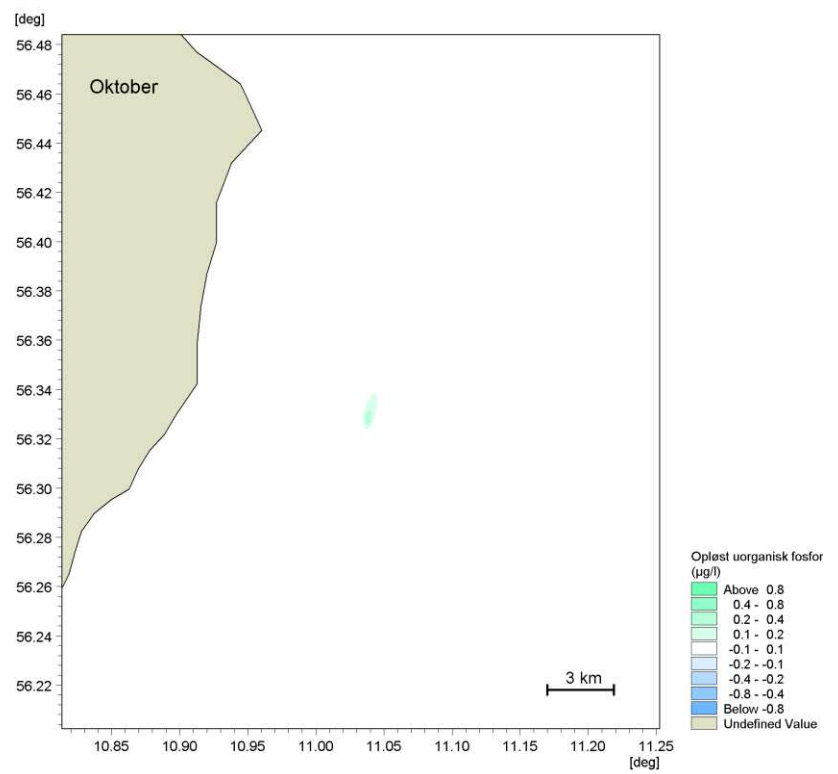
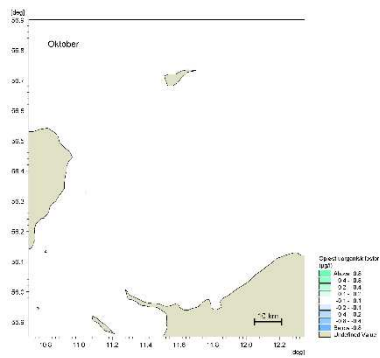
B Månedskort for ændring i opløst uorganisk fosfor i overfladen

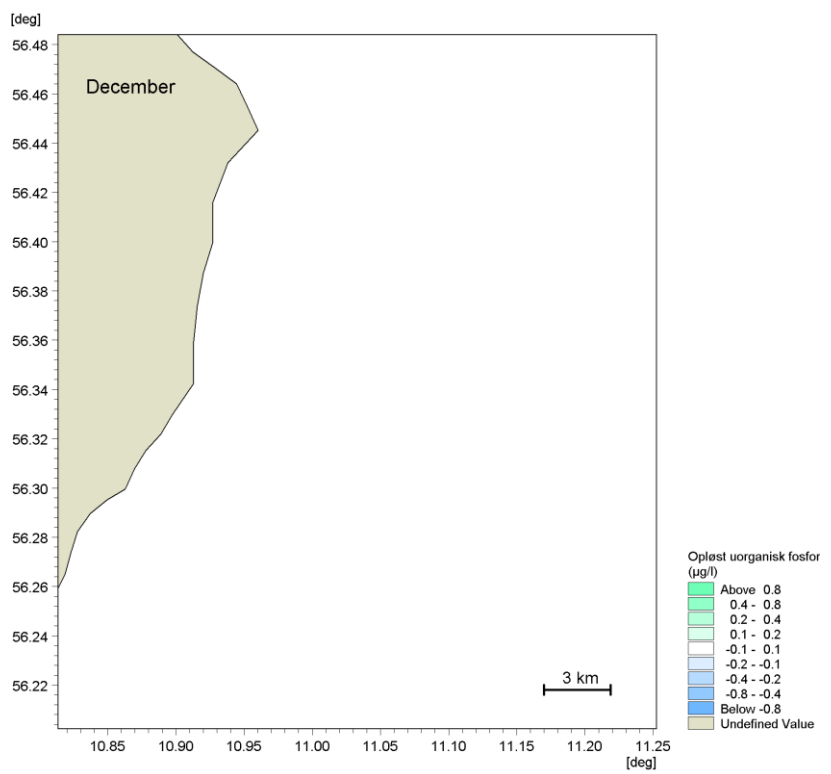
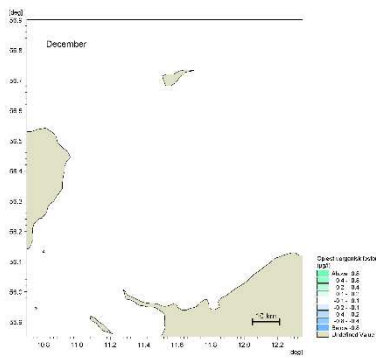


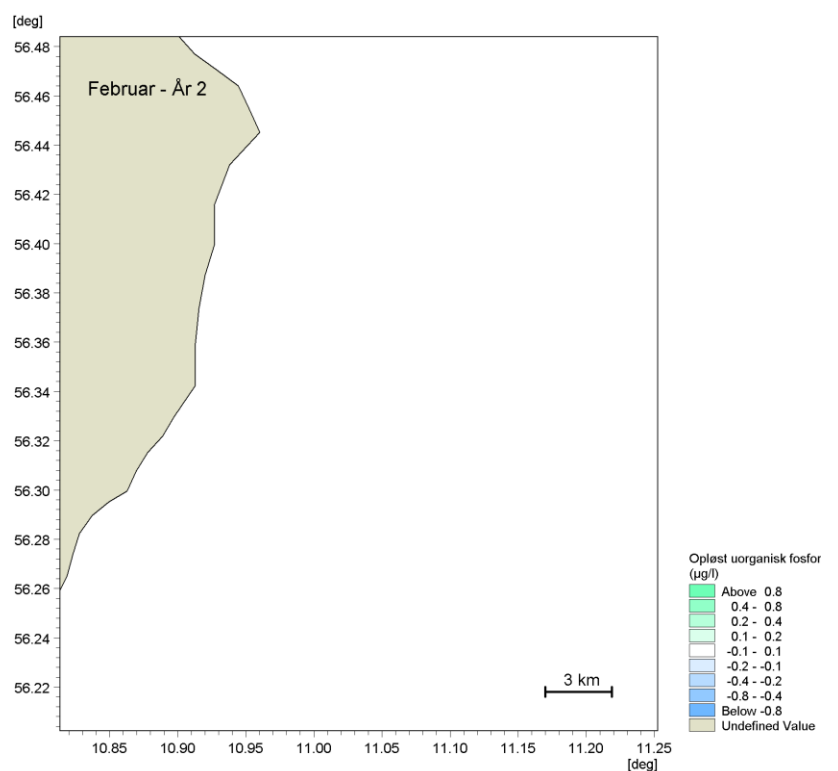
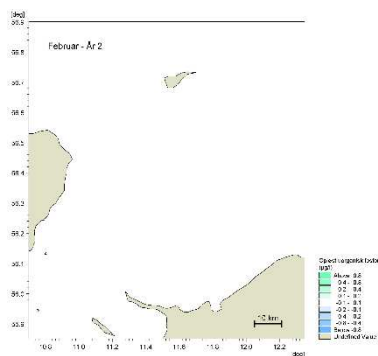
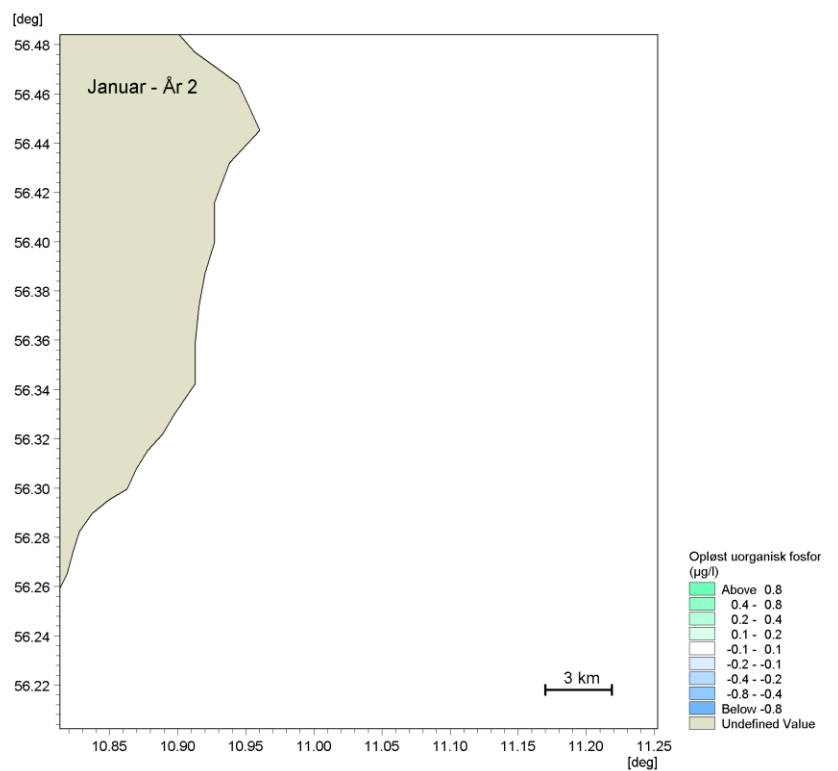
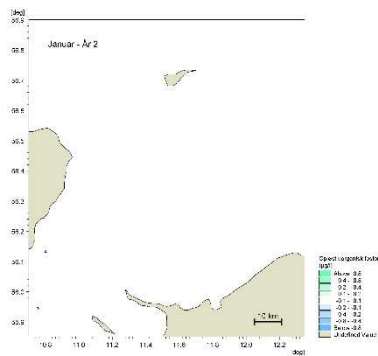


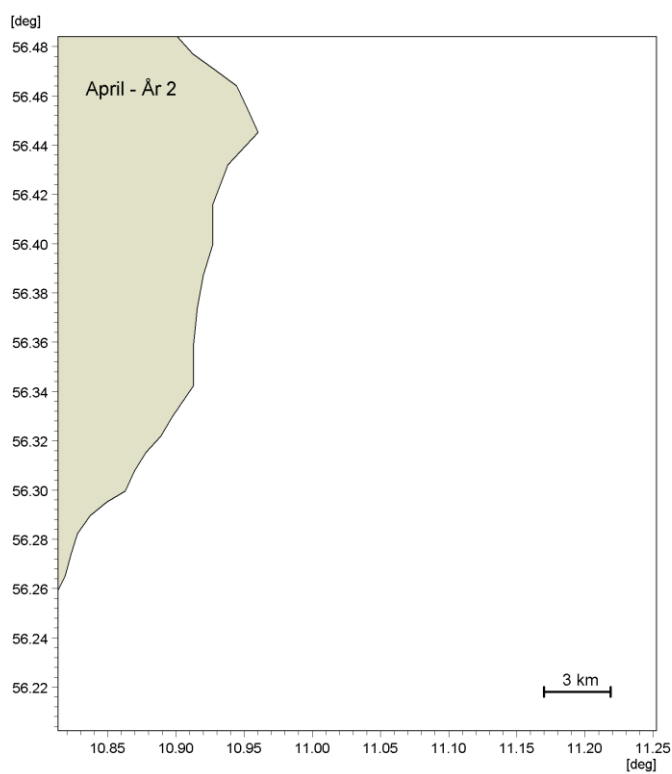
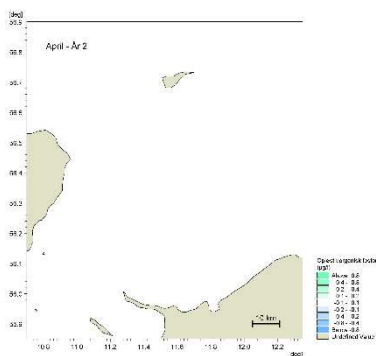
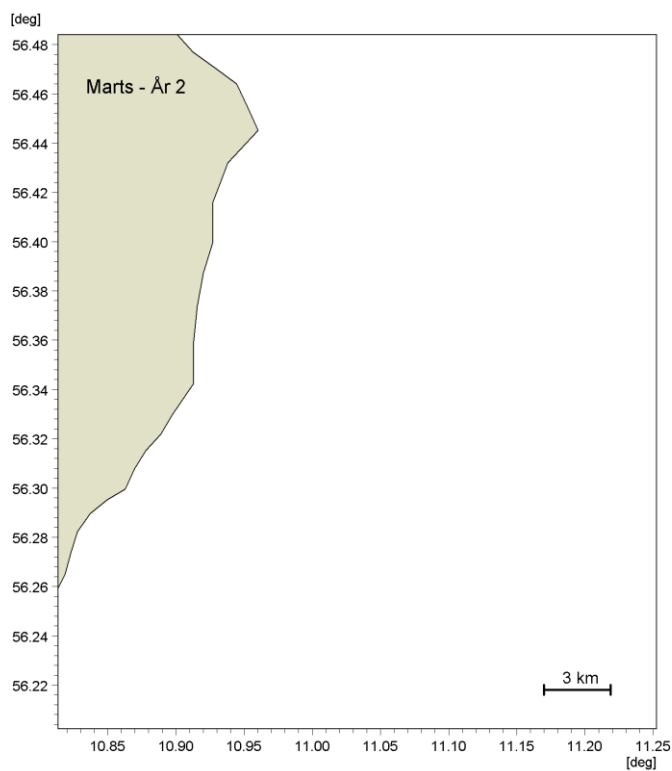
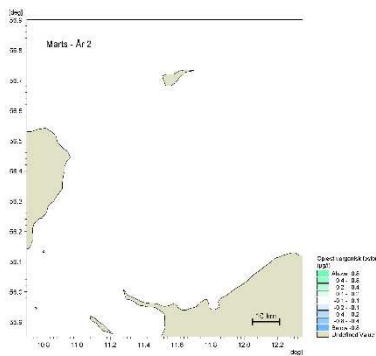








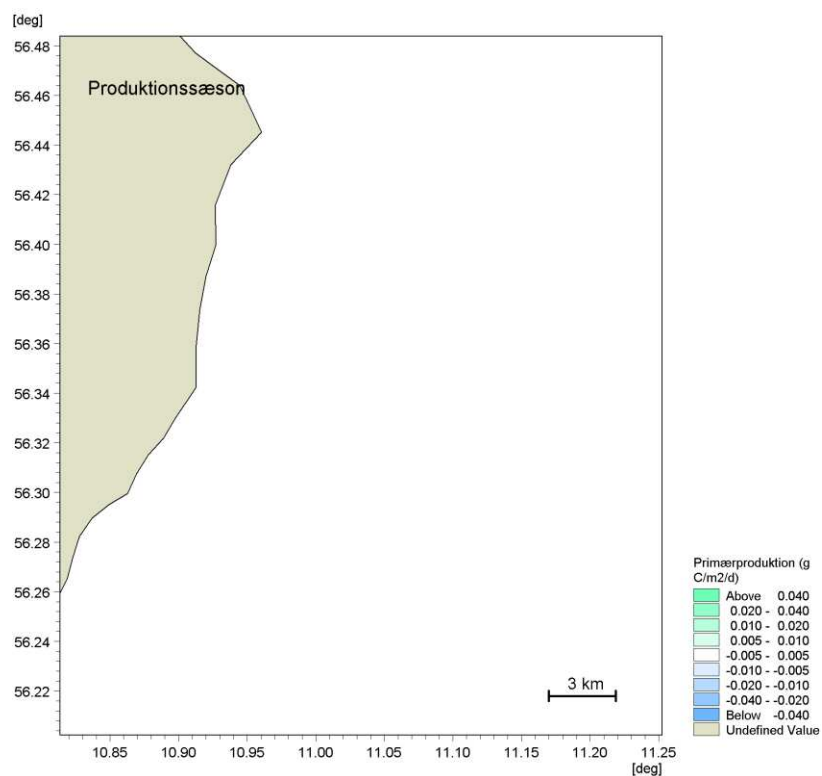
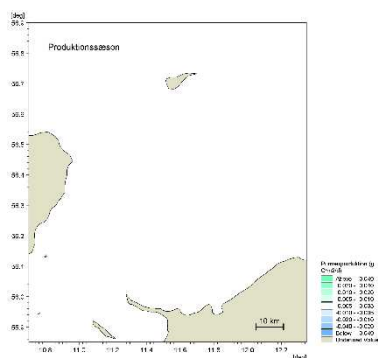


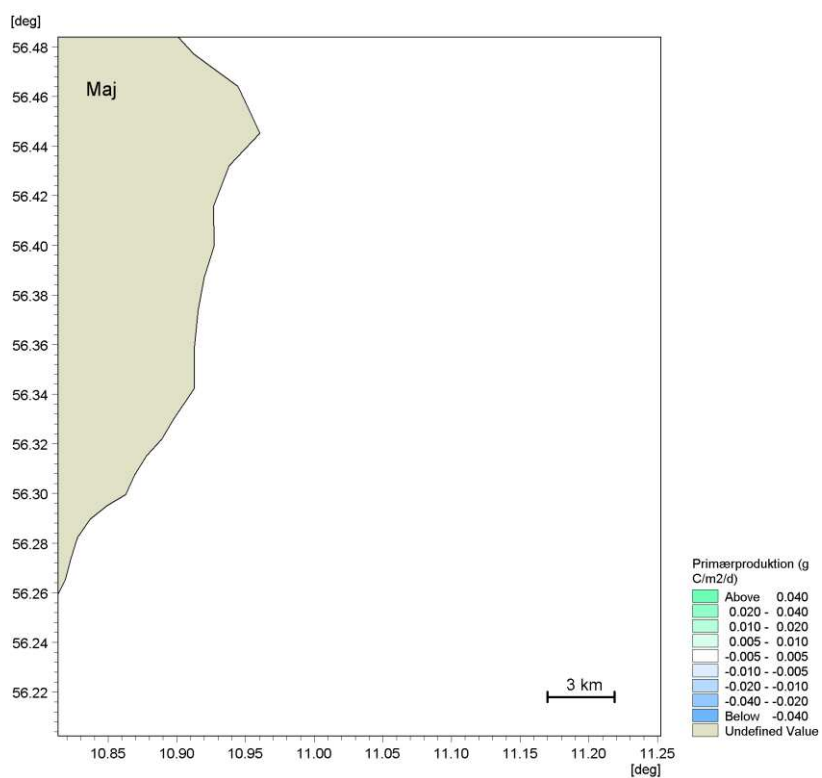
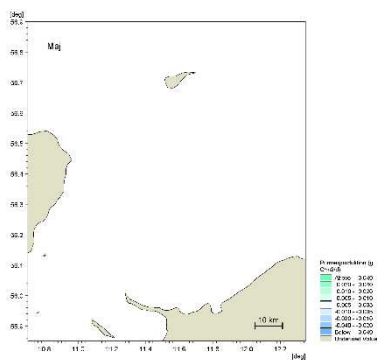
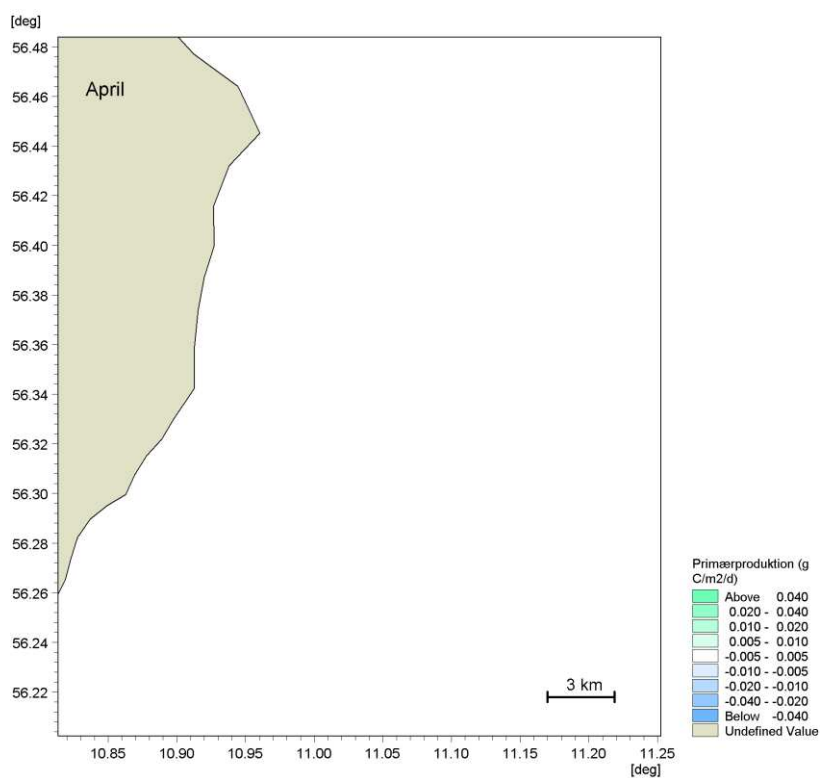
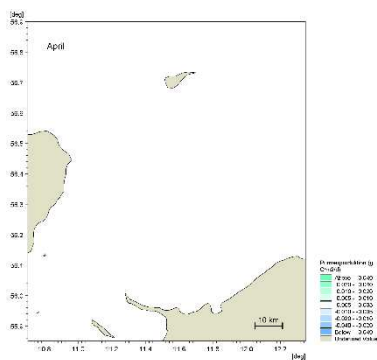


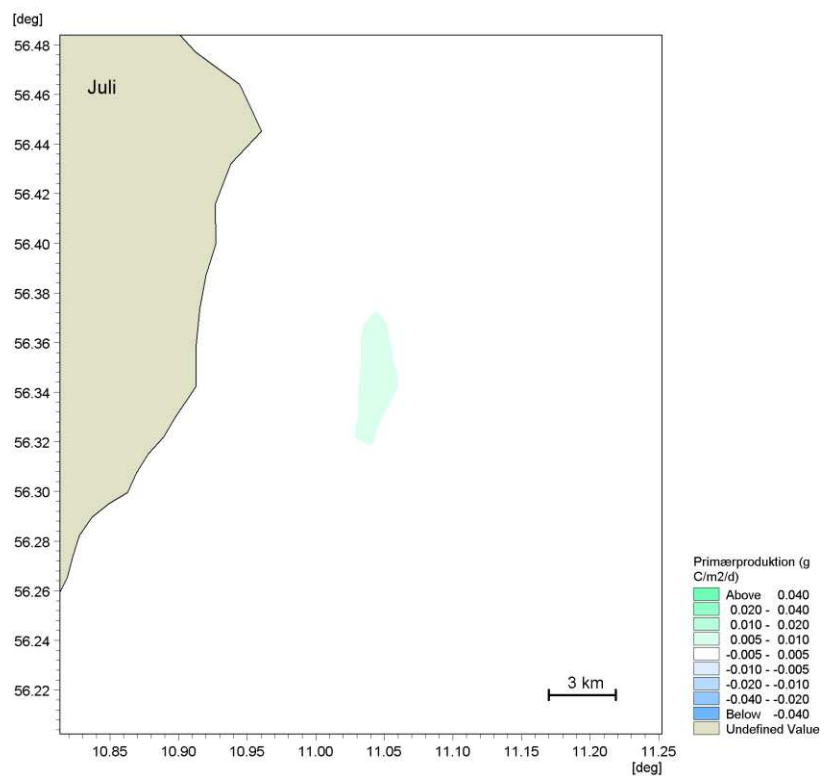
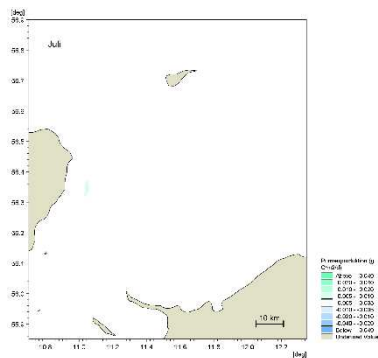
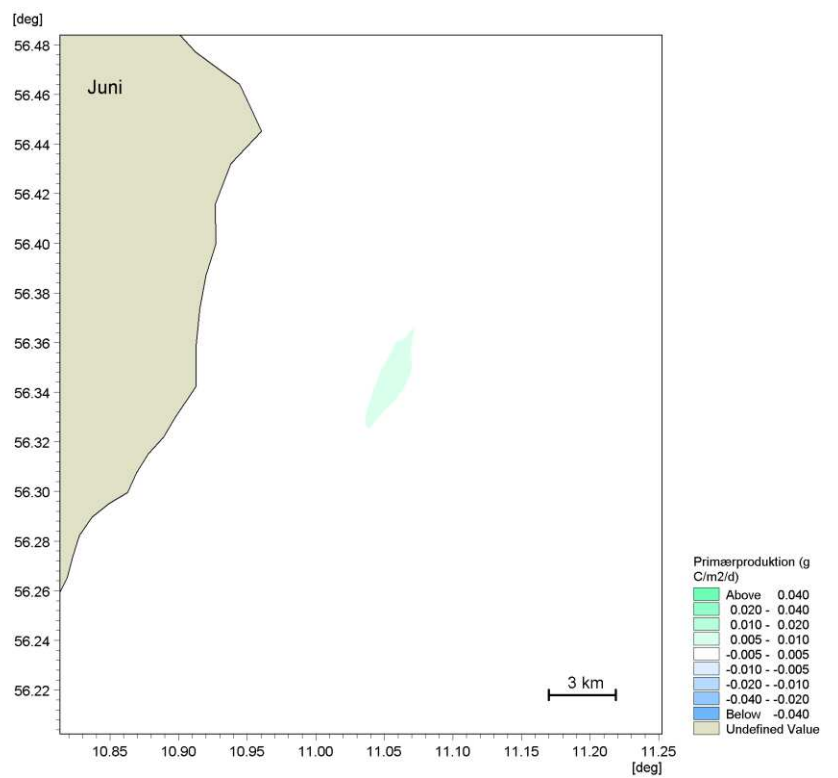
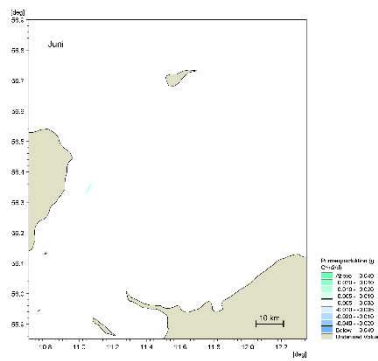
BILAG C – Månedskort for ændring i pelagisk primærproduktion

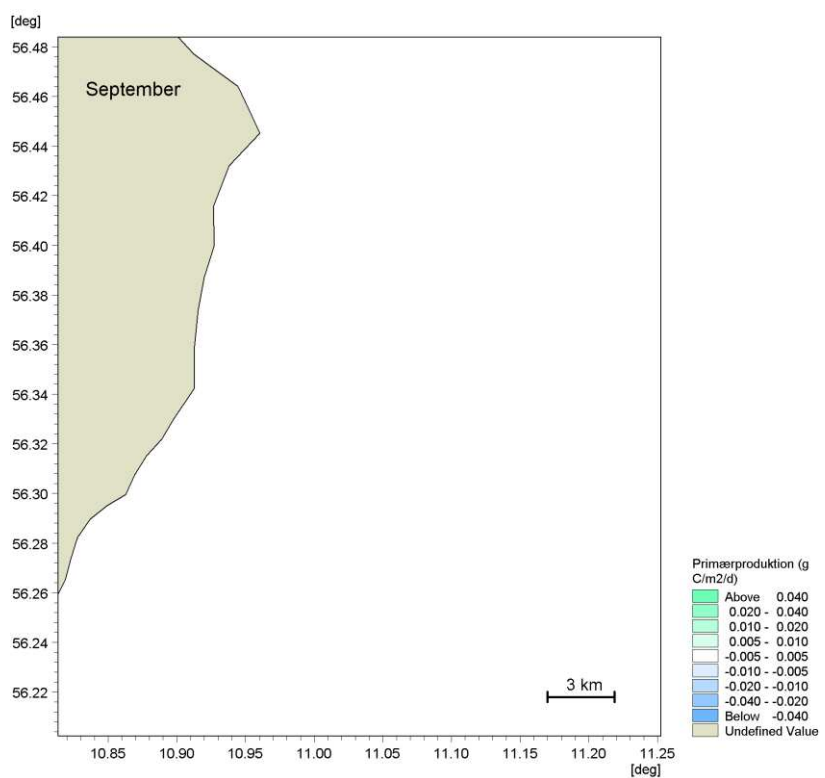
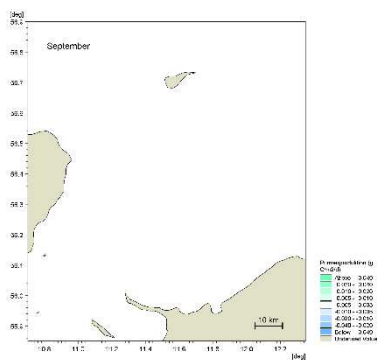
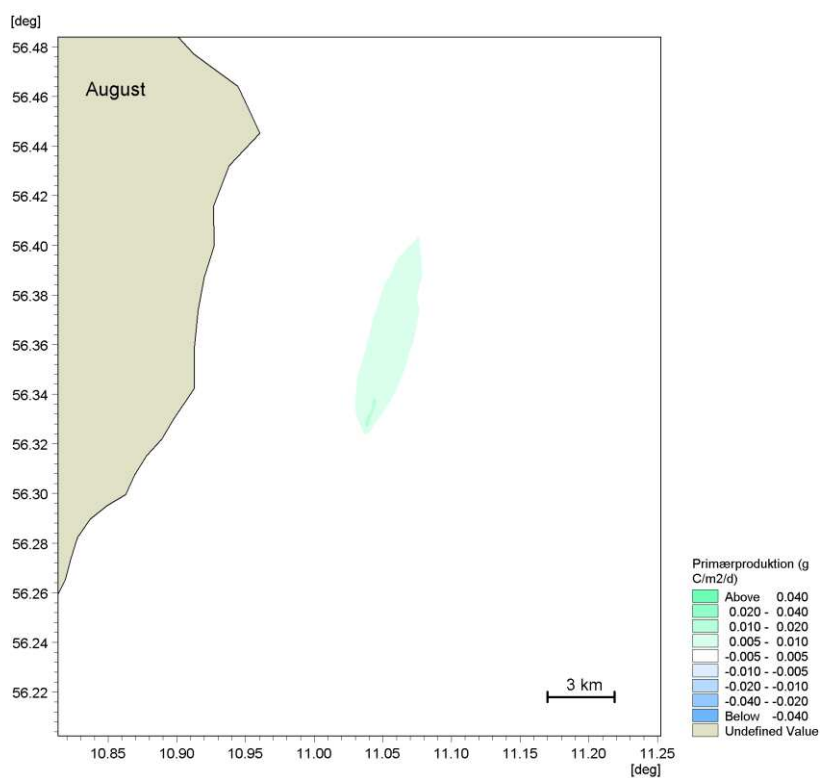
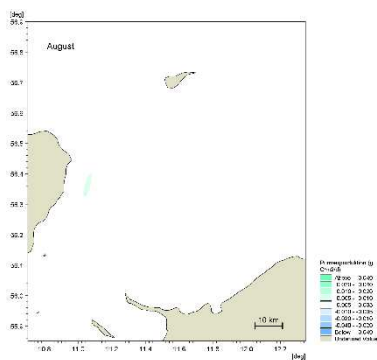
Geografisk udbredelse af ændring i vandsøjlen

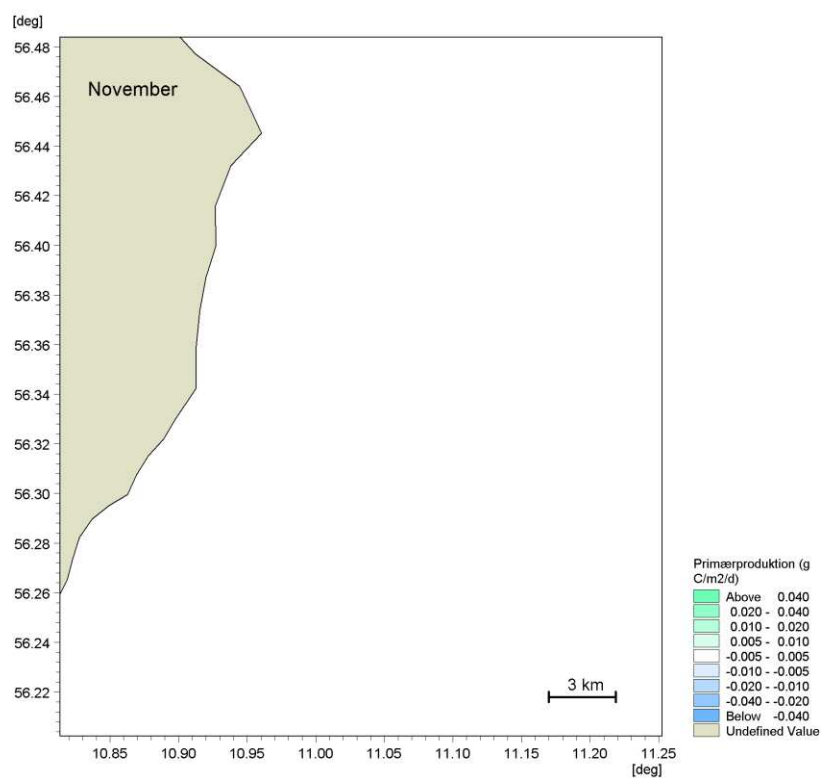
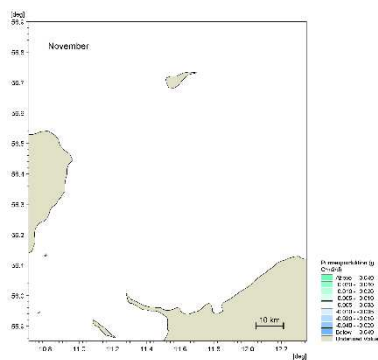
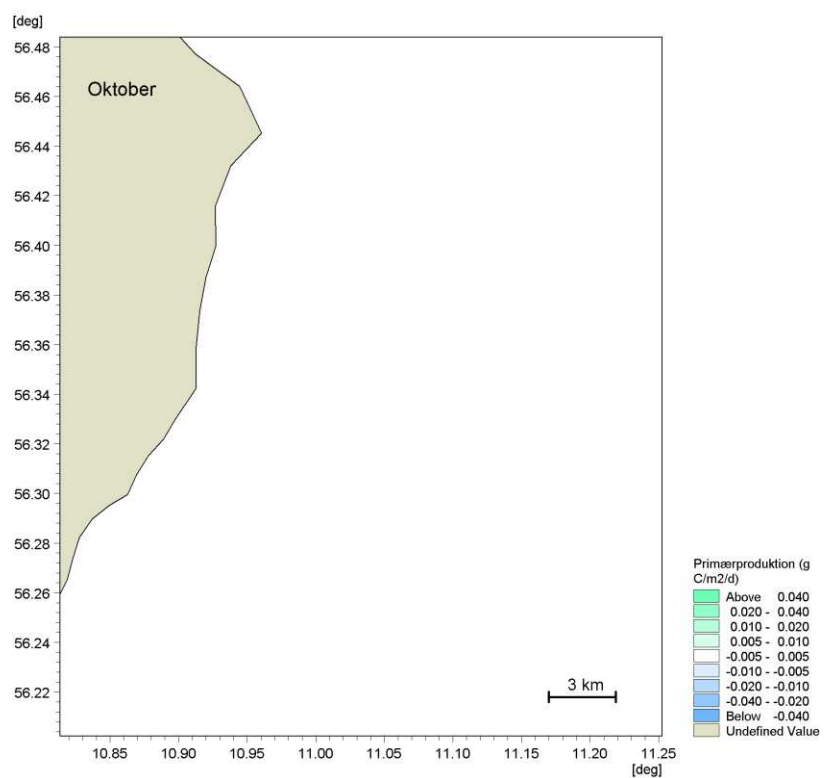
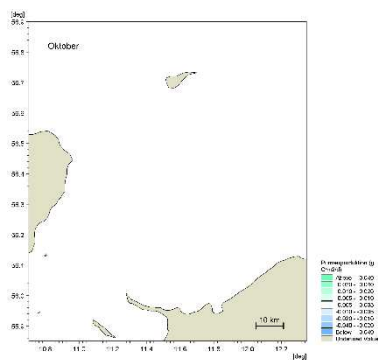
C Månedskort for ændring i pelagisk primærproduktion i vandsøjlen

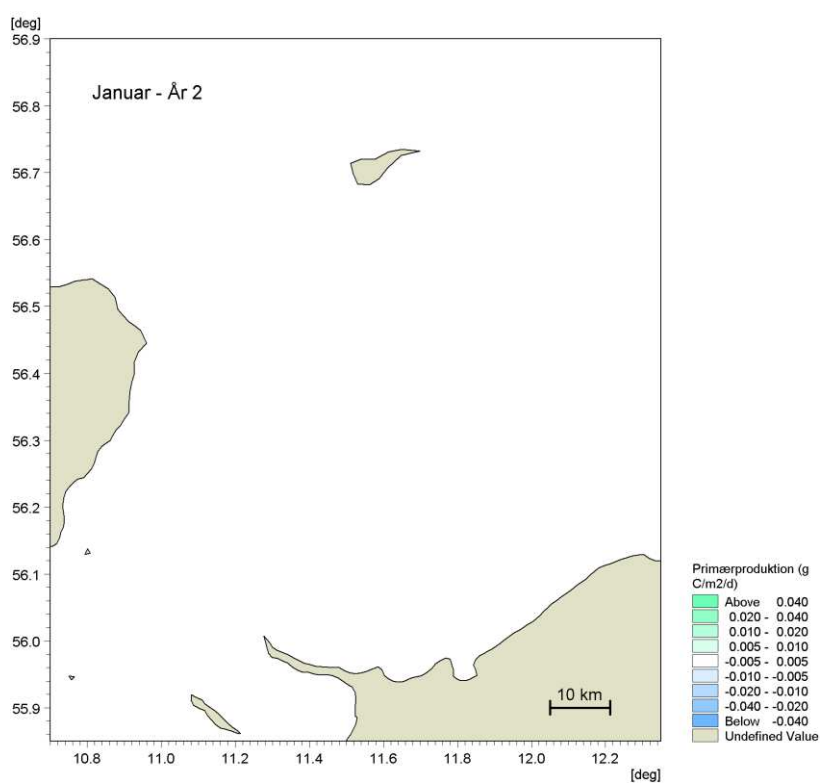
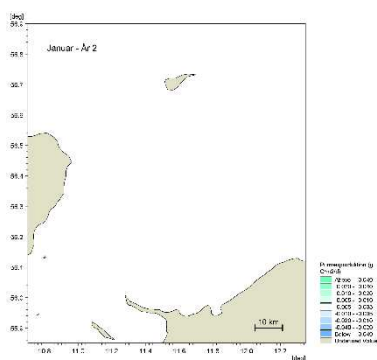
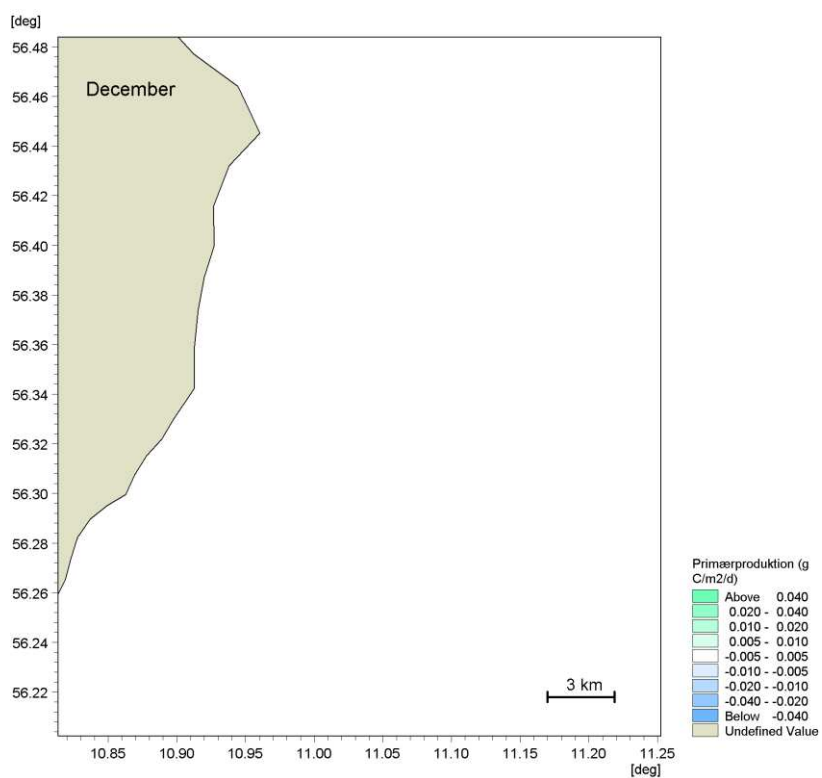
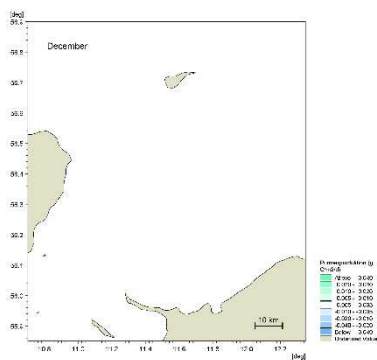


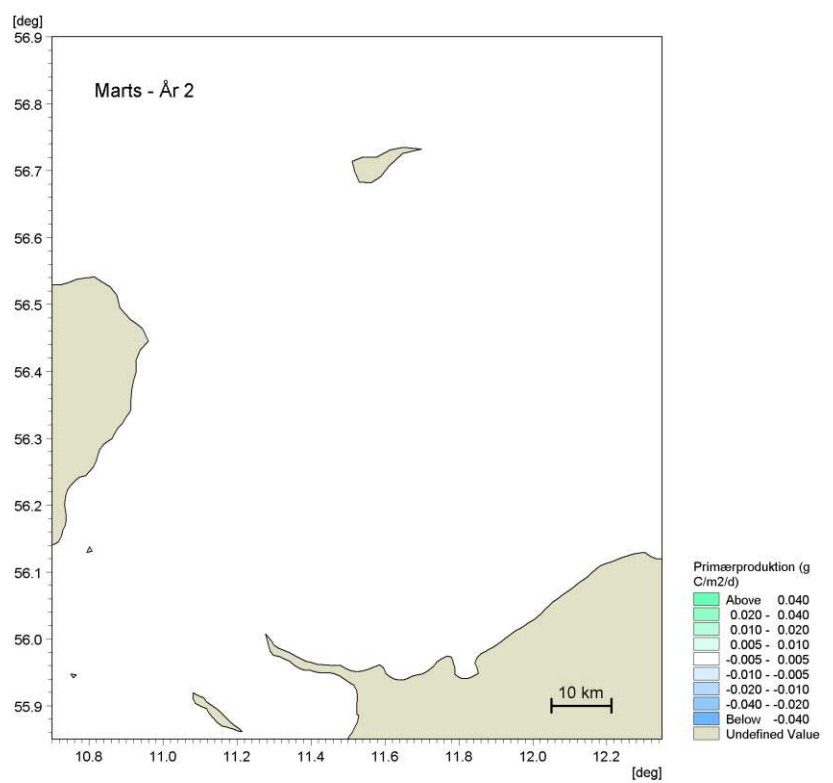
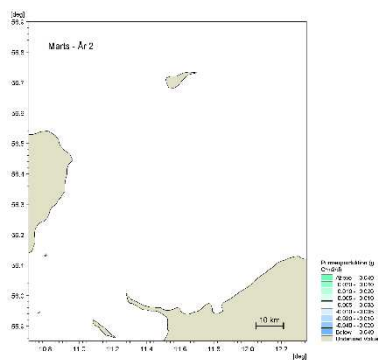
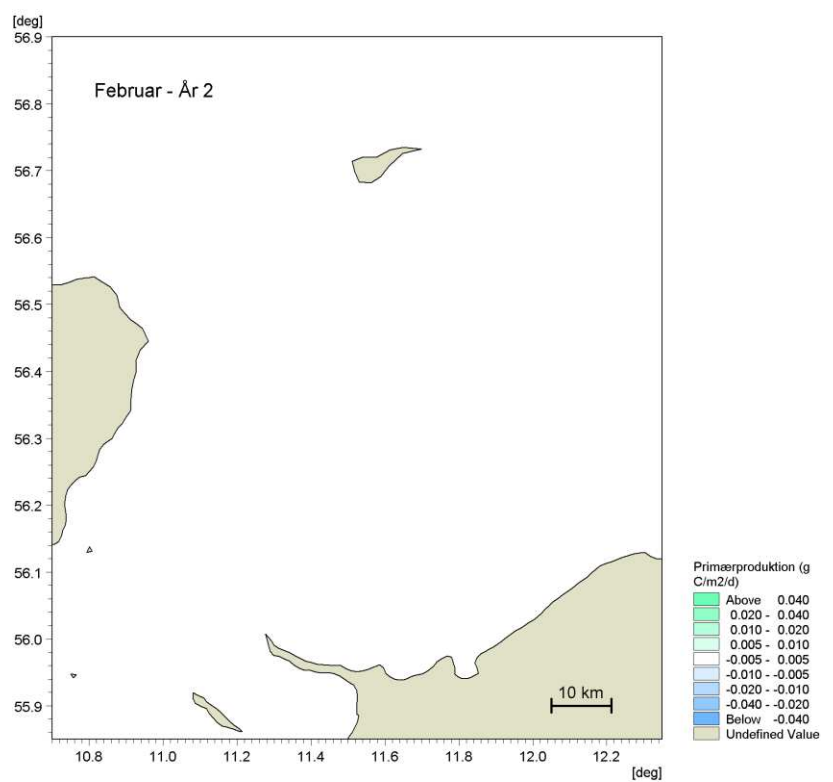
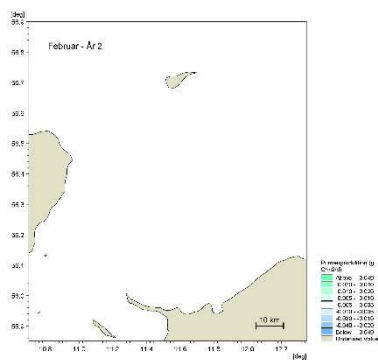


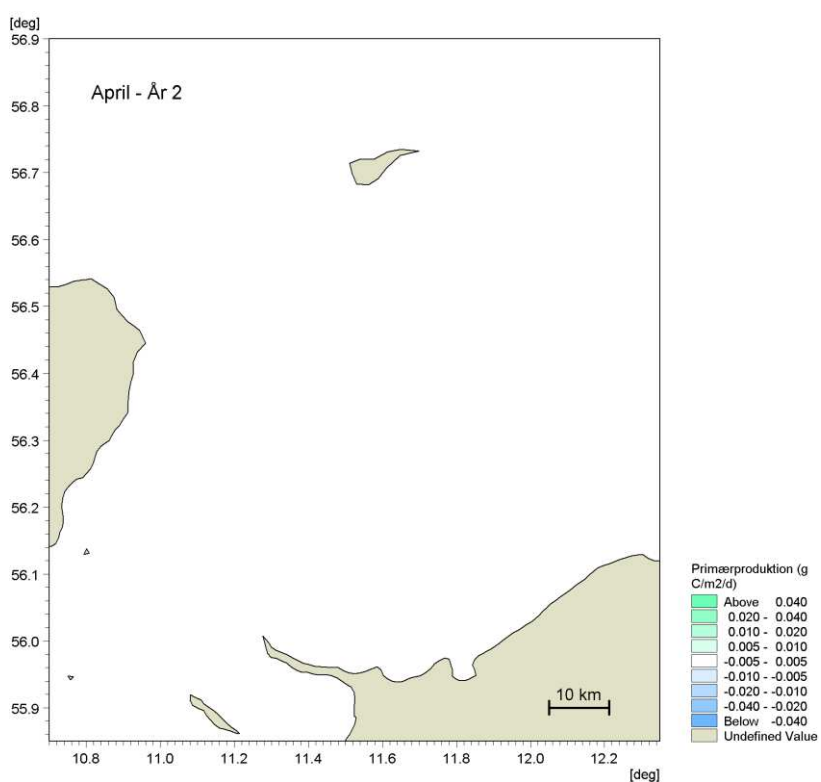
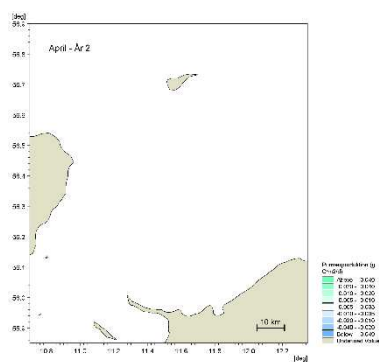








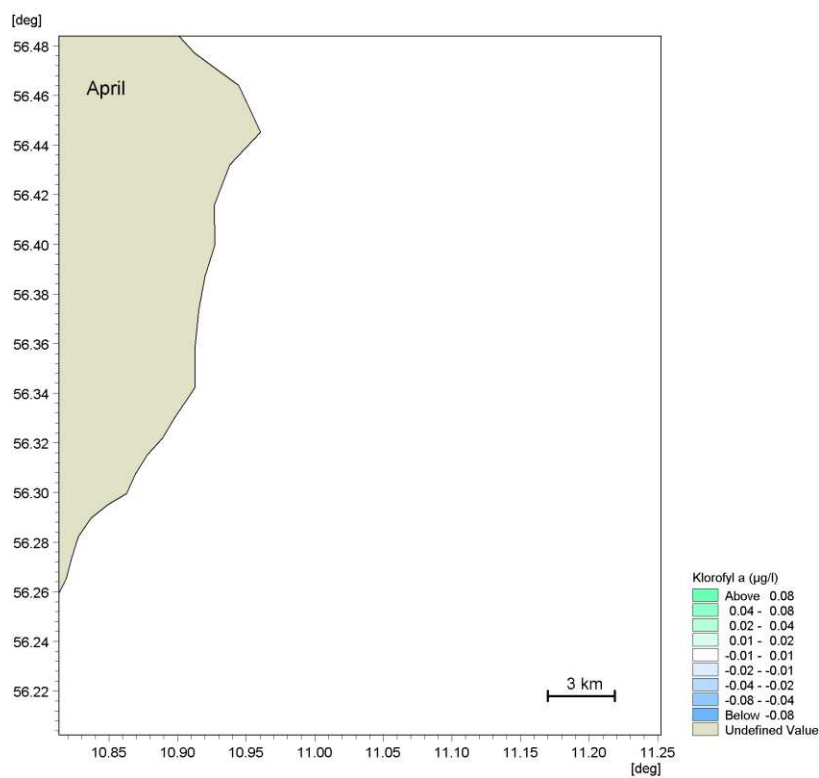
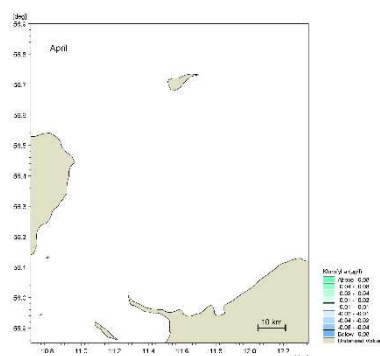
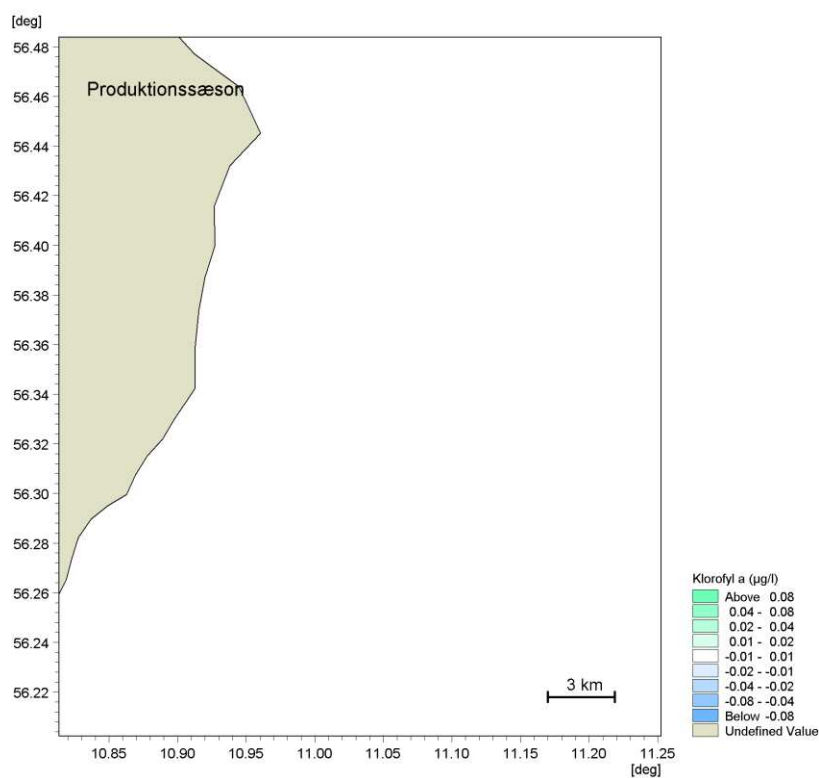
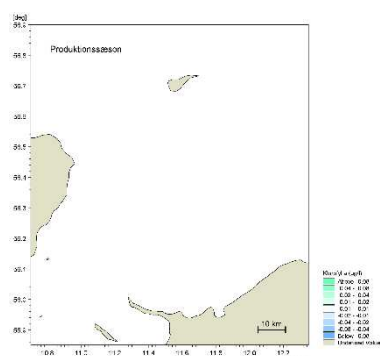


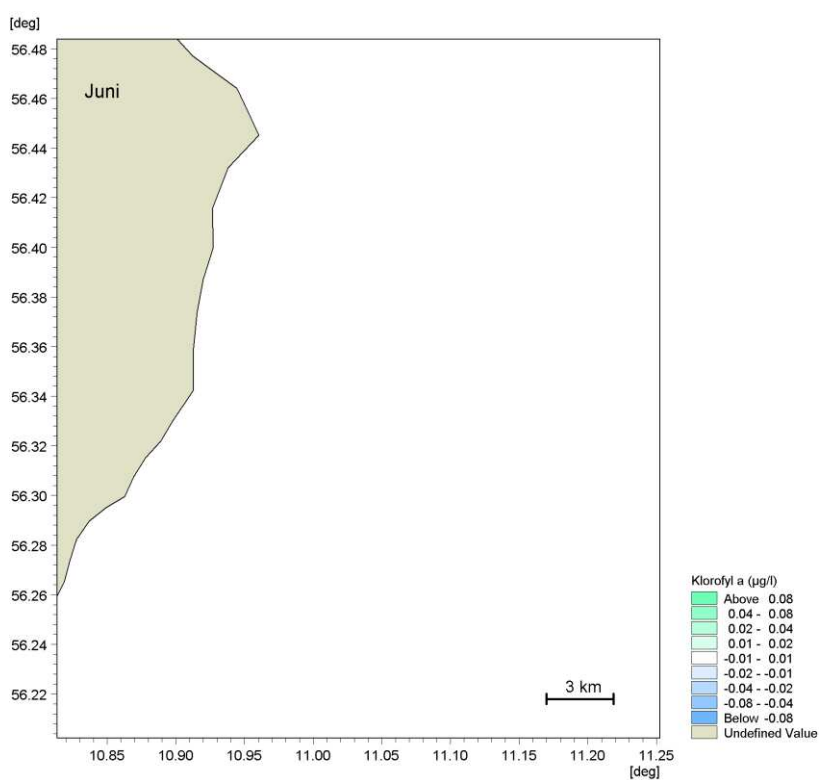
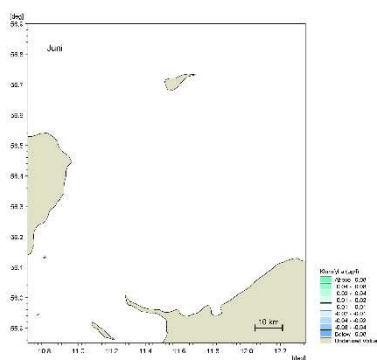
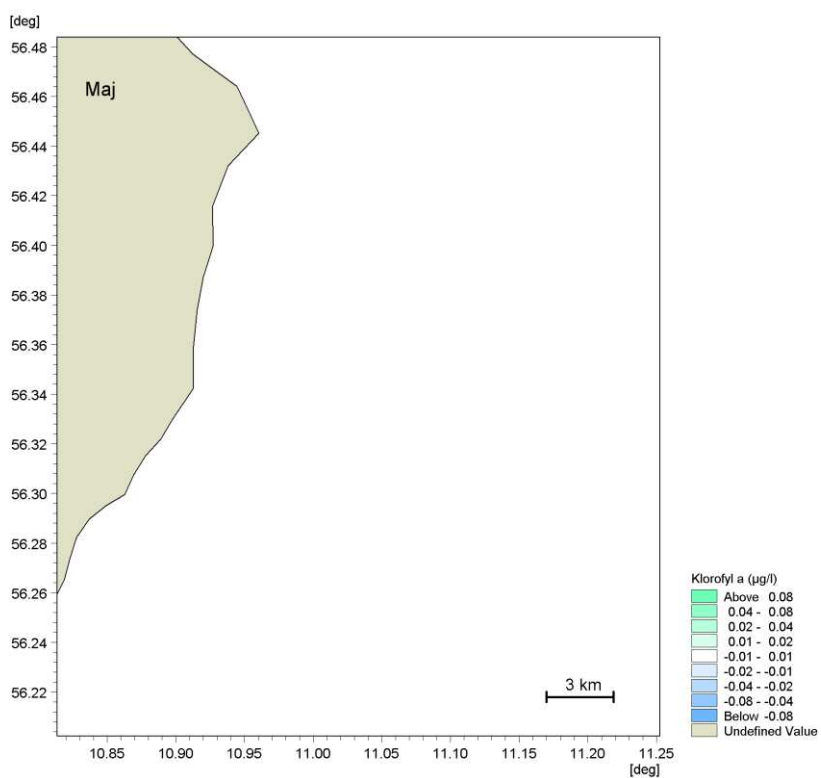
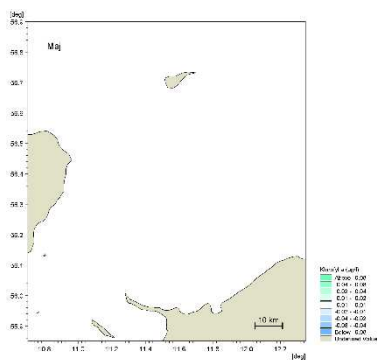


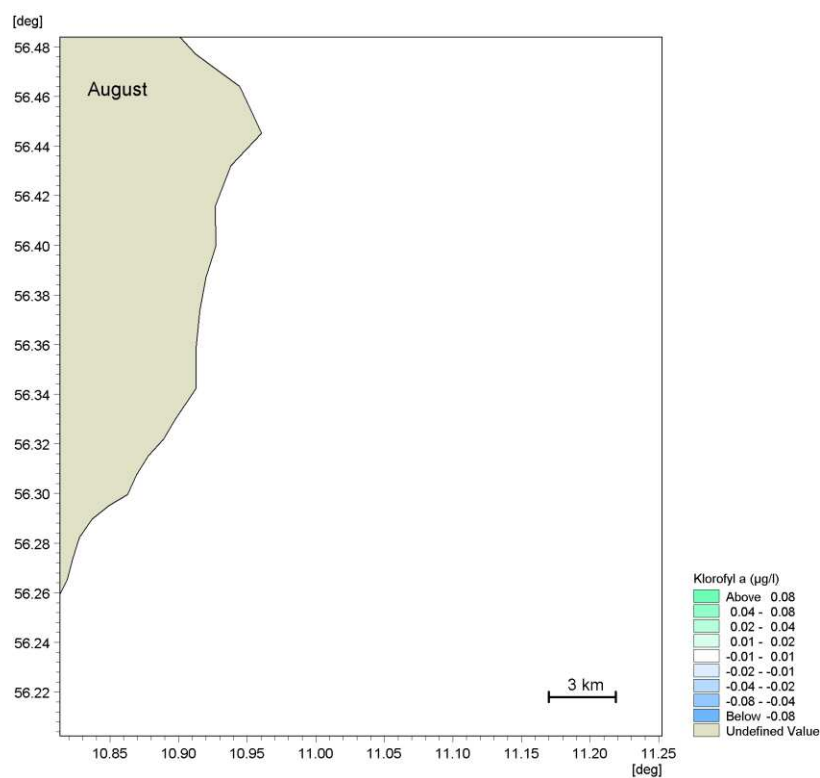
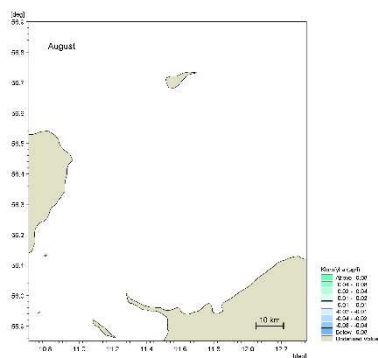
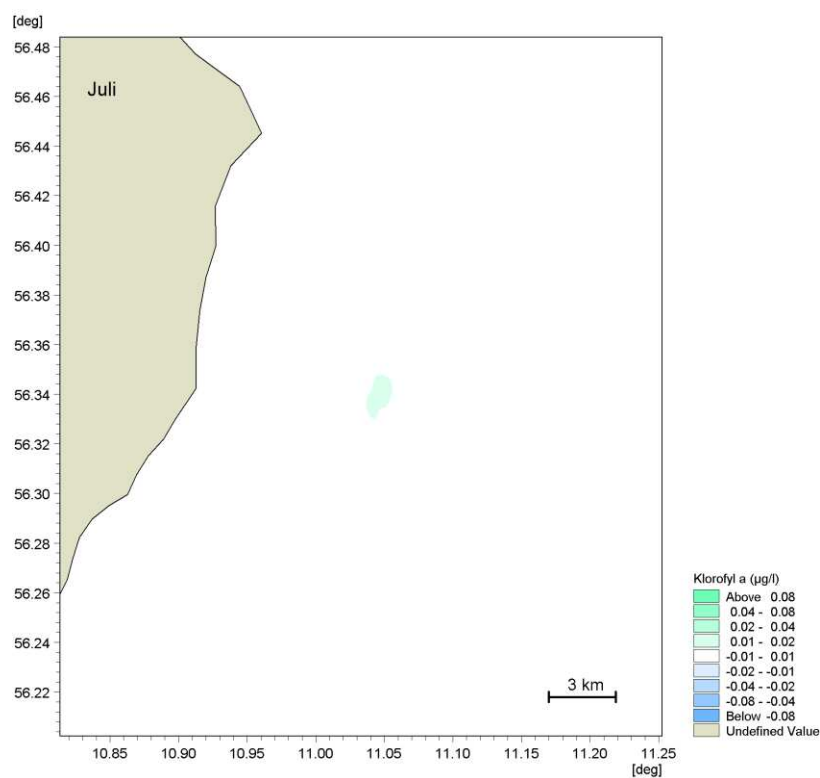
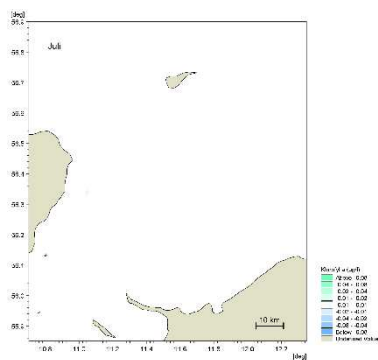
BILAG D – Månedskort for ændring i klorofyl

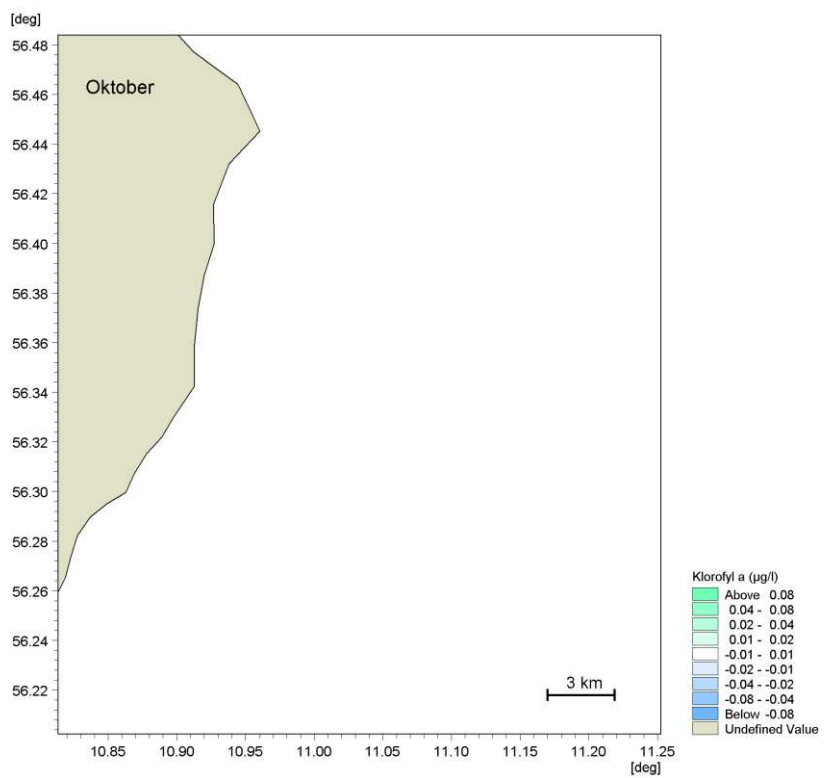
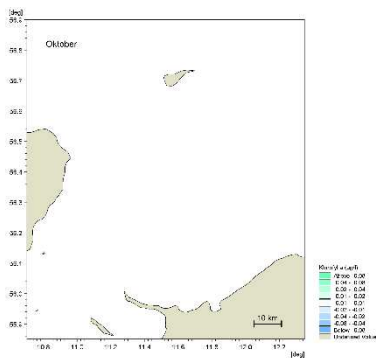
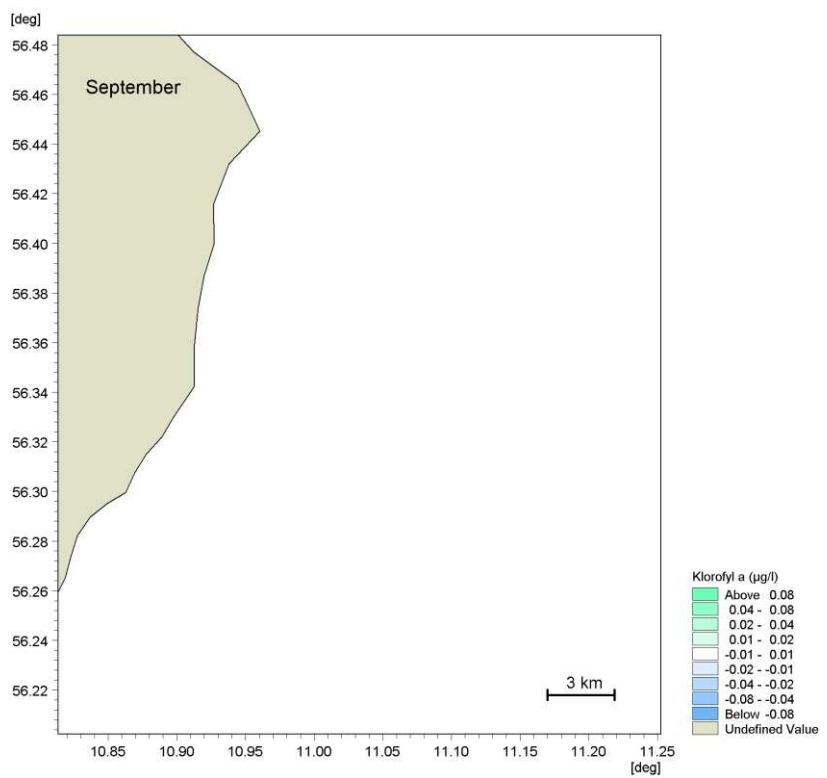
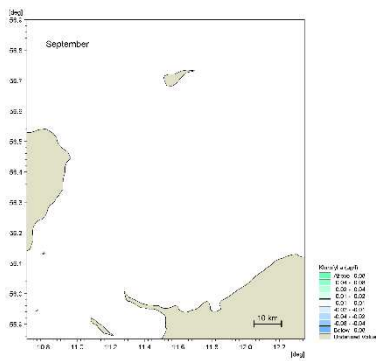
Geografisk udbredelse af ændring i overfladen

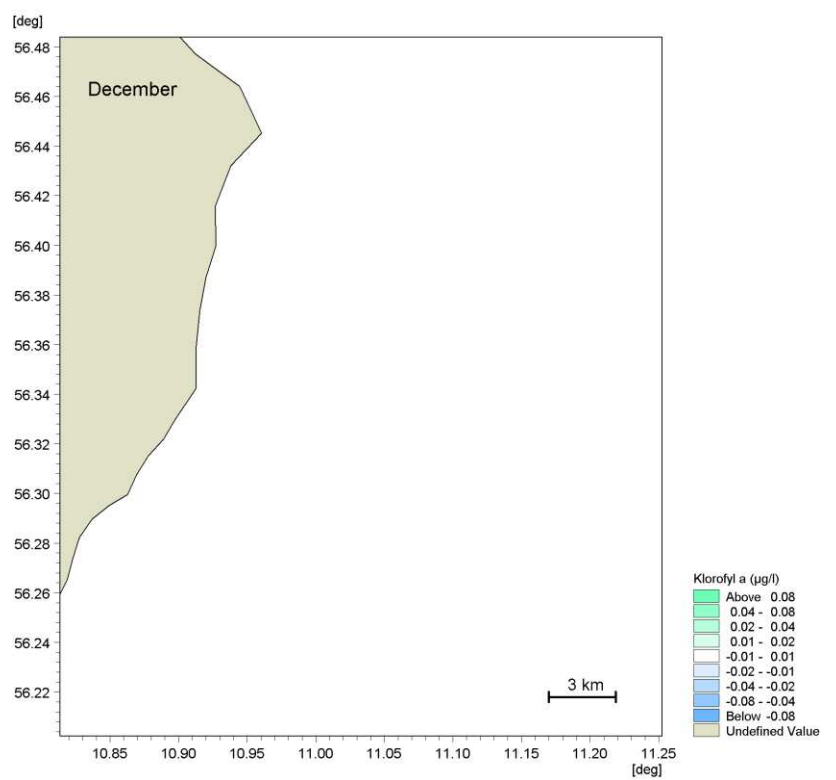
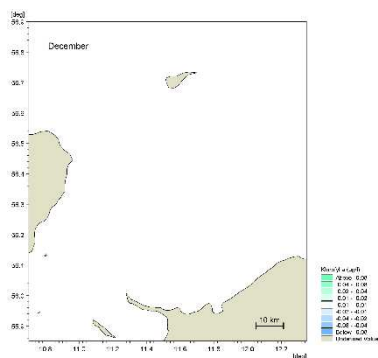
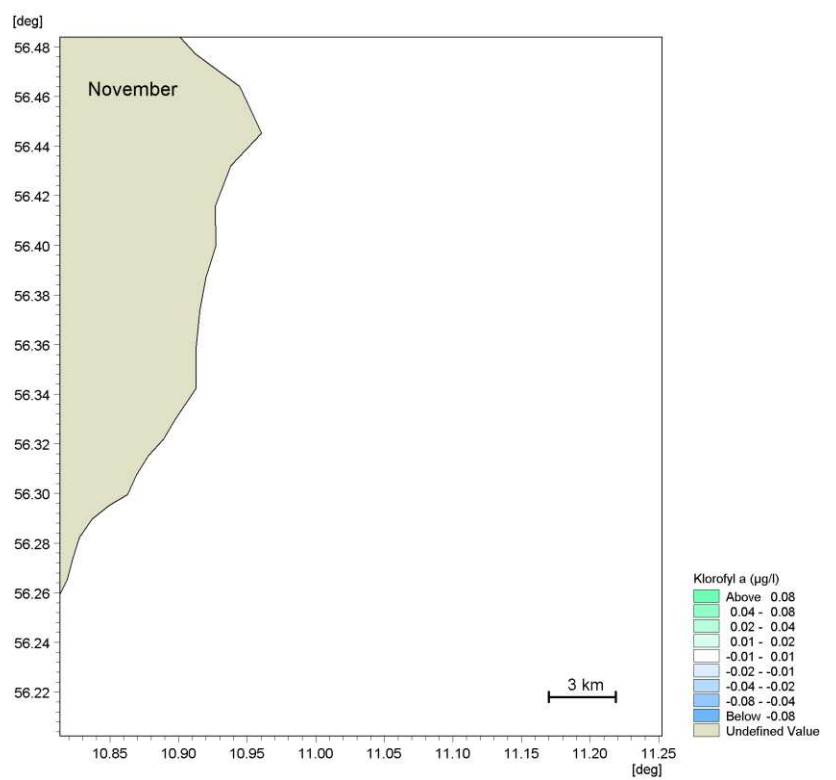
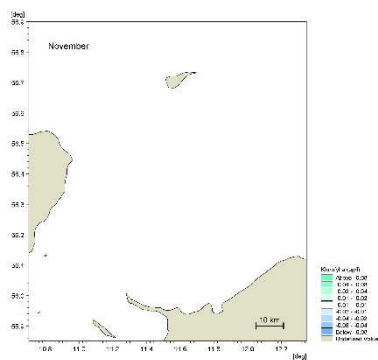
D Månedskort for ændring i klorofyl i overfladen

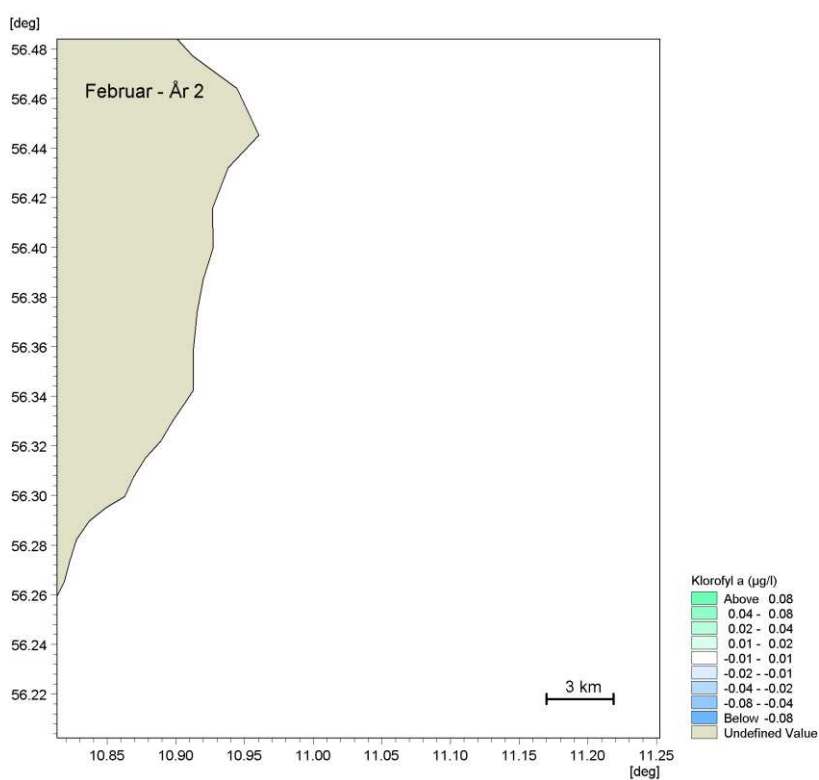
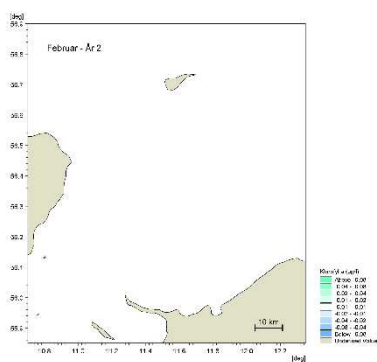
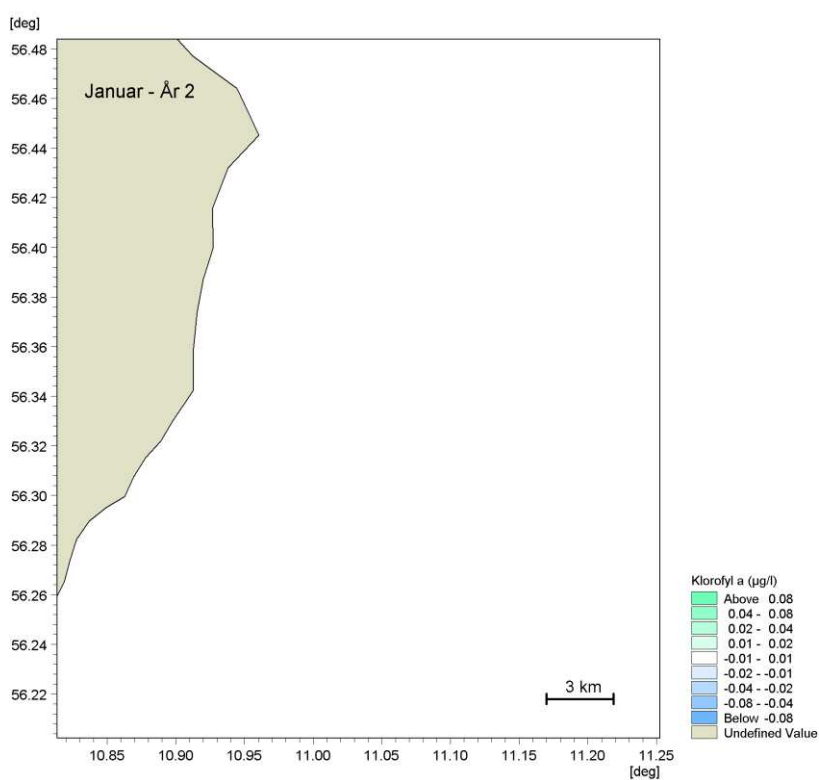
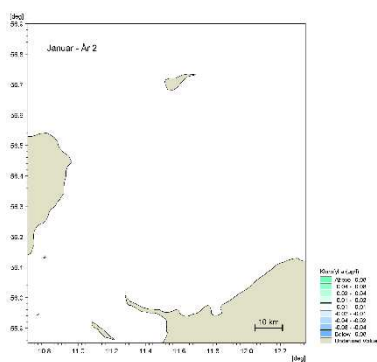


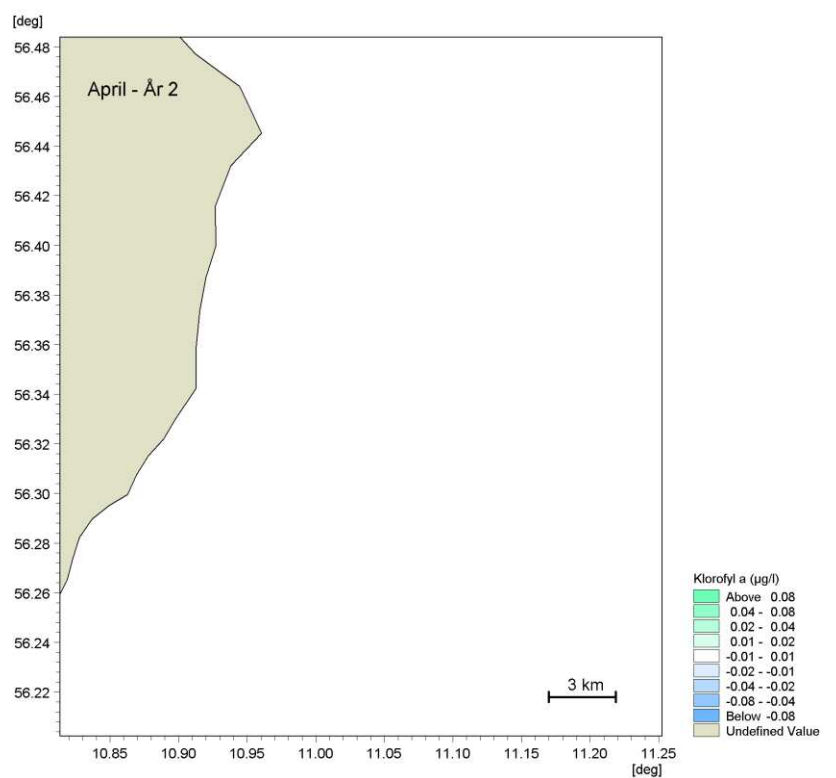
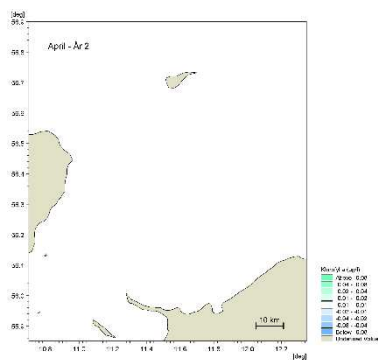
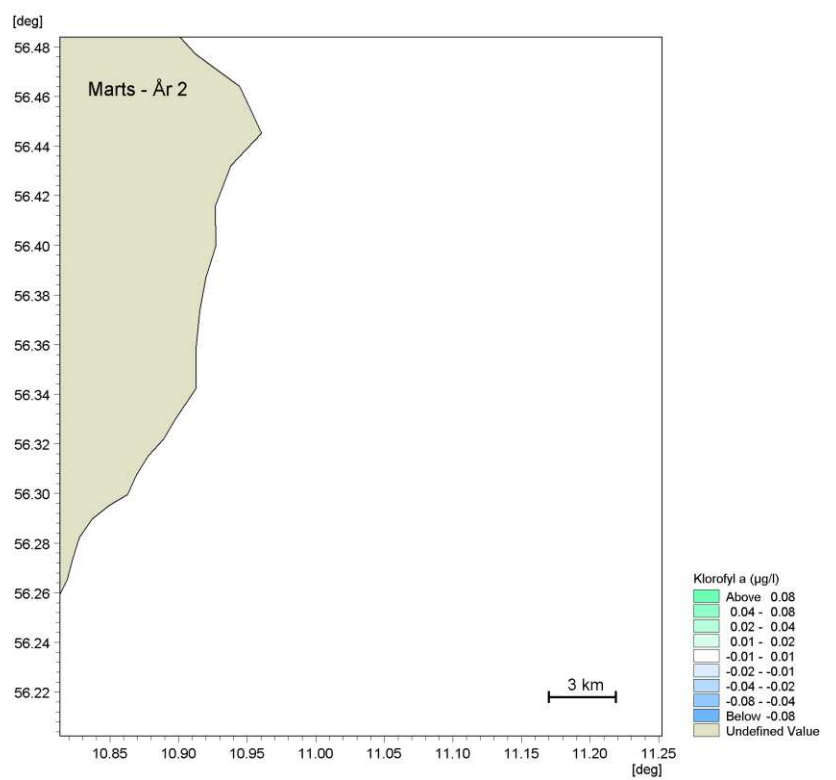
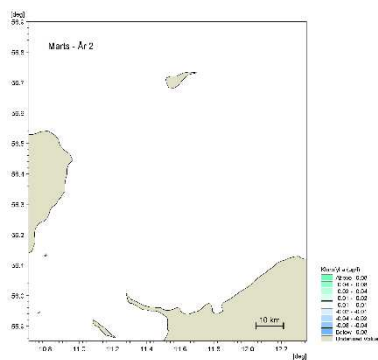








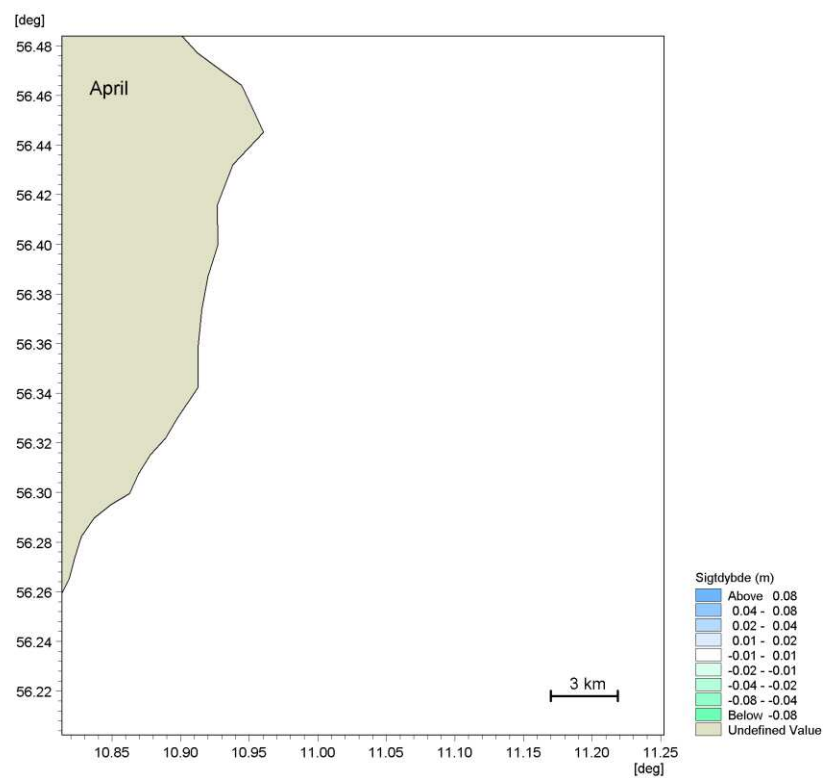
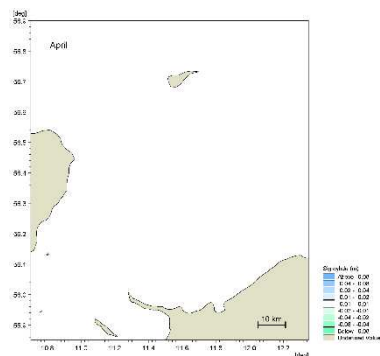
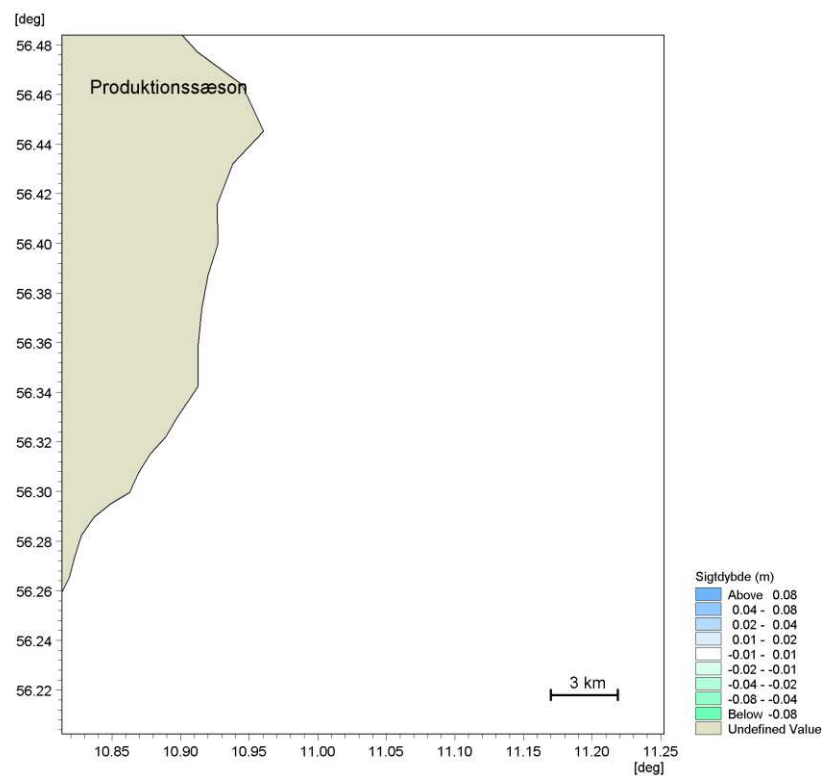
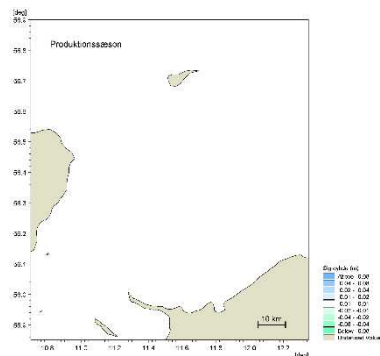


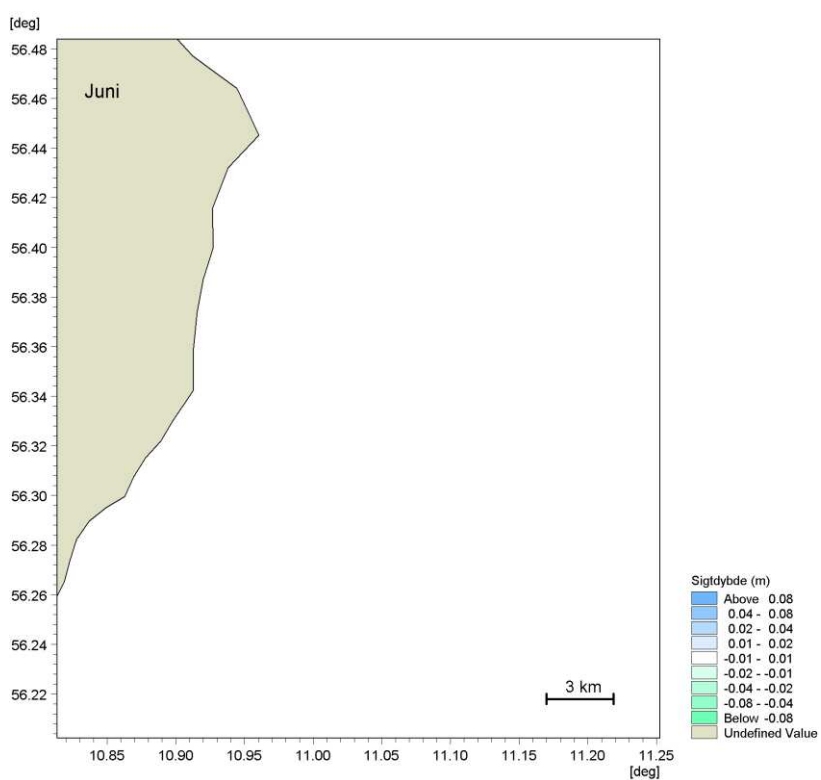
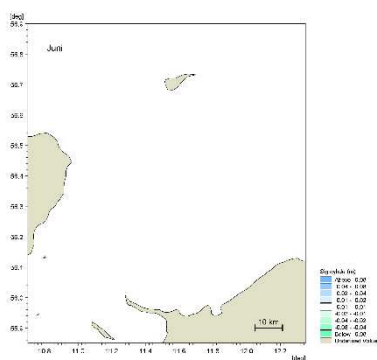
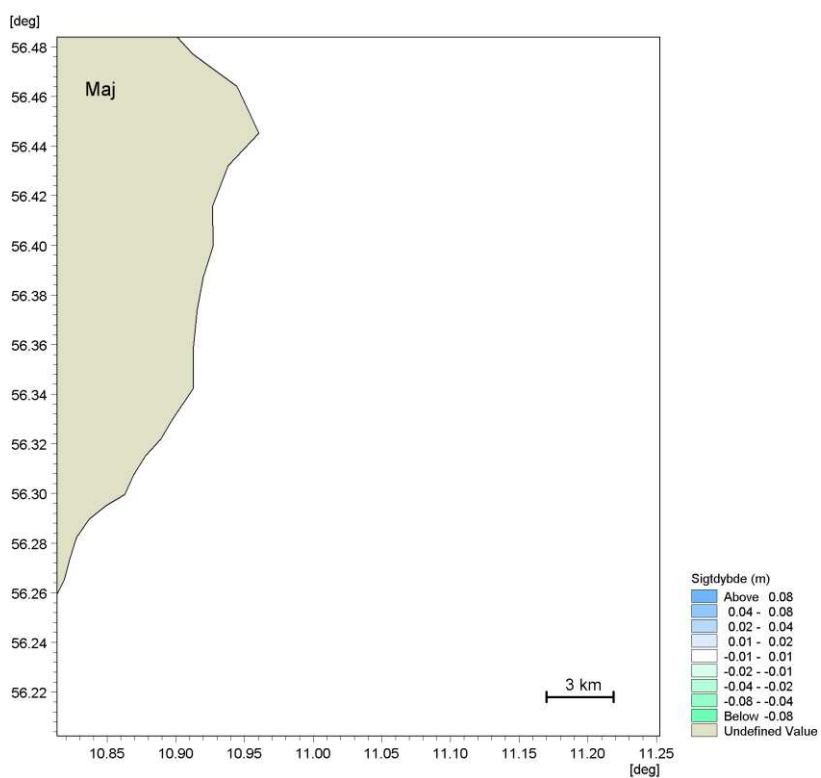
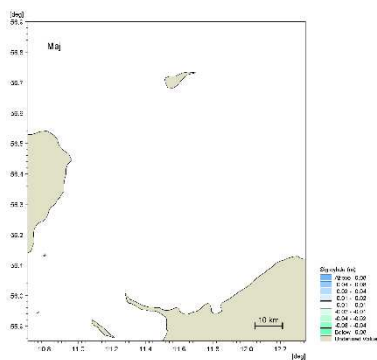


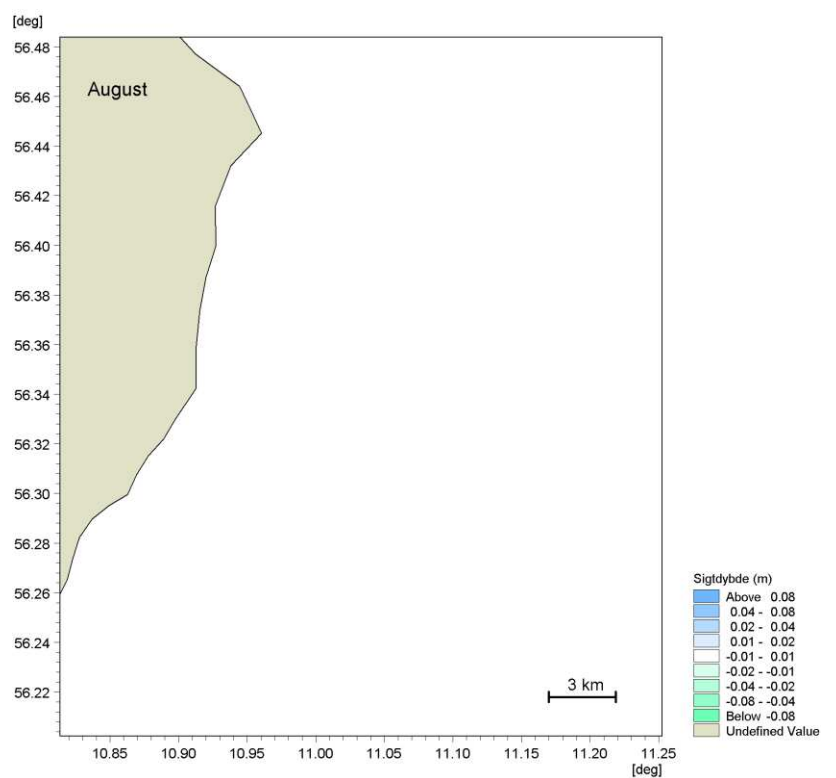
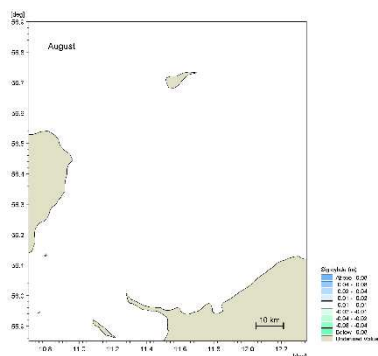
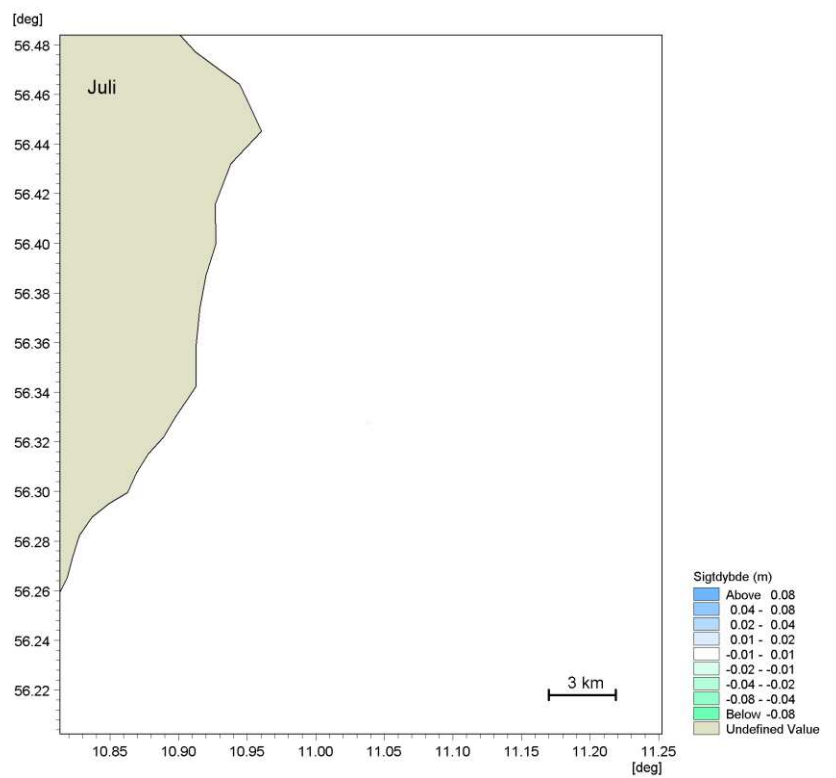
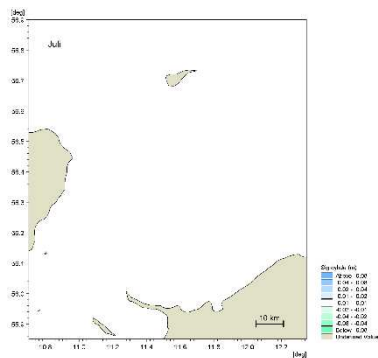
BILAG E – Månedskort for ændring i sigtedydbde

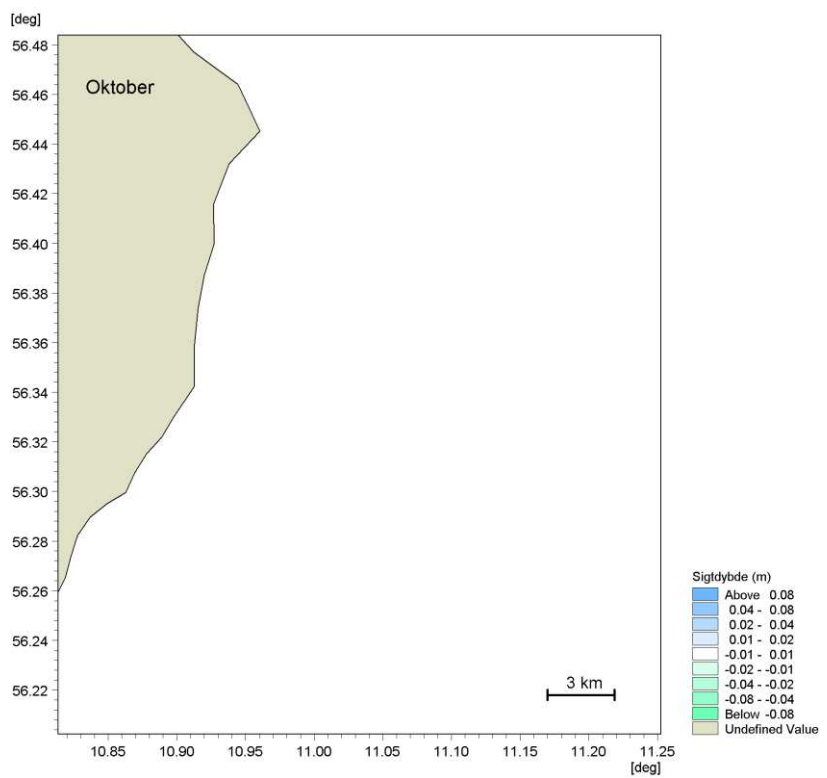
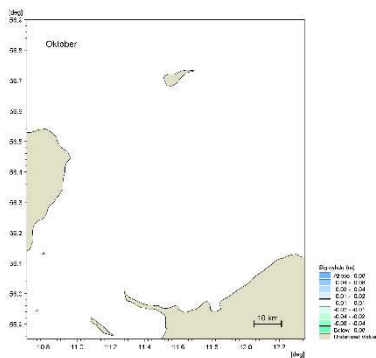
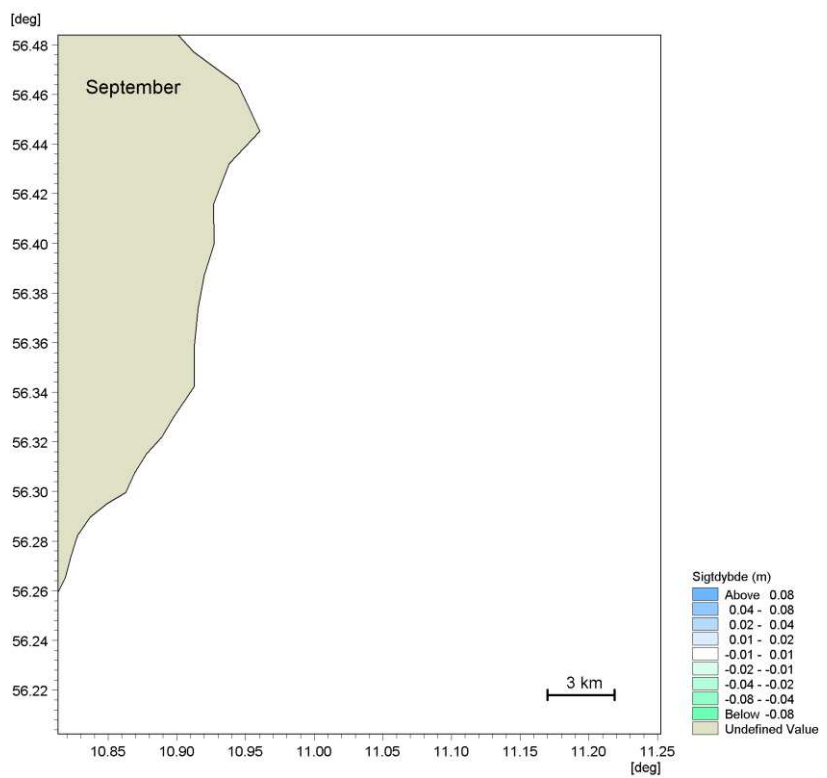
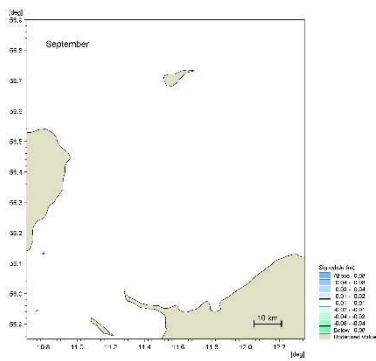
Geografisk udbredelse af ændring

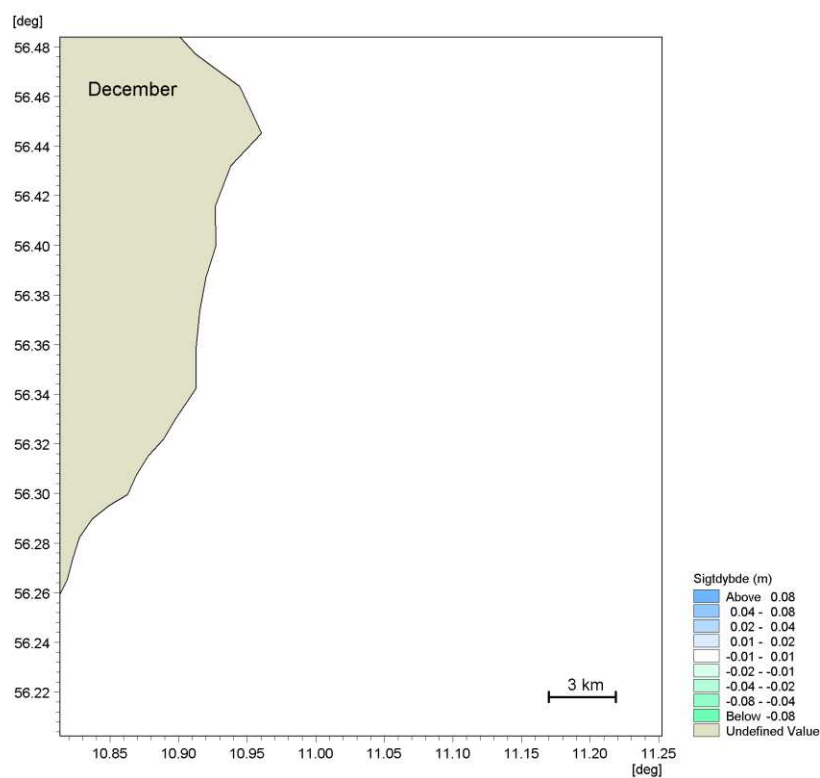
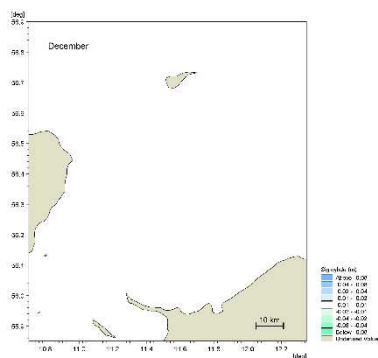
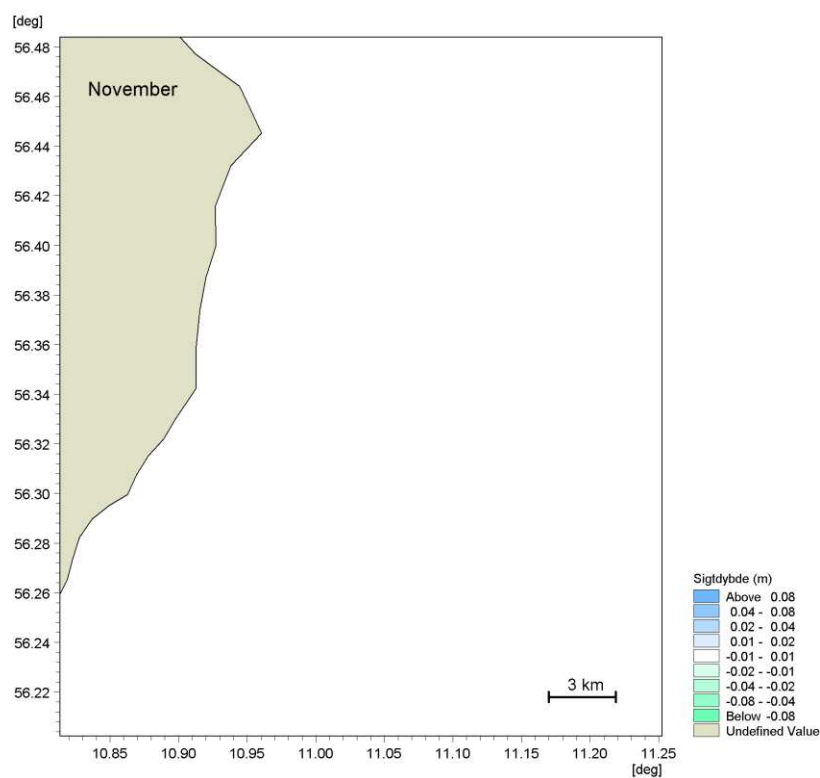
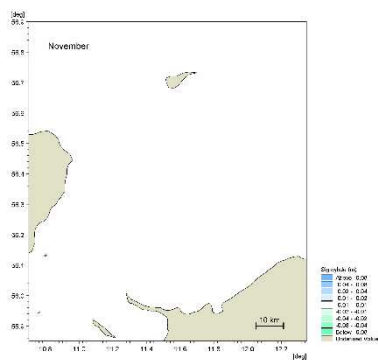
E Månedskort for ændring i sigtdybde

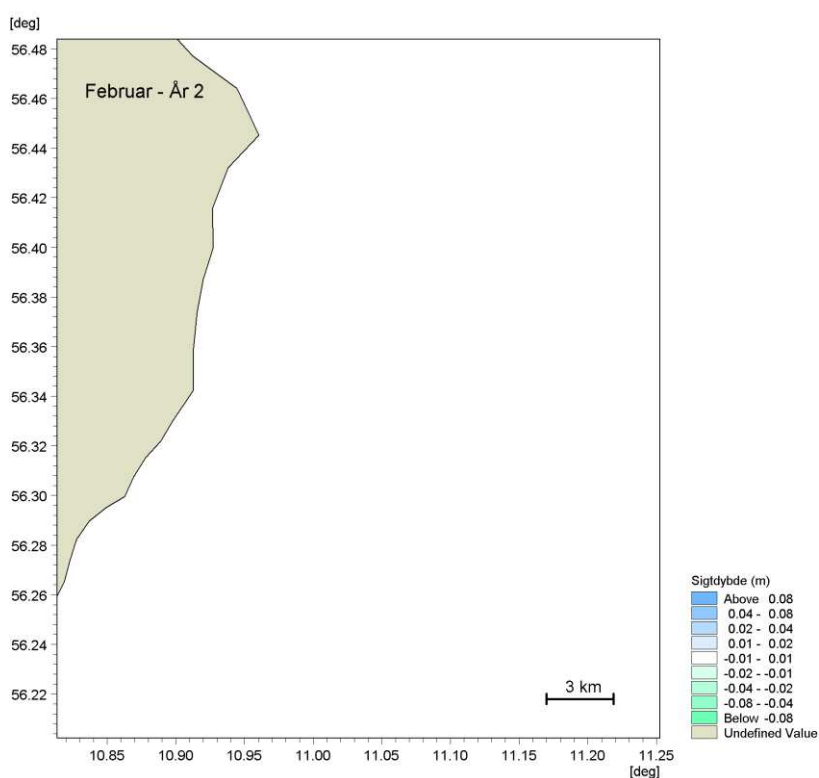
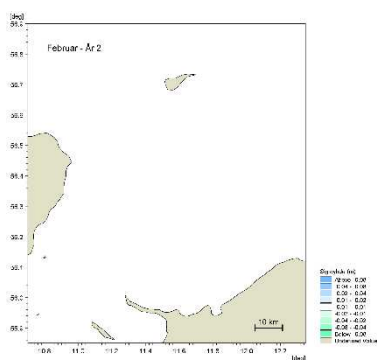
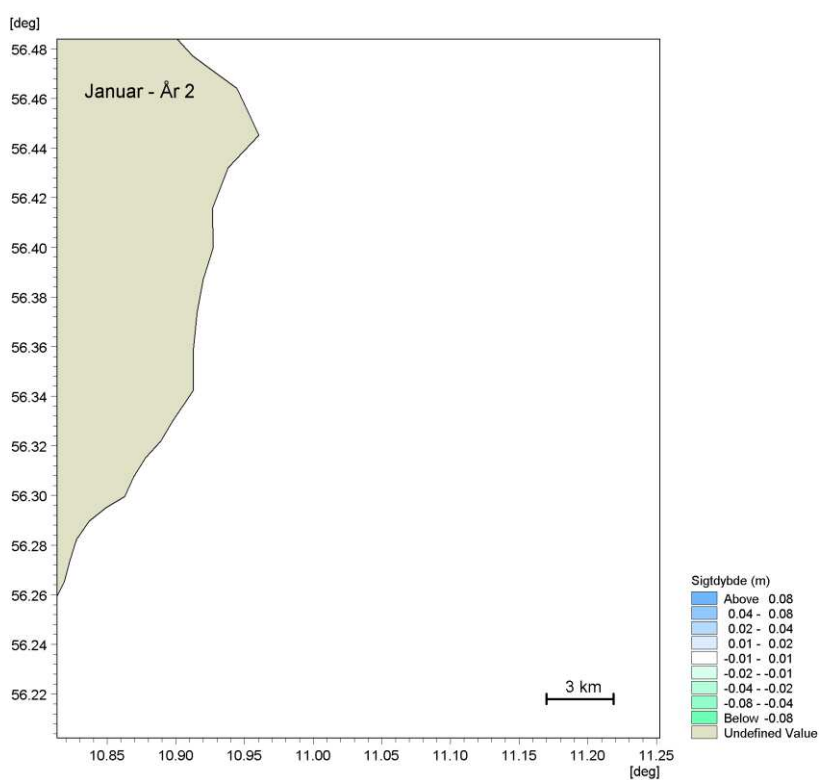
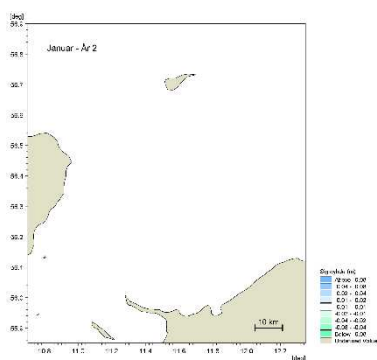


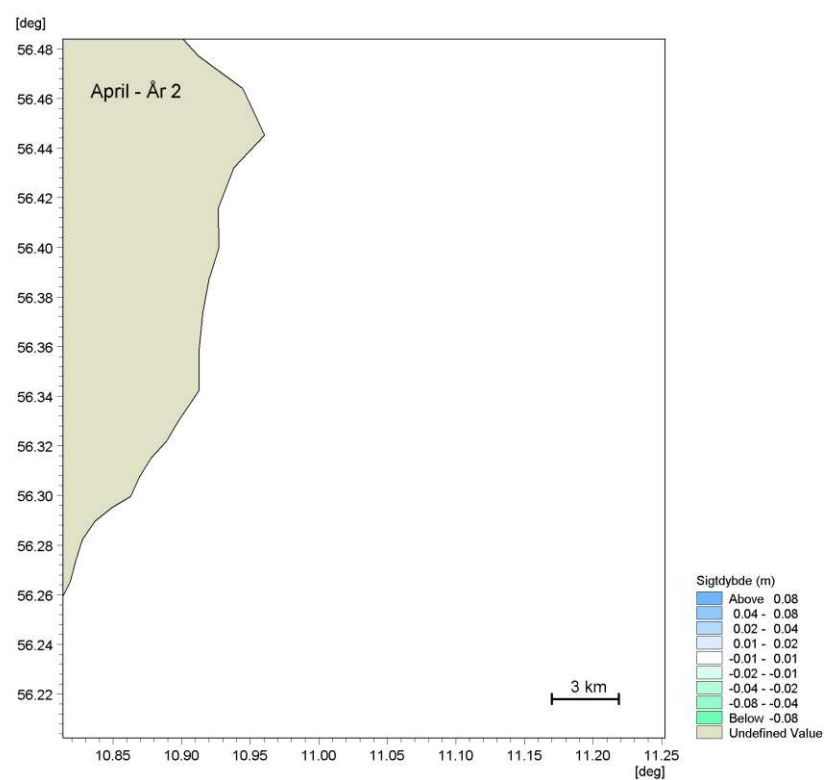
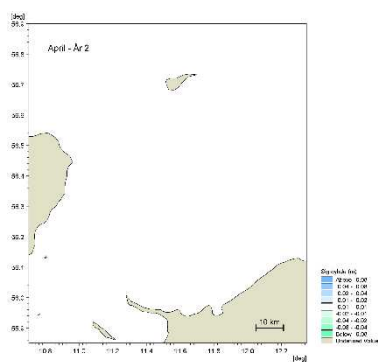
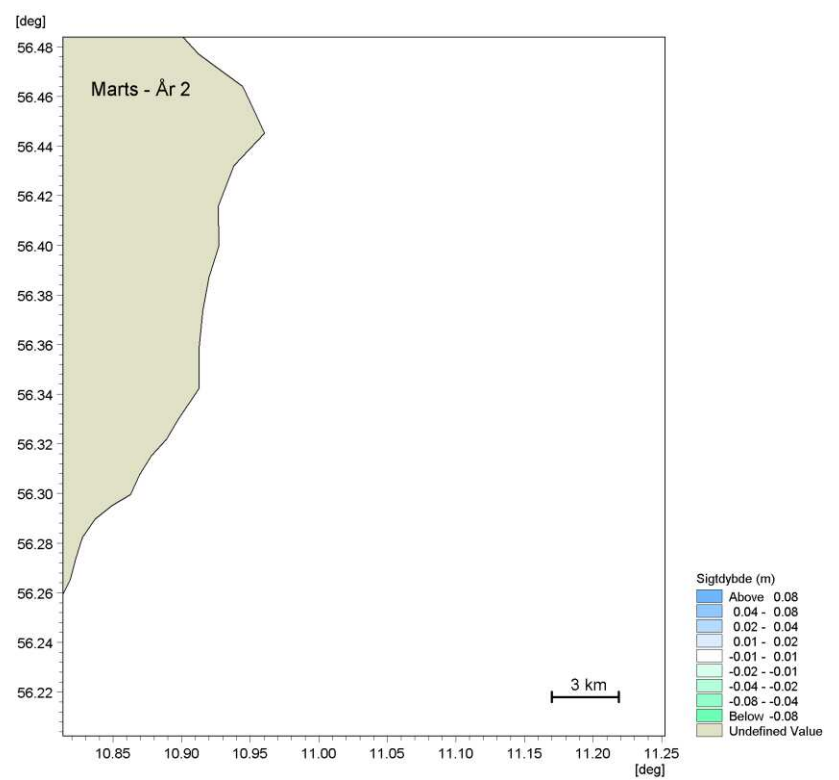
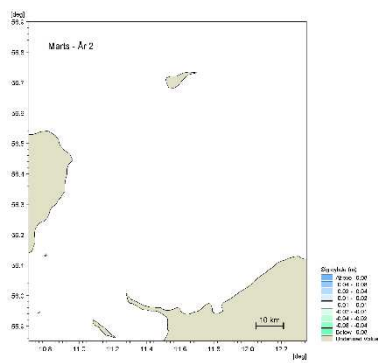








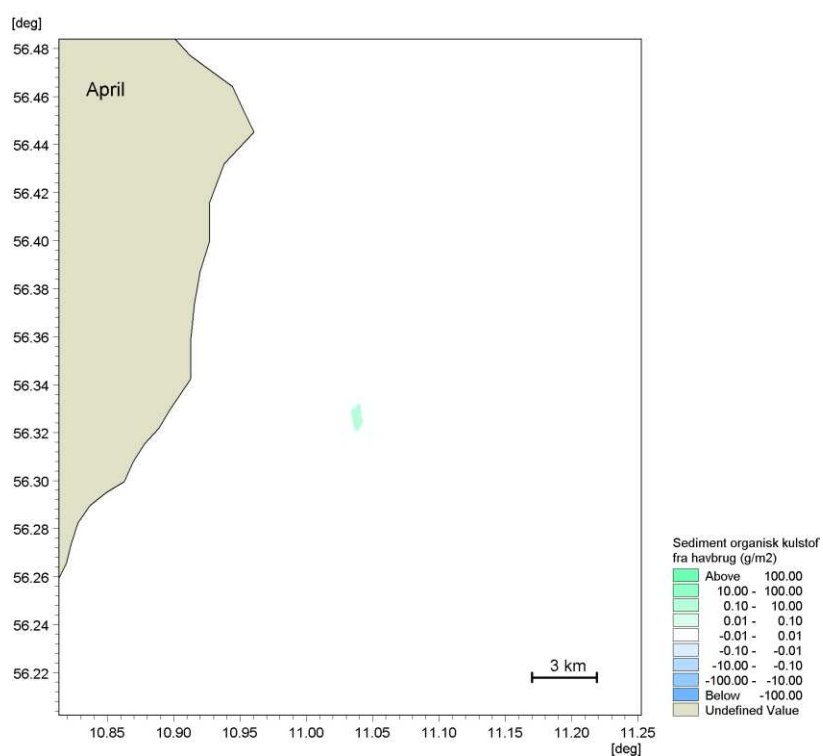
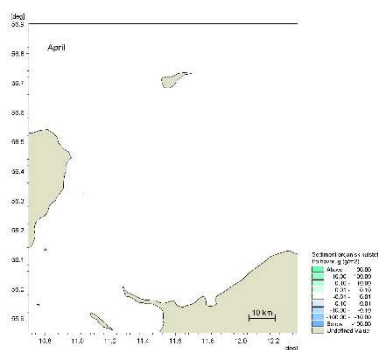
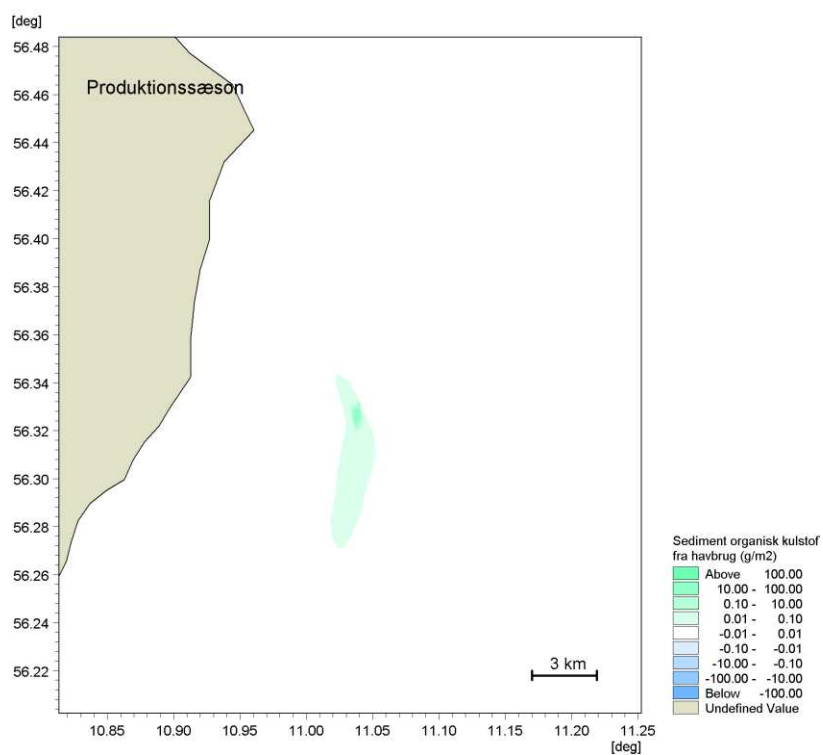
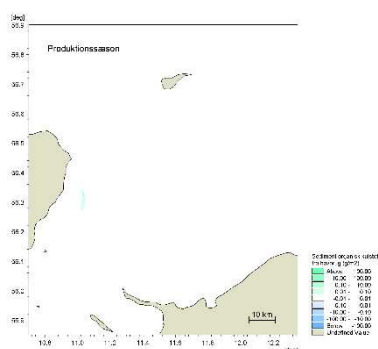


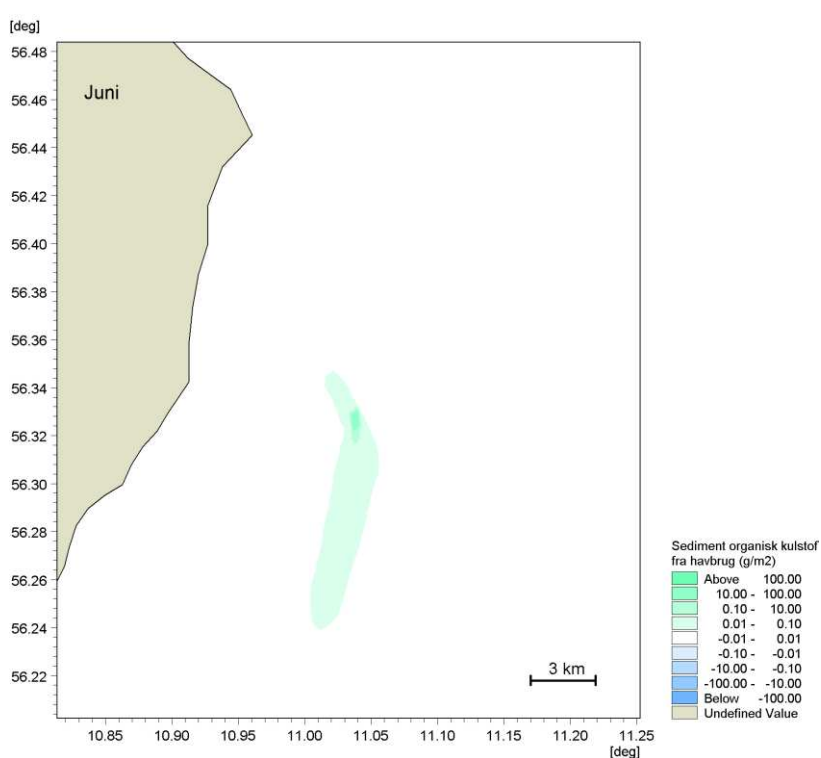
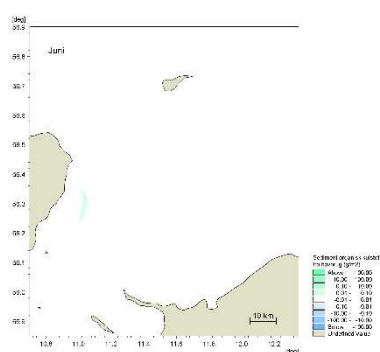
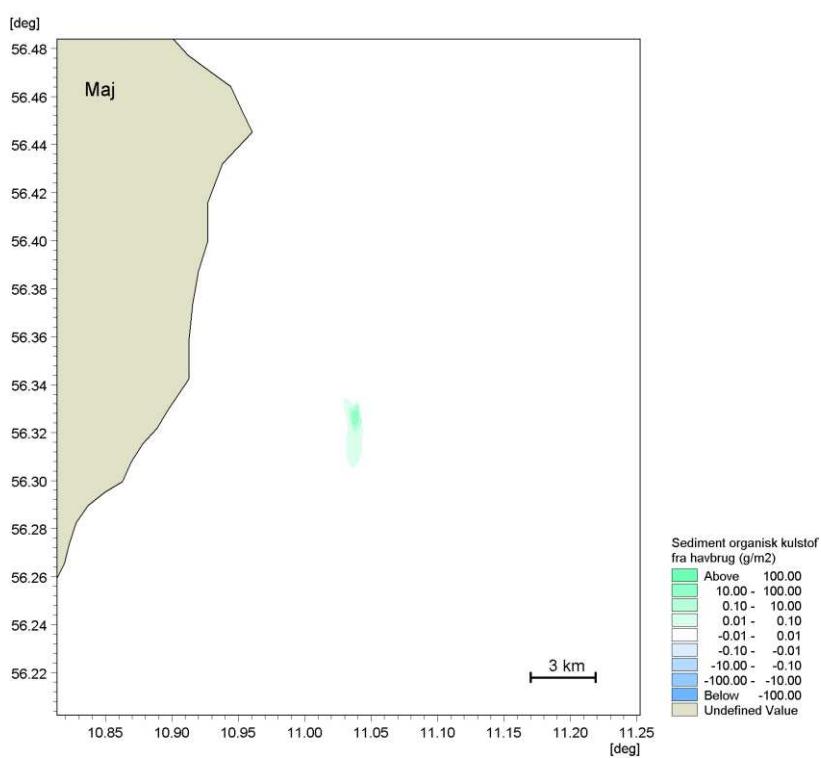
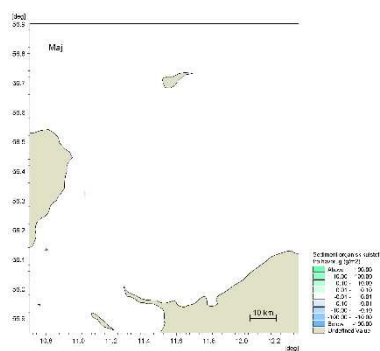


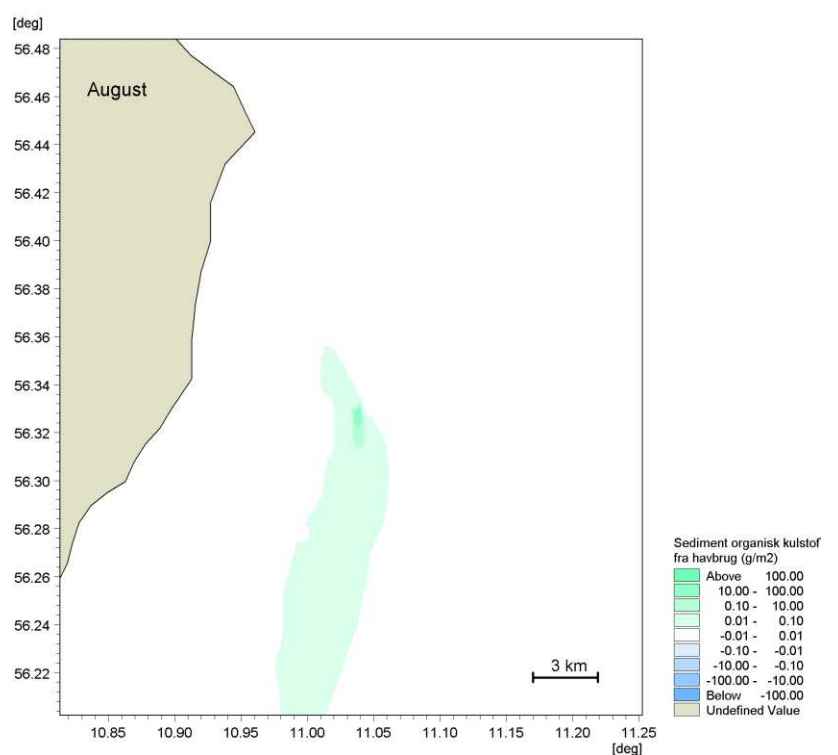
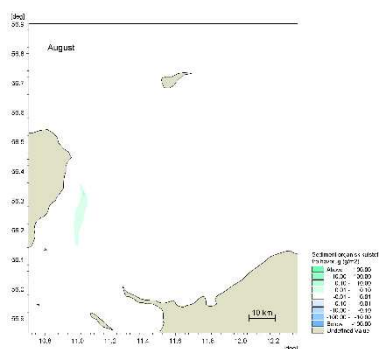
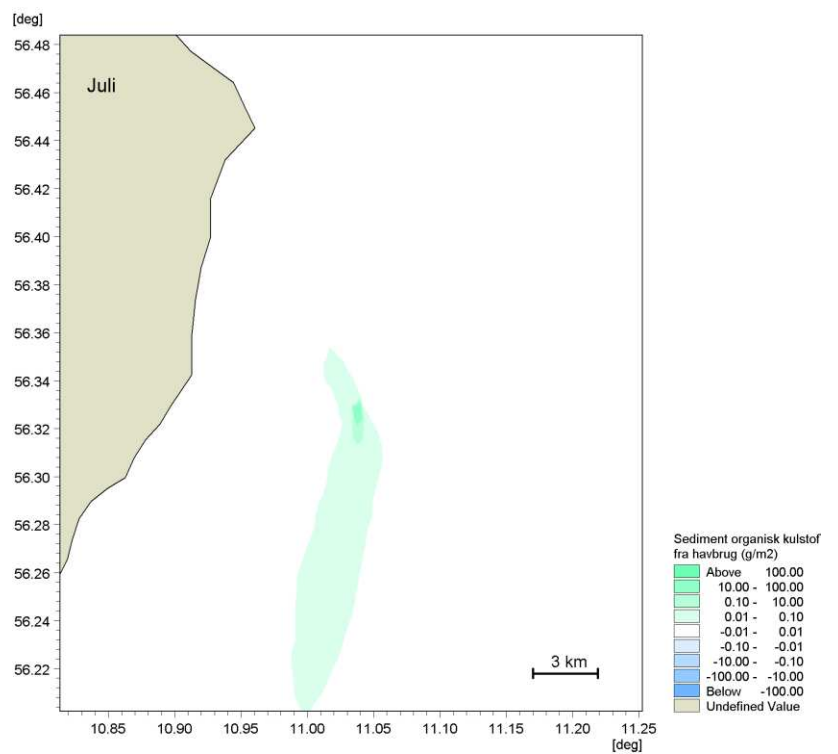
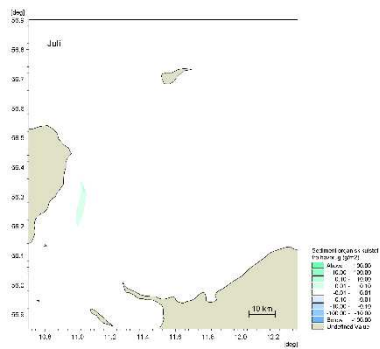
BILAG F – Månedskort for ændring i organisk kulstof i sedimentet

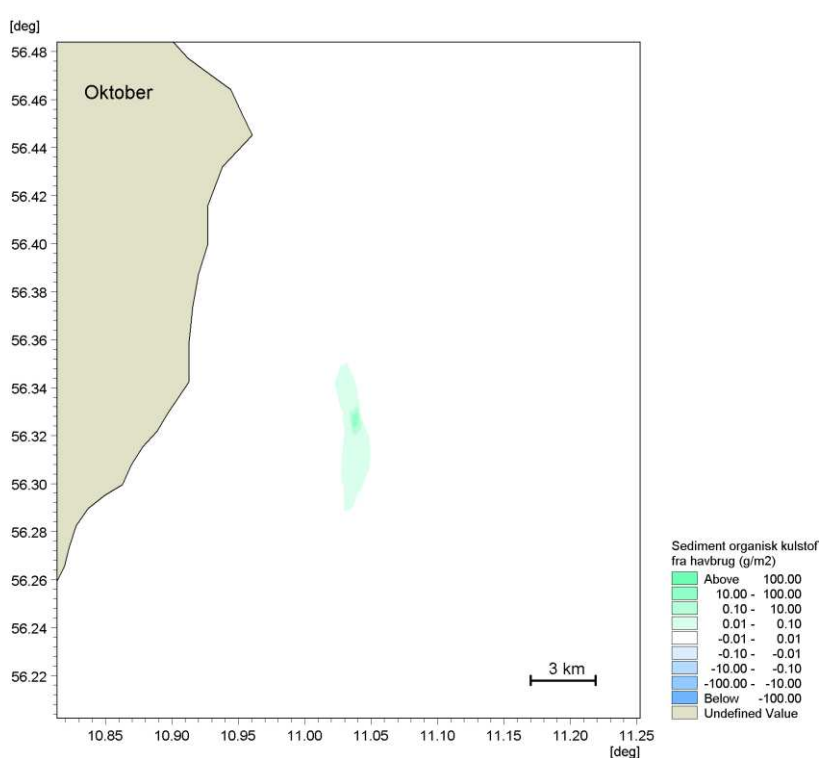
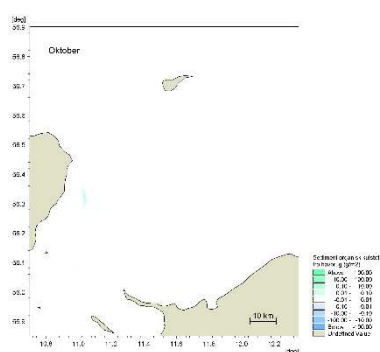
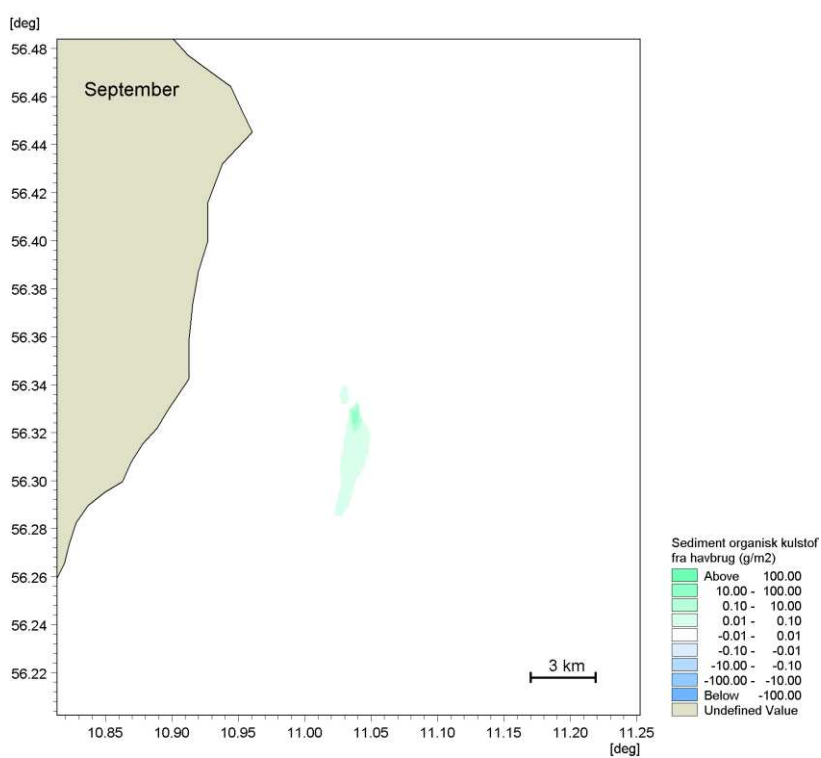
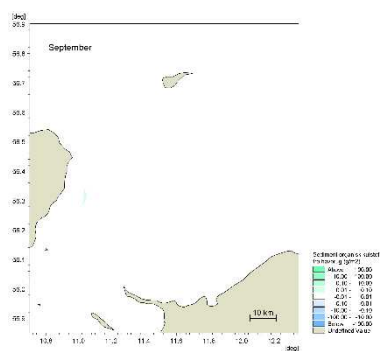
Geografisk udbredelse af ændring

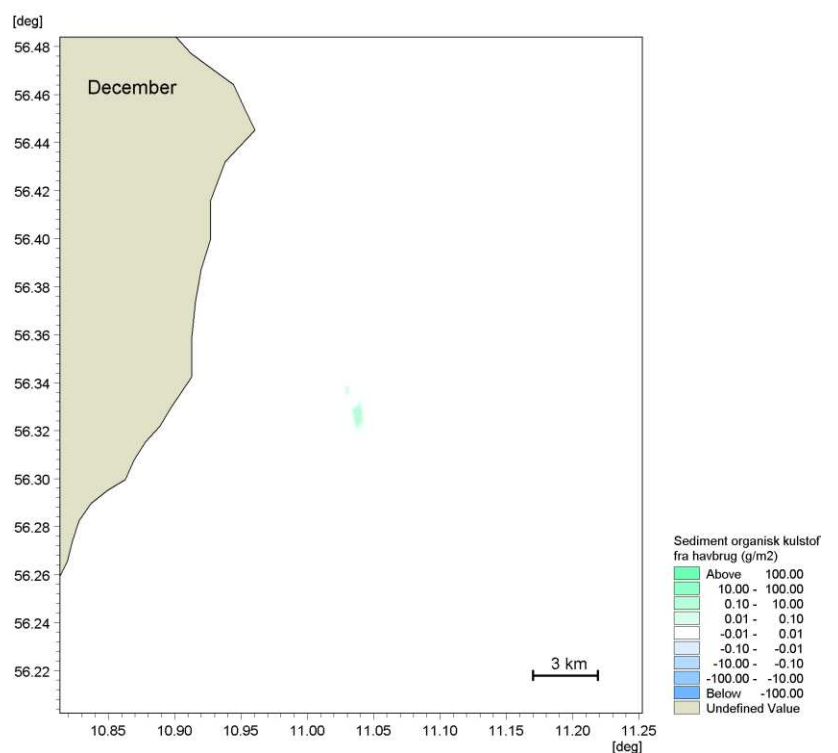
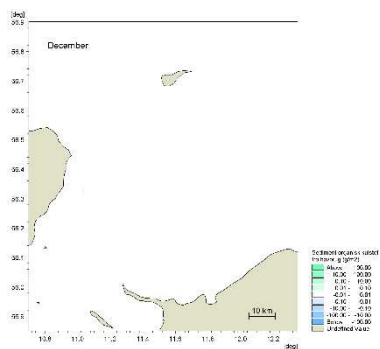
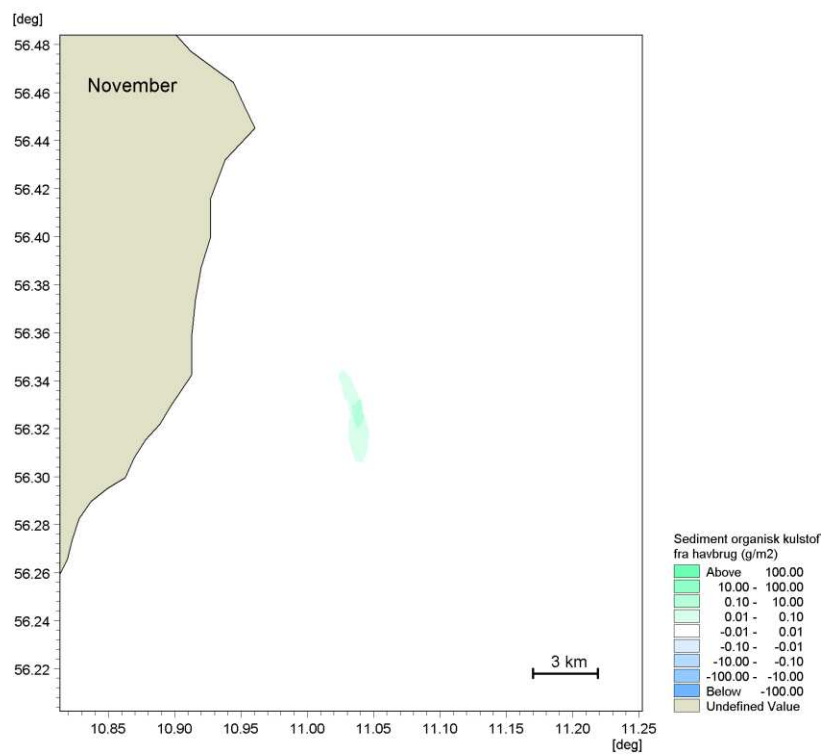
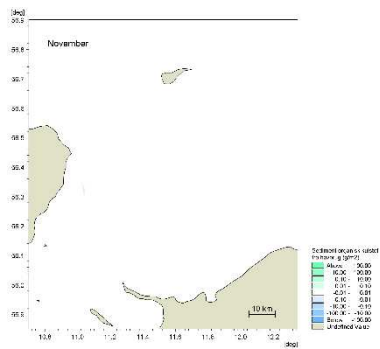
F Månedskort for ændring i organisk kulstof i sedimentet

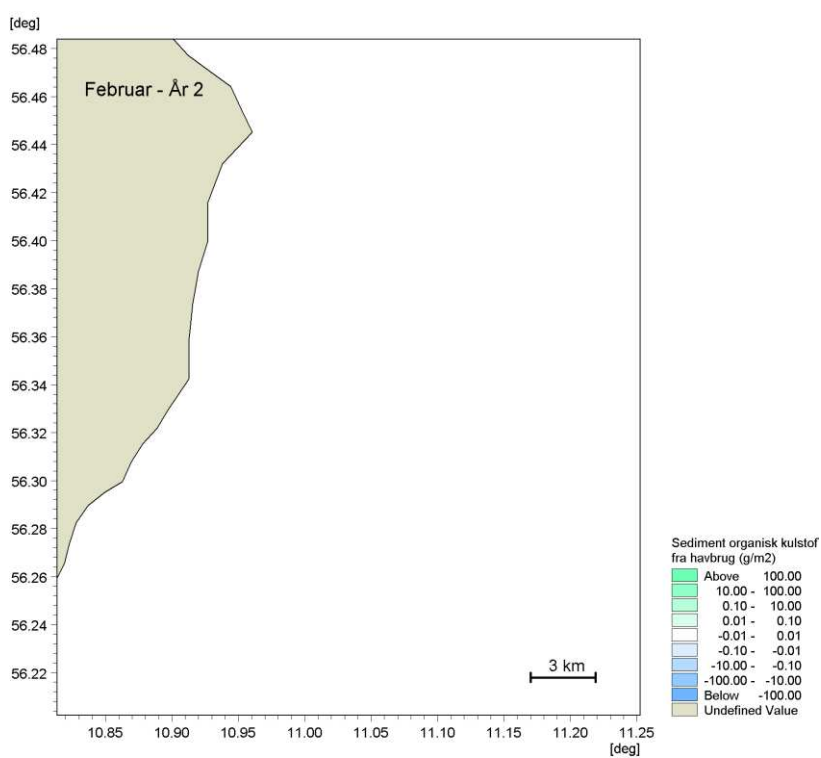
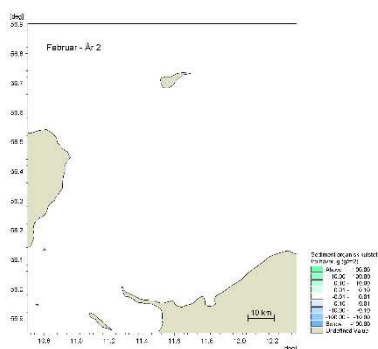
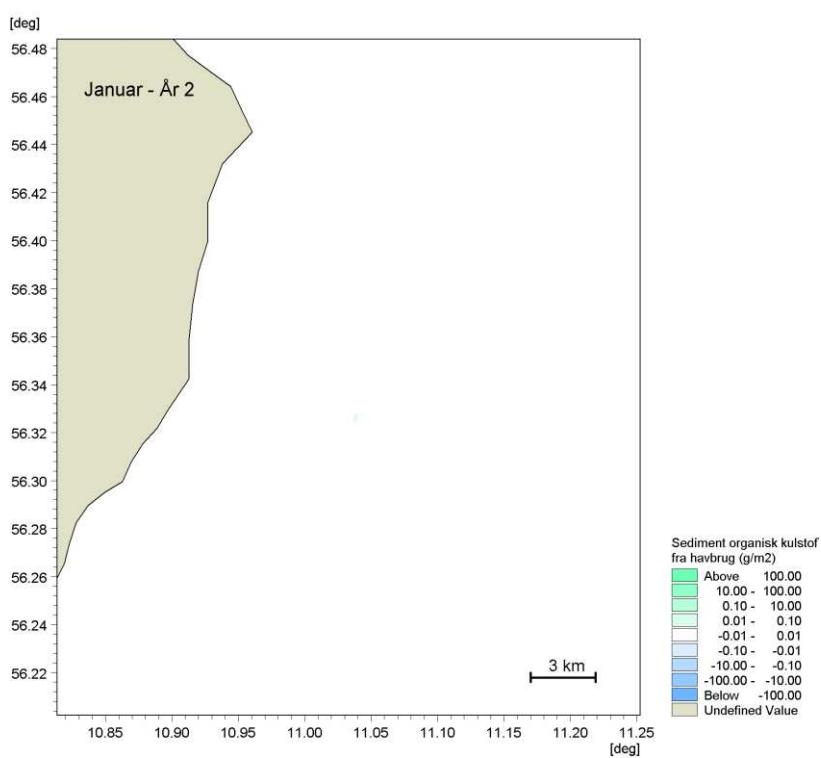
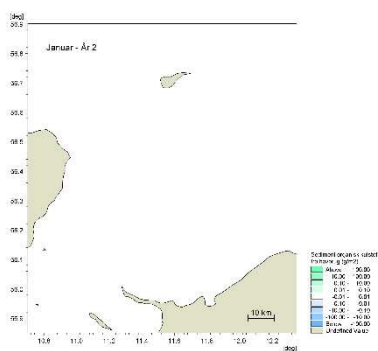


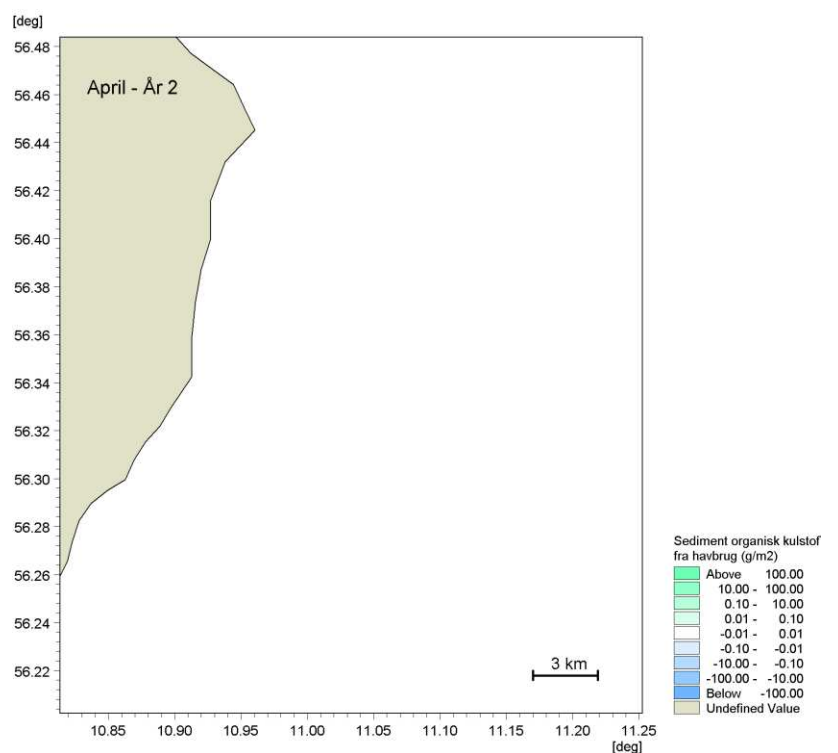
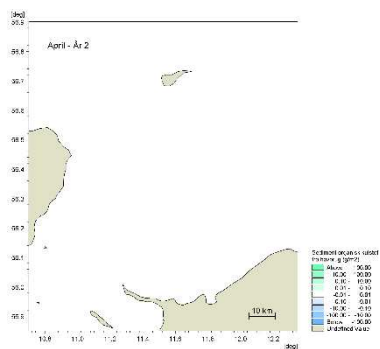
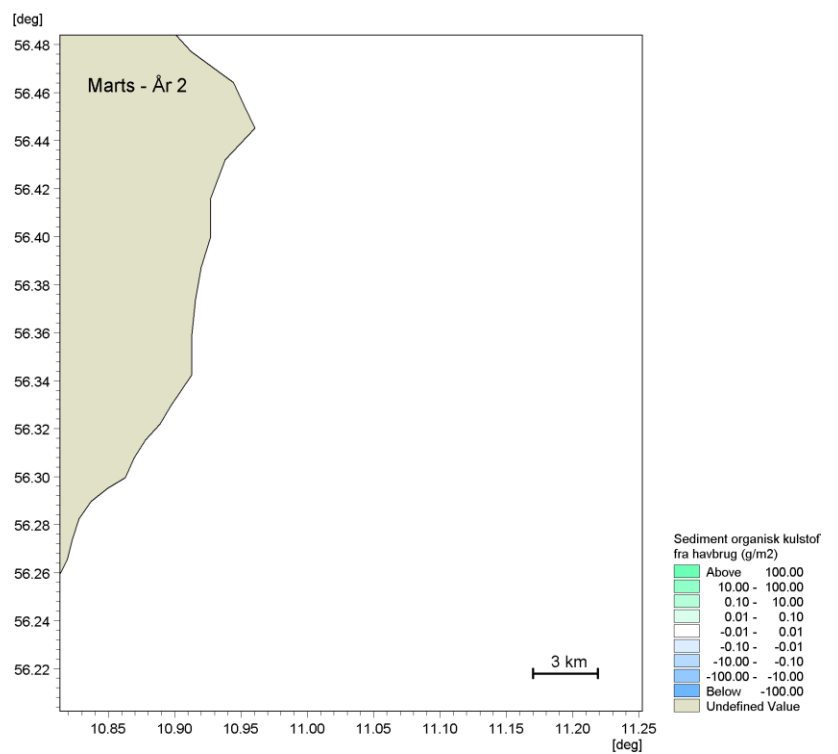
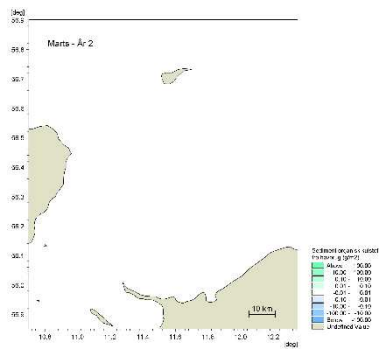








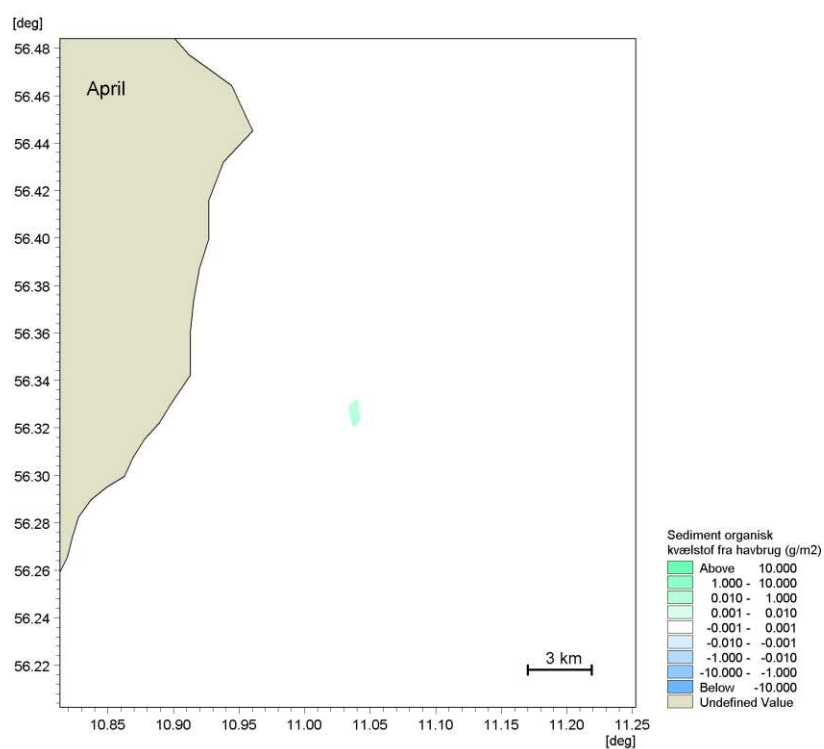


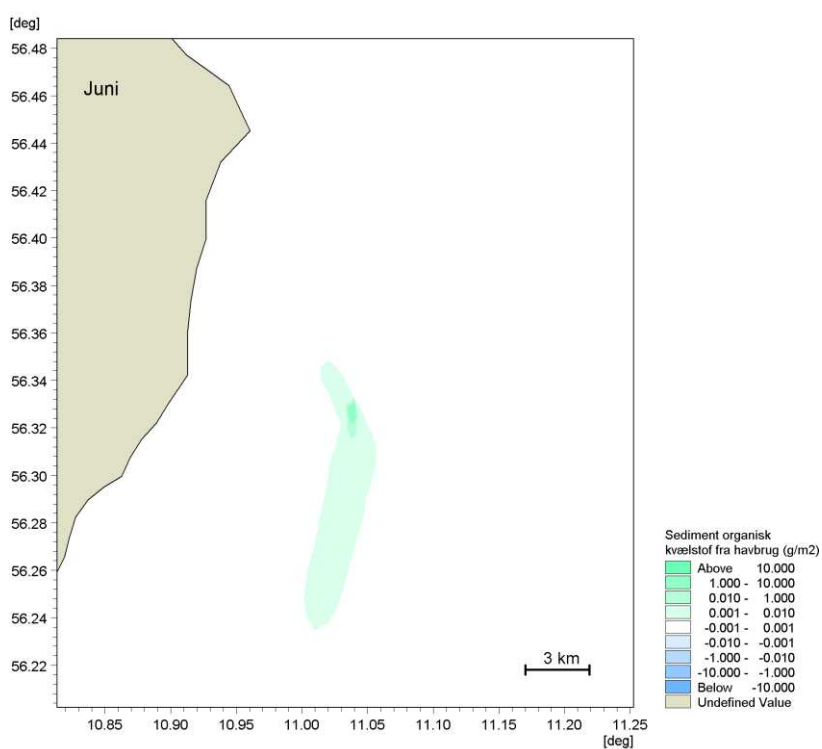
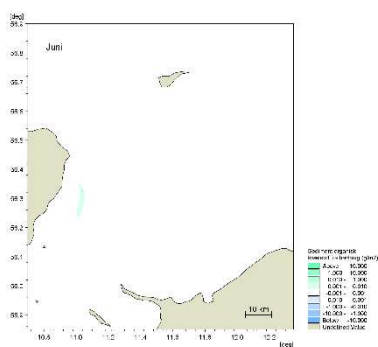
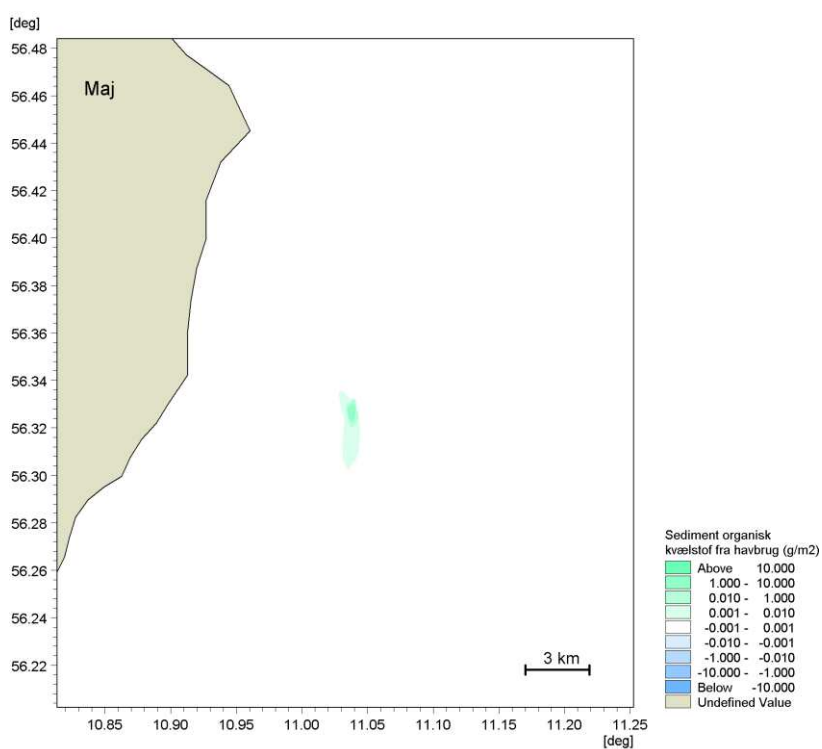
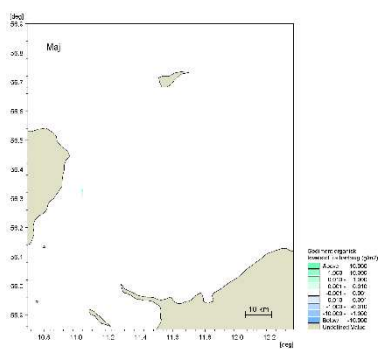


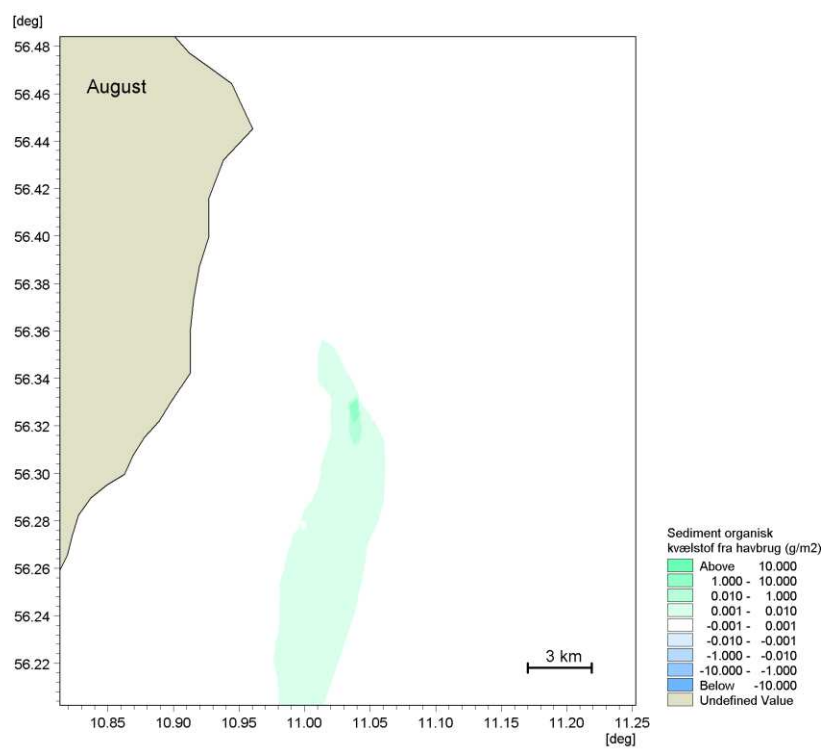
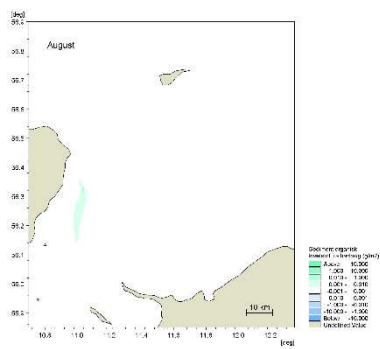
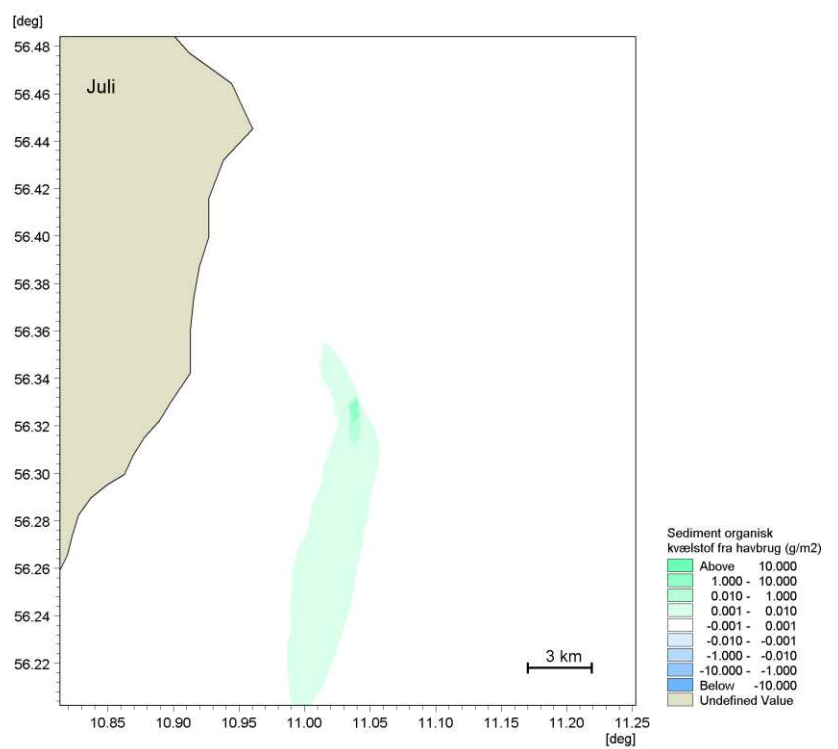
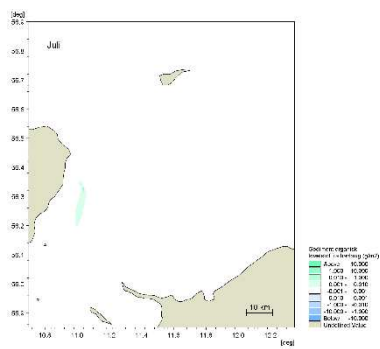
BILAG G – Månedskort for ændring i organisk kvælstof i sedimentet

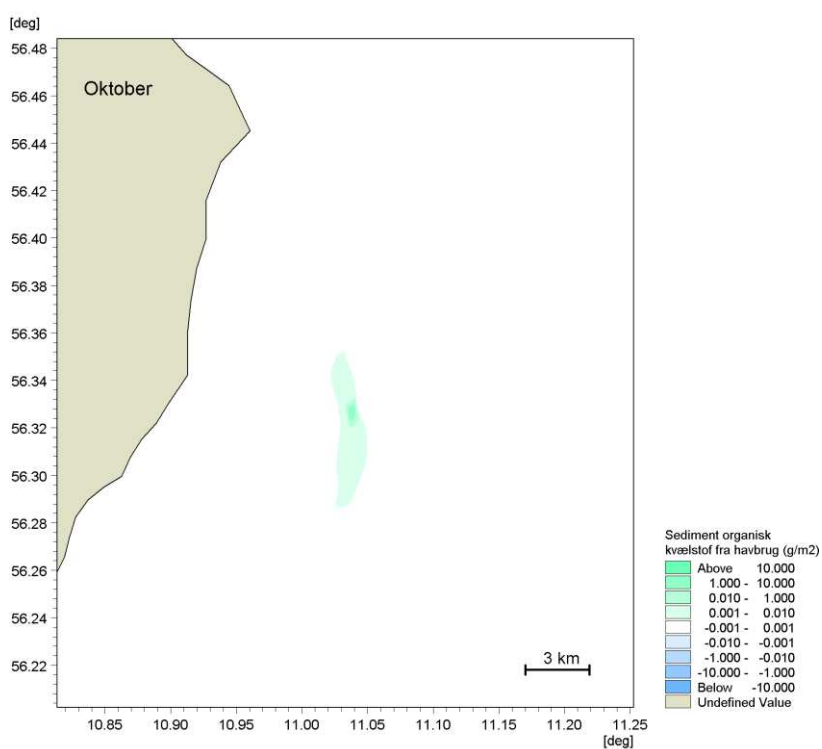
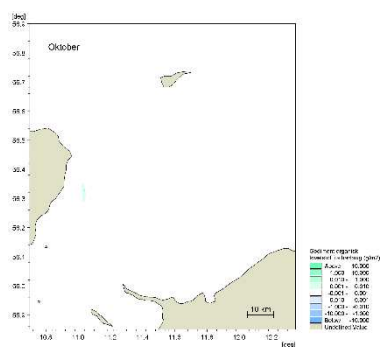
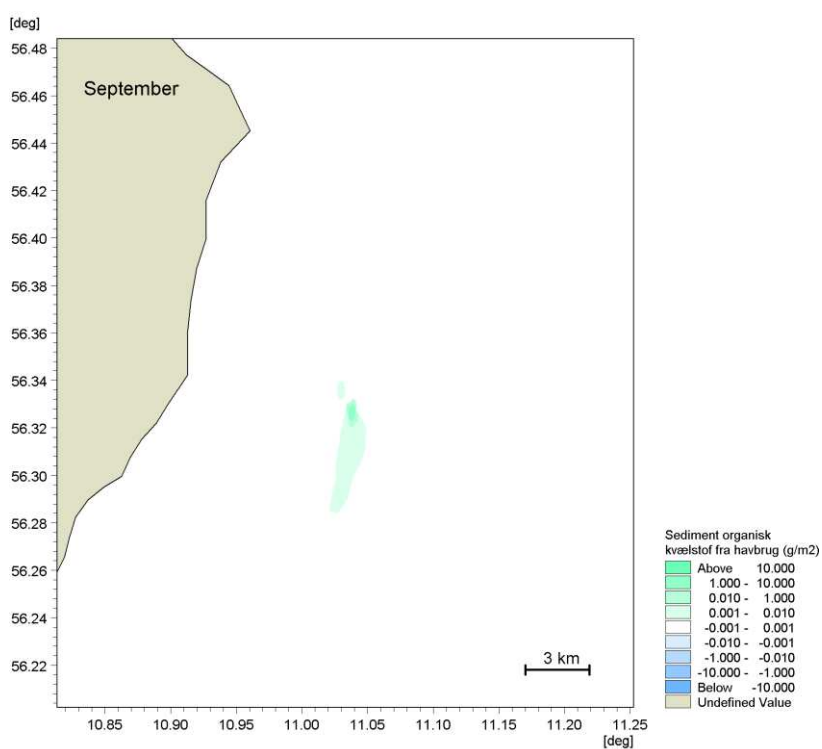
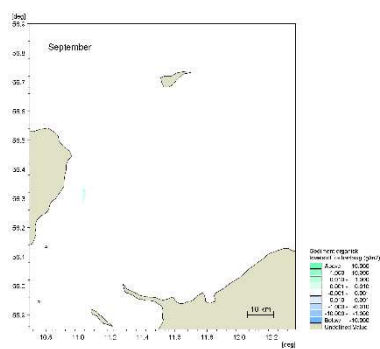
Geografisk udbredelse af ændring

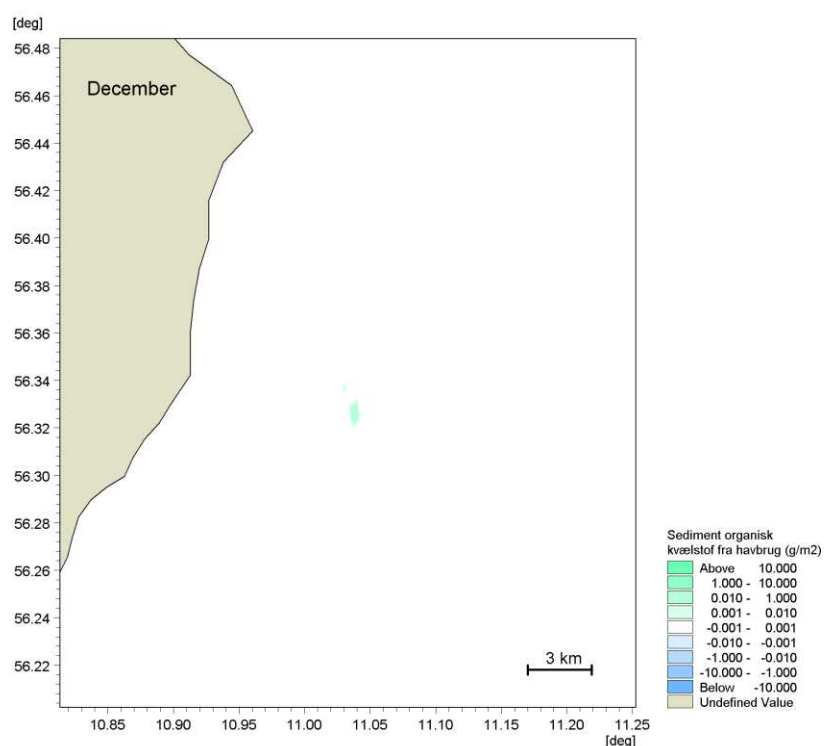
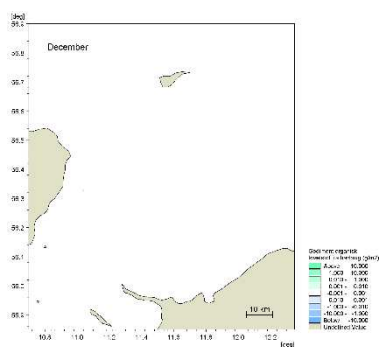
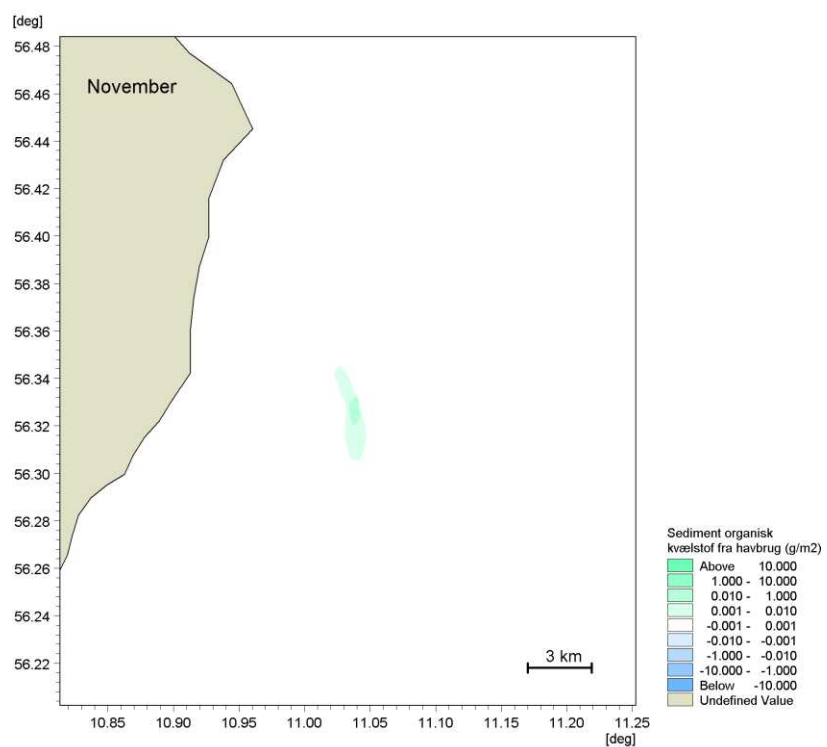
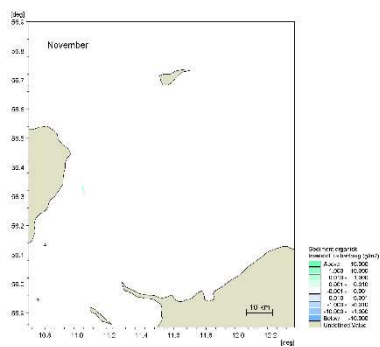
G Månedskort for ændring i organisk kvælstof i sedimentet

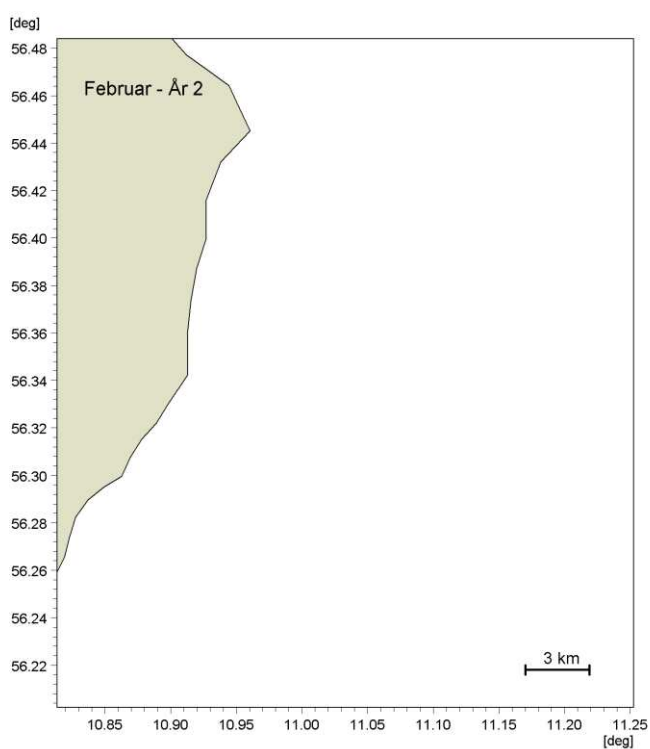
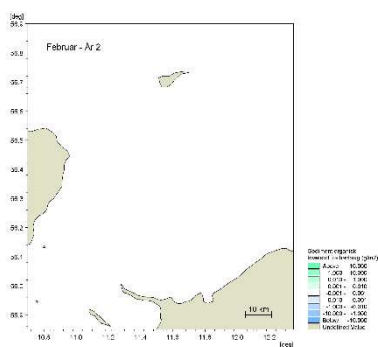
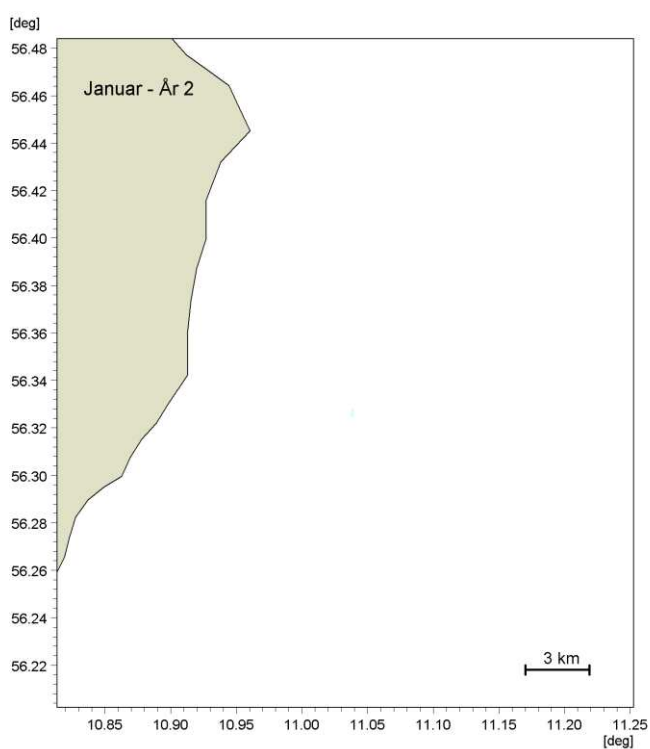
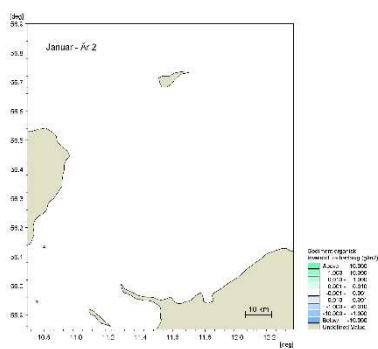


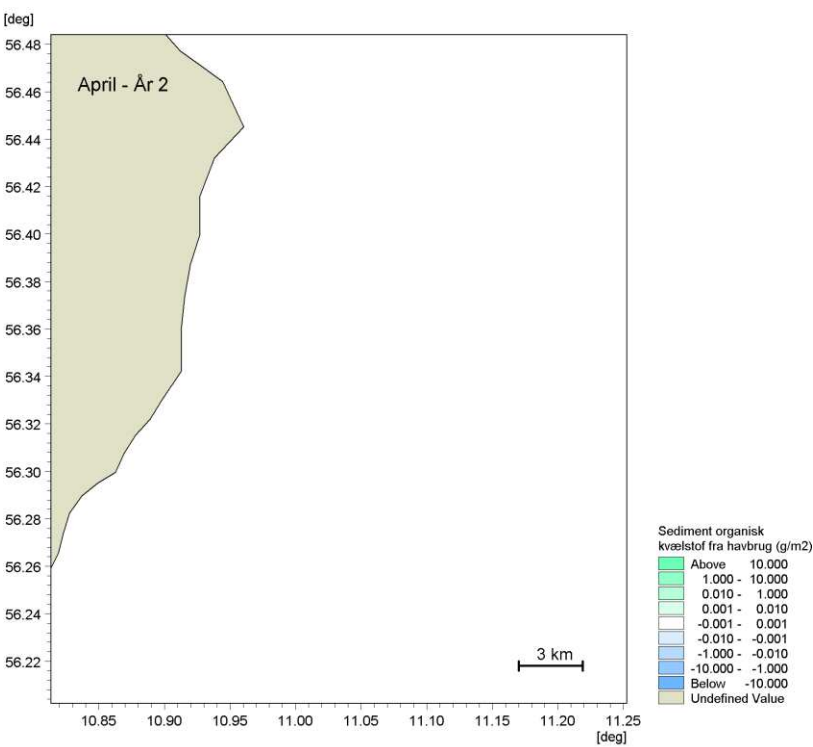
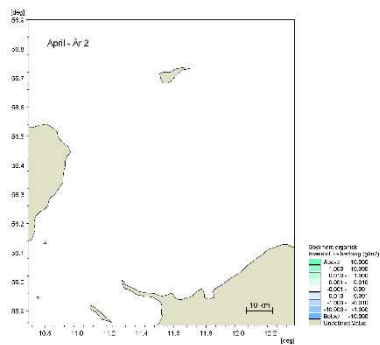
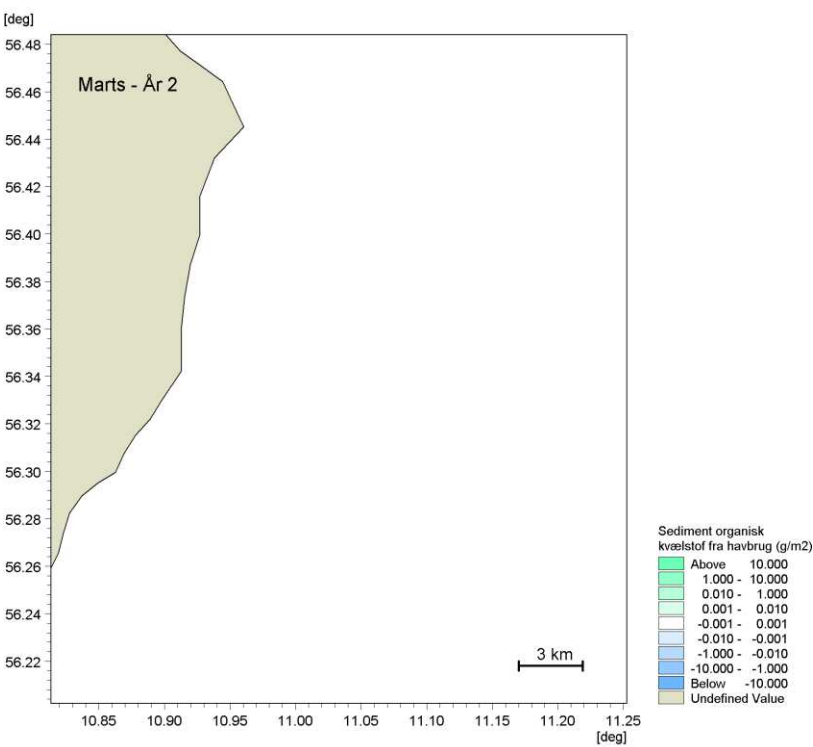
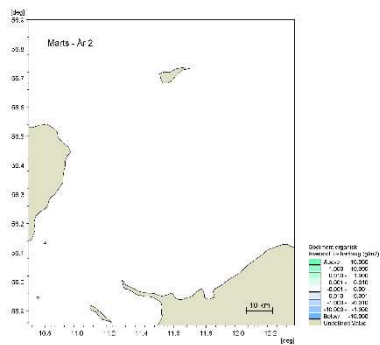








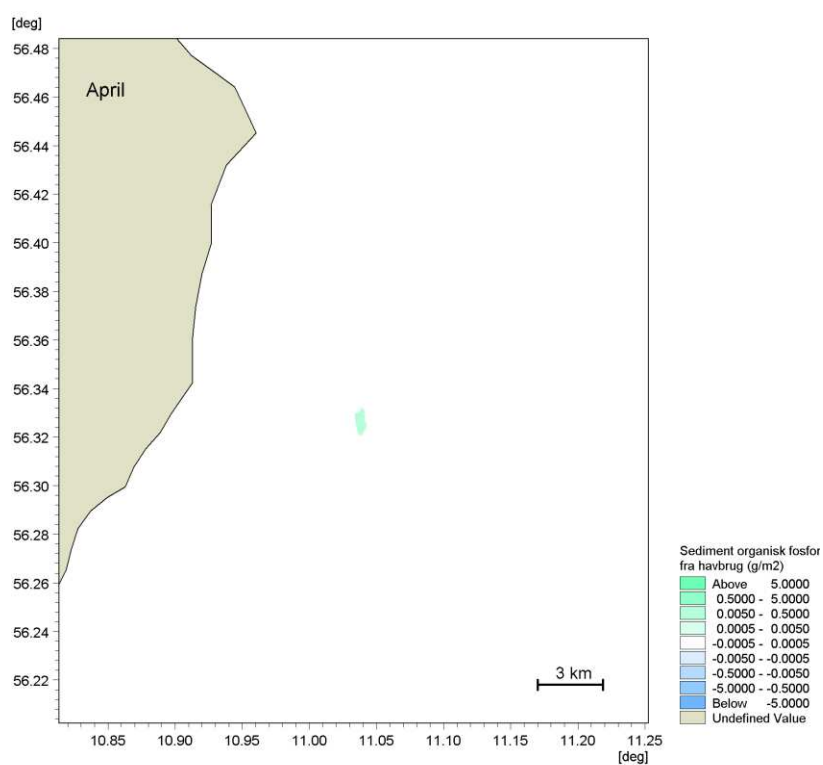
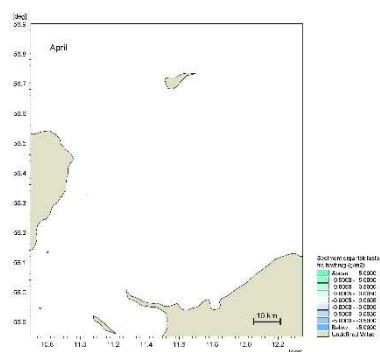
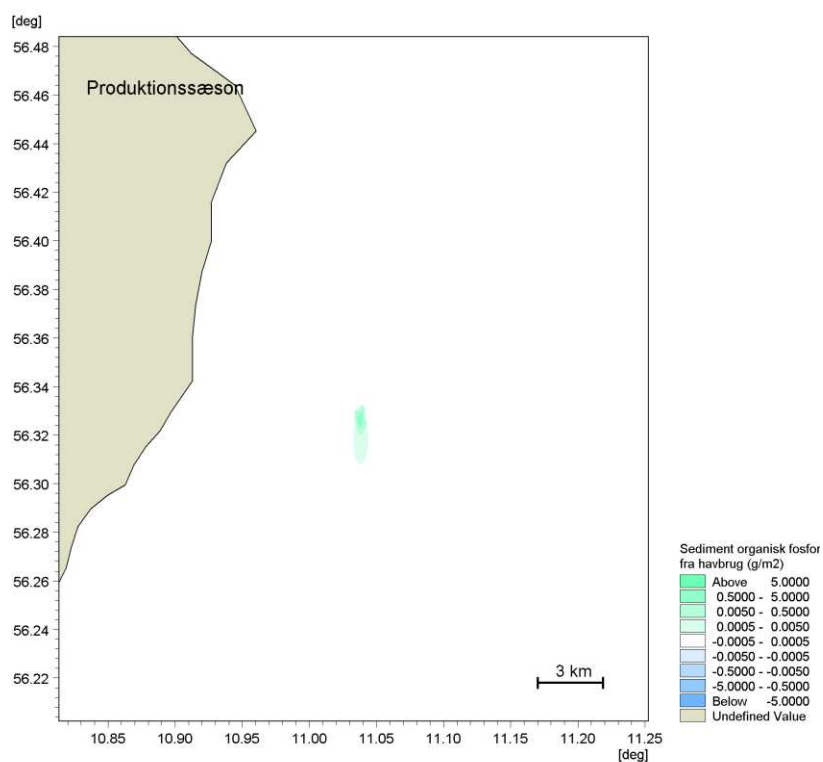
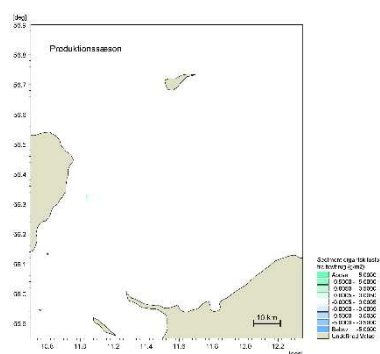


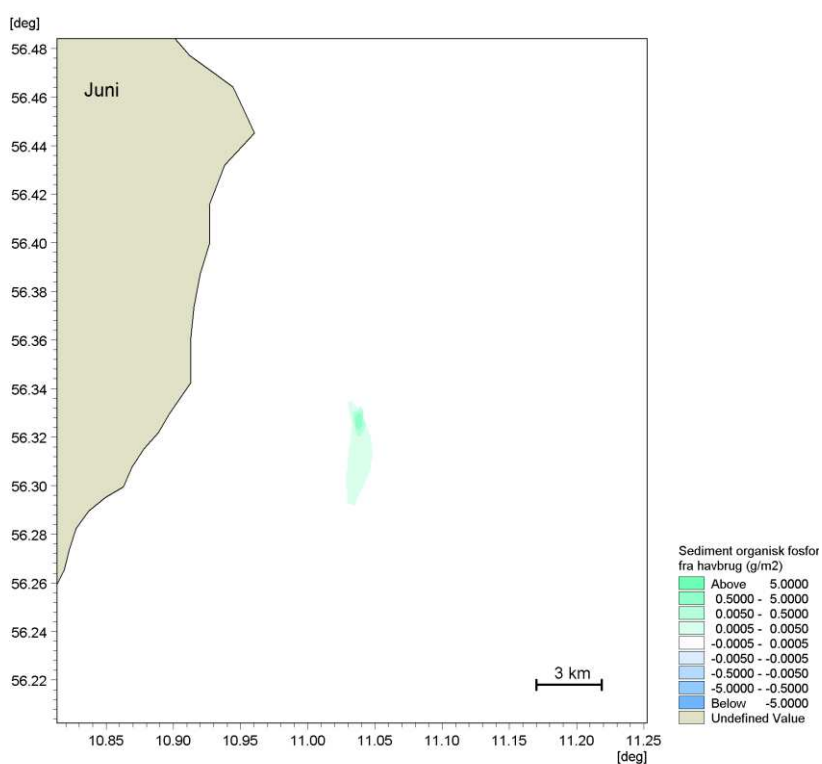
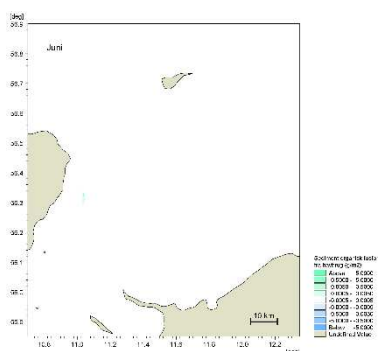
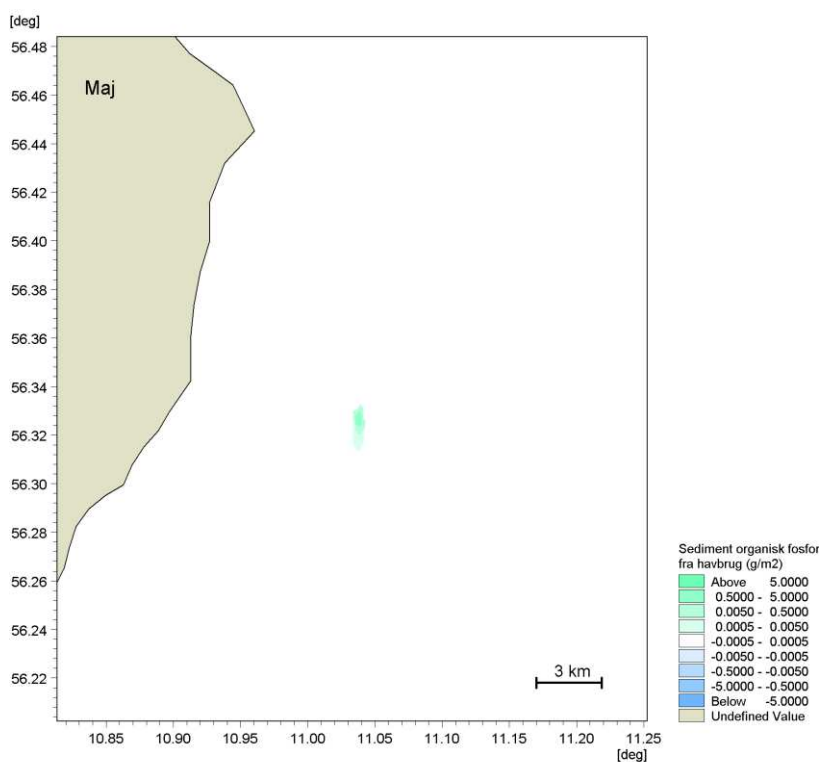
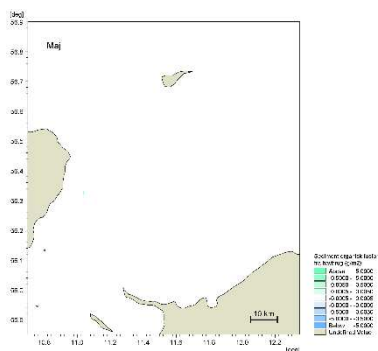


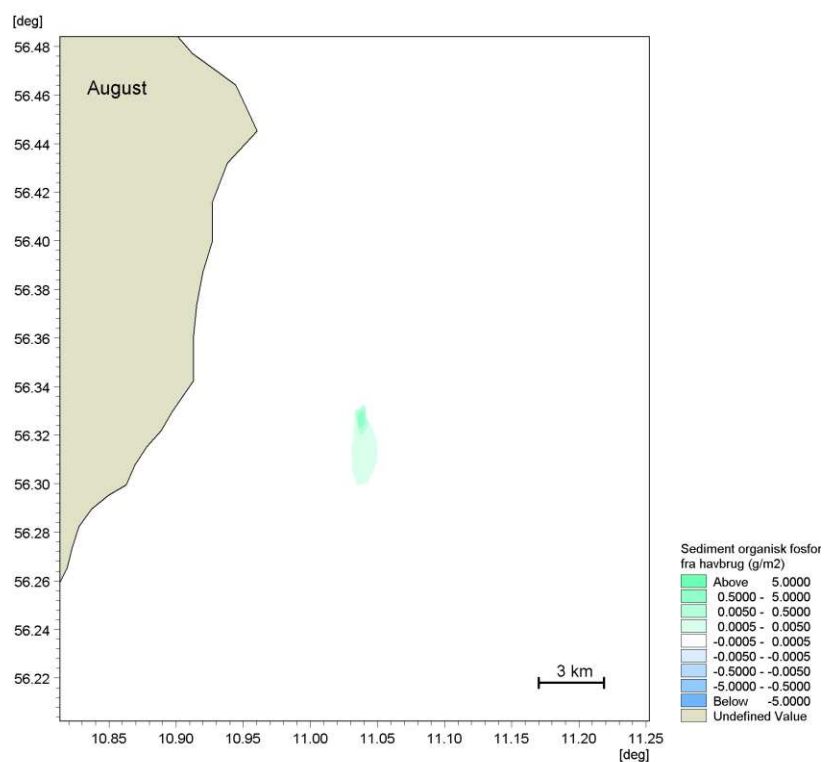
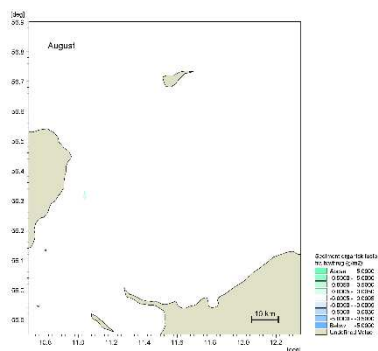
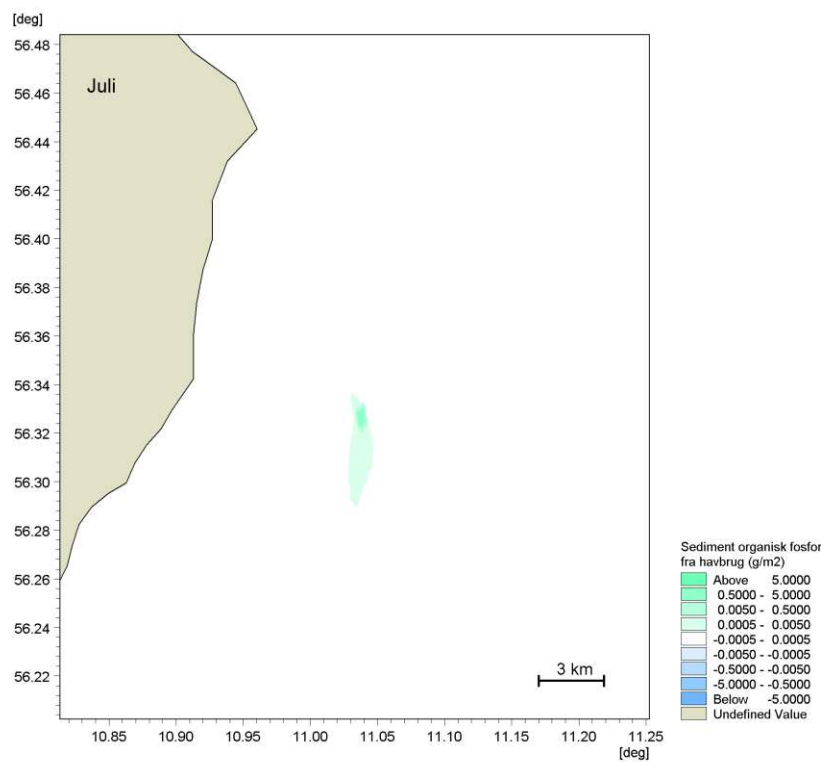
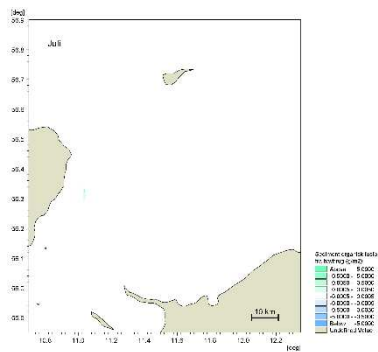
BILAG H – Månedskort for ændring i organisk fosfor i sedimentet

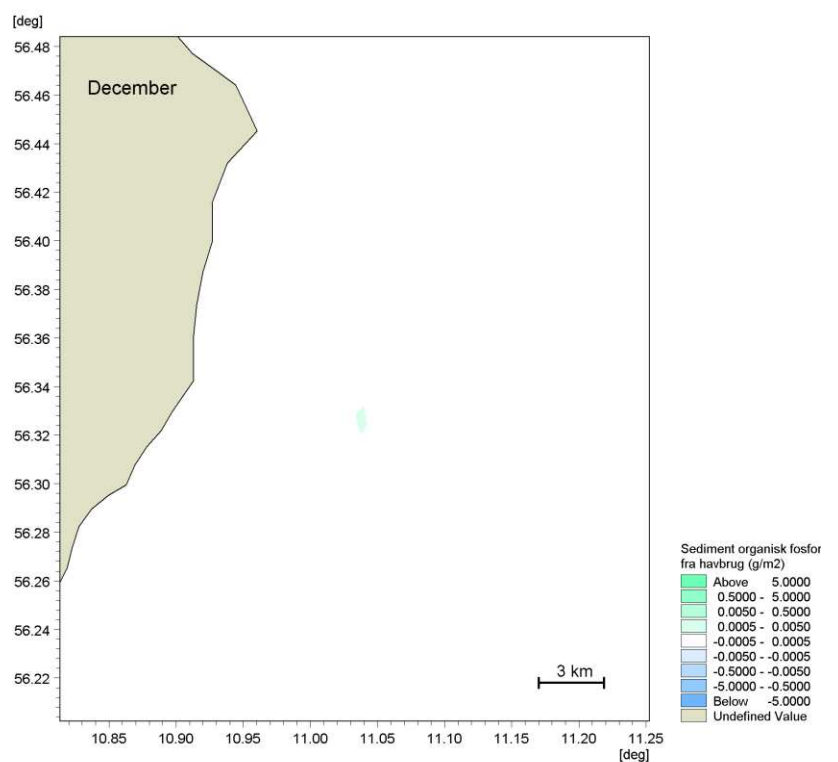
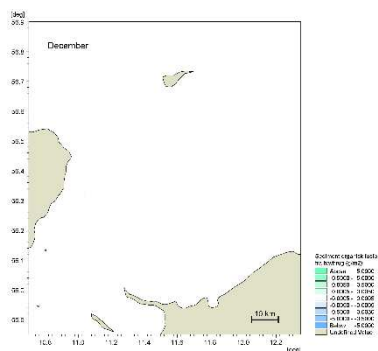
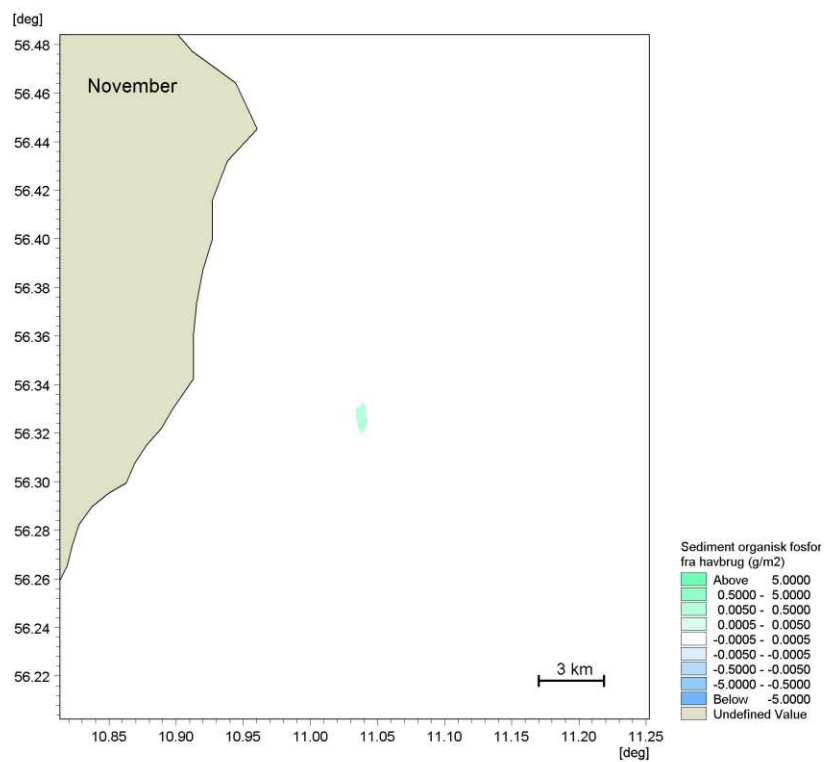
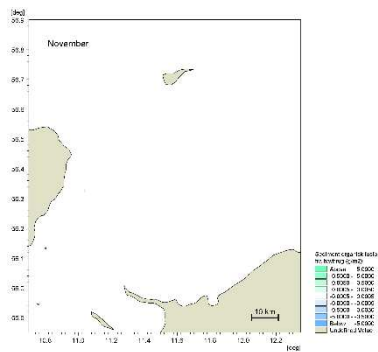
Geografisk udbredelse af ændring

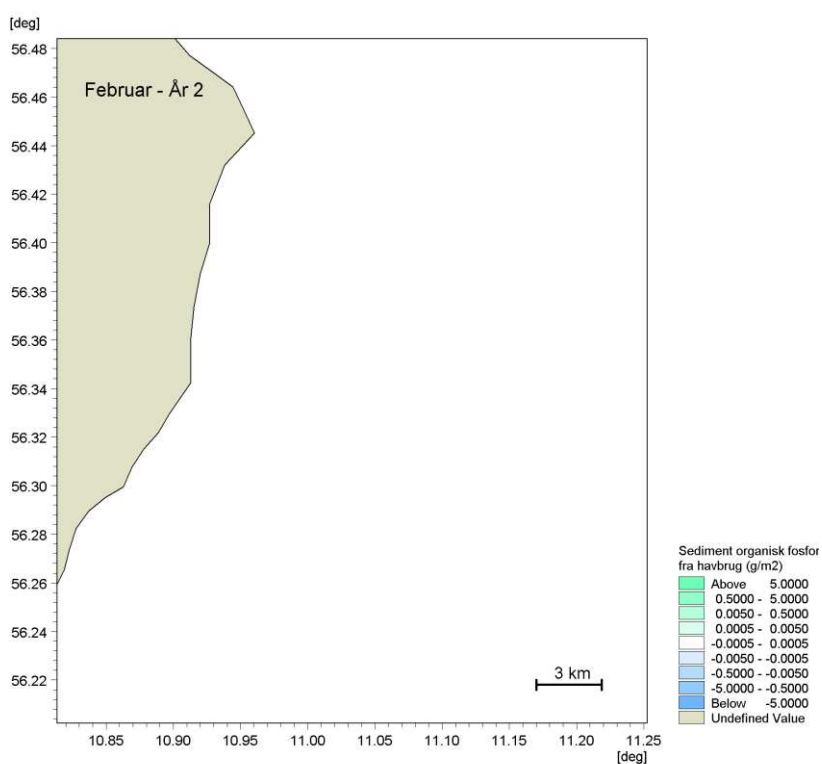
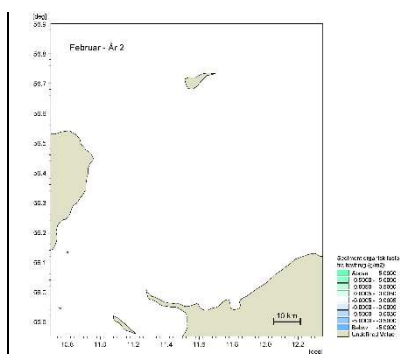
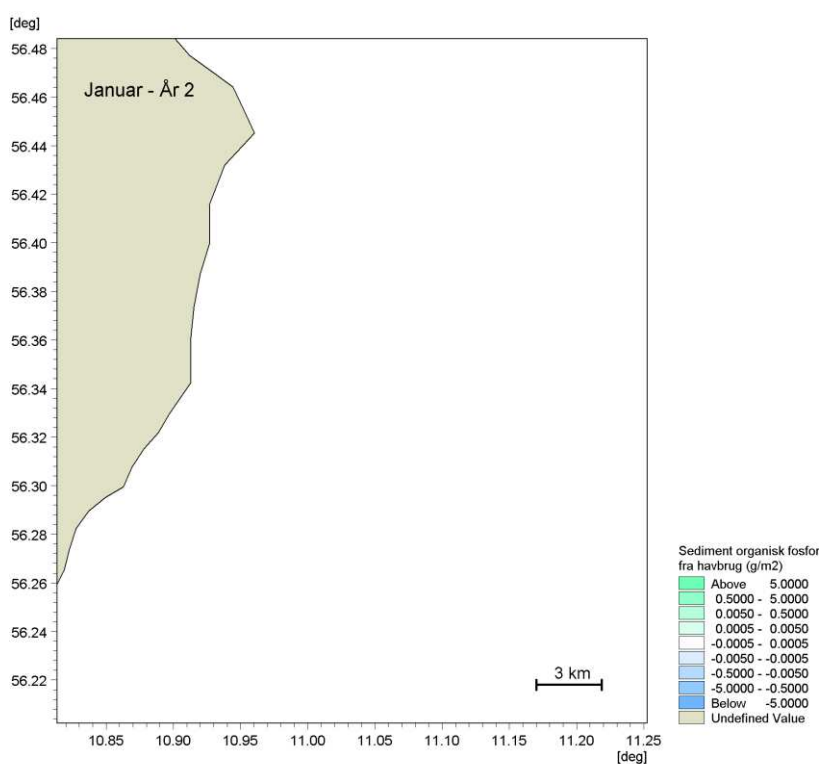
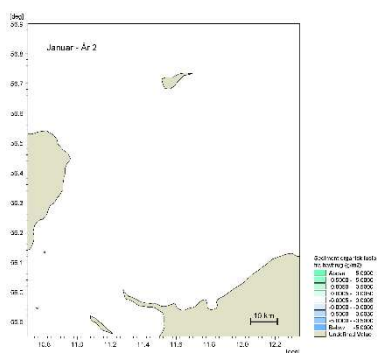
H Månedskort for ændring i organisk fosfor i sedimentet

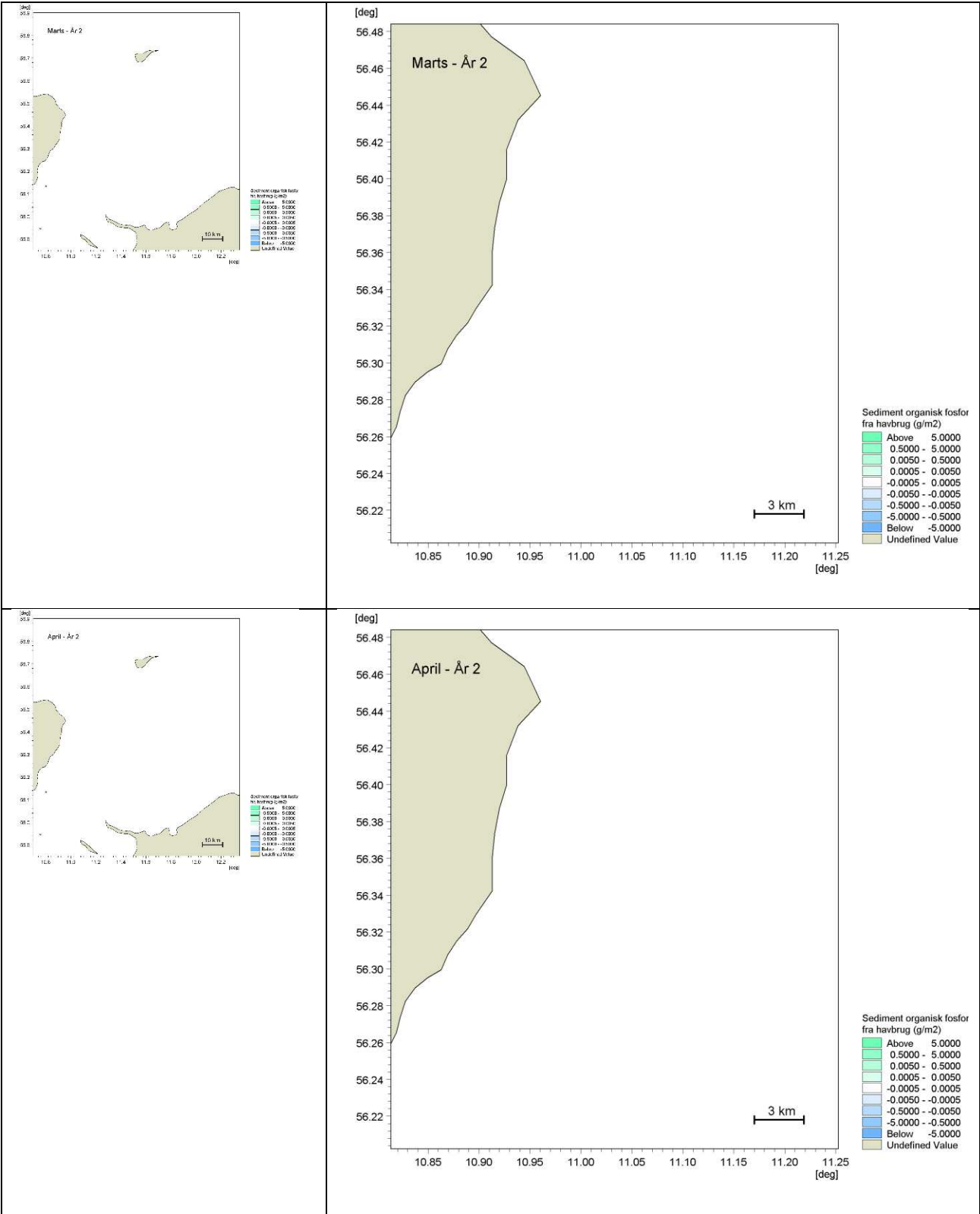








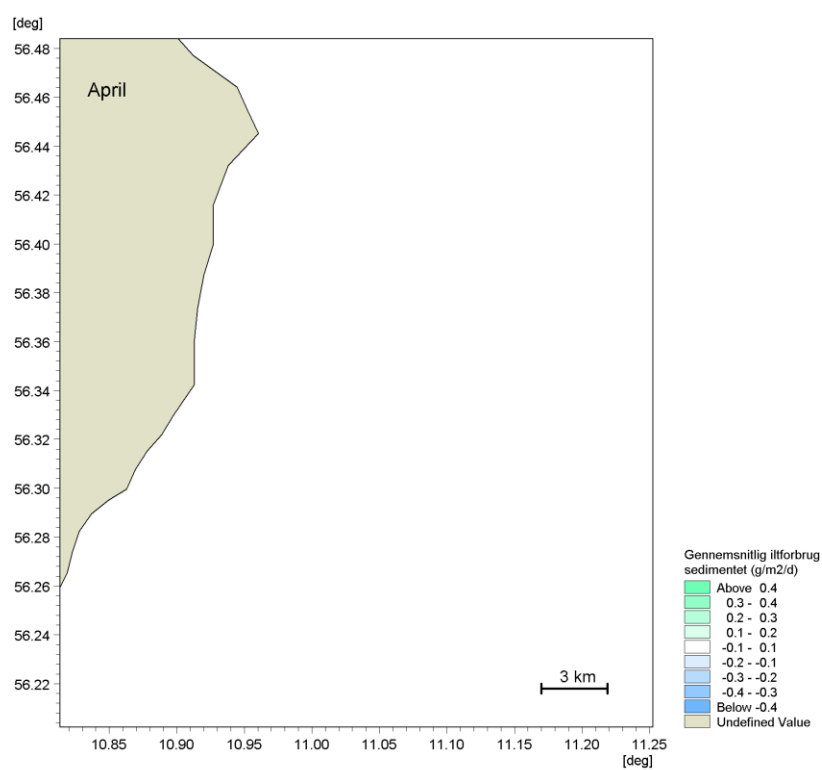
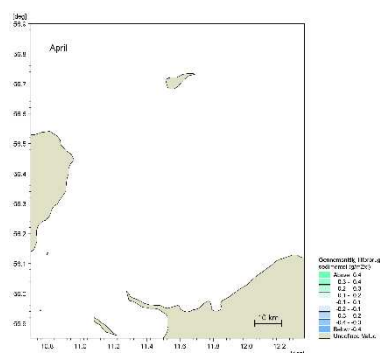
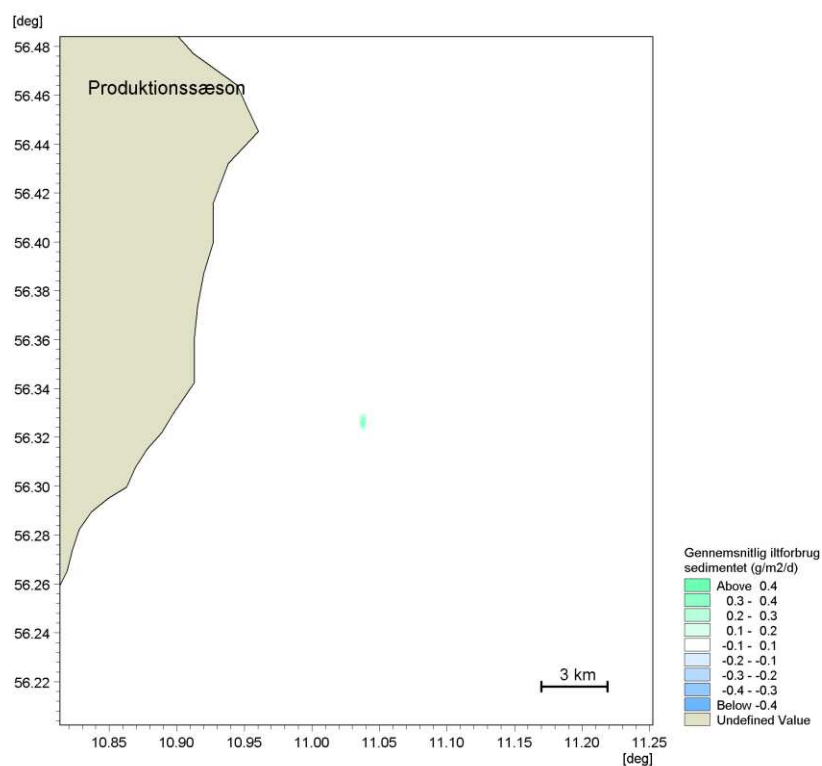
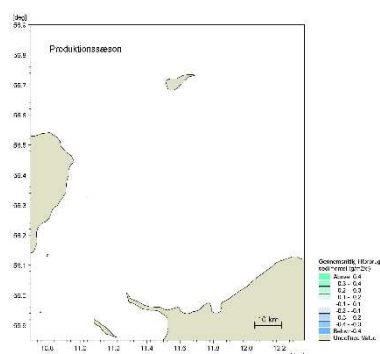


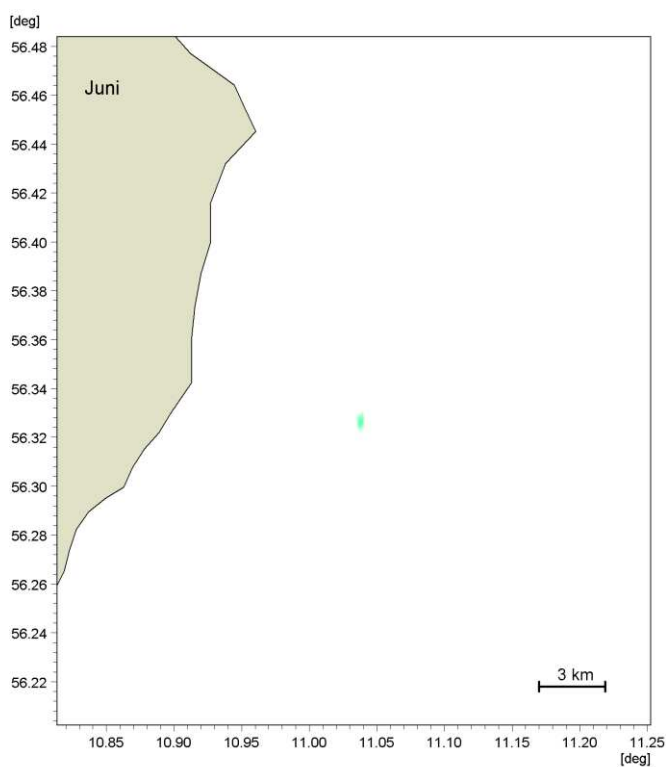
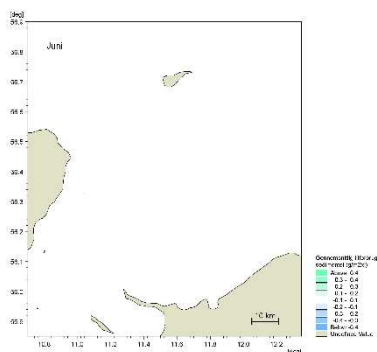
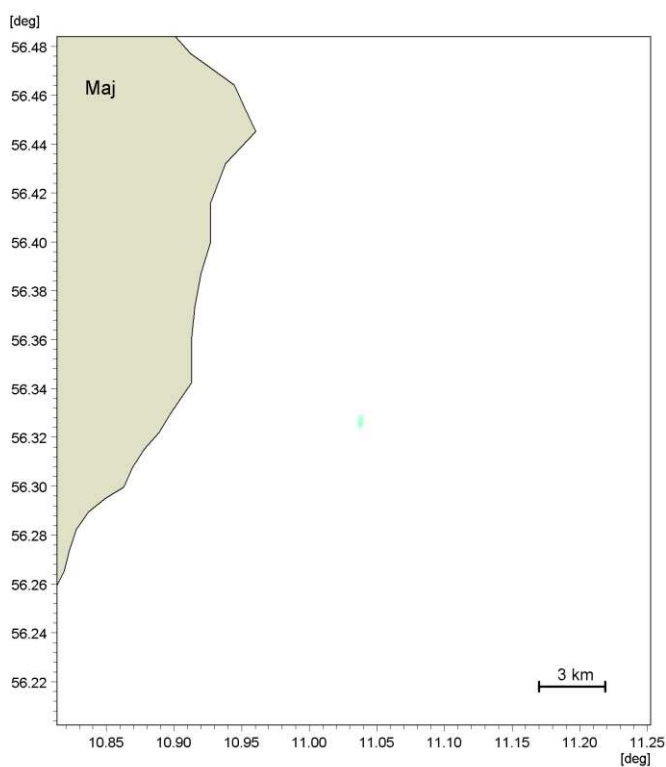
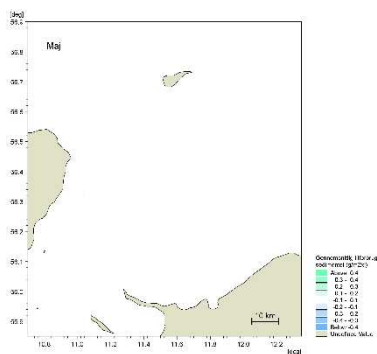


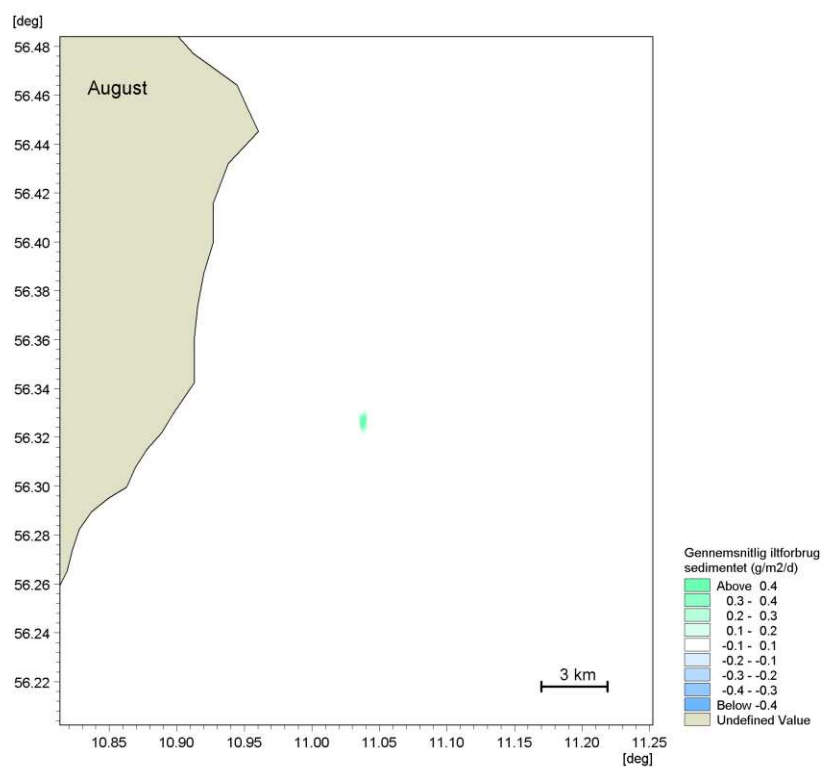
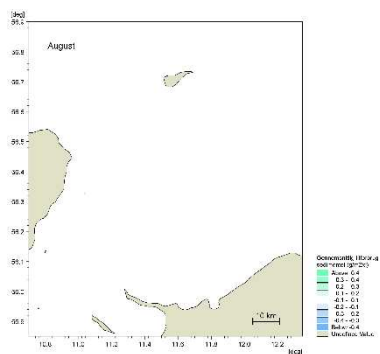
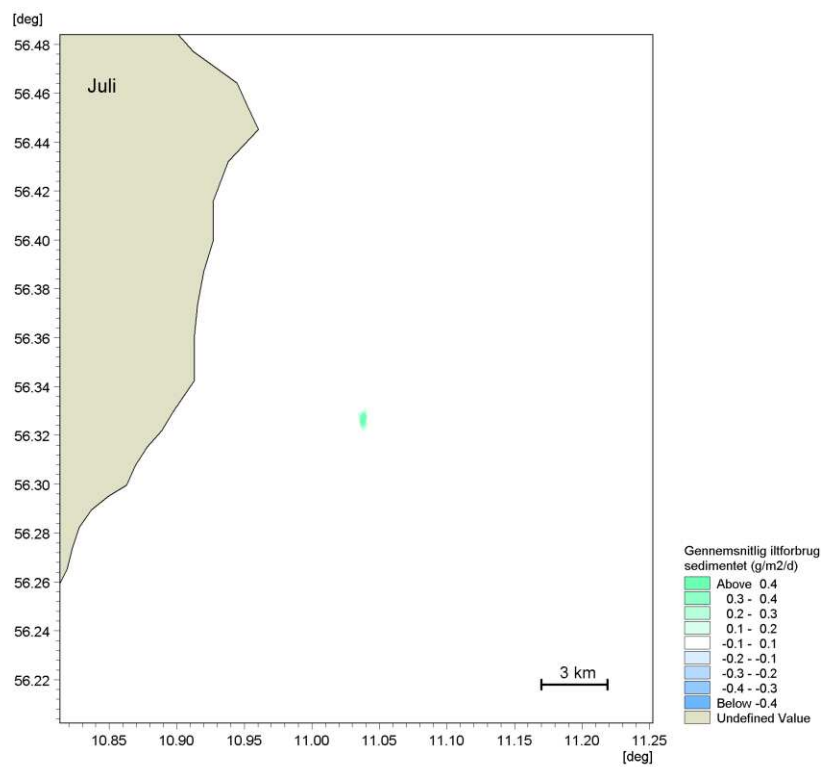
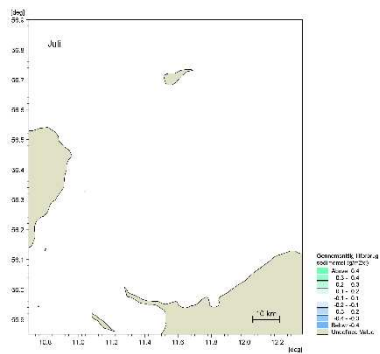
BILAG I – Månedskort for ændring i sediments iltforbrug

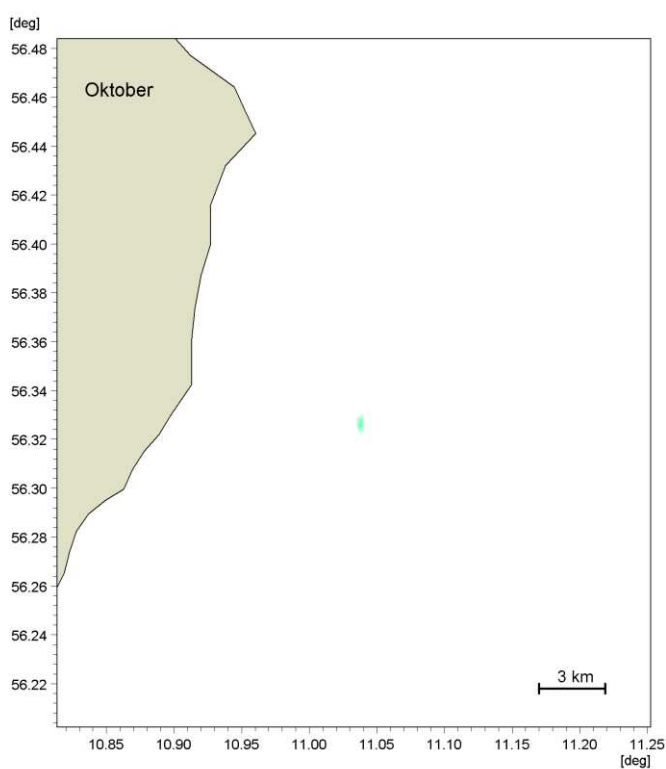
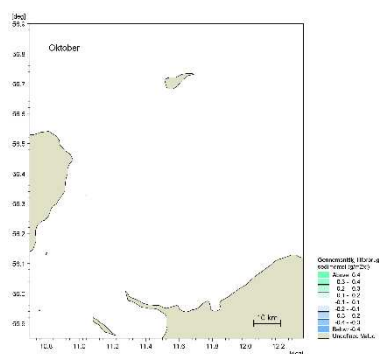
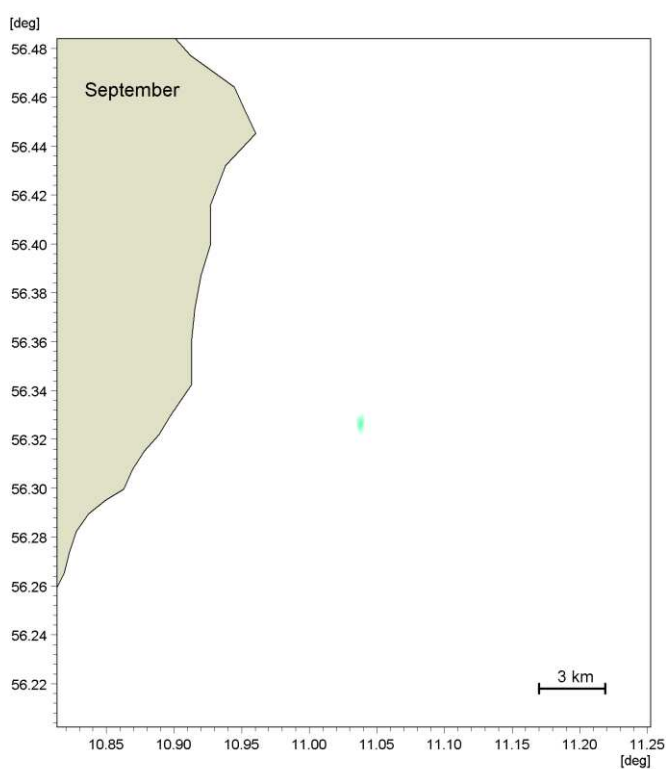
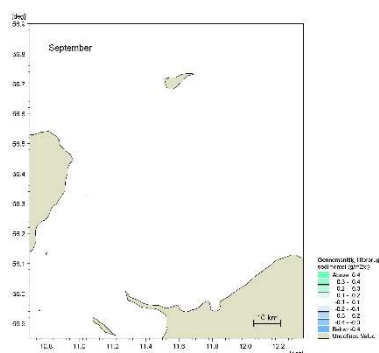
Geografisk udbredelse af ændring

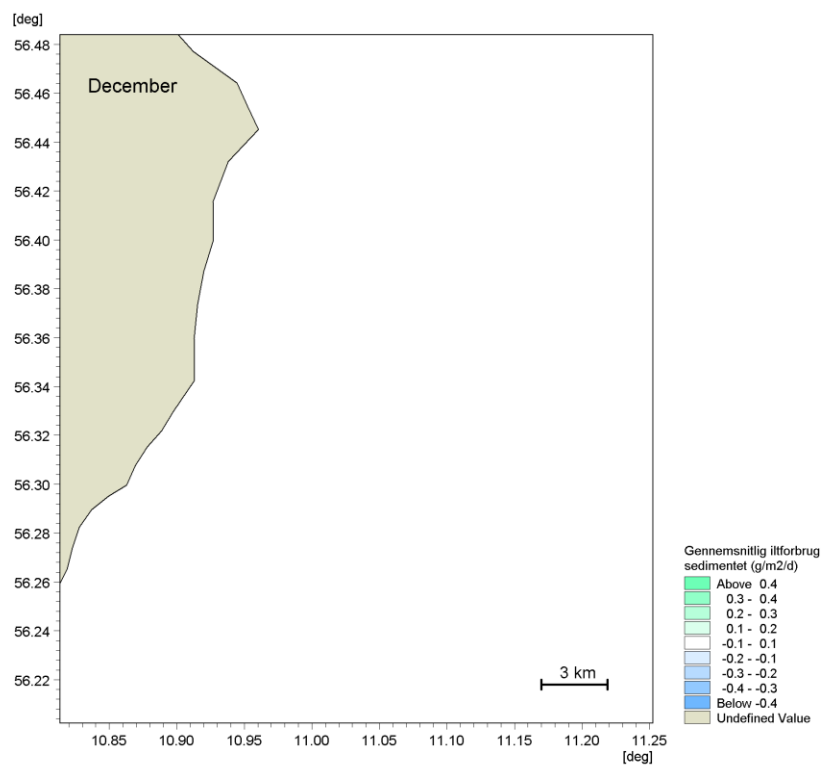
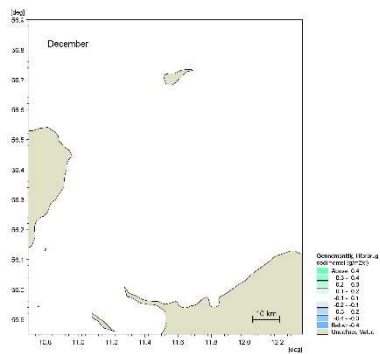
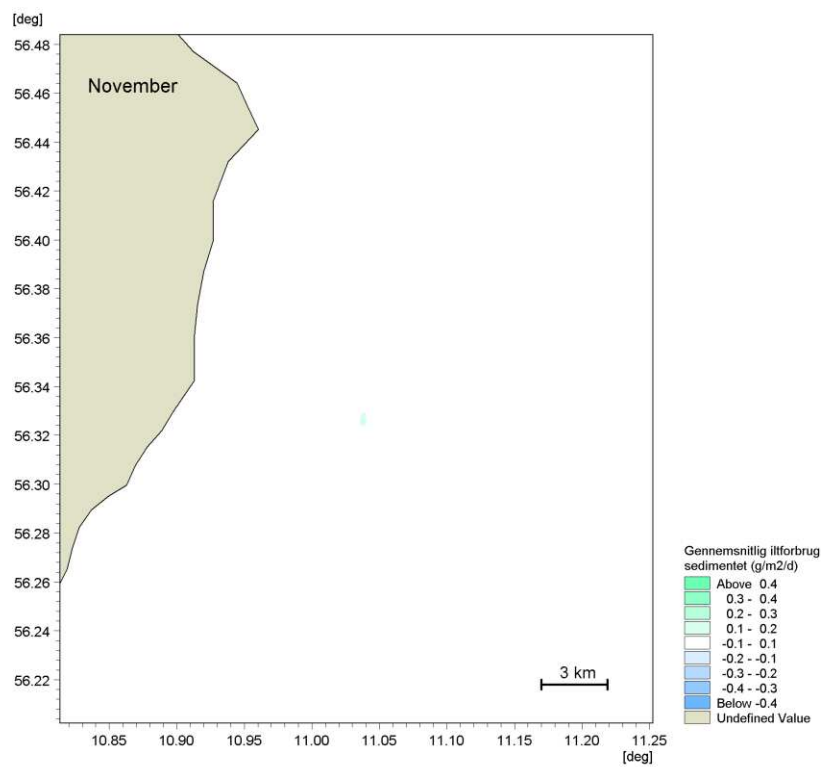
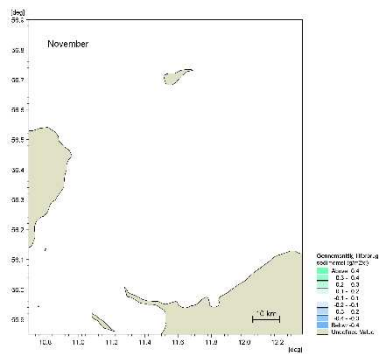
I Månedskort for ændring i sedimentets iltforbrug

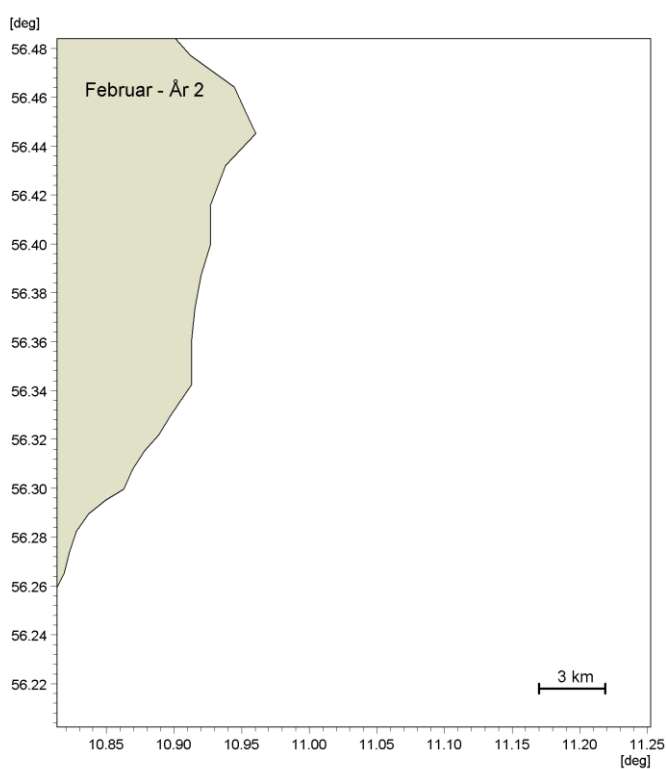
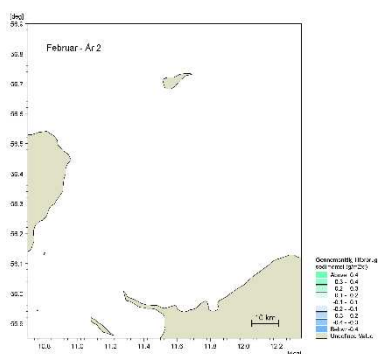
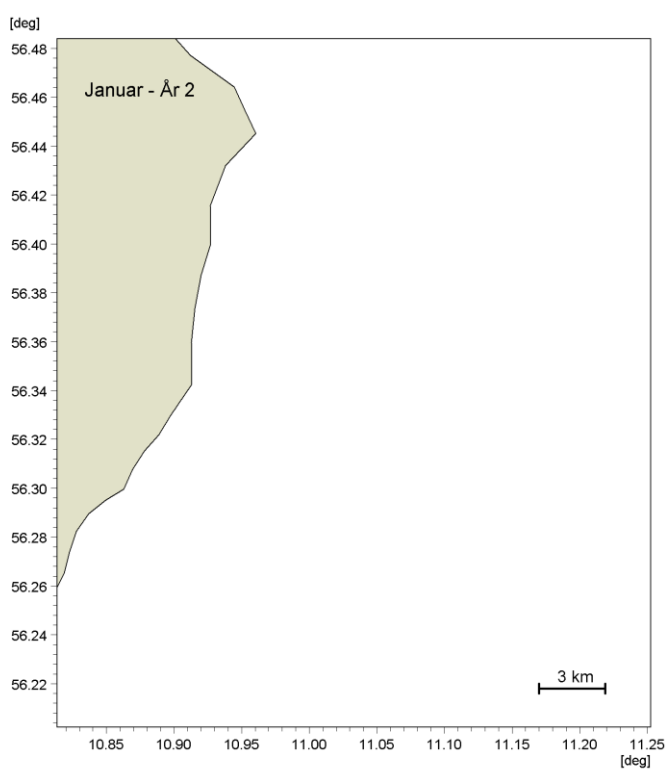
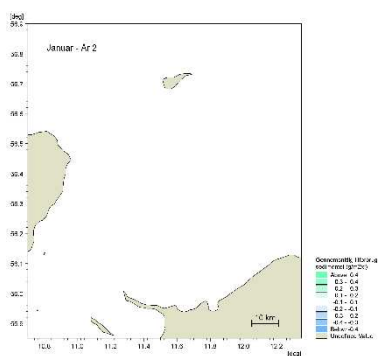


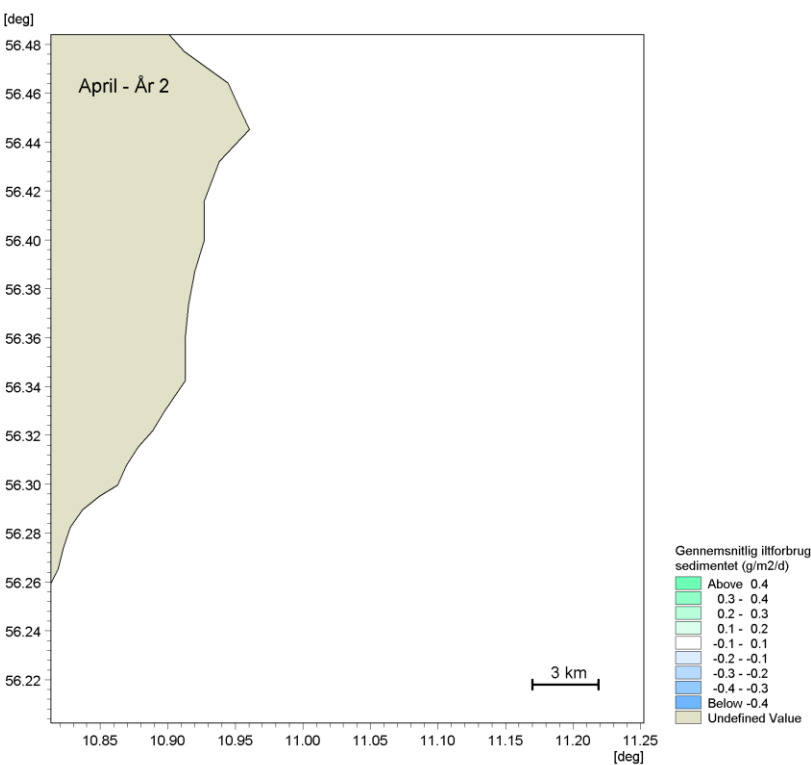
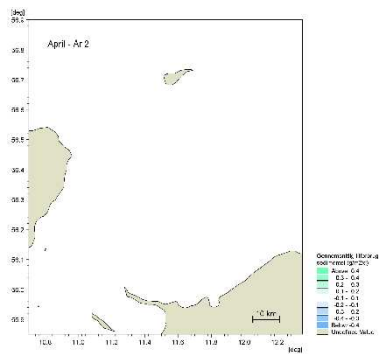
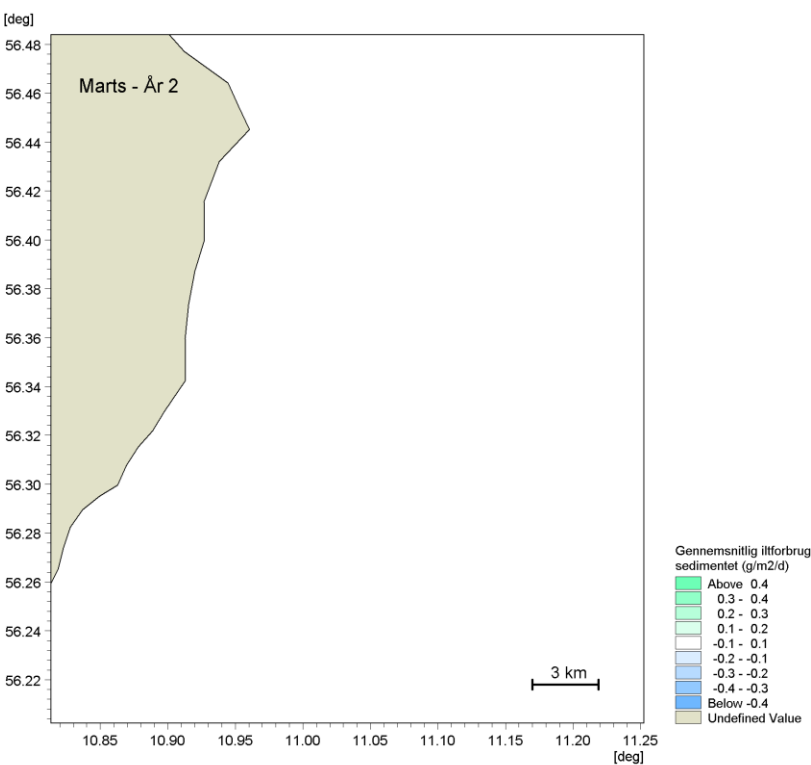
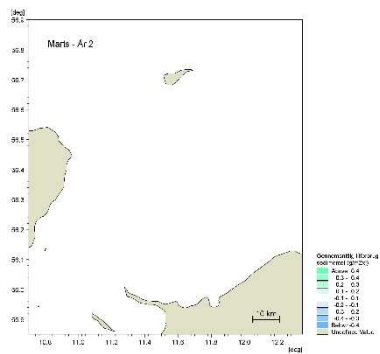








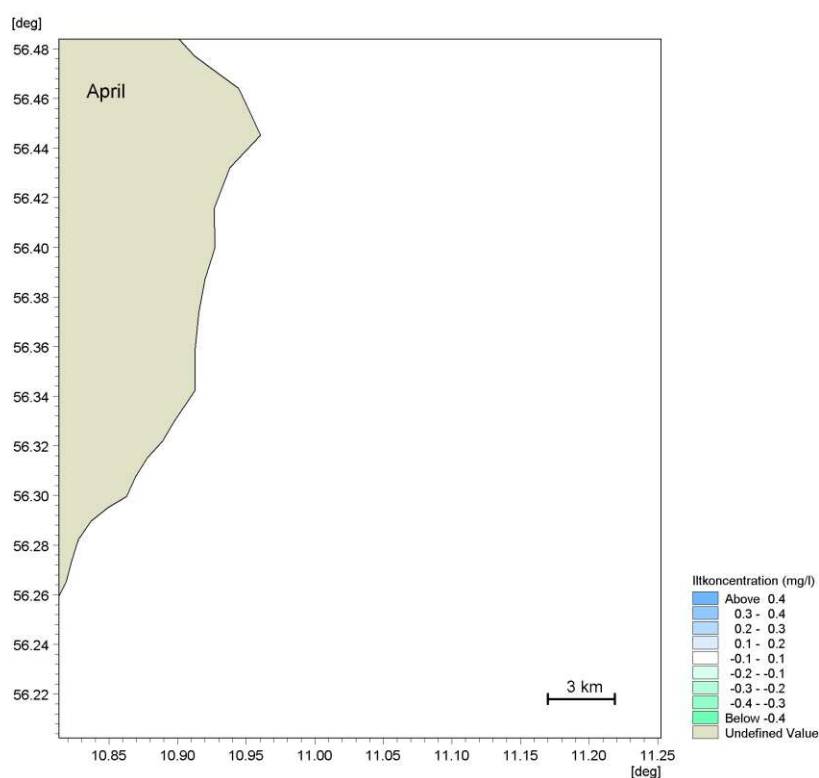
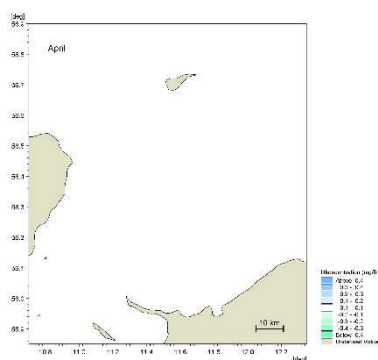
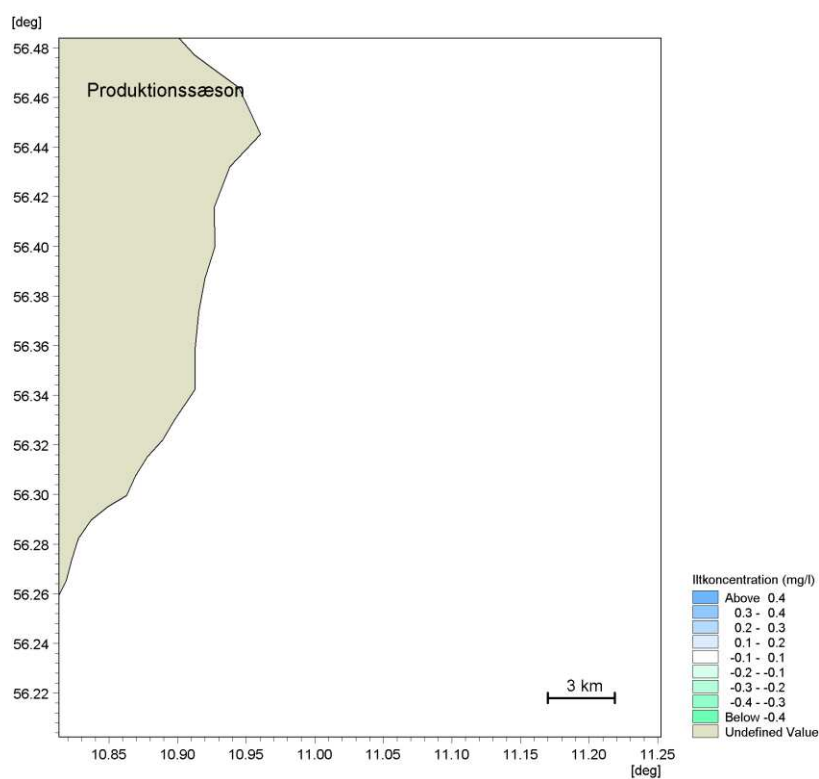
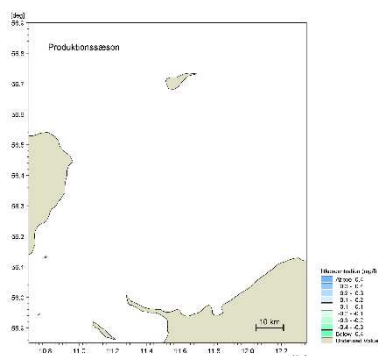


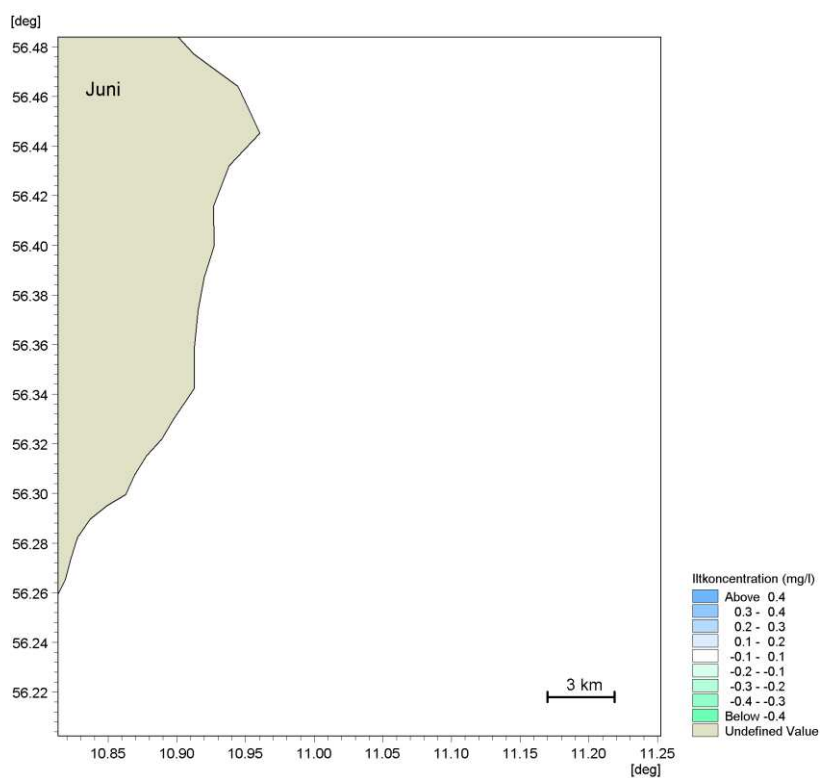
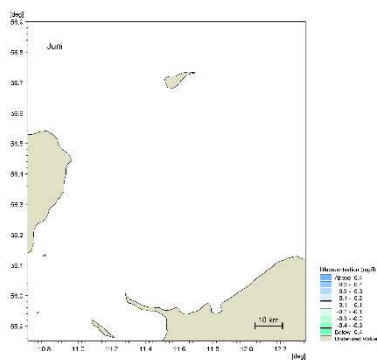
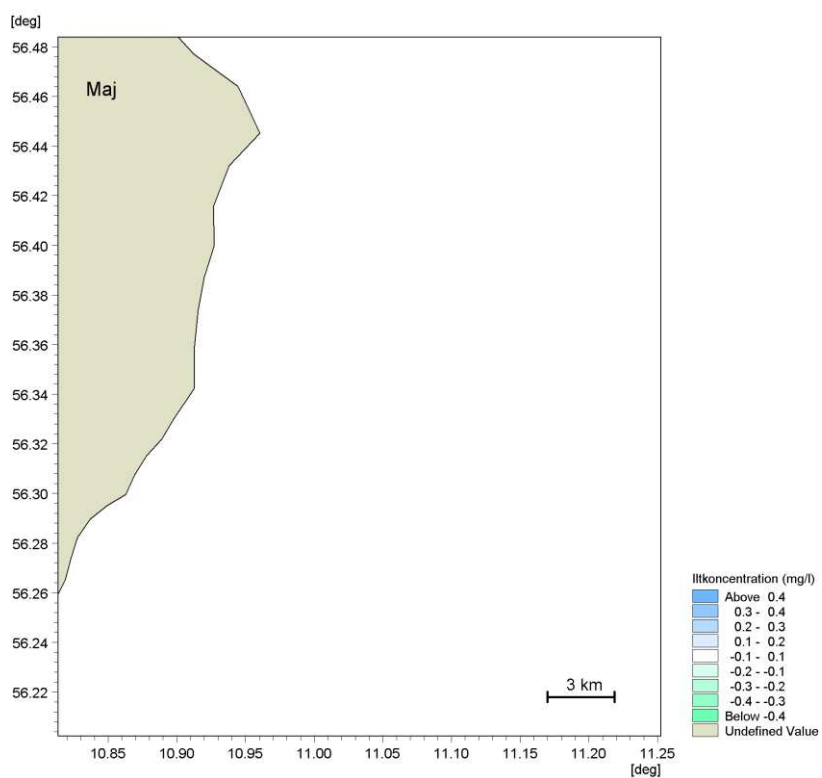
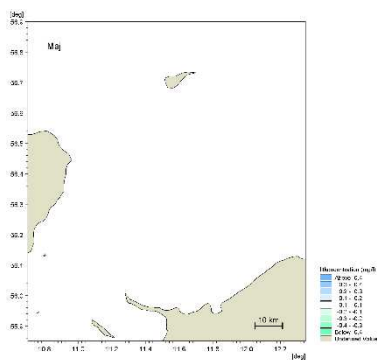


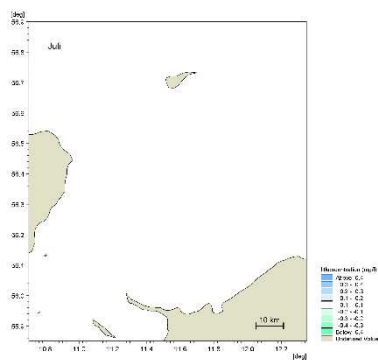
BILAG J – Månedskort for ændring i ilt i bundvandet

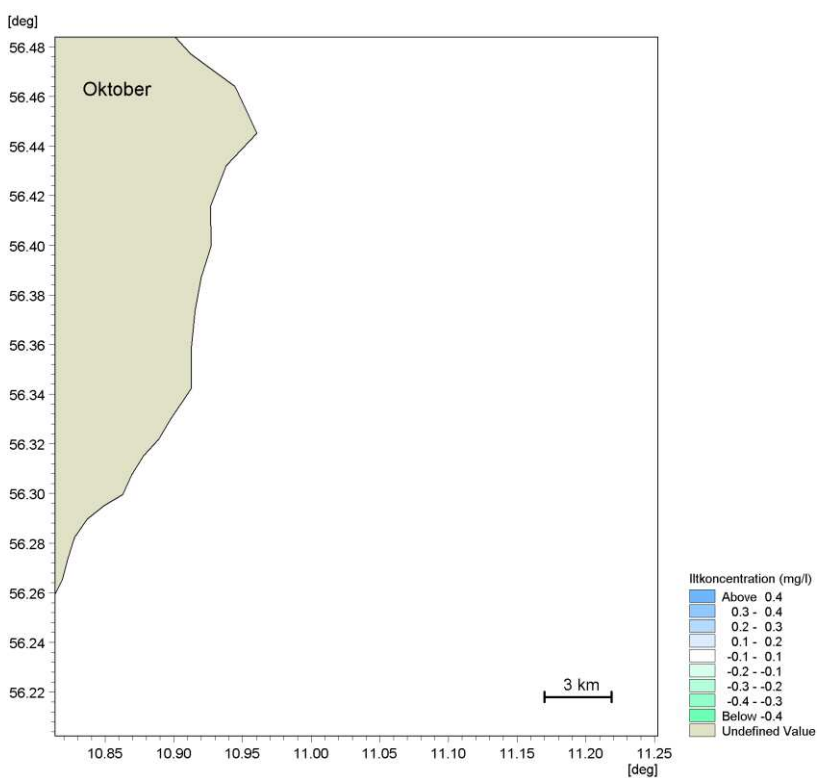
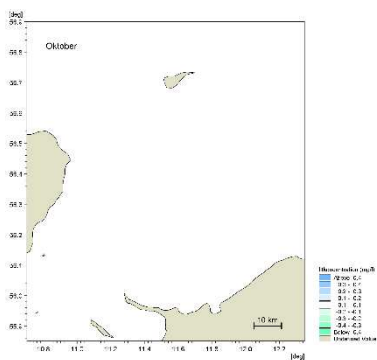
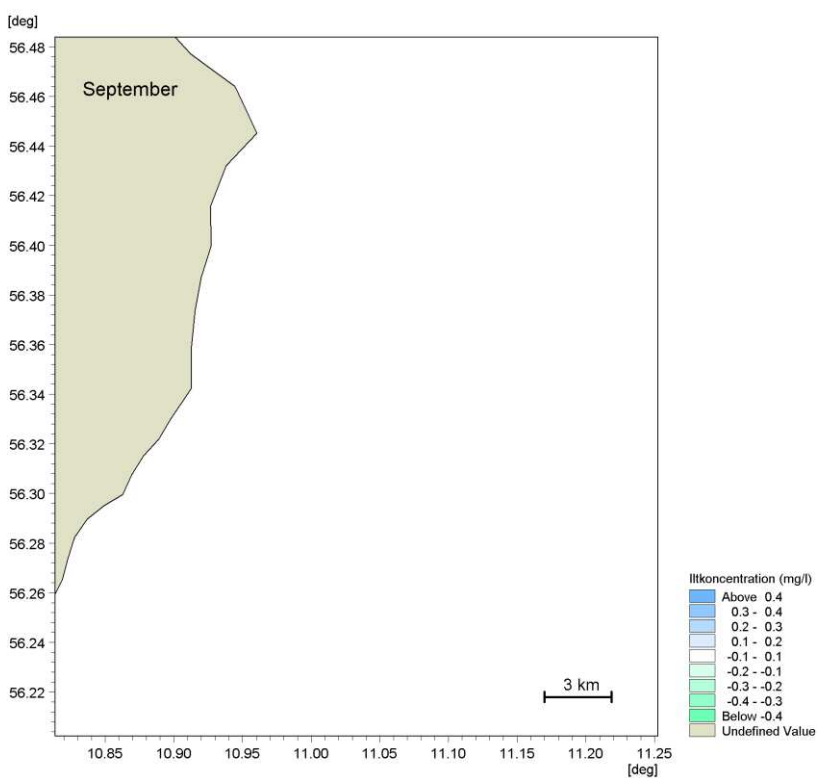
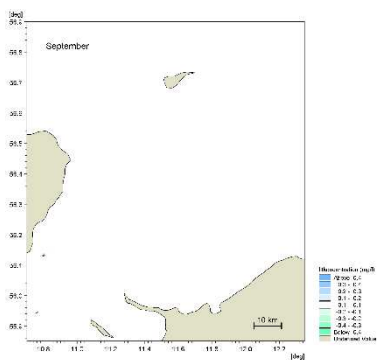
Geografisk udbredelse af ændring

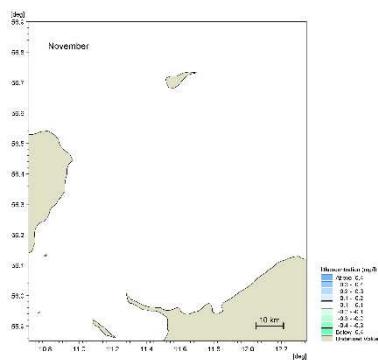
J Månedskort for ændring i ilt i bundvandet

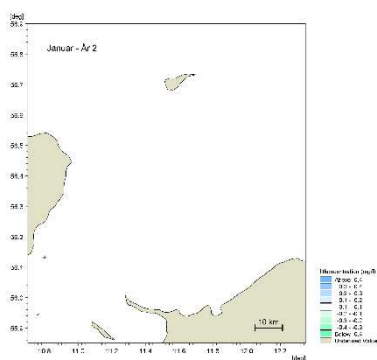


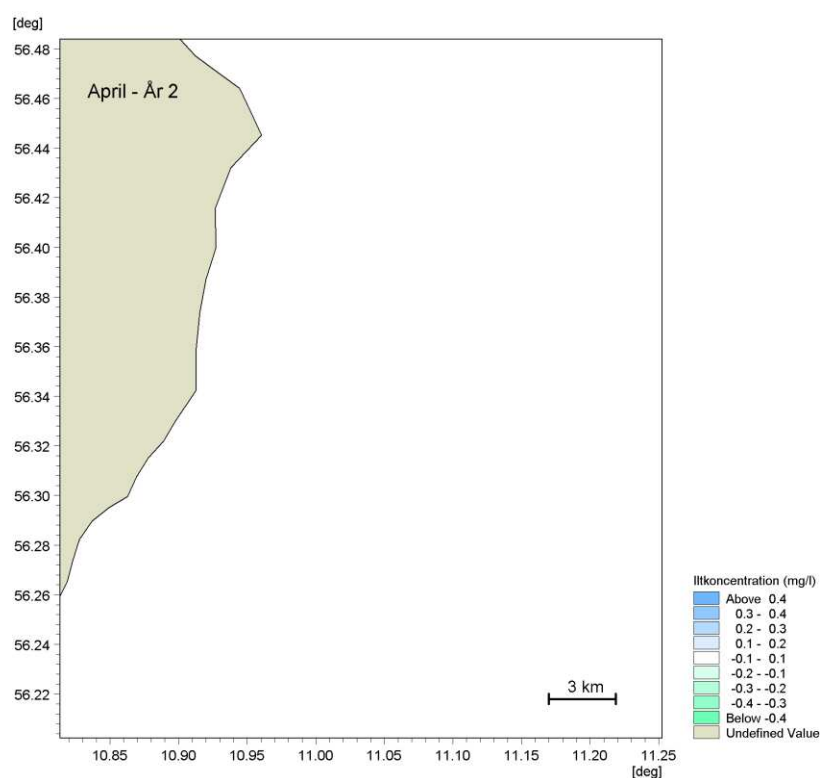
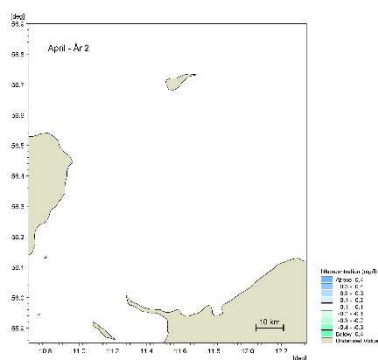
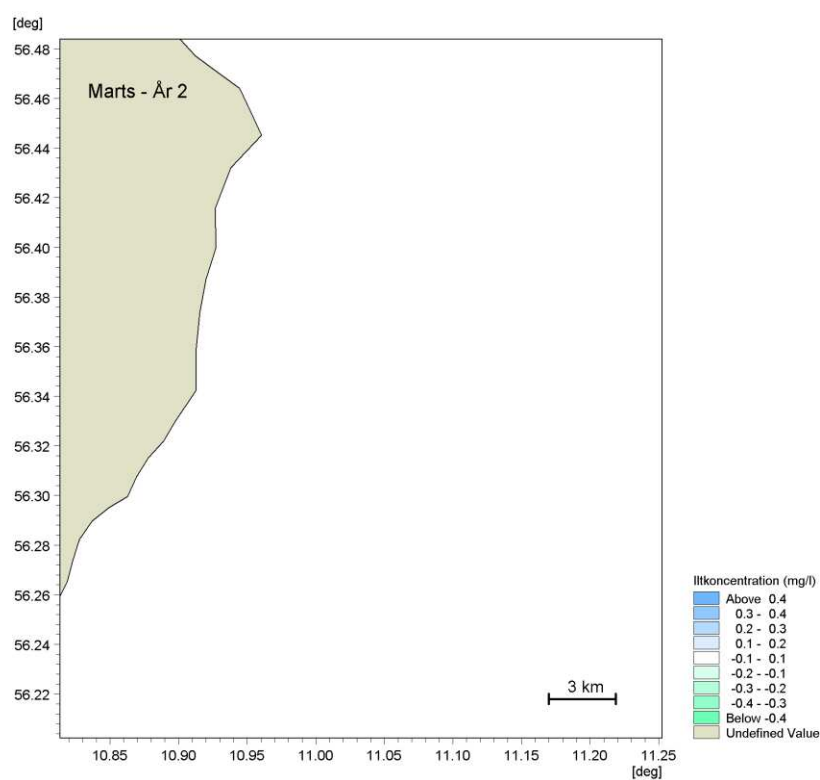
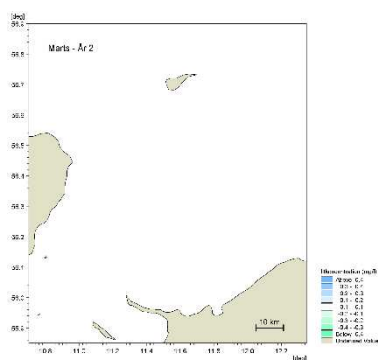












BILAG K – Månedskort for ændring i sedimentets iltgæld

Geografisk udbredelse af ændring

K Månedskort for ændring i sedimentets iltgæld

