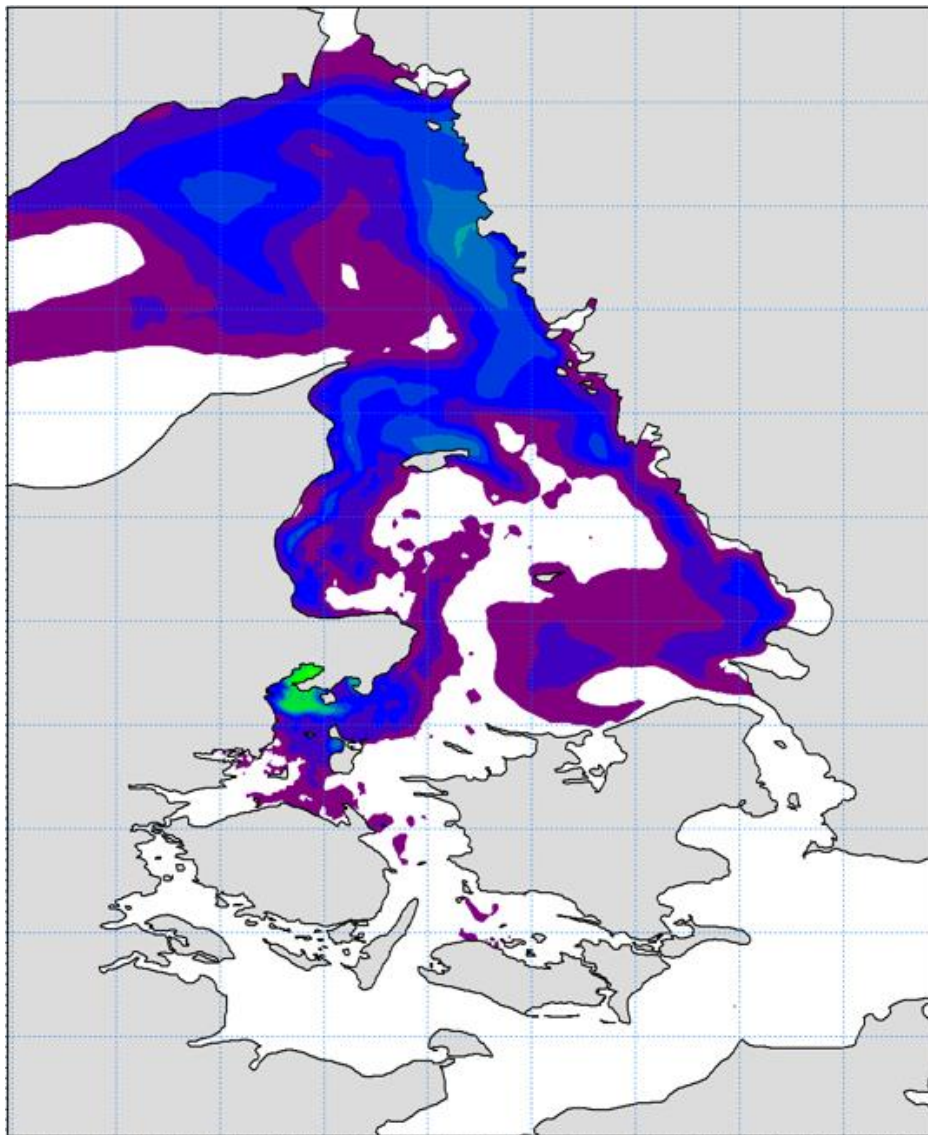


Modelberegninger af marin spredning og direkte miljøeffekter af udledt kvælstof (gødningsvand) i forbindelse med ulykken i Fredericia Havn den 3. februar 2016



DanGødning A/S

Rapport

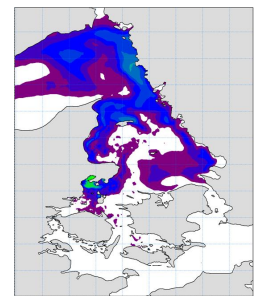
Maj 2018



# Modelberegninger af marin spredning og direkte miljøeffekter af udledt kvælstof (gødningsvand) i forbindelse med ulykken i Fredericia Havn den 3. februar 2016

Udarbejdet for  
Arbejdsgruppe

DanGødning A/S  
Fredericia Kommune, Miljøstyrelsen og  
repræsentanter for DanGødning A/S



*Eksempel på spredning af udledt gødningsvand vist ved den relative ændring i klorofyl-a koncentrationen i overfladen den 30. marts 2016. Grøn farve indikerer ændringer omkring 10%, mens blå farve viser ændringer omkring 5%*

Projekt leder	Anders Chr. Erichsen
Kvalitetskontrol	Flemming Møhlenberg
Projekt nummer	11819669
Godkendt	28-05-2018
Revision	Endelig udgave: 1.0
Klassifikation	Åben



## INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>Sammenfatning .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Introduktion .....</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Baggrund og metode .....</b>	<b>5</b>
3.1	Kort karakterisering af de indre danske farvande .....	5
3.2	Udledning af gødningsvand .....	6
3.3	Transportprocesser og omsætning .....	7
3.4	Dansk implementering af Vandrammedirektivet .....	8
3.5	Natura2000 områder .....	9
<b>4</b>	<b>Spredning og konsekvenser af gødningsvand .....</b>	<b>10</b>
4.1	De første timer efter tankkollapset .....	10
4.2	De første par dage efter kollapset .....	11
4.3	Efter to dage og februar ud .....	13
4.4	Marts måned .....	15
4.5	Fra april og resten af året .....	19
<b>5</b>	<b>Diskussion og konklusion .....</b>	<b>22</b>
5.1	Overkoncentration .....	22
5.2	Effekter på klorofyl-a og lysdæmpning .....	22
5.3	Opbygning i sedimentet .....	26
5.4	Toksicitet .....	26
5.5	Afslutning .....	27
<b>6</b>	<b>Referenceliste.....</b>	<b>29</b>
<b>BILAG A – LOKALMODEL.....</b>		<b>35</b>
Opsætning, kalibrering og validering .....		35
<b>A</b>	<b>Lokalmodel .....</b>	<b>37</b>
A.1	Formål .....	37
A.2	Modelopsætning.....	37
A.2.1	Modelsystem .....	37
A.2.2	Modelområde og beregningsnet .....	37
A.2.3	Hydrodynamiske randbetingelser .....	39
A.2.4	Atmosfæriske drivdata .....	39
A.2.5	Ferskvandskilder .....	40
A.2.6	Udledning af gødningsvand .....	40
A.3	Modelkalibrering og validering .....	42
A.3.1	Kalibrering .....	42
A.3.2	Validering .....	42
<b>BILAG B – REGIONALMODEL .....</b>		<b>47</b>
Modelbeskrivelse, modeljusteringer og validering .....		47
<b>B</b>	<b>Regionalmodel .....</b>	<b>49</b>
B.1	Formål .....	49
B.2	Modelopsætning.....	49
B.2.1	Modelsystem .....	49

B.2.2	Biogeokemisk model - opsummering.....	49
B.2.3	Modelområde og beregningsnet .....	50
B.2.4	Modelperiode .....	53
B.2.5	Randbetingelser .....	53
B.2.6	Atmosfæriske drivdata .....	53
B.2.7	Tilførsel af ferskvand og næringsstoffer .....	53
B.2.8	Sedimentpuljer .....	55
B.2.9	Introduktion af gødningsvand .....	55
B.3	Modelvalidering.....	55
B.3.1	Hydrodynamisk model .....	56
B.3.1.1	Vandstand og -strømning .....	56
B.3.1.2	Saltholdighed og vandtemperatur .....	58
B.3.2	Biogeokemisk model.....	61
B.3.2.1	Klorofyl-a (fytoplankton).....	61
B.3.2.2	Uorganisk N (DIN).....	63
B.3.2.3	Uorganisk P (DIP).....	65
B.3.2.4	Uorganisk silikat (Si) .....	67
B.3.2.5	Total N (TN) .....	68
B.3.2.6	Total P (TP).....	70
B.3.2.7	Opløst ilt.....	72
B.3.3	Opsummering på valideringen .....	73

<b>BILAG C – Transport, fortynding og omsætning.....</b>	<b>75</b>
Transport, fortynding og omsætning af gødningsvand .....	75

<b>C</b>	<b>Transport, fortynding og omsætning af gødningsvand.....</b>	<b>77</b>
C.1	Transport og fortynding i lokalmodellen.....	77
C.1.1	Indledning .....	77
C.1.2	Fra vandoverfladen til bunden af havnebassinet.....	77
C.1.3	Fra havnen til bunden af Lillebælt.....	78
C.1.4	Blanding med omgivende strømning .....	84
C.1.5	Transport i Lillebælt og ind i nærliggende fjorde .....	84
C.2	Transport, fortynding og omsætning i regionalmodellen .....	89
C.2.1	Indledning .....	89
C.2.2	Transport fra Lillebælt og ind i det nordvestlige Bælthav .....	89
C.2.3	Transport og omsætning under forårsblomsten .....	99
C.2.4	Transport og omsætning fra april og året ud .....	119

<b>BILAG D – BIOGEOKEMISK MODEL .....</b>	<b>124</b>
Kort beskrivelse af den biogeokemiske model.....	124

<b>D</b>	<b>Kort beskrivelse af den biogeokemiske model .....</b>	<b>125</b>
D.1.1	Vandets stofkredsløb .....	125
D.1.2	Stofkredsløb i og på sedimentet .....	126
D.1.2.1	Sedimentets N-kredsløb .....	127
D.1.3	Sedimentets P-kredsløb .....	128

## FIGURER

Figur 3-1	Venstre panel: Udløbspunkter til Møllebugthavnen og via Nordkaj/Oceankaj. Primære udløbspunkter er røde cirkler A og B, sekundære udløbspositioner er linjerne C /6/. Højre panel: Placering af modelkilder repræsenterende spildet af gødningsvand i lokalmodellen. ....	6
Figur 3-2	Danske marine vandområder I henhold til Vandrammedirektivet. ....	8
Figur 4-1	Modellerede koncentrationsfelter af gødningsvand (vist som koncentrationer af kvælstof fra gødningsvandet i $\mu\text{g N/l}$ ) i Fredericia Havn og Lillebælt to timer efter spildet på Fredericia Havn. Øverst: Kvælstofkoncentrationen ved bunden. Nederst: Kvælstofkoncentrationen i en vertikal transekt langs ruten mellem havnebassinet til venstre og den dybe del af Lillebælt til højre. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. Bemærk, at tiden er angivet i UTC-tid. ....	11
Figur 4-2	Modellerede overfladekoncentrationer af gødningsvand (vist som koncentrationer af kvælstof fra gødningsvandet i $\mu\text{g N/l}$ ) henholdsvis 12, 24 og 44 timer efter spildets begyndelse. Det fortyndede gødningsvand løber først ned i bredningen syd for Snævringen (øverste to plot), herefter stagnerer strømmingen (nederste plot). I dagene derefter strømmer vandet mod nord. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. ....	12
Figur 4-3	Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Bemærk, at enheden nu er i $\text{mg N/l}$ . ....	14
Figur 4-4	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIN i overfladen (sorte trekant) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	14
Figur 4-5	Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 11. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00. ....	16
Figur 4-6	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre). ....	17
Figur 4-7	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre). ....	18
Figur 4-8	Overordnet massebudget med udgangen af juli måned. Med udgangen af juli måned befinder 400 tons N sig i Bælthavet, og 400 tons N i Kattegat, mens der samlet set er løbet 2.300 tons N fra Bælthavet til Kattegat, og heraf er de 1.900 tons N fortsat ud i Skagerrak. ....	19
Figur 4-9	Modelleret flux af organisk N ned i sedimentet (øverst, venstre), ændringen i absolutte tal skabt af gødningsvandet (øverst, højre), og den procentvise ændring (nederst, venstre). ....	21
Figur 5-1	Massebudgetter over gødningsvandet. Skraveringer indikerer de præcise afgrænsninger for de enkelte massebudgetter. Området til venstre betegnes det "sydlige Lillebælt", mens området til højre betegnes det "nordvestlige Bælthav". ....	23
Figur 5-2	Massebudget for TN for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 10). Blå kurve viser massen af den pelagiske andel af gødningsvandet, grå linje viser massen, der indgår i sedimentet, og orange linje viser den andel, der er transporteret ud af området. ....	25

## FIGURER I BILAG

Figur A. 1	Lokalmodellens domæne og dybdeforhold (batymetri = bundkote). ....	38
Figur A. 2	Detalje af lokalmodellens beregningsnet i Lillebælt ved Fredericia Havn. ....	39
Figur A. 3	Ferskvandsafstrømning i lokalmodellen. De røde prikker viser placeringen af de anvendte repræsentative ferskvandskilder. Den røde prik ved Fredericia Havn viser placeringen af udledningen af gødningsvand, se næste afsnit. ....	40
Figur A. 4	Venstre panel: Udløbspunkter til Møllebugthavnen og via Nordkaj/Oceankaj. Primære udløbspunkter er røde cirkler A og B, sekundært udløbspunkt er linjerne C (Kilde: NIRAS, 2017c). Højre panel: Placering af modelkilder repræsenterende spildet af gødningsvand i lokalmodellen. ....	41

Figur A. 5	Tidsforløb af den samlede urea-udledning (m <sup>3</sup> /s) i lokalmodellen (UTC-tid).....	41
Figur A.6	Sammenligning mellem observeret (sort kurve) og modelleret (rød kurve) vandstand i Fredericia Havn primo februar 2016. Bemærk, at der er en forskel på 10cm i de to vandstandstidsseriers vertikale datum. ....	44
Figur A.7	Sammenligning mellem observeret (sorte kurver) og modelleret (røde kurver) strøm i Snævringen ved den gamle Lillebæltsbro i 5m dybde i + (bemærk, at dette ikke er året for uheldet med gødningsvand). Det øverste plot viser strømhastigheden og det nederste plot viser strømretningen. I størstedelen af perioden løber strømmen mod syd (svarende til en retning på 110°), mens den i kortere perioder og mod slutningen af perioden løber mod nord (retning 300°).....	44
Figur A. 8	Sammenligning af observeret (blå og sorte trekanten) og modelleret (orange og røde kurver) saltholdighed (øverst) og vandtemperatur (nederst) i overfladen (1m dybde) og ved bunden (19m dybde) i VEJ0006870 stationen ud for Æbelø. Bemærk, at vandsøjlen på denne lokalitet og i denne periode er svagt lagdelt med forskelle mellem overflade og bund på ca. 5 PSU og 1-2°C. Bemærk også, at lokalmodellen reproducerer denne lagdeling.....	45
Figur A. 9	Sammenligning af observeret (blå og sorte trekanten) og modelleret (orange og røde kurver) saltholdighed (øverst) og vandtemperatur (nederst) i overfladen (1m dybde) og ved bunden (28m dybde) i FYN6100021 stationen ud for Fønsskov syd for Snævringen. Bemærk, at vandsøjlen på denne lokalitet og i denne periode er relativt velblandet med små forskelle mellem overflade- og bund-værdierne. Bemærk også, at lokalmodellen reproducerer denne (manglende) lagdeling. ....	45
Figur B. 1	Regionalmodellen dækkende de indre danske farvande fra Skagerrak i nordvest til den Botniske Bugt i øst. Farverne indikerer bundkoten.....	51
Figur B. 2	Zoom over Danmark fra den benyttede model. Farverne viser bundkoten. ....	52
Figur B. 3	Detalje af regionalmodellens beregningsnet i Bælthavet. ....	52
Figur B. 4	De røde cirkler indikerer punkter i modellen, hvor der tilføres bade ferskvand og næringssalt. ....	54
Figur B. 5	Placering og navngivning af målestationer benyttet til modelvalidering i denne rapport. De blå stationer udgør vandstandsstationer, mens de røde stationer benyttes til validering af salt, temperaturer og vandkemi. ....	56
Figur B. 6	Målt (sort linje) og modelleret (grøn linje) vandstand ved Gedser (øverst), Århus (mellem) og Smøgen (nederst). ....	57
Figur B. 7	Øverst: Vindforhold i perioden 15. januar-29. februar 2016. Nederst: Målt vandstandsfordel mellem Gedser og Hornbæk (sort kurve) og modelleret vandføring i Storebælt (lysegrøn kurve) og Lillebælt (rød kurve). ....	58
Figur B. 8	Målte værdier i overfladen (sorte trekanten), og ved bunden (blå trekanten) og tilsvarende modellerede værdier (grøn henholdsvis rød linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen FYN6100021. ....	59
Figur B. 9	Målte værdier i overfladen (sorte trekanten), og ved bunden (blå trekanten) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen VEJ6870. ....	59
Figur B. 10	Målte værdier i overfladen (sorte trekanten), og ved bunden (blå cirkler) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen ARH170117. ....	60
Figur B. 11	Målte værdier i overfladen (sorte trekanten), og ved bunden (blå cirkler) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen VSJ20925. ....	60
Figur B. 12	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).....	62
Figur B. 13	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).....	62



Figur B. 14	Målte koncentrationer på station ARH170117 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).....	63
Figur B. 15	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).....	63
Figur B. 16	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af DIN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	64
Figur B. 17	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	64
Figur B. 18	Målte koncentrationer på station ARH170117 af DIN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	64
Figur B. 19	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af DIN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	65
Figur B. 20	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af DIP i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	65
Figur B. 21	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIP i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	66
Figur B. 22	Målte koncentrationer på station ARH170117 af DIP i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	66
Figur B. 23	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af DIP i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	66
Figur B. 24	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	67
Figur B. 25	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	67
Figur B. 26	Målte koncentrationer på station ARH170117 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	68
Figur B. 27	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	68
Figur B. 28	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af TN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	69
Figur B. 29	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af TN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	69
Figur B. 30	Målte koncentrationer på station ARH170117 af TN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	69
Figur B. 31	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af TN i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	70
Figur B. 32	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af TP i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). ....	70

Figur B. 33	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af TP i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	71
Figur B. 34	Målte koncentrationer på station ARH170117 af TP i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	71
Figur B. 35	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af TP i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	71
Figur B. 36	Målte koncentrationer på station FYN6100021 af ilt i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	72
Figur B. 37	Målte koncentrationer på station VEJ6870 af ilt i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	72
Figur B. 38	Målte koncentrationer på station ARH170117 af ilt i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	73
Figur B. 39	Målte koncentrationer på station VSJ20925 af ilt i overfladen (sorte trekantede) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). .....	73
Figur C. 1	Geometri af stationær CorJet fortyndingsberegning for vertikalt densitetsdrevet fane. ....	78
Figur C. 2	Øverst ses et zoom af lokalmodellens batymetri ved Fredericia Havn (mod nord) og det omkringliggende Lillebælt. Nederst ses strømforholdene i bundlaget i tiden omkring udledningen af gødningsvand. Bemærk, at strømvektorerne induceret af den tunge bundstrøm af gødningsvand er synlige i og foran Møllebugthavnen i øverste venstre hjørne af figuren. ....	79
Figur C. 3	Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) af gødningsvand i bundlaget henholdsvis 10 min., 30 min., 1 time og 2 timer efter udledningsstart kl. 20.10 (UTC-tid). Møllebugthavnen, hvor spildet finder sted, ses i øverste venstre hjørne. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. ....	82
Figur C. 4	Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) af gødningsvand i en vertikal transekt langs ruten for den tunge bundstrøm af gødningsvand henholdsvis 10 min., 30 min., 1 time og 2 timer efter udledningsstart kl. 20.10 (UTC-tid). Møllebugthavnen ses til venstre, og den dybe del af Lillebælt ses til højre i figurene. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. ....	83
Figur C. 5	Øverst: Differens mellem målt vandstand ved Juelsminde og målt vandstand ved Assens. Nederst: Modelleret strømretning gennem Snævringen i Lillebælt. Bemærk, at vandet løber sydpå, når vandstanden er højere ved Juelsminde end ved Assens, og vice-versa. Udledningsstart er kl. 20.10 (UTC-tid). ....	85
Figur C. 6	Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) i overfladelaget henholdsvis 3, 12, 24 og 44 timer efter starten på spildet den 3. februar 2016 kl. 20.10. Figurene illustrerer, hvordan gødningsvandet transporteres sydpå i de første ca. 28 timer efter spildet, hvorefter den sydgående strøm stagnerer, og gødningsvandet begynder at transporteres nordpå i det fjerde og sidste plot. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. ....	87
Figur C. 7	Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) i vertikal transekt i Gamborg Fjord henholdsvis 17, 23, 31 og 37 timer efter starten på spildet den 3. februar 2016 kl. 20.10. Fjordens indgang ses til venstre, og enden af fjorden ses til højre i figurene. Figuren illustrerer indtrængen langs bunden af tungere, saltet vand med høje koncentrationer af gødningsvand. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. ....	88
Figur C. 8	Overfladekoncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Bemærk, at enheden nu er i $\text{mg N/l}$ . ....	92
Figur C. 9	Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 12. februar kl. 16.00, 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Her vist som transekt, se øverste panel for placering. Lillebælt er vist længst til venstre, mens transektet slutter i Kattegat længst til højre. ....	94

Figur C. 10	Modellerede koncentrationer af TN fra gødningsvandet i fjorde i Lillebælt og det nordvestlige Bælthav (figuren er omtalt første gang i starten af afsnit C.2.2). Øverst, sort linje er Ebeltoft Vig (ARH160031), Øverst, blå linje er Århus Bugt (ARH170006), næstøverst, sort linje er Horsens Fjord, indre (VEJ006790), næstøverst, blå linje, er Horsens Fjord, ydre (VEJ005790), næstnederst, sort linje er Vejle Fjord, indre (VEJ004273), næstnederst, blå linje er Vejle Fjord, mellem (VEJ004669), næstnederst, grøn linje er Vejle Fjord, ydre (VEJ005367), nederst, sort linje er Kolding Fjord (VEJ003350) og nederst, blå linje er Gamborg Fjord (FYN0018112). Bemærk varierende y-akser og at modelresultater er behæftet med usikkerhed på grund af opløsning i modellen.....	95
Figur C. 11	Massebudgetter over gødningsvandet. Skraveringer indikerer de præcise afgrænsninger for de enkelte massebudgetter. Området øverst til venstre betegnes som de "indre danske vandområder" (IDV), området øverste til højre betegnes "Bælthavet", nederst til venstre betegnes "sydlige Lillebælt" mens nederst til højre betegnes "nordvestlige Bælthav".....	96
Figur C. 12	Massebudgetter af uorganisk N (DIN) for IDV (øverst), sydlige Lillebælt (midt), og nordvestlige Bælthav (nederst). Blå linje viser mængden af ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), orange linje viser mængden af nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), mens den grå linje viser summen af de to, altså mængden af DIN.....	97
Figur C. 13	Ændringer i iltkoncentrationer i overfladen i ugerne efter udledningen af gødningsvand. Øverst er ændringerne vist for den 12. februar (venstre panel), og den 19. februar (højre panel), og tilsvarende transekter fra Lillebælt og ud gennem det nordvestlige Bælthav. Farveskalaen er den samme i transekterne som for arealplottene. Bemærk, at den røde farve udgør en ændring i iltkoncentrationerne på maksimalt 5-8%.....	99
Figur C. 14	Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 11. marts kl. 16.00, 18. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00.....	101
Figur C. 15	Transport og fortynding af gødningsvand (beskrevet ved koncentrationen af TN) den 18. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00. Her vist som transekt, se øverste panel for placering. Århus Bugt er vist længst til venstre, mens transektet slutter i Skagerrak længst til højre. Bemærk, at figuren kun viser koncentrationen ned til 40m dybde, og hele dybden i Skagerrak dermed ikke er vist.....	103
Figur C. 16	Massebudget for TN for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 11). Blå kurve viser massen af den pelagiske andel af gødningsvandet, grå linje viser massen, der indgår i sedimentet, og orange linje viser den andel, der er transporteret ud af området. I Figur 5-2 er vist tilsvarende figurer dækkende hele året.....	104
Figur C. 17	Massebudget for den andel af gødningsvandet, som er indbygget i organisk materiale for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 11). Grå kurve viser massen af den andel af gødningsvandet som er indbygget i planktonalger, blå linje viser den andel, der indgår i dødt partikulært N (PON), og orange linje den andel, der indgår i opløst organisk N (DON). Den gule linje viser summen af de tre fraktioner.....	105
Figur C. 18	Akkumuleret primærproduktion med udgangen af februar (øverst, venstre) og med udgangen af marts (øverst, højre). Derudover er forskellen i den akkumulerede primærproduktionen for marts måned som kan tilskrives gødningsvandet vist (nederst, venstre) foruden den relative forskel (nederst, højre) i den akkumulerede primærproduktion for marts måned (vist i %).....	106
Figur C. 19	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen på målestationen ARH170117. Rød linje viser modelresultater inklusive gødningsvand, mens sort linje viser resultaterne uden gødningsvandet.....	107
Figur C. 20	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 14. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	108
Figur C. 21	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 18. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	109

Figur C. 22	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	110
Figur C. 23	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 26. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	111
Figur C. 24	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 30. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	112
Figur C. 25	Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i fjorde i Lillebælt og det nordvestlige Bælthav som kan tilskrives gødningsvandet. Øverst; sort linje er Ebeltoft Vig (ARH160031), blå linje er Århus Bugt (ARH170006); næstøverst: sort linje er Horsens Fjord, indre (VEJ006790), blå linje er Horsens Fjord, ydre (VEJ005790); næstnederst: sort linje er Vejle Fjord, indre (VEJ004273), blå linje er Vejle Fjord, mellem (VEJ004669), grøn linje er Vejle Fjord, ydre (VEJ005367); nederst: sort linje er Kolding Fjord (VEJ003350) og blå linje er Gamborg Fjord (FYN0018112). Bemærk varierende y-akser og at modelresultater er behæftet med usikkerhed på grund af opløsning i modellen. ....	113
Figur C. 26	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 14. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	114
Figur C. 27	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 18. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	115
Figur C. 28	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	116
Figur C. 29	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 26. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	117
Figur C. 30	Modellerede $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 30. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).....	118
Figur C.31	Mængden af N fra gødningsvandet, som er opbygget i den organiske pulje i sedimenterne frem mod udgangen af marts.....	119
Figur C. 32	Den ekstra primærproduktion (over hele år 2016), som gødningsvandet giver anledning til. Til venstre er andelen vist i absolutte tal, mens højre figur viser, hvor mange procent af primærproduktionen der er drevet af gødningsvandet, sammenlignet med årsproduktionen (data ikke vist).....	120
Figur C. 33	Mængden af gødningsvand (N), som er opbygget i den organiske pulje i sedimenterne med udgangen af 2016.....	121
Figur C. 34	Modelleret flux af organisk N ned i sedimentet (øverst, venstre), ændringen i absolutte tal skabt af gødningsvandet (øverst, højre), og den procentvise ændring (nederst, venstre).....	122
Figur D. 1	C, N og P kredsløb i vandfasen af den biogeokemiske model.....	126
Figur D. 2	Modellens N-omsætning i sedimentet.....	127
Figur D. 3	Modellens P-omsætning i sedimentet.....	128

## TABELLER I BILAG

Tabel A.1	Resumé af lokalmodellens modelparametre.....	42
Tabel B. 1	Leverandører af data til opgørelse af næringsstofflørslen for modelperioden (2015-2016).....	53

## 1 Sammenfatning

I forbindelse med kollaps/beskadigelse af DanGødning A/S' gødningstanke den 3. februar 2016, blev der udledt en betydelig mængde kvælstof (N) til Fredericia Havn. Efterfølgende er en blanding af vand og kunstgødning (gødningsvand<sup>1</sup>), svarende til 2.755 tons N, løbet fra Fredericia Havn ud i den centrale del af Lillebælt, og herefter spredt til andre danske vandområder.

I denne rapport har vi benyttet mekanistiske (dynamiske) modeller til at analysere spredningen og effekterne af gødningsvandet. Mekanistiske modeller løser en lang række differentiale ligninger, der beskriver de mest betydende fysiske og biogeokemiske (biologiske) sammenhænge på en detaljeret tidslig og arealmæssig skala. Modellerne bygger dermed på naturvidenskabelige årsagssammenhænge til at beskrive, hvordan gødningsvandet, efter den gældende forståelse af de styrende processer, er blevet transporteret, fortyndet og omsat i de danske farvande i timerne, dagene, ugerne og månederne efter uheldet.

### Overordnet konklusion

Sammenfattende viser modelleringen, at der ikke forventes væsentlige forringelser af miljøtilstanden i de marine områder som følge af uheldet:

- I løbet af marts måned modelleres en påvirkning af algevæksten (klorofyl-a), men fra starten af april og frem modelleres ingen effekter på algevæksten, hvorfor der ikke findes effekter på klorofyl-a indikatoren, der som det beskrives nærmere i afsnit 3.4 vurderes ud fra sommerkoncentrationerne (maj til september).
- Der er modelleret en effekt, lysdæmpningen,  $K_d$ , der, som det beskrives i afsnit 3.4, vurderes ud fra et gennemsnit over perioden fra marts til september. Lokalt er der fundet en øgning på op mod 6% i marts måned i det nordvestlige Bælthav og vestlige Kattegat, som kan tilskrives gødningsvandet. Denne forskel er dog kun kortvarig og udelukkende fundet i marts måned. Da  $K_d$  skal vurderes over 7 måneder, anser vi derfor ikke denne ændring som betydende for lysdæmpningen  $K_d$ .
- Der modelleres ingen betydende ændringer i iltkoncentrationerne ved havbunden over sommeren, hvorfor der ikke vil være en påvirkning af bundfauna, som kan tilskrives gødningsvandet.

Baseret på modelresultaterne har vi også kort analyseret for potentielle toksiske effekter af gødningsvandet. Vi vurderer, at der kortvarigt og meget lokalt sandsynligvis vil være en effekt, men at det er usandsynligt, at det har påvirket fisk på bestandsniveau.

Som det fremgår af modelanalysen, findes kun betydende effekter af gødningsvandet i løbet af marts måned. Vores modellering dokumenterer, at der derfor ikke forventes væsentlige forringelser af miljøtilstanden på længere sigt. At gødningsvandet ikke har en effekt efter marts skyldes især de specifikke omstændigheder omkring uheldet:

- På uheldstidspunktet er strømmen i Lillebælt sydgående, hvilket betyder at gødningsvands transporteres sydover, og på vejen igennem Snævringen blandes al gødningsvandet op i overfladen (øverste 10-15m).

---

<sup>1</sup> Ved ulykken blev der udledt en blanding af vand og kunstgødning, og i denne rapport bruger vi ordet gødningsvand om den udledte mængde kvælstof, der er indeholdt i vandet. Den udledte mængde kvælstof er delvist på formen urea, men indeholder også ammonium og nitrat, hvorfor vi bruger en fællesbetegnelse.

- I dagene op til uheldet har kraftige, vestlig vinde presset vand ind i Østersøen, og da vinden stilner af et par dage efter uheldet, vender strømmen, og vandføringen bliver nordgående over en længere periode, hvorfor gødningsvandet spredes med overfladevandet i det nordvestlige Bælthav, Kattegat og delvist ud i Skagerrak og videre mod Nordsøen.
- Derudover bliver forårsblomsten først begrænset af kvælstof i begyndelsen af marts måned, hvorfor gødningsvandet er spredt til store områder, før det indbygges i alger.

Som det er vist i både /8/ og /37/, er effekten af danske N-udledninger størst kystnært, og da gødningsvandet netop spredes mere, og derfor er meget fortyndet i blandt andet Kattegat og Skagerrak, er effekterne begrænsede. I /36/ er det netop fremhævet, at i det tilfælde, hvor gødningsvandet hurtigt blandes i overfladelaget, vil det føres nordpå til det nordlige Bælthav og Kattegat. Her vil det påvirke forårsblomsten – medmindre kvælstoffet er transporteret helt op i det nordlige Kattegat og Skagerrak, før forårsblomsten er startet.

De 2.755 tons N fra DanGødning er en meget stor enkeltstående punktkilde, men da gødningsvandet spredes i løbet af den første måned til det nordvestlige Bælthav og en stor del af Kattegat, kan den relative betydning vurderes ved sammenligning af udledningen med de danske N tilførsler syd for Skagen. På årsbasis (hvoraf størstedelen kommer over efterår/vinter) tilføres farvandene syd for Skagen N svarende til knap 45.000 tons N fra danske oplande /8/ og 33.000 tons N fra atmosfæren<sup>2</sup> /21/ og med år-til-år variationer som er større end de 2.755 tons N.

### Supplerende bemærkninger

Gødningsvandet har i ufortyndet form en massefylde, der er knap 30% tungere end havvandet i Lillebælt. Derfor falder gødningsvandet mod bunden i havnen efter tilledningen, hvorefter det løber langs havbunden ud mod den dybe del af Lillebælt. Disse to transport-processer foregår over få timer og resulterer i, at gødningsvandet, efter det når ud i den dybe del af Lillebælt, er fortyndet omkring 100 gange.

Herefter, og de følgende to dage, spredes og fortyndes gødningsvandet yderligere, mens det løber med hovedstrømmen i Lillebælt mod syd. Efter godt to dage med sydgående strøm vender strømmen i Lillebælt og løber mod nord, og herfra transporteres, fortyndes og omsættes gødningsvandet i det nordvestlige Bælthav og i Kattegat.

Forholdene for de enkelte farvandsafsnit er resumeret i det følgende:

**Det sydlige Lillebælt (inklusive Femern Bælt):** Efter to dage befinder hovedparten af gødningsvandet sig i Lillebælt syd for Snævringen. Omkring 2.500 tons N er løbet igennem Snævringen, mens de resterende knap 250 tons N stadigvæk befinder sig i Snævringen. Herefter løber gødningsvandet overvejende mod nord i en periode, og midt i februar er stort set alt gødningsvand løbet ud af Lillebælt. Med udgangen af marts kommer der knap 150 ton N tilbage (blandt andet igennem Storebælt), og med udgangen af året er der i dette område omkring 15 tons N fra det oprindelige gødningsvand tilbage i området. I det sydlige Lillebælt (inkl. Femern Bælt) modelleres på intet tidspunkt betydende påvirkninger af klorofyl-a, svækkelse af lysdæmpning ( $K_d$ ) eller iltforholdene ved bunden.

Idet strømmen er sydgående i starten af februar ender en del af gødningsvandet i Kolding Fjord og Gamborg Fjord. Det sydgående vand har en større saltholdighed end vandet syd for Snævringen i Lillebælt, hvorfor det transporteres<sup>3</sup> ind i de to fjorde. Især i Gamborg Fjord både måles og modelleres en høj koncentration af gødningsvand omkring den 9. februar 2016. Her giver det anledning til maksimale koncentrationer omkring 0,6 mg N/l. Efter de høje

<sup>2</sup> Atmosfærebidraget inkluderer bidrag fra andre lande en Danmark

<sup>3</sup> Med såkaldt "lock-exchange flow".

koncentrationer er modelleret i Gamborg Fjord i starten af februar, falder koncentrationen efterfølgende igen, og målingerne i fjorden med udgangen af februar viser, at koncentrationerne af total kvælstof (TN) er tilbage på gennemsnitsniveau for vinteren i både overflade- og bundvand, mens modellen viser at dette først er tilfældet i midten af marts<sup>4</sup>. Med hensyn til algevækst og lysdæmpning modelleres en påvirkning i marts, men fra april og frem modelleres ingen påvirkning.

**Det nordvestlige Bælthav:** De største påvirkninger af gødningsvandet findes i det nordvestlige Bælthav. Med udgangen af marts måned er omkring 2.000 tons N transporteret ind i Kattegat, men inden da har gødningsvandet givet anledning til forhøjede koncentrationer af klorofyl-a (lokalt op til 15% ekstra klorofyl-a) og øget lyssvækkelse,  $K_d$  (mellem 3-6% i de mest påvirkede områder). På grund af de biogeokemiske processer er en del af gødningsvandet nu indbygget i algerne, og en del er endt på havbunden som en del af den organiske pulje af N i sedimentet. Efter yderligere et par måneder er i alt 2.300 tons N transporteret videre ind i Kattegat (og som anført i forrige afsnit er lidt transporteret tilbage ind i det sydlige Lillebælt bl.a. via Storebælt), mens der i dette område stadigvæk er omkring 200 tons N tilbage i vandfasen og tilsvarende i sedimentet. Efter marts modelleres ingen betydende effekter på klorofyl-a og lysdæmpningen ( $K_d$ ), hvorfor vi vurderer, at gødningsvandet ikke har langsigtede effekter i dette område.

Fjordene i det nordvestlige Bælthav påvirkes også af gødningsvandet. Vejle Fjord påvirkes især i yderfjorden, hvor overkoncentrationerne af TN når omkring 0,3 mg N/l mens Horsens Fjord topper omkring 0,08 mg N/l og Århus Bugt og Ebeltoft Vig med mindre end 0,06 mg N/l. Ved udgangen af april måned er TN koncentrationerne fra gødningsvandet i Århus Bugt, Ebeltoft Vig og Vejle Fjord under 0,01 mg N/l, mens Horsens Fjord er under 0,02 mg N/l.

I Århus Bugt og Ebeltoft Vig modelleres de største påvirkninger i forhold til algevæksten (~0,003 mg klorofyl-a/l) mens påvirkning i Vejle Fjord er mindre (~0,001 mg klorofyl-a /l). I samme periode modelleres en effekt på lysdæmpning svarende til 2-3% (eller svarende til en ændring af sigtdybden på mindre end 30 cm). Der modelleres ingen effekt på klorofyl-a i Horsens Fjord. Alle de modellerede påvirkninger af klorofyl-a og lysdæmpning er i marts, mens der fra april og frem ikke modelleres nogen yderligere påvirkning.

**Kattegat:** Også i Kattegat modelleres påvirkninger. Med udgangen af marts er godt 2.000 tons N transporteret fra det nordvestlige Bælthav til Kattegat, og af de 2.000 tons N er cirka halvdelen transporteret videre ud i Skagerrak. I Kattegat giver gødningsvandet i løbet af marts anledning til forhøjede koncentrationer af klorofyl-a på op til 10% i store områder og en øgning i  $K_d$  i samme områder på mellem 3-6%. Over de efterfølgende måneder transporteres yderlige N fra gødningsvandet ud i Skagerrak, og med udgangen af juli måned er der sammenlagt transporteret 1.900 ton N fra Kattegat til Skagerrak, mens 300 tons N er endt i sedimentet, og 100 tons N stadigvæk befinder sig i vandfasen. Efter marts modelleres ingen betydende effekter på klorofyl-a og  $K_d$ , hvorfor vi vurderer, at gødningsvandet ikke har langsigtede effekter i dette område.

**Skagerrak:** Som det fremgår af ovenstående, ender en stor del af gødningsvandet over det første halve år i Skagerrak, hvorefter det transporteres yderligere ud i Nordsøen langs den norske sydkyst. Også i Skagerrak modelleres påvirkninger af gødningsvandet på klorofyl-a og  $K_d$ , men i den lavere ende sammenholdt med det nordvestlige Bælthav og Kattegat. Efter marts modelleres ingen påvirkninger af klorofyl-a og lysdæmpningen ( $K_d$ ) i dette område, hvorfor vi vurderer, at gødningsvandet ikke har langsigtede effekter i Skagerrak eller videre ud i Nordsøen.

---

<sup>4</sup> Som det vil fremgå af rapporten benyttes forskellige modeller til forskellige tidspunkter, og den model der benyttes på dette tidspunkt er grovere og har ikke helt den opløsning, der skal til for at kunne modellere Gamborg Fjord præcist.

## 2 Introduktion

I forbindelse med kollaps/beskadigelse af DanGødning A/S' gødningstanke den 3. februar 2016, blev der udledt en blanding af vand og kunstgødning (gødningsvand<sup>5</sup>) til Fredericia Havn. Efterfølgende er gødningsvandet løbet fra Fredericia Havn ud i den centrale del af Lillebælt og herefter spredt til andre danske havområder.

Der foreligger enkelte målinger af kvælstof i Lillebælt, som er foretaget i ugerne efter ulykken, og som indikerer denne spredning, men der findes reelt ikke et overblik over, hvilke vandområder der er blevet påvirket, og i hvor høj grad de er blevet påvirkede, men målingerne omkring Lillebælt tydede ikke umiddelbart på en væsentlig påvirkning.

Derfor er der behov for at få klarlagt, så præcist som overhovedet muligt, hvad der er sket med gødningsvandet efter udledningen til havnen, og specielt i hvor høj grad det har haft – og eventuelt stadigvæk har – betydning for eksempelvis algevækst, iltkoncentrationer og den generelle vandkvalitet i havområderne.

DanGødning A/S har, efter dialog og korrespondance med Fredericia Kommune og Miljøstyrelsen, bedt DHI om at foretage en modelanalyse af den umiddelbare spredning af gødningsvandet, og eventuelle afledte marine miljøeffekter. Formålet med modelanalysen er at sikre en uvildig vurdering af den marine spredning af gødningsvand efter ulykken på Fredericia Havn, og en kvantificering af de potentielle direkte og indirekte effekter, som den udledte mængde gødningsvand eventuelt har haft for vandkvaliteten og miljøtilstanden i de danske farvande og havområder. Nærværende rapport indeholder en beskrivelse af de anvendte modeller, en beskrivelse af den umiddelbare spredning af gødningsvandet foruden en kvantificering af effekterne.

Alle analyser og konklusioner er baseret på skønnede kildeopgørelser, modellerede tilstandsværdier og målinger og de deraf følgende modelresultater samt informationer fra litteraturen om direkte toksiske effekter af urea og ammoniak.

---

<sup>5</sup> Ved ulykken blev der udledt en blanding af vand og kunstgødning, og i denne rapport bruger vi ordet gødningsvand om den udledte mængde kvælstof, der er indeholdt i vandet. Den udledte mængde kvælstof er delvist på formen urea, men indeholder også ammonium og nitrat, hvorfor vi bruger en fællesbetegnelse.



## 3 Baggrund og metode

### 3.1 Kort karakterisering af de indre danske farvande

De indre danske farvande er beliggende i en overgangszone mellem Skagerrak og Østersøen. Hydrografien i denne overgangszone er meget dynamisk, kompleks og stærkt influeret af den brakke Østersø (saltindhold ~8‰) og den salte Nordsø (saltindhold ~34‰).

Selve vandudvekslingen mellem Østersøen og Kattegat foregår gennem Storebælt, Øresund og Lillebælt, og vandudvekslingen er styret af ferskvandstilstrømningen fra floder og elve til Østersøen og de aktuelle meteorologiske forhold i form af passerende højtryk og lavtryk og de tilhørende vindsystemer. Ferskvandstilstrømningen til Østersøen resulterer i en samlet netto-udstrømning gennem de danske stræder på omkring 15.000 m<sup>3</sup>/s /12/, /9/, og knap 10% af denne udstrømning foregår i Lillebælt, mens Storebælt står for godt 65% og Øresund for de sidste 25% /11/. Netto-udstrømningen på 15.000 m<sup>3</sup>/s dækker imidlertid over både årstidsvariationer og væsentlige daglige ind- og udstrømninger, som kan være en faktor 10-20 gange højere.

Den lokale strømning i Lillebælt styres således hovedsageligt af vandstandsforskelle mellem Kattegat og vestlige Østersø, som især afhænger af regionale meteorologiske forhold. Det begrænsede tidevand i de indre danske farvande har dog lokalt (fx i Snævringen) en indflydelse på strømforholdene.

Den typiske sæsonmæssige variation i mængden af alger (fytoplankton) følger en klassisk bimodal fordeling for nordlige marine områder i et tempereret klima: i februar/marts forekommer en forårsblomst, som typisk over et par uger tømmer puljerne af uorganiske næringsalte i overfladevandet (0-10 m) /13/. Denne forårsblomst domineres af kiselalger. Efterfølgende kommer en periode med relativt lav fytoplankton-biomasse og en blanding af forskellige fytoplanktongrupper (kiselalger, dino- og nano-flagellater og mikсотрофе organismer), som blandet andet reguleres af græsning fra zooplankton, og som næres af remineralisering af næringsstoffer foruden de løbende direkte tilførsler af næringsalte fra land og fra atmosfæren (atmosfærisk deposition). Sidst på året, når græsningen fra zooplankton reduceres, og puljerne af uorganiske næringsalte øges, øges mængden af fytoplankton igen, og nu typisk sammensat af kiselalger og/eller dino-flagellater. I den centrale del af Østersøen og i de østlige danske havområder forekommer der desuden ofte blå-grøn alger (cyano-bakterier) hen over sommeren og i det tidlige efterår. Klorofyl-a<sup>6</sup> niveauerne i de åbne dele af de danske farvande varierer typisk mellem 1 og 3 µg/l hen over sommeren og det sene efterår, og mellem 5 og 20 µg/l i forbindelse med opblomstringer i forår og efterår.

På grund af ovennævnte netto-transport er overfladevandet i Kattegat og Bælthavet påvirket af forholdene i Østersøen, og udover at påvirke saliniteten bringer nettotransporten også næringsstoffer (uorganiske og organiske næringsstoffer) fra Østersøen til de danske farvande. På grund af fordelingen (65:25:10) mellem Storebælt, Øresund og Lillebælt, er Lillebælt dog mere påvirket af lokale næringsstofftilførsler end eksempelvis Øresund, som også er beskrevet i /8/.

Ovenstående betyder reelt, at det udledte gødningsvand i) er tilført et farvandsområde, som er relativt mere påvirket af lokale danske næringsstofftilførsler end andre åbne farvandsområder, ii) er udledt på et tidspunkt, hvor vandudskiftningen i Lillebælt typisk er høj, og iii) er udledt i en periode umiddelbart før forårsblomsten typisk er startet. Disse forhold har betydning for den forventede miljøeffekt. Derudover har disse forhold, som det vil fremgå af denne rapport, også

---

<sup>6</sup> Klorofyl-a er et mål som benyttes for biomassen af fytoplankton

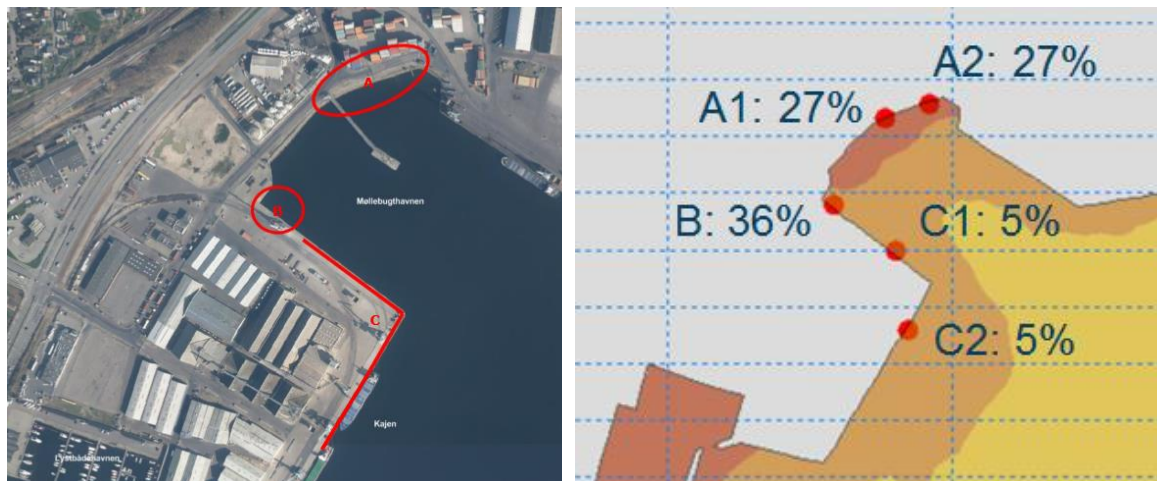
betydning for den modeltilgang, som er valgt til beskrivelse af uheldet og den efterfølgende modelanalyse.

## 3.2 Udledning af gødningsvand

I forbindelse med kollaps/beskadigelse af DanGødning A/S' gødningstanke den 3. februar 2016, blev der udledt en stor mængde kvælstof (N) til Fredericia Havn. Det var hovedsageligt tank 7, der bidrog til udledningen, men yderligere fire tanke blev ligeledes beskadiget og bidrog til den samlede udledning. Tank 7 indeholdt flydende N32 (urea-ammonium-nitrat) gødning. I forbindelse med uheldet blev indholdet fra tank 7 blandet med andet gødningsvand, herunder flydende N16 (urea granulat i vand).

Teknologisk Institut har beregnet indholdet i tank 7 af flydende N32 gødning til 9.570-9.590 m<sup>3</sup> svarende til 12.500 tons /2/, svarende til en massefylde på 1.305 kg/m<sup>3</sup>. I henhold til rapport fra NIRAS /4/ udgør den spildte mængde gødning i alt 14.400 m<sup>3</sup> og 4.800 tons N, svarende til en koncentration på 333×10<sup>6</sup> µg N/l. Ud af de 4.800 tons N har NIRAS og Dansk Miljørådgivning A/S (DMR) efterfølgende vurderet, at 2.045 tons N ikke er løbet ud i havnen, svarende til at 2.755 tons N er løbet ud i havnen /5/.

Udledningen af gødningsvand til havnen startede kl. 21:09:25 (eller 20:09:25 UTC), og i henhold til et notat fra NIRAS /6/ udledtes 54% af det spildte gødningsvand ved punkt A, 36% ved punkt B og 10% ved område C (se Figur 3-1). Notatet estimerer endvidere, at 80% af udledningen foregik inden for den første halve time efter tankkollapset, mens de resterende 20% af udledningen foregik i de følgende 1-2 timer.



Figur 3-1 Venstre panel: Udløbspunkter til Møllebugthavnen og via Nordkaj/Oceankaj. Primære udløbspunkter er røde cirkler A og B, sekundære udløbspositioner er linjerne C /6/. Højre panel: Placering af modelkilder repræsenterende spildet af gødningsvand i lokalmodellen.

Som det fremgår af /5/, består hoveddelen af gødningsvandet af N32 (Urea-ammonium-nitrat) og en mindre del af N16 (urea granulat i vand). Kvælstoffet i N16-gødning består udelukkende af urea (CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O), mens kvælstoffet i N32 delvist er på formen urea, og derudover på ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) og nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) form. Flere detaljer kan findes i /18/.

Som det også fremgår af den kemiske formel, er urea en organisk kvælstofforbindelse, som kemisk set er et amid. Urea bruges som en meget koncentreret kvælstofgødning, men da både bakterier og planktonalger kan optage og udnytte urea med samme effektivitet som ammonium, beskrives/modelleres optag med samme kinetik som ammoniumoptag i planktonalger. Inde i

cellerne spaltes urea til ammonium via enzymet urease. Herefter kan kvælstoffet indbygges i aminosyrer og proteiner. Pelagiske bakterier og også en del planktonalger udnytter også det organiske kulstof i urea. Enkelte undersøgelser har vist, at urea som kombineret N og C-kilde favoriserer cyanobakterier og dinoflagellater /27/, /28/.

For denne analyse har vi ingen oplysninger om den præcise fordeling mellem urea, ammonium og nitrat, og da det i praksis ikke har betydning for selve konsekvensvurderingen af den udledte gødningsmængde, antager vi, at de udledte 2.755 ton N er udledt som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

I denne rapport omtaler vi den udledte mængde af kvælstof som gødningsvand – gødningsvandet består naturligvis af både vand og kvælstof (og andre stoffer), men i denne rapport adresserer vi alene den udledte mængde N, når vi fremadrettet diskuterer gødningsvand.

### 3.3 Transportprocesser og omsætning

Efter tankkollapset og udledningen til Fredericia Havn påvirkes gødningsvandet af en række transportprocesser, mens det spredes og omdannes i det marine miljø. Umiddelbart efter tankkollapset flyder det spildte gødningsvand ud over havneområdet og videre ud i Møllebugthavnen. I det gødningsvandet rammer vandoverfladen i havnebassinet, bevæger det relativt tunge gødningsvand sig som en vertikal fane (jet) mod bunden af havnebassinet.

Undervejs mod bunden medriver gødningsvandet det omgivende havvand og fortyndes således. Fra bunden af havnebassinet strømmer det fortyndede gødningsvand som en tung bundstrøm mod den nærliggende dybe del af Lillebælt, mens den undervejs medriver mere omgivende havvand og fortyndes yderligere. Undervejs, og efter at den når bunden af Lillebælt, bliver gødningsvandet også selv medrevet af den omgivende strømning i Lillebælt. Efter et stykke tid er al gødningsvand medrevet og blandet med det omgivende havvand. Spredningen af gødningsvandet foregår nu som passiv transport i Lillebælt og de omkringliggende farvande.

Samtidig begynder kvælstoffet i gødningsvandet at indgå i det overordnede kvælstofkredsløb, hvilket blandt andet betyder, at kvælstoffet i første omgang omdannes til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) gennem nitrifikation og sidenhen – indenfor få uger efter udledningen – indgår i forårsopblomstringen og dermed indbygges i organisk materiale, som igen transporteres med de omgivende strømme, men som også langsomt sedimenterer mod havbunden, mens en del igen nedbrydes til ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Denne (forsimplet beskrevet) cyklus gentages igennem hele året, hvilket har betydning for vurderingen af effekterne af udledningen af gødningsvandet.

En vigtig præmis for metoden, som vi har benyttet i denne analyse, er tidspunktet for udledningen. I starten af februar er der relativt lidt sollys (dagslængde < 9 timer), og havvandet er koldt (<10 °C), hvilket primært påvirker bakteriernes optag. Derfor er den biologiske aktivitet lav, hvilket betyder, at udledningen af gødningsvandet i de første timer og få dage alene kan vurderes ud fra en passiv spredningsbetragtning, svarende til rene fysiske transport- og blandingprocesser.

Af de grunde har vi benyttet et kompleks af forskellige modeller; én lokalmodel til beregning af spredningen over de første 2 timer, én lokalmodel til beregning af spredningen over de følgende godt to dage og afslutningsvis én regionalmodel til beskrivelse af spredning og omsætning over de efterfølgende uger og måneder. Hvad der forstås ved en model, og hvad de enkelte modeller

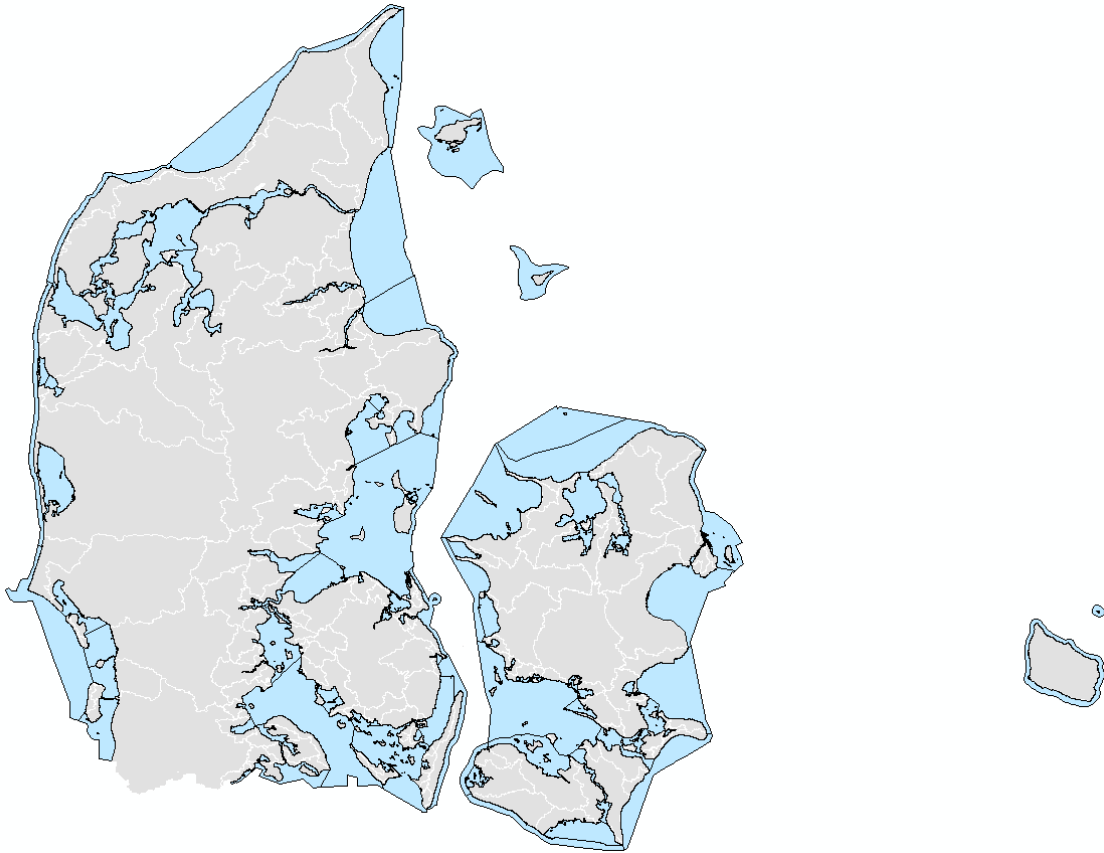
---

<sup>7</sup> I Ingeniøren den 23. maj 2018 /38/ omtales en potentiel sammenhæng mellem giftige alger og udledning af gødningsvand. Analysen i denne rapport har haft til formål at undersøge de overordnede effekter af udledningen på det danske havmiljø, og de anvendte modeller kan ikke benyttes til at vurdere tilstedeværelsen af enkelte algearter, hvorfor denne analyse hverken kan afkræfte eller bekræfte denne potentielle sammenhæng.

kan benyttes til, er beskrevet i Bilag; de to lokalmodeller er beskrevet i Bilag A, mens regionalmodellen er beskrevet nærmere i Bilag B.

### 3.4 Dansk implementering af Vandrammedirektivet

Et af de spørgsmål, som vil blive adresseret i denne rapport, er betydningen af den udledte gødningsmængde på kvalitetselementerne i Vandrammedirektivet (VRD). I henhold til den danske implementering af VRD har Danmark defineret 119 marine vandområder, se Figur 3-2. Fredericia Havn, og det vandområde, der først påvirkes af gødningsvandet, er en del af vandområdet 'Nordlige Lillebælt' (Vandomr. 224), men som vi vil vise i denne rapport strømmer gødningsvandet igennem en række vandområder i løbet af simuleringsperioden.



Figur 3-2 Danske marine vandområder i henhold til Vandrammedirektivet.

I henhold til VRD skal Danmark opnå god økologisk tilstand (GØT) inden år 2027, og GØT vurderes ud fra tre indikatorer: Sommer klorofyl-a, ålegræsdybdegrænse og faunaindekset DKI (dansk kvalitetsindeks). I forhold til udledningen af gødningsvand er spørgsmålet imidlertid, om den ekstra udledte mængde N giver anledning til ændringer i tilstandsklasse for de enkelte vandområder. Derfor vil der være specifikt fokus på at vurdere effekterne på kvalitetselementerne i relevante vandområder.

Hvordan modellering kobles til ovenstående indikatorer er nærmere beskrevet i /8/, og i denne analyse vil vi tage udgangspunkt i:

- Sommerklorofyl-a (gennemsnitlig koncentration i perioden maj til september)
- Lyssvækkelseskoefficienten ( $K_d$ ) i vækstperioden (gennemsnit i perioden marts til september)

- Ændringer i iltforhold ved bunden (potentielt betydning for bunddyr og kvalitetsindekset DKI)
- Eventuelle direkte toksiske virkninger af urea og ammonium/ammoniak på bunddyrene i Lillebælt

### 3.5 Natura2000 områder

Der er en række Natura2000-områder i Kattegat og Bælthavet. Modelleringen viser, at fortyndet gødningsvand i løbet af år 2016 har været i kontakt med nogle af disse områder. En analyse af den mulige påvirkning af Natura2000-områderne forudsætter en specifik analyse for hvert enkelt område, da grundlaget for udpegningen af Natura2000-områder varierer.

Modelleringsresultaterne viser, at gødningsvandet ikke har haft nogen betydende effekter på de tre indikatorer, som indgår i vurderingen af miljøtilstanden under Vandrammedirektivet, jf. afsnit 3.4. Der er, baseret på resultaterne i forhold til de tre indikatorer og på de øvrige modelleringsresultater, som er af betydning for Natura2000-områderne, ikke grundlag for en antagelse om, at gødningsvandet har haft eller vil få nogen betydende effekt i forhold til de enkelte Natura2000-områder. Det er derfor ikke vurderet nødvendigt eller proportionelt at foretage specifikke analyser for de enkelte Natura2000-områder som sådan og udpegningsgrundlaget for disse. Ved denne vurdering har vi også lagt vægt på, at Natura2000-begrebet anvendes til planlægning af fremtidige tiltag, og at det ikke er velegnet til konsekvensvurdering af uheld.

## 4 Spredning og konsekvenser af gødningsvand

Kvantificeringen af spredningen i havmiljøet og konsekvenserne af udledningen af gødningsvand fra Fredericia Havn den 3. februar 2016 er foretaget ved hjælp af det oven for beskrevne modelkompleks. I Bilag A og B er udviklingen og valideringen af modellerne beskrevet i detaljer, og resultaterne er analyseret og diskuteret i en mere modelteknisk sammenhæng i Bilag C.

I de følgende afsnit beskrives de forskellige faser af spredningen og konsekvenserne på et mere overordnet plan med inddragelse af de væsentligste modelresultater og analyser fra Bilag C, mens der henvises til Bilag A og B for en beskrivelse af de anvendte modeller og til Bilag C for flere detaljer omkring spredningen og konsekvenserne.

### 4.1 De første timer efter tankkollapset

Det spildte gødningsvand<sup>8</sup> har en samlet masse på 12.500 tons og et volumen på 9.580 m<sup>3</sup>, svarende til en massefylde på 1.305 kg/m<sup>3</sup>. Denne massefylde er markant højere end massefylden af det omgivende vand i Lillebælt, der på tidspunktet for spildet har en massefylde omkring 1.019 kg/m<sup>3</sup>. Derudover har gødningsvandet en høj koncentration af kvælstof (N) svarende til 333×10<sup>6</sup> µg N/l.

I de første timer efter spildet af gødningsvand på Fredericia Havn foregår der nogle initiale transport- og fortyndingsprocesser:

1. Vertikal fane af tungt gødningsvand fra vandoverfladen mod bunden af havnebassinet (Møllebugthavnen).
2. Tung bundstrøm af fortyndet gødningsvand fra havnebassinet mod den dybe del af Lillebælt.
3. Medrivning af gødningsvand i den omgivende strømning.

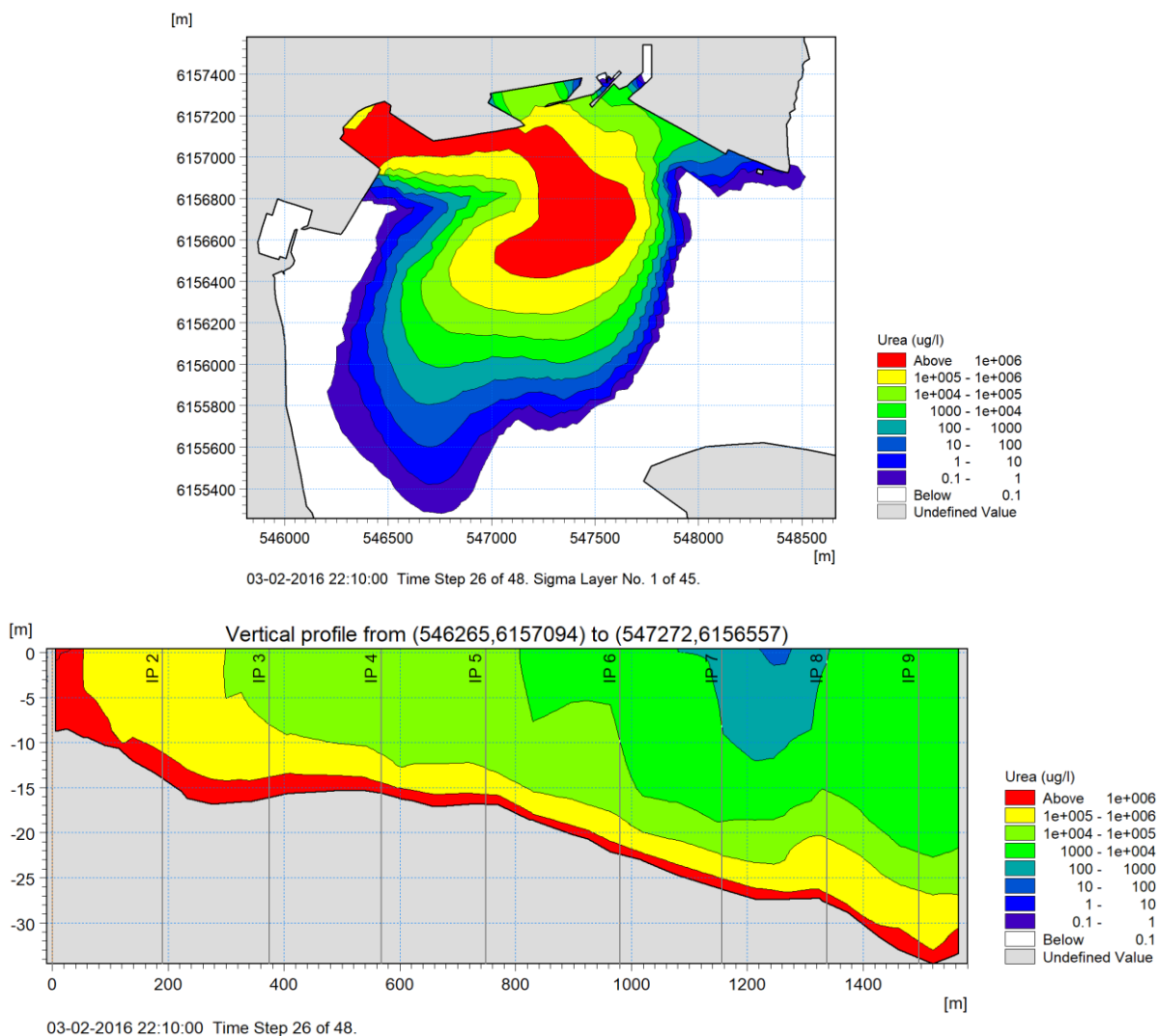
De første to processer er associeret med gødningsvandets initialt høje massefylde (densitet) og foregår inden for de første få timer efter tankkollapset, mens gødningsvandet løber fra havneområdet ned i havnebassinet og videre mod bunden af Lillebælt. Undervejs fortyndes gødningsvandet ved at medrive fra det omgivende havvand. Gødningsvandet fortyndes i størrelsesordenen 20 gange på vej mod bunden af havnebassinet og yderligere fem gange (samlet således i størrelsesordenen 100 gange) på vej mod den lokale dybe del af Lillebælt. Disse to transportprocesser forgår indenfor de første få timer, se Figur 4-1 og en mere detaljeret beskrivelse i Bilag C.1.

Den tredje transportproces handler om medrivning den modsatte vej, dvs. at den omgivende strømning i Fredericia Havn og Lillebælt medriver noget af gødningsvandet, således at dette blandes med det omgivende vand. Denne proces foregår samtidig med de to andre processer og fortsætter, efter at gødningsvandet har nået bunden af Lillebælt. Konsekvensen er, at de to fortyndingsprocesser (1 og 2) forstærker blandingsprocessen (3) ved at reducere densitetsforskellen mellem gødningsvandet og det omgivende havvand.

I Figur 4-1 ses koncentrationsfelter af gødningsvandet (vist som koncentrationen af kvælstof) i Fredericia Havn og Lillebælt godt to timer efter spildet. På dette tidspunkt er en stor del af gødningsvandet nået ud til den dybe del af Lillebælt, hvor det også blandes med det omgivende vand.

---

<sup>8</sup> Se afsnit 3.2 for en nærmere beskrivelse af den udledte mængde gødningsvand og de antagelser, vi har gjort i denne modelanalyse.



Figur 4-1 Modellerede koncentrationsfelter af gødningsvand (vist som koncentrationer af kvælstof fra gødningsvandet i µg N/l) i Fredericia Havn og Lillebælt to timer efter spildet på Fredericia Havn. Øverst: Kvælstofkoncentrationen ved bunden. Nederst: Kvælstofkoncentrationen i en vertikal transekt langs ruten mellem havnebassinet til venstre og den dybe del af Lillebælt til højre. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk. Bemærk, at tiden er angivet i UTC-tid.

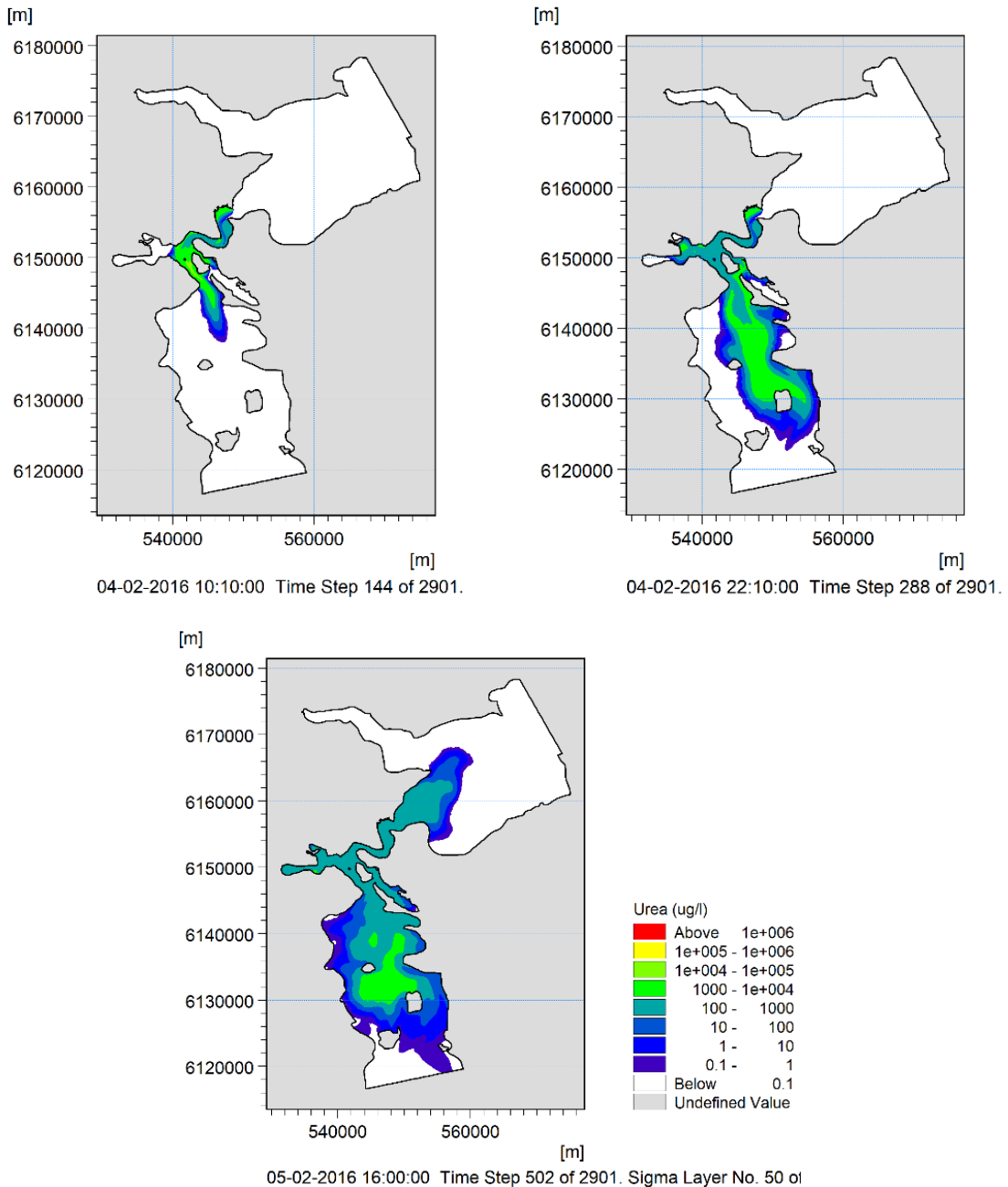
## 4.2 De første par dage efter kollapset

Blandingen af det fortyndede gødningsvand og det omgivende havvand i Lillebælt foregår lige fra spildets begyndelse og fortsætter, indtil al gødningsvandet er helt blandet med havvand. Denne proces forstærkes yderligere af gødningsvandets fortynding på vej ned i den dybe del af Lillebælt. I henhold til modellen er 85% af gødningsvandet opblandet efter 16 timer, og efter godt et døgn er stort set alt gødningsvandet blandet med havvandet i Lillebælt.

Når gødningsvandet er blandet med det omgivende havvand, transporteres det passivt med de omgivende havstrømme og blandes yderligere med de omgivende vandmasser. Da spildet skete, var der sydgående strøm i de indre danske farvande, inklusive Lillebælt, drevet af regionale meteorologiske forhold med kraftig vestlig vind. Den sydgående strøm fortsatte i godt et døgn efter spildet. Dette medførte, at gødningsvandet transporterendes mod syd gennem

Snævringen og ud i den nordlige del af Bredningen umiddelbart syd for Snævringen. Undervejs gennem Snævringen blandes gødningsvandet over hele vandsøjlen.

Havvandet, der – blandet med gødningsvand – løber mod syd i denne periode, stammer fra Kattegat og er saltere end det oprindelige vand syd for Snævringen. Dette medfører, at der opstår et såkaldt 'lock exchange flow' i Kolding Fjord og Gamborg Fjord, således at saltere og tungere vand løber ind i fjordene langs bunden og fortrænger det oprindelige lettere (mindre salte) vand. Således transporteres også noget af det medfølgende, fortyndede gødningsvand ind i disse fjorde.



Figur 4-2 Modellerede overfladekoncentrationer af gødningsvand (vist som koncentrationer af kvælstof fra gødningsvandet i µg N/l) henholdsvis 12, 24 og 44 timer efter spildets begyndelse. Det fortyndede gødningsvand løber først ned i bredningen syd for Snævringen (øverste to plot), herefter stagnerer strømmingen (nederste plot). I dagene derefter strømmer vandet mod nord. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk.



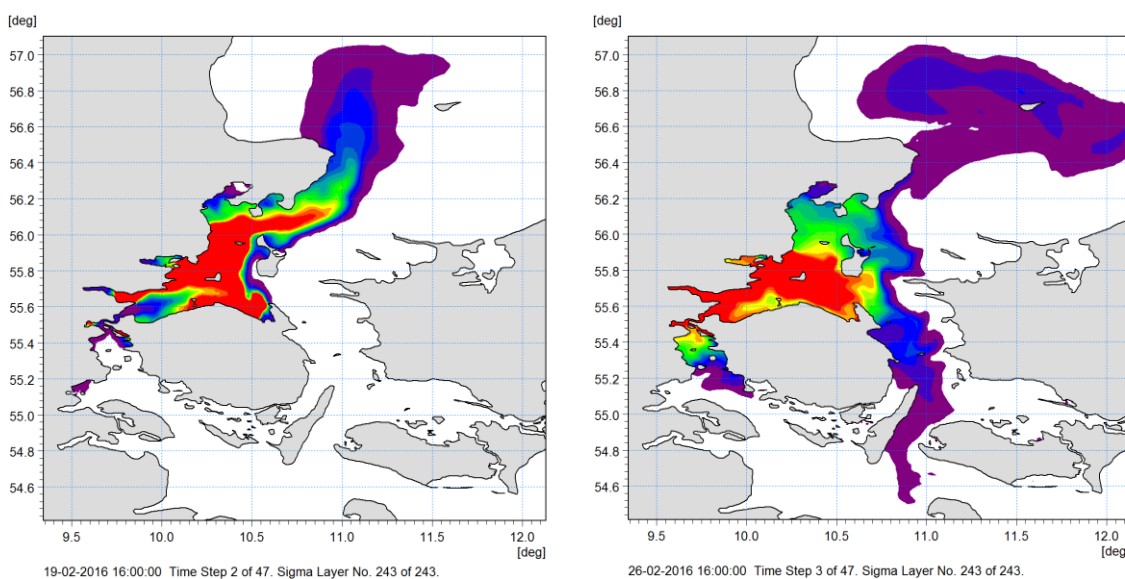
Efter et døgn ændres vejrforholdene, og vinden lægger sig, hvilket medfører, at strømmen i de indre danske farvande vender og løber mod nord. Med den nordgående strøm i Lillebælt følger langt hovedparten af det fortyndede gødningsvand med tilbage gennem Snævringen og Tragten og videre mod nord.

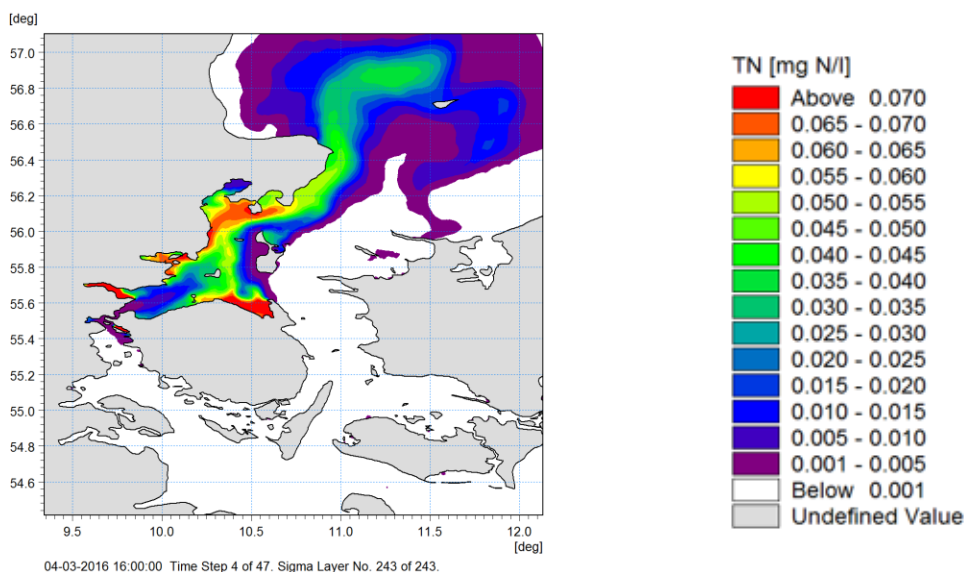
I Figur 4-2 ses modellerede overfladefelter af gødningsvand (vist som koncentrationer af kvælstof fra gødningsvandet) henholdsvis 12, 24 og 44 timer efter spildet. Som det fremgår af figuren, er der efter 44 timer områder i Bredningen med mellem 1.000 og 10.000  $\mu\text{g N/l}$  (en nærmere inspektion viser, at der på dette tidspunkt er modellerede koncentrationer i Bredningen mellem 0 og ca. 3.800  $\mu\text{g N/l}$ ).

### 4.3 Efter to dage og februar ud

En vigtig antagelse i hele modelanalysen er, at der ikke pågår en væsentlig biologisk aktivitet og omsætning af gødningsvandet i de første få dage. Denne antagelse er ikke helt korrekt, da især ammonium omdannes til nitrat i hele perioden, men det er ikke et forhold, som påvirker resultaterne af analysen.

Baseret på modelresultater – og bekræftet af målinger – fortsætter transporten og spredningen mere eller mindre passivt i resten af februar og en uge ind i marts. En begyndende forårsblomst starter midt i februar, men på det tidspunkt er algevæksten ikke begrænset af N, hvorfor optaget af N fra gødningsvandet først for alvor tager fart en uges tid inde i marts. Derfor spredes gødningsvandet mere eller mindre passivt i hele februar måned. I Figur 4-3 er vist den fortsatte transport og spredning af gødningsvand fra midten af februar til starten af marts.

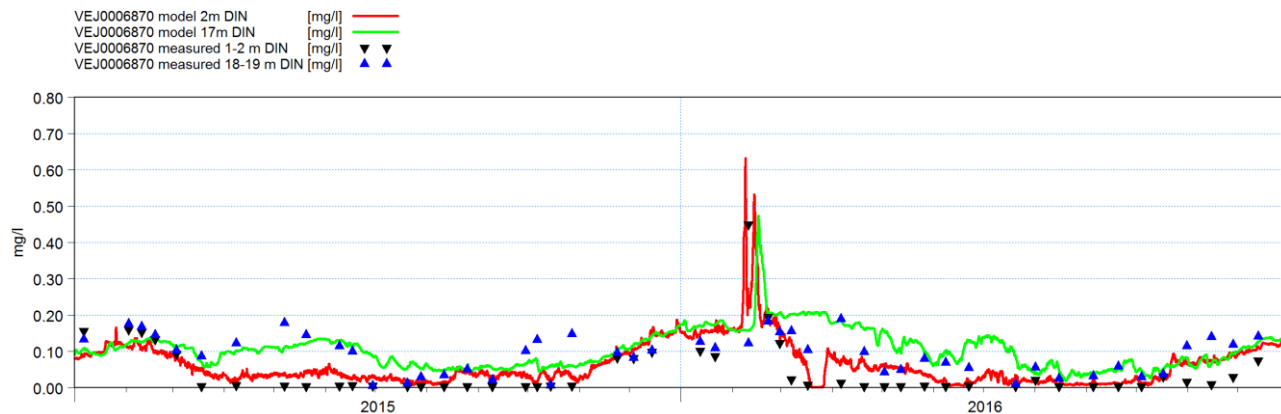




Figur 4-3 Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Bemærk, at enheden nu er i mg N/l.

I Figur 4-3 er koncentrationen af TN fra gødningsvandet vist. Som det fremgår af figuren, er gødningsvandet nu spredt og fortyndet til store områder i det nordvestlige Bælthav og en del af Kattegat. Det udledte gødningsvand havde en koncentration af TN på  $333 \times 10^6 \mu\text{g N/l}$ . Hvis koncentrationen i et område nu modelleres til  $0,033 \text{ mg N/l}$  (det samme som  $33 \mu\text{g N/l}$ ), svarer det altså til en fortynding på 10 millioner gange.

Der er kun få målinger, som 'fanger' gødningsvandet, men på målestationen i det nordlige Lillebælt (VEJ6870) ses et klart signal både i målingerne og i modelresultaterne, se Figur 4-4.



Figur 4-4 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIN i overfladen (sorte trekanteder) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

Som nævnt ovenfor, omsættes en stor del af den udledte ammonium til nitrat indenfor den første måned. Denne omsætning betyder, at godt 80% af den udledte mængde ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) omdannes til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), og mængden af ammonium går fra 2.755 tons N til omkring 500 tons N i løbet af februar. Denne proces forbruger ilt, og derfor sænkes iltkoncentrationerne i områderne med gødningsvand. I de mest påvirkede områder er sænkningen op til  $0,5 \text{ mg/l}$ , men den pågår i en periode, hvor vandet er iltet over hele vandsøjlen (mellem  $8$  og  $12 \text{ mg/l}$  afhængigt af dybden og temperatur), hvorfor en iltensænkning på omkring  $0,5 \text{ mg/l}$  svarer til en reduktion i iltkoncentrationerne på maksimalt 5-8%. Da iltkoncentrationer først anses som kritiske omkring  $4 \text{ mg/l}$ , vurderes denne reduktion i iltkoncentrationerne ikke at være kritisk.

I midten af februar er al gødningsvandet løbet nordpå og ud af det sydlige Lillebælt. Senere på måneden vender strømmen, og en mindre del løber kortvarigt tilbage i det sydlige Lillebælt (cirka 250 tons N), men med udgangen af februar er al gødningsvandet igen løbet ud af det sydlige Lillebælt. I samme periode (dvs. til udgangen af februar) er der transporteret omkring 400 tons N ind i Kattegat, mens der stadig er omkring 2.300 tons N tilbage i det nordvestlige Bælthav.

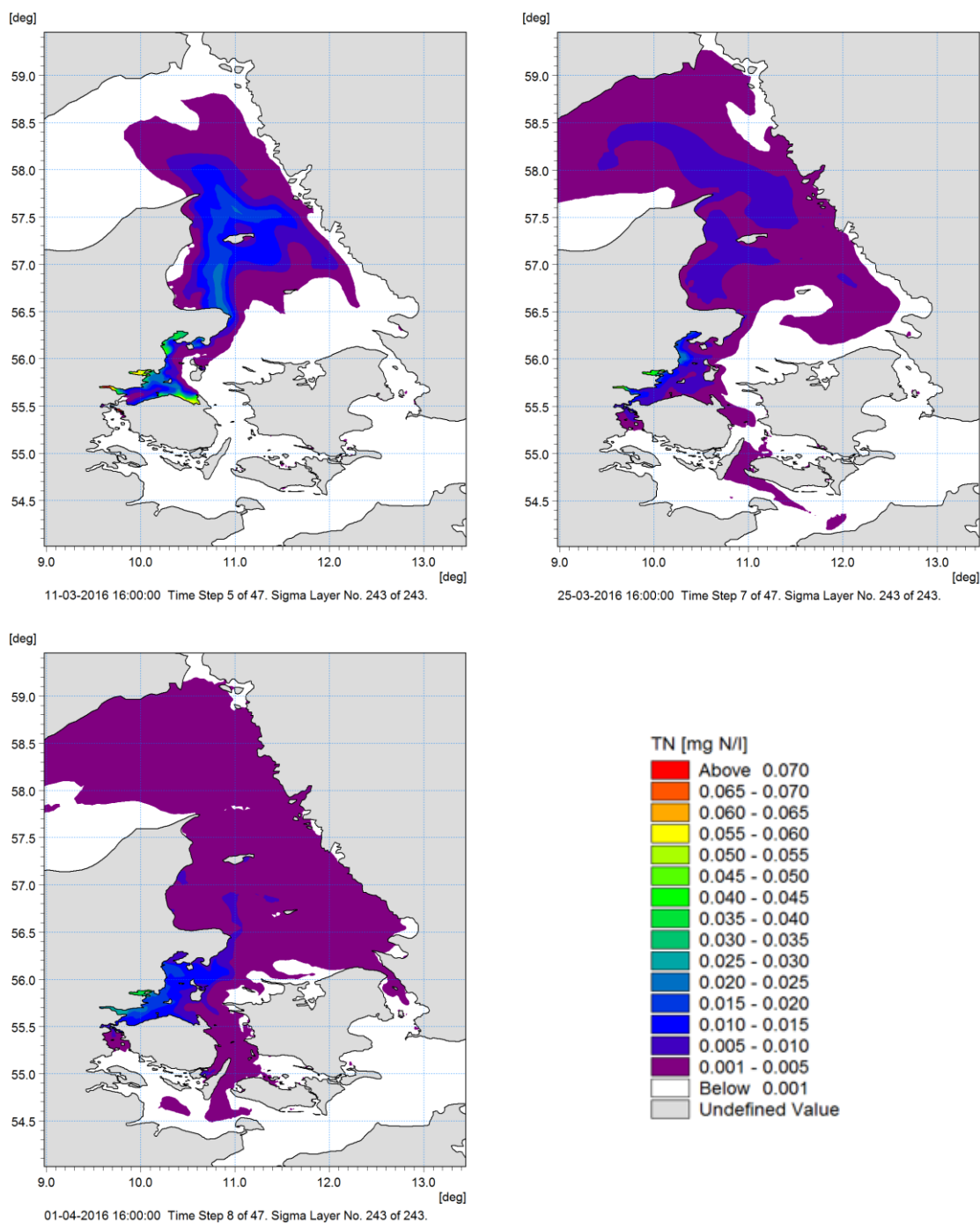
#### 4.4 Marts måned

De største effekter af gødningsvandet modelleres i løbet af marts måned. Omkring en uge inde i marts begynder forårsblomsten for alvor, og primærproduktionen begrænses af tilgangen til uorganisk N (DIN). Derfor får gødningsvandet en relativt større betydning i denne periode end i februar. I starten af marts er der stadig områder i det nordvestlige Bælthav med en betydende overkoncentration af TN (som stammer fra gødningsvandet), se Figur 4-3 nederst. På dette tidspunkt er der ikke modelleret TN koncentrationer af betydning syd for Snævringen, mens der nord for Snævringen lokalt modelleres overkoncentrationer op mod 0,1 mg N/l.

Over de følgende to uger spredes gødningsvandet yderligere og transporteres ud i Kattegat og videre ud i Skagerrak. I Kattegat overstiger overkoncentrationen (vurderet ud fra TN) ikke 0,025 mg N/l på noget tidspunkt, mens overkoncentrationen lokalt i det nordvestlige Bælthav stadig er højere end 0,04 mg N/l.

Den altovervejende andel af gødningsvandet befinder sig igennem marts måned i det nordvestlige Bælthav, Kattegat og Skagerrak, mens der kun er få tons N i det sydlige Lillebælt og Femern Bælt.

Mens gødningsvandet spredes (først sydover og efterfølgende mod nord) ender en del af gødningsvandet i fjordene langs den jyske østkyst (Ebeltoft Vig, Århus Bugt, Horsens Fjord, Vejle Fjord og Kolding Fjord) og i Gamborg Fjord. De modellerede koncentrationer af TN fra gødningsvandet i er størst i februar/starten af marts, men koncentrationen falder herefter. I de mere lukkede fjorde (Gamborg Fjord, Kolding Fjord og Horsens Fjord) er vandskiftet mindre og gødningsvandet spredes derfor langsommere. Med udgangen af marts er TN koncentrationen i Ebeltoft Vig og Århus Bugt < 0,02 mg N/l, i Horsens Fjord er koncentrationen omkring 0,04 mg N/l, i Vejle Fjord er koncentrationen < 0,03 mg N/l, mens den i Gamborg Fjord og Kolding Fjord er tæt på 0 mg N/l, se Bilag C.2. I løbet af marts måned modelleres øgede koncentrationer af alger og en påvirkning af lysdæmpningen i fjordene. I Århus Bugt og Ebeltoft Vig op til 0,003 mg klorofyl-a/l, mens der i Vejle Fjord og Gamborg Fjord modelleres omkring 0,001 mg klorofyl-a/l. I Horsens modelleres ingen påvirkning af klorofyl-a koncentrationerne (se Bilag C.2 for flere detaljer)



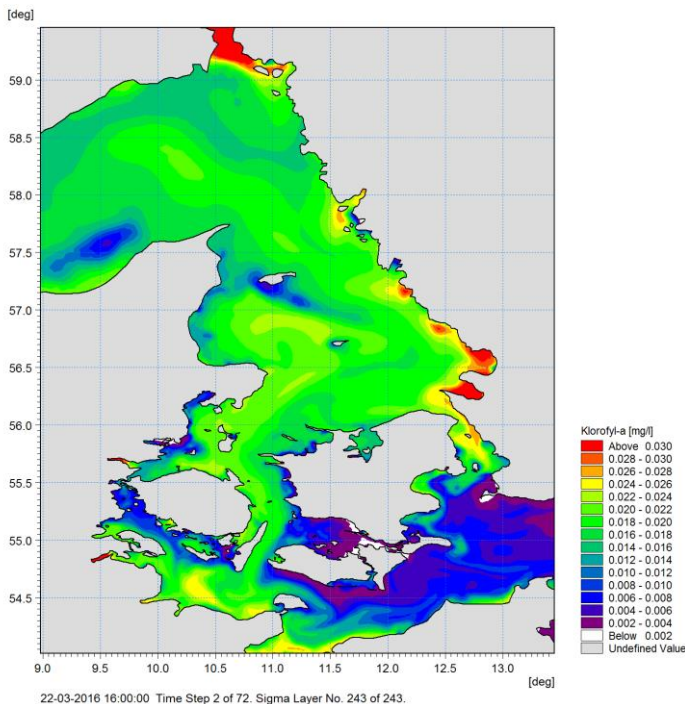
Figur 4-5 Koncentration af kvælstof<sup>9</sup> (TN) fra gødningsvandet den 11. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00.

I løbet af marts indbygges en del af DIN i algerne som en del af forårsblomsten, og når forårsblomsten bliver begrænset af DIN fra midten af marts og frem, modelleres et tydeligt aftryk af gødningsvandet. Effekterne topes i den sidste halvdel af marts måned, og i

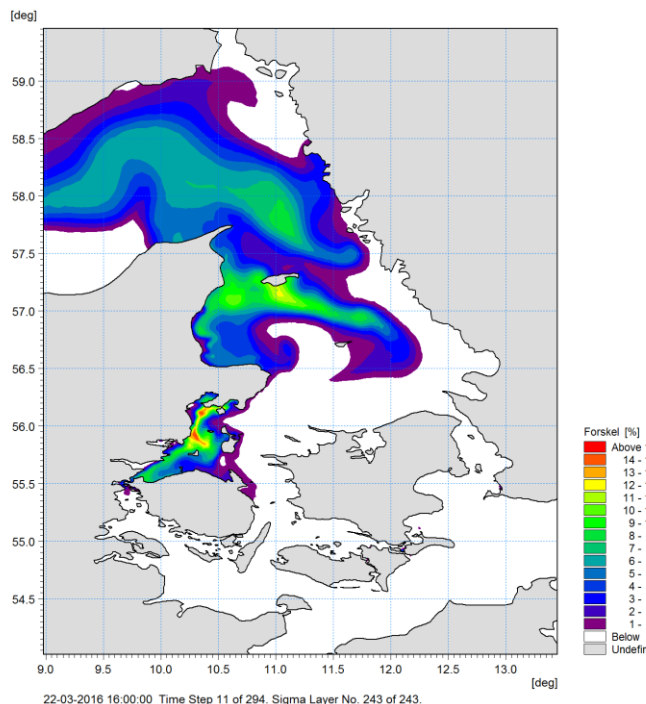
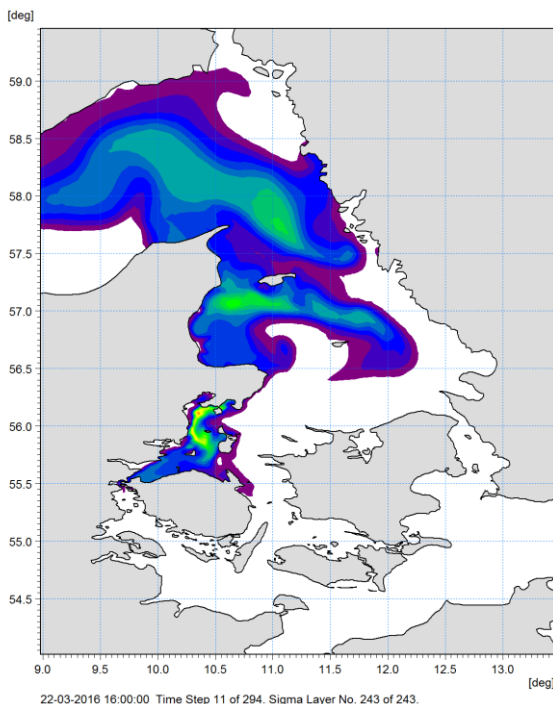
Figur 4-6 og

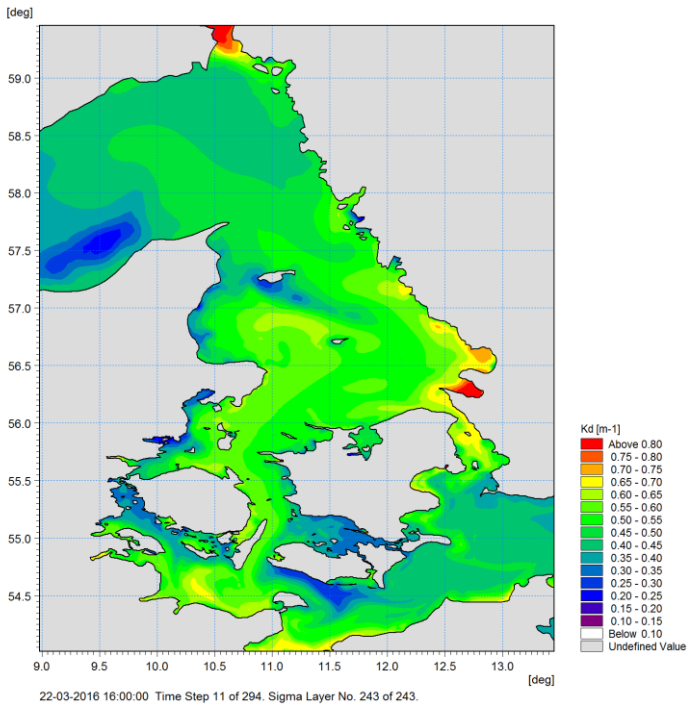
<sup>9</sup> Bemærk, at en koncentration i et område på 0,033 mg N/l (det samme som 33 µg N/l) svarer til en fortynding på  $10 \times 10^6$  gange.

Figur 4-7 er vist eksempler på effekten af gødningsvandet på koncentrationen af klorofyl-a og  $K_d$  fra den 22. marts 2016 hvor de modellerede effekter er på sit højeste (i Bilag C.2 er vist eksempler fra andre dage i marts). På dette tidspunkt udgør den klorofyl-a, som skyldes gødningsvandet, mellem 5-10% af klorofyl-a koncentrationerne i store områder og lokalt op mod 15%. Tilsvarende ses ændringer i lyssvækkelsen; mellem 3-6% i de samme områder. Med udgangen af marts modelleres overkoncentrationer af TN under 0,02 mg N/l og tilhørende klorofyl-a koncentrationer under 0,0005 mg/l i de samme områder.

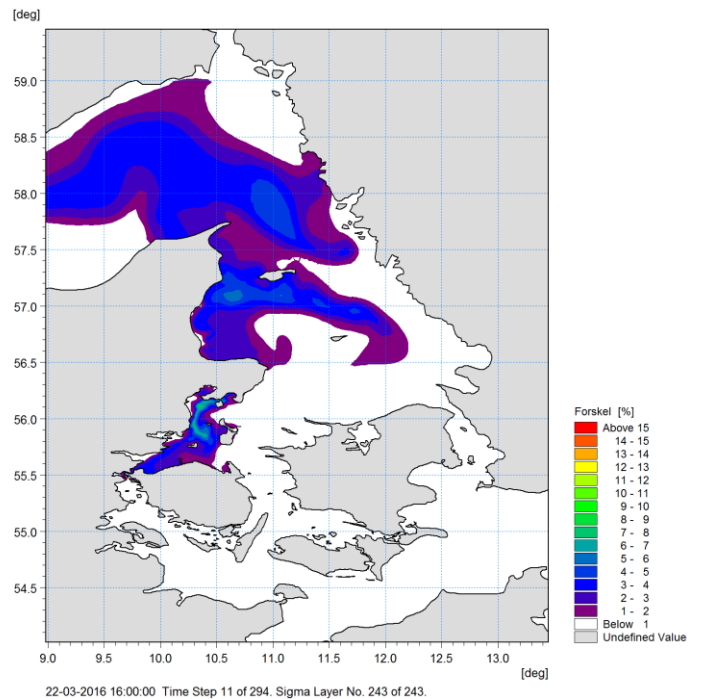
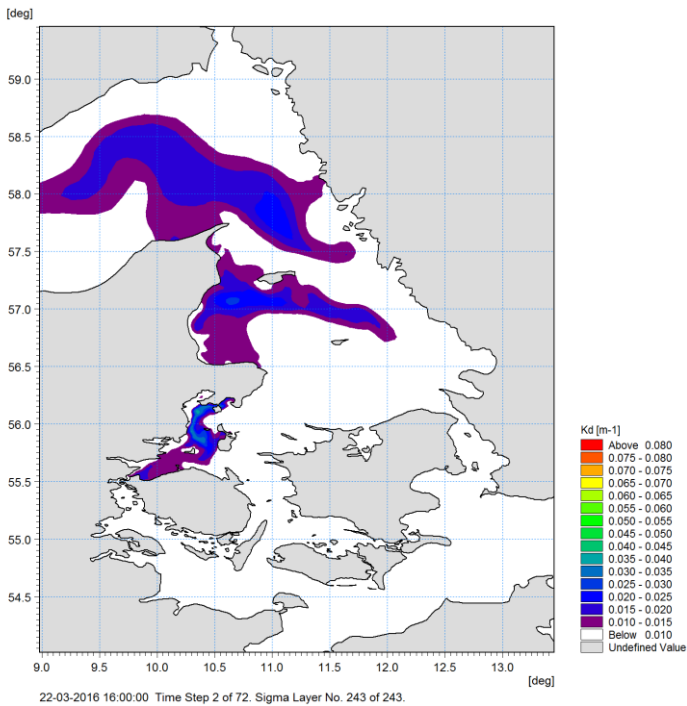


Figur 4-6 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).





Figur 4-7 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).

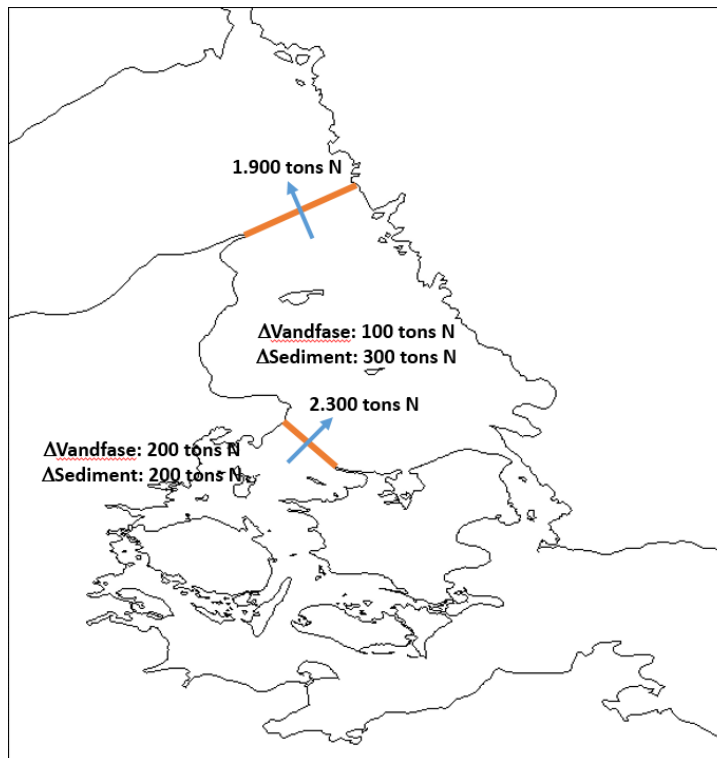


Med produktionen af organisk stof (primærproduktionen) omdannes en stor del af DIN til organisk N (ON), hvoraf en del sedimenteres og ender på havbunden, hvor N indgår i den eksisterende pulje af organisk N. Det er især områderne omkring Læsø, det nordvestlige Kattegat, nord for Djursland, de lavvandede områder i Århus Bugt og Ebeltoft Vig foruden området omkring Endelave og nordkysten af Fyn, hvor modellen beregner de største ændringer i ON i sedimenterne.

Med udgangen af marts er knap 2.000 tons N transporteret fra Bælthavet og ud i Kattegat, mens der stadig er omkring 600 tons N i vandfasen og 100 tons er endt i sedimentet. Et tilsvarende budget for vandområderne syd for Skagen (IDV området) viser, at der med udgangen af marts stadig er omkring 1.500 tons N tilbage i området, mens 1.000 tons N er transporteret videre ud i Skagerrak, og 200 tons N er endt på havbunden.

#### 4.5 Fra april og resten af året

Som beskrevet i forrige afsnit, befinder omkring 700 tons N fra gødningsvandet sig stadig i Bælthavet ved udgangen af marts, hvoraf omkring 600 tons N befinder sig i vandfasen, og 100 tons N er i sedimentet. Hovedparten af den resterende mængde gødningsvand er transporteret fra Bælthavet og ud i Kattegat. Ud af de godt 2.000 tons N, som er transporteret ud i Kattegat, befinder de knap 1.000 tons N sig stadig i Kattegat (cirka 900 tons N i vandfasen og 100 tons N i sedimentet) med udgangen af marts måned, mens de resterende cirka 1.000 tons N er transporteret videre ud i Skagerrak. Dvs. lidt mere end en tredjedel af det udledte gødningsvand er ude af de indre danske vandområder ved udgangen af marts.



Figur 4-8 Overordnet massebudget med udgangen af juli måned. Med udgangen af juli måned befinder 400 tons N sig i Bælthavet, og 400 tons N i Kattegat, mens der samlet set er løbet 2.300 tons N fra Bælthavet til Kattegat, og heraf er de 1.900 tons N fortsat ud i Skagerrak.

Fra april og frem fortsætter transport, fortynding og omsætningen af gødningsvandet, og den ekstra mængde N udledt med gødningsvandet er spredt ud over et meget stort område eller transporteret ud af de indre danske vandområder. Fra midten af april modelleres maksimale TN-overkoncentrationer omkring 0,01 mg N/l i det nordvestlige Bælthav (svarende til en overkoncentration på omkring 5% set i forhold til den målte koncentration (~0,2 mg N/l) i samme periode), og med udgangen af april måned er de maksimale koncentrationer omkring 0,005 mg N/l (~2,5%) i de samme områder. I alle andre områder er overkoncentrationen ubetydelig eller mindre end 0,005 mg N/l. Dette gælder alle dybder.

I Århus Bugt, Ebeltoft Vig, Vejle Fjord, Kolding Fjord og Gamborg Fjord er overkoncentrationen af TN mindre end 0,010 mg N/l med udgangen af april mens den er under 0,02 mg N/l i Horsens Fjord (se Bilag C.2 for flere detaljer).

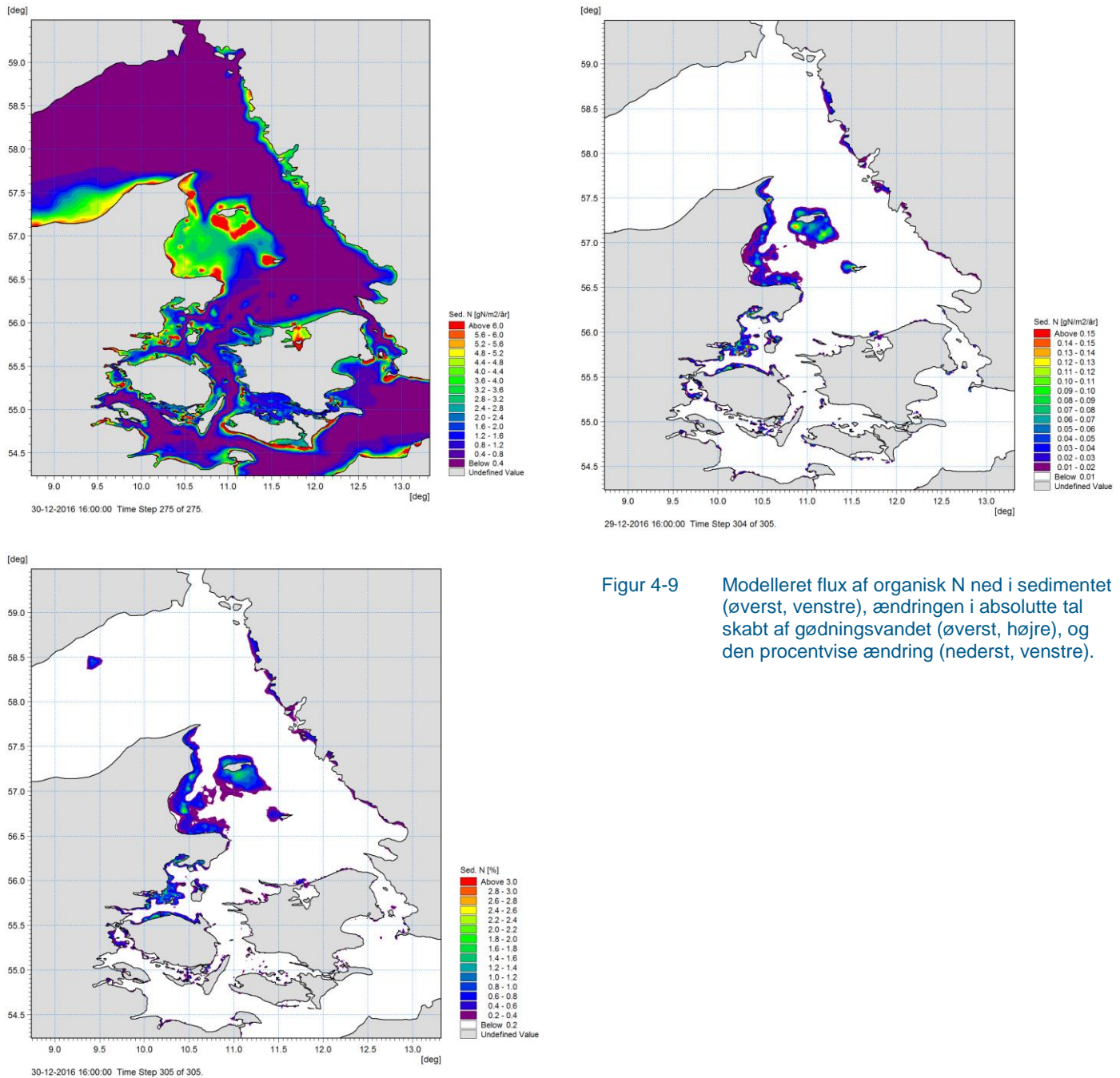
I løbet af april transporteres yderligere omkring 200 tons N ud af Bælthavet, og med udgangen af juli er omkring 2.300 tons N transporteret ud af Bælthavet. Samtidigt er der godt 200 tons N tilbage i vandfasen og en tilsvarende mængde i sedimentet. I IDV-området er der med udgangen af april transporteret i alt knap 1.400 tons N fra Kattegat til Skagerrak, og med udgangen af juli er der samlet set transporteret næsten 1.900 tons N ud af de indre danske vandområder. På det tidspunkt befinder der sig altså omkring 800 tons N i de indre danske vandområder, og her er de knap 300 tons N i vandfasen, mens de 500 tons N er endt i sedimentet. I Figur 4-8 er budgettet med udgangen af juli kort opsummeret.

I en stor del af marts er vandføringen igennem bælteerne nordgående, men i slutningen af marts returnerer en mindre andel af gødningsvandet i det sydlige Lillebælt og Femern Bælt (de 150 tons er indregnet i Bælthavet i Figur 4-8). Denne andel topper med omkring 150 tons N, hvorefter det langsomt forsvinder igen, og med udgangen af juli er den andel halveret, mens der med udgangen af december er cirka 15 tons N tilbage. Gødningsvandet, der i øvrigt delvist returnerer gennem Storebælt, giver ikke anledning til betydende effekter (som beskrevet under klorofyl-a og  $K_d$  i forrige afsnit), men op til 5% (de 150 tons N) af gødningsvandet ender altså i det sydlige Lillebælt, hvorfra det langsomt spredes igen.

Fra april og frem modelleres ingen betydende effekter på koncentrationerne af klorofyl-a og  $K_d$ . Vi har analyseret modelresultaterne fra april og året ud og finder ingen ændringer i de to parametre efter marts. Der er fortsat en øget primærproduktion i visse områder, drevet af den mængde gødningsvand, som stadig er til stede i de indre danske vandområder, men den er ikke tilstrækkelig stor til, at den giver udslag i forhøjede koncentrationer af klorofyl-a eller reducerede  $K_d$  værdier. Den fortsatte omsætning af gødningsvandet resulterer derimod i en øgning af sedimentpuljerne af ON, og med udgangen af juli er den modellerede mængde gødningsvand, der er endt i sedimentet i de indre danske farvande, vokset fra 200 tons N til 500 tons N (svarende til 18% af den samlede mængde N udledt med gødningsvandet). Opbygningen i sedimenterne sker fortsat i de mere lavvandede områder omkring Læsø, nord for Djursland, i Århus Bugt og Ebeltoft Vig, foruden de lavvandede områderne omkring Endelave og kystnært nord for Fyn.

I Figur 4-9 er vist den årlige flux af organisk materiale fra vandfasen til sedimentet, og de tilhørende ændringer skabt på baggrund af den ekstra mængde N, der er udledt med gødningsvandet. Som det fremgår af figuren, modelleres den årlige ændring i fluxen ned i sedimentet til op til 2% i de mest påvirkede områder.





Figur 4-9 Modelleret flux af organisk N ned i sedimentet (øverst, venstre), ændringen i absolutte tal skabt af gødningsvandet (øverst, højre), og den procentvise ændring (nederst, venstre).

Afslutningsvis skal nævnes, at vi også har gennemgået modelresultaterne for at vurdere, om der kan ses ændringer i iltkoncentrationer i bundvandet over sommeren. Ser vi på månederne juli, august, september og oktober finder vi ingen betydende ændringer i iltkoncentrationerne. Der er modelleret en forskel mellem modelkørslen med og uden gødningsvand, men forskellen er maksimalt 0,1 mg/l (mindste koncentrationer i modellen med gødningsvand) og er dermed inden for den numeriske støj, der er i modelafviklingerne. Vi kan derfor konkludere, at der ikke forekommer betydende ændringer i iltkoncentrationerne over sommeren.

## 5 Diskussion og konklusion

### 5.1 Overkoncentration

Den 3. februar 2016 løb der 2.755 ton N ud i Fredericia Havn. Dette er en anseelig mængde N, som forventeligt også har haft en effekt i de danske farvande syd for Skagen. Som analysen her har vist, betyder den ekstra mængde N fra gødningsvandet, at der igennem februar, marts og april i det nordvestlige Bælthav og i Kattegat har været en overkoncentration af N sammenholdt med en situation uden tilførsel af gødningsvand.

Igennem de første to måneder fra uheldet modelleres betydende overkoncentrationer af TN, men allerede efter knap halvanden måned er disse dog reduceret til under 0,05 mg N/l i de områder med de højeste overkoncentrationer og med udgangen af marts er koncentrationerne mindre end 0,02 mg N/l i største delen af vandområderne. Overvågningsdata fra perioden 2006-2015 viser median- koncentrationer mellem 0,25-0,30 mg N/l ved stationerne i Lillebælt (FYN6100021, FYN6500051 og VEJ6870) og Storebælt (FYN6700053) i februar-marts /1/. Det betyder, at gødningsvandet i februar-marts udgør en øgning af TN på op til 20% sammenlignet med medianen repræsenterende perioden inden tilførslen af gødningsvand. Sammenholdes overkoncentrationen med den naturlige variation på de samme stationer (se /1/), kan vi aflæse, at variationen i TN-koncentrationerne (baseret på forskellen mellem 10%-fraktilen og 90%-fraktilen) i februar måned er mellem 0,10-0,15 mg N/l. Tilsvarende finder vi en variation i vinterkoncentrationen af DIN (her vurderet ud fra januar-koncentrationerne i /1/), som er mellem 0,075 og 0,15 mg N/l. Den modellerede maksimale overkoncentration i midten af marts på 0,05 mg N/l er op til 20%, men ligger indenfor den naturlige variation. Fra midten af april modelleres maksimale TN-overkoncentrationer omkring 0,01 mg N/l i det nordvestlige Bælthav (svarende til en overkoncentration på omkring 5% set i forhold til den målte koncentration (~0,2 mg N/l) i samme periode), og med udgangen af april måned er de maksimale koncentrationer omkring 0,005 mg N/l i de samme områder. I alle andre områder er overkoncentrationen ubetydelig eller mindre end 0,005 mg N/l. Dette gælder alle dybder.

### 5.2 Effekter på klorofyl-a og lysdæmpning

I de områder, hvor der er modelleret en betydende overkoncentration af N i marts måned, modelleres tilsvarende betydende ændringer i klorofyl-a koncentrationer og lysdæmpningen,  $K_d$ . Modelresultaterne viser, at der lokalt kortvarigt (få dage) er op mod 15% af klorofyl-a koncentrationen og 5% af  $K_d$ , som kan tilskrives gødningsvandet. Der modelleres dog ingen længerevarende effekter, og fra april og frem ses ingen øgning i klorofyl-a koncentrationerne eller  $K_d$ .

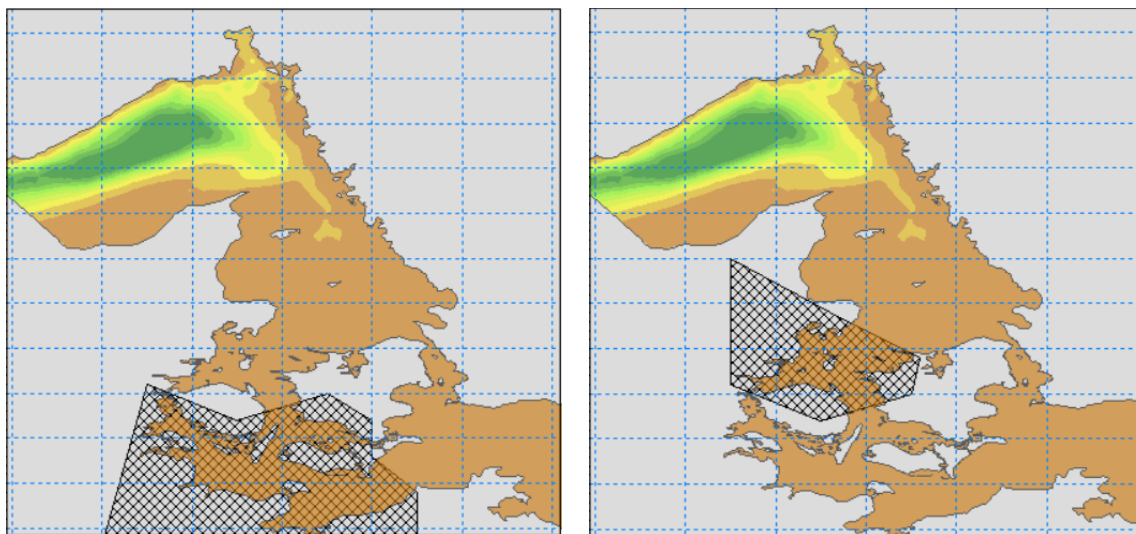
I alle områder ser vi ingen betydende effekter på iltkoncentrationer ved bunden over sommeren, og for det sydlige Lillebælt og Femern Bælt ser vi heller ingen effekter på klorofyl-a eller lysdæmpning på noget tidspunkt. Modellen viser, at omkring 150 tons N (eller 5% af gødningsvandet) ender i det sydlige Lillebælt (inkl. Femern Bælt) med udgangen af marts, hvorfra det langsomt spredes og forsvinder, og med udgangen af december 2016 er der omkring 15 tons N (<1%) tilbage i det område, men vi finder ingen synlige miljøeffekter i dette område på noget tidspunkt.

Der er en række forskellige forhold, der er bestemmende for, hvordan de biogeokemiske forhold udvikler sig over et år: i) mængden af næringssalte (DIN og DIP), som tilføres fra danske oplande, fra oplandene omkring Østersøen og fra atmosfæren og ii) de meteorologiske forhold – og dermed de hydrodynamiske forhold – gennem året. Når vi i denne analyse ikke ser væsentlige effekter af gødningsvandet om sommeren, skyldes det, i) at den ekstra N-udledning

tilføres momentant i starten af februar, ii) at vandføringen, næsten sammenfaldende med uheldet, vender og spreder gødningsvandet (relativt) tyndt ud i det nordvestlige Bælthav og Kattegat, og inden for de første to måneder, delvist ud i Skagerrak, og iii) at forårsblomsten (eller næringsstoffebegrænsningen) først indtræffer i midten af marts, hvilket er relativt sent.

I vurderingen af, om de modellerede effekter forekommer rimelige, har vi set på den mængde N, der tilføres med gødningsvandet og størrelsen af de andre kilder til N i samme periode. I det følgende sammenligner vi udledningen af N fra gødningsvandet med N-tilførsler fra danske oplande fra Skagen<sup>10</sup> og sydpå. Gødningsvandet er spredt til hele det nordvestlige Bælthav og en stor del af Kattegat indenfor den første måned, samtidigt med at hovedstrømmen overvejende er nordgående i perioden, hvorfor udledningen med gødningsvand godt kan sammenlignes med den samlede danske tilførsel fra Skagen og sydpå. Det er klart, at sammenlignes udledningen med den lokale N-tilførsel i Lillebæltsområdet, stiger andelen fra gødningsvandet markant.

Der blev udledt 2.755 tons N med gødningsvandet i starten af februar måned. I henhold til /20/ svarer det til en øgning i den gennemsnitlige TN-koncentration i det nordvestlige Bælthav på omkring 20% i de samlede danske tilførsler<sup>11</sup> (koncentrationen i ferskvandstilførsler vurderes at ændres fra 4,7 mg N/l til 5,9 mg N/l) eller cirka 5% baseret på årskoncentrationerne. Ses alene på tilførslerne for februar måned fra Skagen og sydpå tilføres i gennemsnit omkring 7.000 ± 3.000 tons N<sup>12</sup> (de 3.000 svarer til én standardafvigelse). Dermed svarer N-udledningen i forbindelse med uheldet til en øgning af gennemsnit for februar på 40%, men er dog inden for den naturlige variation. Dertil kommer, at der på årsbasis kommer knap 45.000 tons N fra danske oplande og omkring 33.000 tons N fra atmosfæren<sup>13</sup> /21/ til farvande syd for Skagen.



Figur 5-1 Massebudgetter over gødningsvandet. Skraveringer indikerer de præcise afgrænsninger for de enkelte massebudgetter. Området til venstre betegnes det "sydlige Lillebælt", mens området til højre betegnes det "nordvestlige Bælthav".

Sammenlignet med de gennemsnitlige N-tilførsler i februar måned er øgningen signifikant. På tidspunktet for uheldet er der allerede en vis mængde N (omkring en tredjedel på uorganisk form, DIN) i de danske farvande. Baseret på modelresultater er der på tidspunktet for

<sup>10</sup> Inklusive Limfjorden

<sup>11</sup> Her inklusive N-tilførsler til Nordsøen

<sup>12</sup> Baseret på data fra 2000-2011

<sup>13</sup> Atmosfærebidraget inkluderer bidrag fra andre lande en Danmark

udledningen omkring 14.000 tons N (DIN) i det nordvestlige Bælthav og omkring 34.000 tons N (DIN) i det sydlige Lillebælt, se Figur 5-1 for definition af områderne, som de er brugt i denne rapport. Dermed udgør gødningsvandet baseret på modelresultaterne en øgning af den uorganisk pulje på knap 6%.

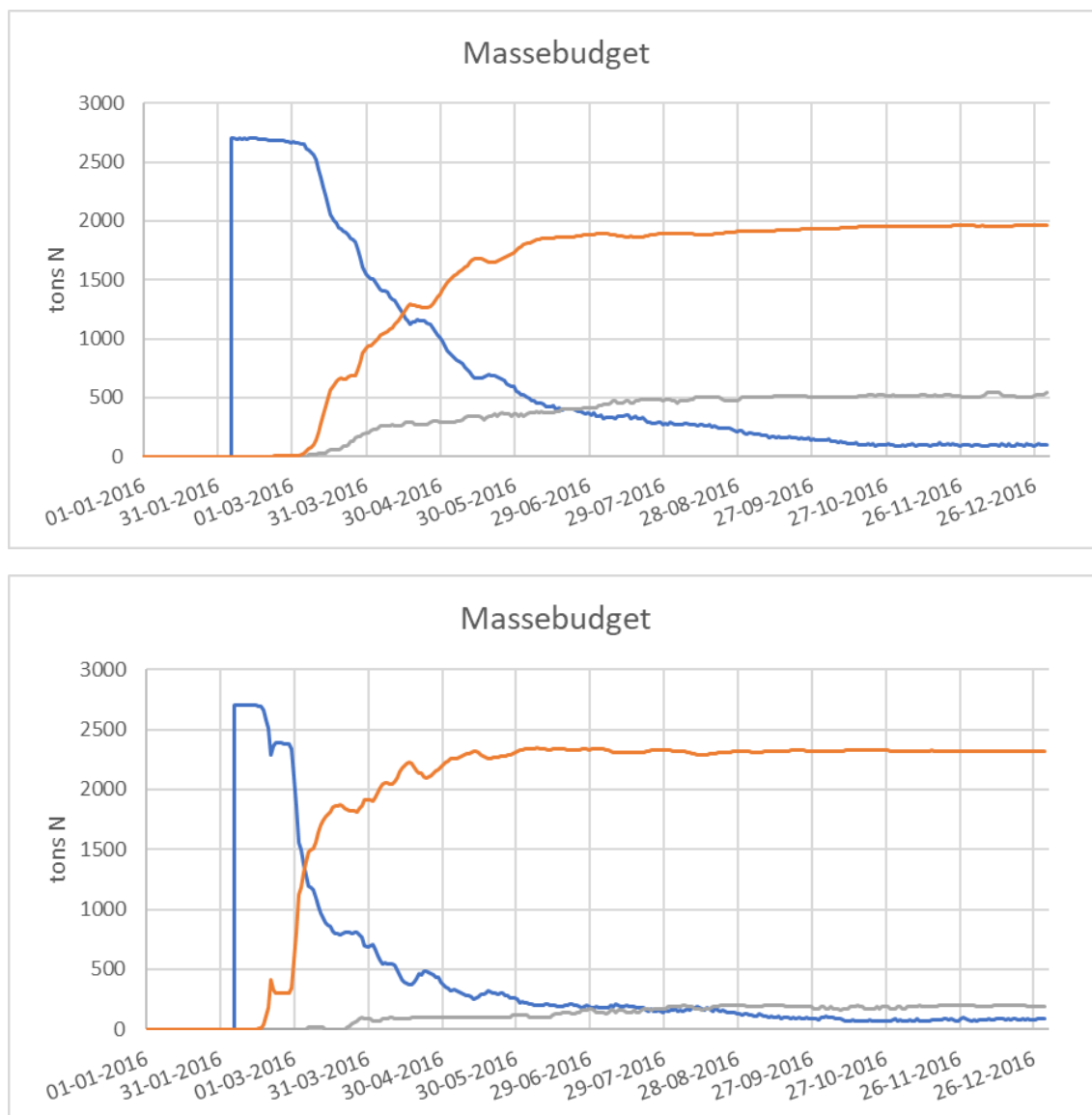
I begyndelsen af februar er der en nordgående transport af vand og DIN igennem Lillebælt svarende til godt 100 tons N/dag<sup>14</sup>. Gødningsvandet, som også transporteres med nordgående vand, blandes i det nordvestlige Bælthav med havvand og DIN fra Storebælt, hvor transporten er cirka 7 gange så stor som vandføringen igennem Lillebælt, svarende til en samlet transport igennem det nordvestlige Bælthav på 800 ton N/dag (uden gødningsvandet). Det er altså store mængder DIN, som befinder sig i området omkring uheldet, og som transporteres igennem Bælthavet. Alligevel viser modelresultaterne, at der er et tydeligt signal af gødningsvandet på både TN-koncentrationerne og afledte effekter som klorofyl-a og  $K_d$ .

Kvælstof (N) er det mest begrænsende næringsstof for primærproduktionen i de åbne farvandsvandområder, se /8/, hvorfor vi ser disse væsentlige ændringer i fx klorofyl-a koncentrationerne, men eftersom N-begrænsningen først indtræder i midten af marts, når gødningsvandet at spredes til store områder, før det får betydning for en forøgelse af det organisk materiale.

På Figur 5-2 er der vist massebudgetter for et område fra Skagen og sydpå (IDV området) og et område, som dækker begge områder på Figur 5-1 og resten af Østersøen (Bælthavet). Her ses det, hvordan gødningsvandet i Bælthavet allerede begynder at blive transporteret ud af området efter godt to uger (nederste panel på figuren). Efter yderligere en måned, dvs. med udgangen af marts, er knap 2.000 tons N transporteret fra Bælthavet og ud i Kattegat, mens der stadig er omkring 600 tons N i vandfasen og 100 tons i sedimentet. De 600 tons N giver anledning til overkoncentrationer af TN omkring 0,01-0,015 mg N/l. Dvs. efter knap to måneder er hovedparten af gødningsvandet transporteret ud af det nordlige Bælthav. Et tilsvarende budget for IDV området viser, at der med udgangen af marts stadig er omkring 1.500 tons N tilbage i hele området (inkl. Bælthavet), mens 1.000 tons N er transporteret videre ud i Skagerrak, og 200 tons N er endt på havbunden (inkl. Bælthavet).

---

<sup>14</sup> Baseret på modelberegnet vandføring og en koncentration af DIN på 0,1 mg N/l



Figur 5-2 Massebudget for TN for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 11). Blå kurve viser massen af den pelagiske andel af gødningsvandet, grå linje viser massen, der indgår i sedimentet, og orange linje viser den andel, der er transporteret ud af området.

At gødningsvandet ikke har større effekt efter marts skyldes især de specifikke omstændigheder omkring uheldet, hvor kraftige vestlige vinde i dagene før uheldet har presset vand ind i Østersøen, og da vinden stilner af, vender strømmen, og vandføringen bliver nordgående over en længere periode, hvorfor gødningsvandet spredes i det nordvestlige Bælthav og Kattegat. Var uheldet sket på et andet tidspunkt (med mere længevarende sydgående strøm, tættere på forårsblomsten eller i løbet af sommeren) havde effekterne været anderledes og potentielt større og mere betydende, men det var ikke tilfældet.

I forhold til de tre indikatorer (se afsnit 3.4), som indgår i vurderingen af miljøtilstanden, vurderer vi, at gødningsvandet ikke har haft nogen betydende negative effekter på miljøindikatorerne:

- Der modelleres ingen effekter på klorofyl-a fra april og frem, hvorfor der ikke findes effekter på klorofyl-a indikatoren, der som beskrevet i afsnit 3.4 vurderes ud fra sommerkoncentrationerne (maj til september).

- Der er modelleret en effekt på lysdæmpningen,  $K_d$ , der, som det beskrives i afsnit 3.4, vurderes ud fra et gennemsnit over perioden fra marts til september. Lokalt er der fundet en øgning på op mod 6% i marts måned i det nordvestlige Bælthav og vestlige Kattegat, som kan tilskrives gødningsvandet. Denne forskel er dog kun kortvarig og udelukkende fundet i marts måned. Da  $K_d$  skal vurderes over 7 måneder, anser vi derfor ikke denne ændring som betydende for lysdæmpningen  $K_d$ .
- Der modelleres ingen betydende ændringer i iltkoncentrationerne ved havbunden over sommeren, hvorfor der ikke vil være en påvirkning af bundfauna, som kan tilskrives gødningsvandet.

At der ikke modelleres betydende forhold, som påvirker de tre indikatorer, er igen et resultat af omstændighederne i dagene efter uheldet, og at gødningsvandet indgår i den pulje af næringssalte, som allerede eksisterer i de omkringliggende farvande. Indikatorerne beskriver miljøtilstanden over længere tid, og ved mere langsigtede og permanente ændringer i tilførslerne.

### 5.3 Opbygning i sedimentet

Som nævnt ovenfor indbygges en del af gødningsvandet først i alger, og med tiden ender en andel af gødningsvandet i sedimentet. I denne rapport har vi modelleret nogle effekter på fx algekoncentrationerne i marts måned, men har ikke fundet effekter resten af året.

Mere langsigtede effekter forventes at være påvirket af opbygning af organisk materiale i sedimentet. I Figur 4-9 har vi inkluderet ændringen i sediment-fluxen (brutto flux), som alene skyldes gødningsvandet. Som det fremgår af figuren, er ændringen omkring 2% i de mest påvirkede områder, og fra modelresultaterne (data ikke vist) kan vi se, at forskellen i DIN flux (brutto flux) er i samme størrelsesorden (hvilket betyder at netto ændringen er lille). Sammenligner vi med forskellen mellem de modellerede fluxe i 2015 og 2016, er forskelle mellem årene 10 gange større end den direkte modellerede påvirkning af gødningsvandet, hvorfor vi vurderer, at ophobningen ikke er tilstrækkelig til at kunne resultere i målbare effekter i årene fremefter. Det kræver mere permanente ændringer i N-tilførslerne, før opbygningen ville få en mere fremtrædende betydning.

Fra massebudgetterne (se Figur 5-2) kan vi altså se, at knap 70% af gødningsvandet er transporteret ud af de indre danske farvande efter et halvt år, mens omkring 500 tons N er endt i sedimentet. Af de 500 tons N, der er endt i sedimentet, viser modelberegningerne, at godt 10% er immobiliseret (permanent begravet) eller denitrificeret, svarende til omkring 55 tons N. Hvis vi antager, at hele sedimentpuljen ender tilbage i vandfasen i løbet af år 2017 og at der derfor fjernes mindst 70% af det tilbageblivende gødningsvand (i vandfasen), vil der være under 10% tilbage af den oprindelige udledning efter udgangen af 2017 og under 3% efter udgangen af 2018. Da sedimenterne dog vil forsinke processen, vil processen dog foregå langsommere, men baseret på analysen i denne rapport vil vi ikke forvente at kunne modellere (eller måle) effekter på klorofyl-a, lysdæmpning ( $K_d$ ) eller ilt i årene frem.

### 5.4 Toksicitet

Gødningsvandet består af 3 forskellige N-holdige komponenter; ammonium/ammoniak, urea og nitrat. Vi kender ikke de nøjagtige andele i det spildte gødningsvand, men antager, at N-andelene er lige store. Med en total N-koncentration på  $333 \times 10^6$  µg N/l (eller 333 g N/l) i gødningsvandet kan de ufortyndede koncentrationer af urea, ammonium/ammoniak og nitrat beregnes til 238 g urea/l 139 g ammonium/l og 492 g nitrat/l. Efter transporten til de dybe områder i Lillebælt er gødningsvandet fortyndet mindst 100 gange (se afsnit 4 og Bilag C). Efterfølgende sker der yderligere fortynding ved medrivning. De maksimale koncentrationer,

som bunddyr eksponeres til efter transporten ud til Lillebælts dybere dele, vil kortvarigt være 2,4 g urea/l, 1,4 g total ammoniak/l og 4,92 g nitrat/l.

Til sammenligning er de akut-toksiske koncentrationer af urea meget høje; typisk over 10 g/l for fisk og invertebrater (krebsdyr, bløddyr) /29/. Det betyder, at der ikke kan forventes toksiske effekter af urea.

De toksiske værdier for total ammoniak refererer kun til den udissocierede form ( $\text{NH}_3$ ), mens den dissocierede form,  $\text{NH}_4^+$  ikke anses for akut toksisk. Ved normale pH-værdier på 7,8-8,0 i marint bundvand udgør den udissocierede ( $\text{NH}_3$ ) forbindelse ca. 0,8% af total ammonium-koncentrationen (ved 20 psu, 6°C, pH = 7,9) svarende til en maksimal  $\text{NH}_3$  koncentration på 11 mg/l. Denne værdi er næsten 2000 gange højere end den beregnede maksimalkoncentration, der ikke medfører akut-toksiske effekter (såkaldt PNEC = 5,9  $\mu\text{g/l}$ ) /30/. De amerikanske miljømyndigheder har fastsat en 10 gange højere PNEC-koncentration (cirka 50  $\mu\text{g/l}$ ) /35/, svarende til, at det initialt fortyndede gødningsvand ligger 200 gange over grænseværdien. De udslagsgivende følsomme organismer, der definerer de lave PNEC-koncentrationer, er planktoniske bunddyrslarver, som ikke eksponeres til de høje  $\text{NH}_3$  koncentrationer. Man må forvente, at gravende dyr på bunden af Lillebælt er mere tolerante end larvestadier, men der vil uden tvivl lokalt opstå forhold, som vil udløse mortalitet blandt bunddyrene.

Ammoniak er også toksisk over for fisk, men flere undersøgelser har vist, at fisk flygter fra toksiske koncentrationer /36/. Det er derfor ikke sandsynligt, at et større antal fisk er blevet påvirket, og det er usandsynligt, at gødningsvandet har påvirket fisk på bestandsniveau.

Maksimalt nitratkoncentrationer, der ikke udløser akut toksicitet (kortvarig eksponering) hos akvatiske dyr og planter, er beregnet til 1,5 g  $\text{NO}_3/\text{l}$  /31/. Som for koncentrationen af udissocieret ammoniak er den beregnede maksimalkoncentration langt højere (ca. 30 gange), og man kan ikke udelukke direkte toksiske effekter i bunddyr, som overlejes med det fortyndede gødningsvand.

Påvirkningen fra ammoniak og nitrat vil være kortvarig (mindre end et døgn) og lokal (røde og gule felter på Figur 4-1) – men lokalt dødelig for de bunddyr, som overlejes med gødningsvand. Det er ikke sandsynligt, at et større antal fisk er blevet påvirket af ammoniak- eller nitratkoncentrationerne i gødningsvandet (fisk formodes at flygte pga. ammoniakken), hvorfor det er usandsynligt, at gødningsvandet har påvirket fisk på bestandsniveau. Så snart gødningsvandet blandes med det omkringliggende vand og transporteres rundt i Lillebælt, forventer vi ingen yderligere effekter på dyreliv.

## 5.5 Afslutning

Denne rapport bygger på en modelanalyse, hvor modelresultater er sammenholdt med målinger, og de modellerede effekter er holdt op mod målinger og andre kilder til N i de danske farvande. Modelanalysen repræsenterer vores integrerede forståelse af de styrende processer og er derfor det bedste bud på, hvordan transport, fortynding og omsætning er foregået i timerne, dagene, ugerne og månederne efter uheldet.

Da det er en modelanalyse, er der naturligvis usikkerheder knyttet til analysen. Som det fremgår af Bilag B, overestimerer modellen koncentrationerne af DIN, hvorfor effekterne af gødningsvandet potentielt er forsinket og potentielt underestimeret i løbet af marts. Hvis N begrænsningen skulle indtræffe tidligere end modelleret, vil det betyde, at indbygningen i algerne skulle starte tidligere, og dermed ville N fra gødningsvandet potentielt spredes mindre. Da vi imidlertid ikke finder signifikante ændringer efter april og over sommeren, vurderer vi dog, at det ikke har betydning for den overordnede modelanalyse.

Derudover er effekterne på ilt ved bunden potentielt underestimerede. Ophobning af organisk stof fra gødningsvandet modelleres i denne analyse hovedsageligt på lavt vand, hvor der ikke er

problemer med lave iltkoncentrationer. I virkeligheden vil det sedimenterede organiske stof reelt re-suspendere og med tiden transporteres mod dybere områder. Denne proces er ikke med i modellen, hvilket gælder både modellen med og uden gødningsvand. Også her vurderer vi, at det ikke har store konsekvenser for den overordnede analyse, da organisk stof fra andre områder ligeledes ville blive transporteret mod dybere områder, og da øgning i primærproduktionen over året er relativ lille, vil bidraget af en ekstra-transport af organisk stof til de dybere områder kun udgøre en mindre del, sammenlignet med de danske vandområder som sådan.



## 6 Referenceliste

- /1/ COWI. 2016. Marine Overvågningsdata, til medio september 2016. Teknisk notat. (Projekt nr. A084133-001, dokument nr. 002).
- /2/ Fredericia Kommune. 2017. Udkast til overhængende fare for miljøskade i forbindelse med udslip af kvælstof til Lillebælt. Afgørelse (sags id.: 16/948).
- /3/ Hansen, J.W., Rytter, D. og Balsby, T.J.S. (2017). Iltsvind i danske farvande i juli-august 2017. Notat fra DCE.
- /4/ NIRAS. 2017a. Gødningsulykke, Fredericia Havn. Vurdering af direkte udslip til Lillebælt. Notat (dokument nr.: 1223156406).
- /5/ NIRAS. 2017b. Gødningsulykke, Fredericia Havn. Fastlæggelse af kvælstofmængder i jord og grundvand. Notat (dokument nr.: 1224941990).
- /6/ NIRAS, 2017c. Dangødning ulykke på Fredericia Havn. Vurdering af udslipspunkter og tidsforløb. Notat (dokument nr.: 1226220987).
- /7/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 2. Mekanistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov. 2015.
- /8/ Erichsen AC (Ed.), Timmermann K (Ed.), Christensen JPA, Kaas H, Markager S, Møhlenberg F (2017) Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.
- /9/ Edelvang K, Kaas H, Erichsen AC, Alvarez-Berastegui D, Bundgaard B, Jørgensen PV (2005) Numerical modelling of phytoplankton biomass in coastal waters. Journal of Marine Systems 57:13-29.
- /10/ FEHY (2013). Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Marine Water - Baseline Hydrography of the Fehmarnbelt Area. Report no. E1TR0057 - Volume II. Report: 180 pages. May 2013. ISBN 978-87-92416-28-5.
- /11/ Jakobsen F, Ottavi J (1997) Transport through the concentration area in the Little Belt. Estuarine, Coastal and Shelf Science 45:6:759-767.
- /12/ Skogen D, Svendsen E, Ostrowski M (1998) Quantifying volume transports during SKAGEX with the Norwegian ecological model system. Continental Shelf Research 17: 15: 1817-1837.
- /13/ Andersson, L. and Rydberg, L, 1988. Trends in Nutrient and Oxygen Conditions within the Kattegat: Effects of Local Nutrient Supply. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 26, pp 559-579.
- /14/ Pedersen, Fl. Bo (1986). Environmental Hydraulics: Stratified Flows. Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1986
- /15/ DHI (2017a). MIKE 21 & MIKE 3 FLOW MODEL FM, Hydrodynamic and Transport Module, Scientific Documentation. MIKE Powered by DHI 2017
- /16/ DHI (2017b) MIKE 21/3 Ecological Modelling. MIKE 21/3 ECO Lab FM module. Short description. DHI Water Environment Health, Hørsholm, Denmark, 14 pp

- /17/ DHI (2017) DHI 3 Algae and Sediment Model. ECO Lab Template. Scientific Description. DHI Water Environment Health, Hørsholm, Denmark, 134 pp.
- /18/ Dansk Miljørådgivning A/S. Undersøgelse af udslip med gødningsvand på Fredericia Havn. DMR 2016
- /19/ Droop M (1983): 25 Years of algal growth kinetics. A personal view. *Bot Mar* 26:99–112
- /20/ Thodsen, H., Tornbjerg, H., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Kjeldgaard, A. (2018): Vandløb 2016 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 270 <http://dce2.au.dk/pub/SR270.pdf>
- /21/ Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2018: Atmosfærisk deposition 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 67s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 264. <http://dce2.au.dk/pub/SR264.pdf>
- /22/ Geels C, Hansen KM, Christensen JH, Ambelas Skjøth C, Ellermann T, Hedegaard GB, Hertel O, Frohn LM, Gross A, Brandt J. (2012) Projected change in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12:2615-2629.
- /23/ Herman, P. (chairman), Newton, A., Schernewski, G., Gustafsson, B. and Malve, O. (2017). International evaluation of the Danish marine models. Miljøstyrelsen.
- /24/ Carstensen, J., Larsen, M.M., Christensen, J.P. og Timmermann, K. (2018). Betydningen af oxidationsmetode for målinger af total kvælstof og total fosfor i marine prøver. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
- /25/ Nilsen, T. & Aven, T. (2003). Models and model uncertainty in the context of risk analysis; *Reliability Engineering and System Safety* 79, pp 309–317.
- /26/ Jørgensen, C., & Tornbjerg, N.H. (2000). The Effect of Riverine Nitrate Loads on Winter Concentrations in the Great Belt, Denmark. *Nordic Hydrology*, vol. 31(3), pp. 229-244.
- /27/ Glibert PM et al. (2008) Ocean urea fertilization for carbon credits poses high ecological risks. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1049–1056
- /28/ Erratt, KJ (2017) Urea as an Effective Nitrogen Source for Cyanobacteria. Electronic Thesis and Dissertation Repository. 4948. <https://ir.lib.uwo.ca/etd/4948>
- /29/ Doneker, R.L. and G.H. Jirka (2007) "CORMIX User Manual: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters", EPA-823-K-07-001, Dec. 2007. Available for download at <http://www.mixzon.com/downloads/>
- /30/ ECHA (2010) Urea toxicity to fish – urea toxicity to invertebrates. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/16152/6/2/1>
- /31/ Johnson I, Sorokin N, Atkinson C, Rule K & S-J Hope (2007) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: ammonia (un-ionised). Science Report: SC040038/SR2 to EU Environmental Agency; <https://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/ammonia.pdf>
- /32/ CWQG (2012) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Nitrate ion. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/197>

- /33/* Nielsen, M. H., Vang, T., and Lund-Hansen, L. C.: Internal hydraulic control in the Little Belt, Denmark – observations of flow configurations and water mass formation, *Ocean Sci.*, 13, 1061-1075, <https://doi.org/10.5194/os-13-1061-2017>, 2017.
- /34/* US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1999) Ambient water quality criteria for ammonia. EPA 882-R-99- 014. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC, USA.
- /35/* Haywood GP (1983) Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1177. Ammonia Toxicity in Teleost Fish: A Review.
- /36/* Markager, S. (2016). Notat om mulige miljøeffekter i Lillebælt og tilstødende havområder. Aarhus Universitet.
- /37/* Maar, M., Markager, S. Madsen, K.S., Windolf, J., Lyngsgaard, M.M., Andersen, H.E. & Møller, E.F. (2016). The importance of local versus external nutrient loads for Chl a and primary production in the Western Baltic Sea. *Ecological Modelling*, vol. 320, pp. 258–272
- /38/* Ingeniøren (2018). Silo-udslip kan have gjort muslinger i Lillebælt giftige.



## BILAG



# BILAG A – LOKALMODEL

## Opsætning, kalibrering og validering





## A Lokalmodel

### A.1 Formål

Lokalmodellen består af en 3D hydrodynamisk model, som beskriver tidslige og stedlige variationer i vandstande, strøm, vandtemperatur og saltholdighed med en høj detaljeringsgrad i det nordlige og centrale Lillebælt. Derudover består lokalmodellen af en transportmodel (advektion-dispersion), som, baseret på den hydrodynamiske model, beskriver transporten, fortyndingen og blandingen af gødningsvandet i Lillebælt i de første timer og dage efter udslippet.

Populært sagt modellerer den hydrodynamiske model vandets dynamik (dvs. variationen i vandstand, strøm, mm.), mens transportmodellen modellerer stoffet – i dette tilfælde koncentrationerne af kvælstoffractionen i gødningsvandet.

Formålet med lokalmodellen er således at beskrive de fysiske transport- og blandingsprocesser, der påvirker det udledte gødningsvand i tiden lige efter udslippet. Lokalmodellen beskriver derimod ikke de biogeokemiske processer (økosystem-modellering), der påvirker det udledte gødningsvand på lidt længere tidsskalaer. Disse processer beskrives i regionalmodellen. Vi antager altså, som det også er beskrevet i afsnit 3.3, at gødningsvandet spredes passivt i de første par dage, og først efter godt to dage inkluderes den biogeokemiske model og dermed processerne, der påvirker N kredsløbet.

### A.2 Modelopsætning

#### A.2.1 Modellsystem

Lokalmodellen er baseret på MIKE 3 FM (version 2017 SP1) modelsystemet udviklet af DHI. MIKE 3 FM anvender et fleksibelt beregningsnet (flexible mesh) og er udviklet til anvendelse i oceanografiske, kystnære og estuarine miljøer.

Systemet er baseret på den numeriske løsning af de tre-dimensionelle (3D), inkompressible, Reynolds-midlede Navier-Stokes ligninger under Boussinesq-antagelsen og antagelsen om hydrostatisk trykfordeling. Systemet består således af ligninger for massekontinuitet, momentum, vandtemperatur, saltholdighed og densitet samt en turbulensmodel. Den frie overflade beskrives ved hjælp af en  $\sigma$ -koordinat-transformation. Systemet indeholder også et varmeudvekslingsmodul til bestemmelse af varmeudvekslingen med atmosfæren.

Den videnskabelige dokumentation for MIKE 3 FM kan findes i DHI (2017).

#### A.2.2 Modelområde og beregningsnet

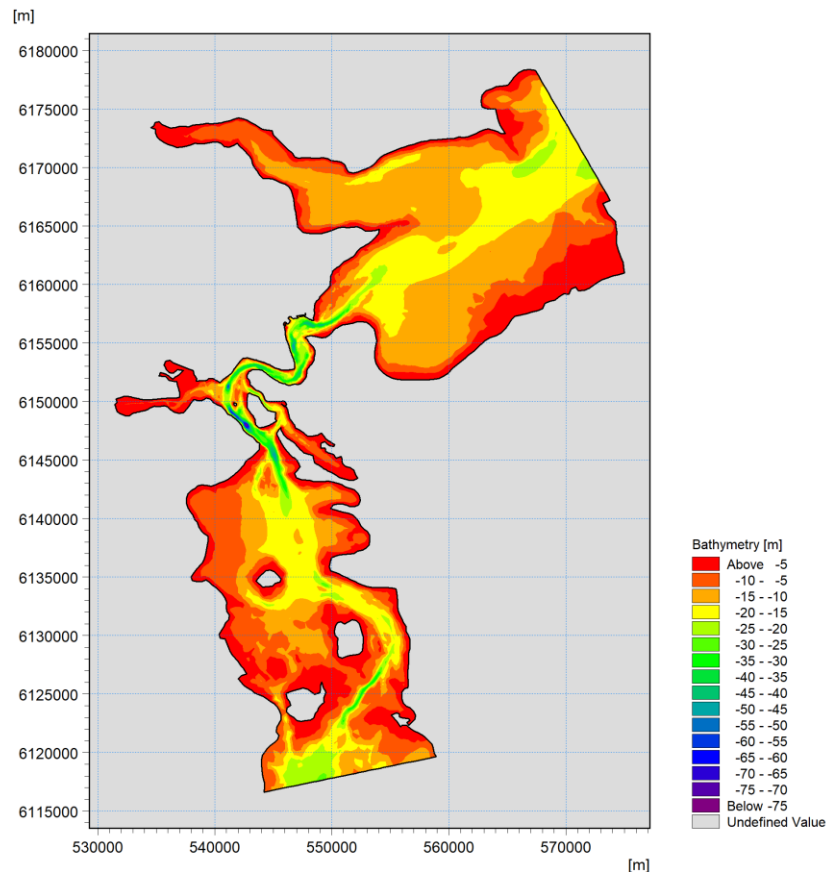
Lokalmodellen dækker det nordlige Lillebælt med en åben rand ved Æbelø i nord og en åben rand syd for Aarø i syd.

Modellens batymetri er baseret på det generelle 50m x 50m batymetriske datasæt af de indre danske farvande etableret under Femern Bælt miljøundersøgelserne (FEHY, 2013). Vanddybderne er relateret til DVR90. I Figur A. 1 er lokalmodellens domæne og dybdeforhold illustreret.

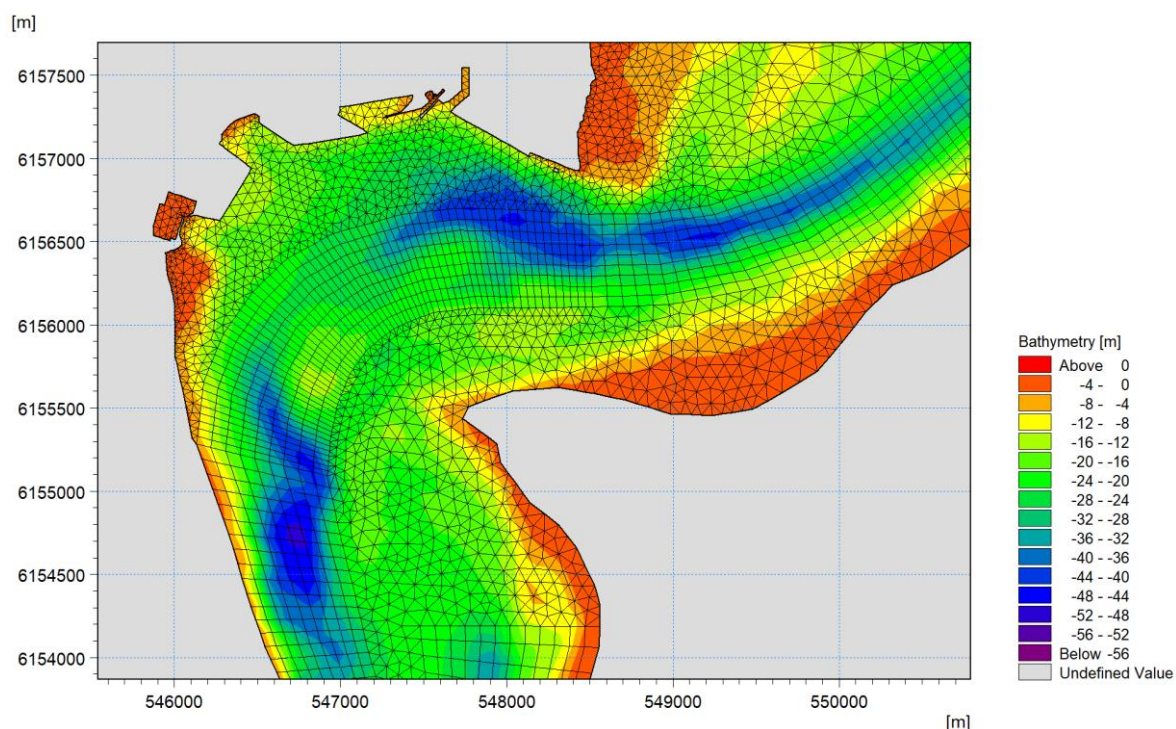
Modellens beregningsnet er defineret i UTM-32 projektionen. Det horisontale beregningsnet er et såkaldt fleksibelt (ustruktureret) net bestående af både trekantede og firkantede elementer.

Den horisontale netvidde varierer fra ca. 50m i den snævre del af Lillebælt til ca. 500m i de mere åbne områder nær modellens rande. I Figur A. 2 er lokalmodellens beregningsnet i lokalområdet ved Fredericia Havn illustreret.

Det vertikale beregningsnet består af  $\sigma$ -lag i overfladelaget og z-lag i springlaget (pyknoklinen) og de dybere vandlag. Lokalmodellen har således 10  $\sigma$ -lag hvor bundkoten er over -10 m (lagtykkelse  $0,1 \times$  lokal vanddybde) og herunder op til 40 z-lag af hver 1m tykkelse.  $\sigma$ -lagene i overfladen følger den øjeblikkelige vandstand. En specialversion af lokalmodellen – som også er benyttet i denne analyse – har kun  $\sigma$ -lag fra vandoverflade til bund.



Figur A. 1 Lokalmodellens domæne og dybdeforhold (batymetri = bundkote).



Figur A. 2 Detalje af lokalmodellens beregningsnet i Lillebælt ved Fredericia Havn.

### A.2.3 Hydrodynamiske randbetingelser

De åbne rande markerer afgrænsningen af lokalmodellen i forhold til de omgivende farvande. For at anvende modellen er det nødvendigt at specificere de hydrodynamiske forhold langs de åbne rande, de såkaldte randbetingelser. Randbetingelserne er typisk baseret på observationer eller resultater fra en omgivende model.

I Lillebælt er vandets strømning hovedsageligt styret af vandstandsgradienter mellem Kattegat og den vestlige Østersø (forårsaget af regionale atmosfæriske forhold og tidevand), hvilket betyder, at randbetingelserne er den vigtigste drivkraft for modellens strømningsbeskrivelse i dette område.

For at opnå den bedst mulige modelbeskrivelse af strømningen gennem Lillebælt i starten af februar 2016 (inklusive tidspunkterne for strømvendingerne) er anvendt målt vandstand (ved Juelsminde og Assens) og målte vandtemperatur- og saltholdighedsprofiler (i stationerne VEJ0006870 ud for Æbelø og FYN6300043 ud for Ærø som randbetingelser på henholdsvis nord- og sydranden.

Lokalmodellen er sat op og kalibreret for perioden januar-februar 2016, men i forhold til strøm findes der ikke strømmålinger for denne periode. Der findes imidlertid strømmålinger i Lillebælt i 2005, hvorfor modelberegnet strøm er valideret for en kortere periode i 2005. I valideringsperioden januar-februar 2005 har vandstandsmålingerne dog ikke været tilgængelige, hvorfor data fra DHIs model af de indre danske farvande er anvendt som randbetingelser.

### A.2.4 Atmosfæriske drivdata

Foruden vandstandsgradienterne mellem Kattegat og den vestlige Østersø påvirker de lokale atmosfæriske forhold i Lillebælt vandets strømnings-, blandings- og lagdelingsforhold.

Lokalmodellens atmosfæriske drivdata består af modellerede meteorologiske felter af:

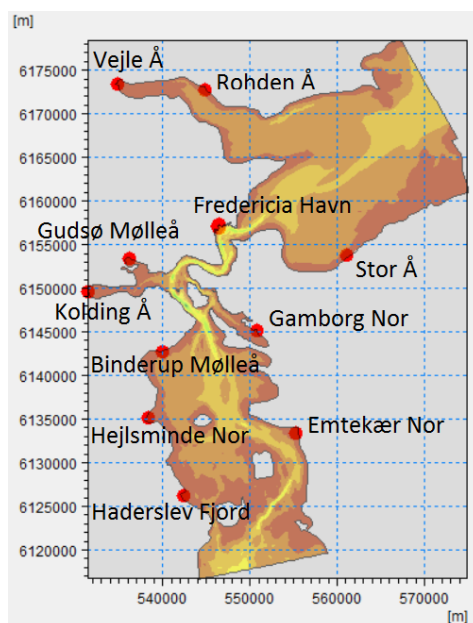
- Vind i 10m højde
- Lufttryk ved vandoverfladen
- Nedbør
- Lufttemperatur i 2m højde
- Relativ luftfugtighed
- Skydække

Disse felter stammer fra StormGeo's regionale meteorologiske WRF-model, som har en stedlig opløsning på 0,1° (ca. 10km) og en tidslig opløsning på 1 time. WRF-modellen er baseret på randbetingelser fra ECMWF's globale meteorologiske model.

## A.2.5 Ferskvandskilder

Afstrømningen af ferskvand fra land har lokal indvirkning på lagdelings- og strømningsforhold i modelområdet.

Lokalmodellen indeholder et antal ferskvandskilder, som repræsenterer afstrømningen fra land til modelområdet. Kilderne er placeret ved de vigtigste å-udløb, men er blevet skaleret, så de repræsenterer den samlede afstrømning fra modelområdets opland. I Figur A. 3 er placeringen af ferskvandskilderne illustreret. De anvendte afstrømningsdata er baseret på afstrømningsberegninger foretaget af Aarhus Universitet /20/.



Figur A. 3 Ferskvandsafstrømning i lokalmodellen. De røde prikker viser placeringen af de anvendte repræsentative ferskvandskilder. Den røde prik ved Fredericia Havn viser placeringen af udledningen af gødningsvand, se næste afsnit.

## A.2.6 Udledning af gødningsvand

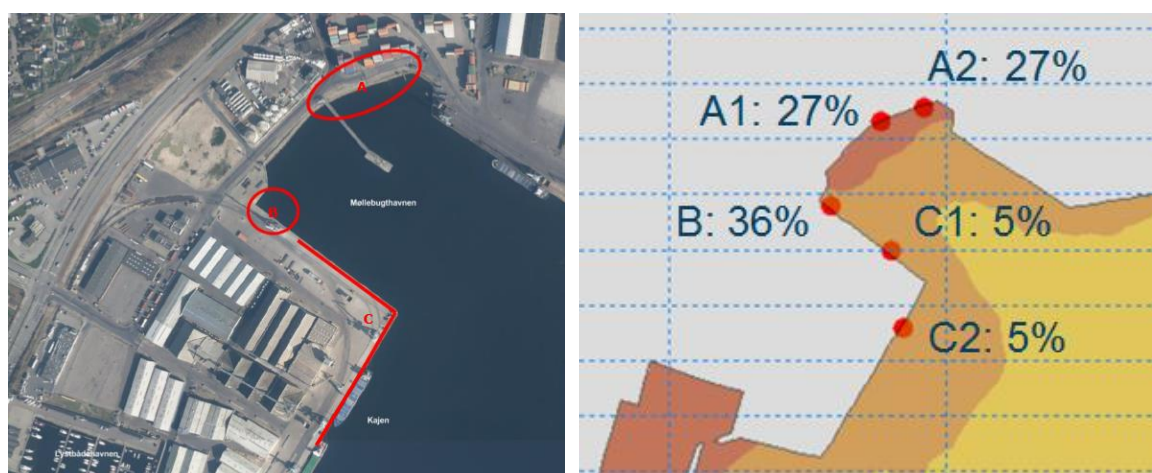
Grundlaget for modelleringen er en udledning af gødningsvand på 12.500 tons, 9.580 m<sup>3</sup> og med en kvælstofkoncentration på 333×10<sup>6</sup> µg N/l (se afsnit 3.2).

Placeringen og tidsforløbet af udledningen af gødningsvand i lokalmodellen er baseret på en rapport udarbejdet af NIRAS /6/. I Figur A. 4 (venstre panel) er udløbspunkterne illustreret. Ifølge notatet udledtes 54% af det spildte gødningsvand ved punkt A, 36% ved punkt B og 10% ved område C. Notatet estimerer endvidere, at 80% af udledningen foregik indenfor den første halve time efter tankkollapset, mens de resterende 20% af udledningen foregik i de følgende 1-2 timer.

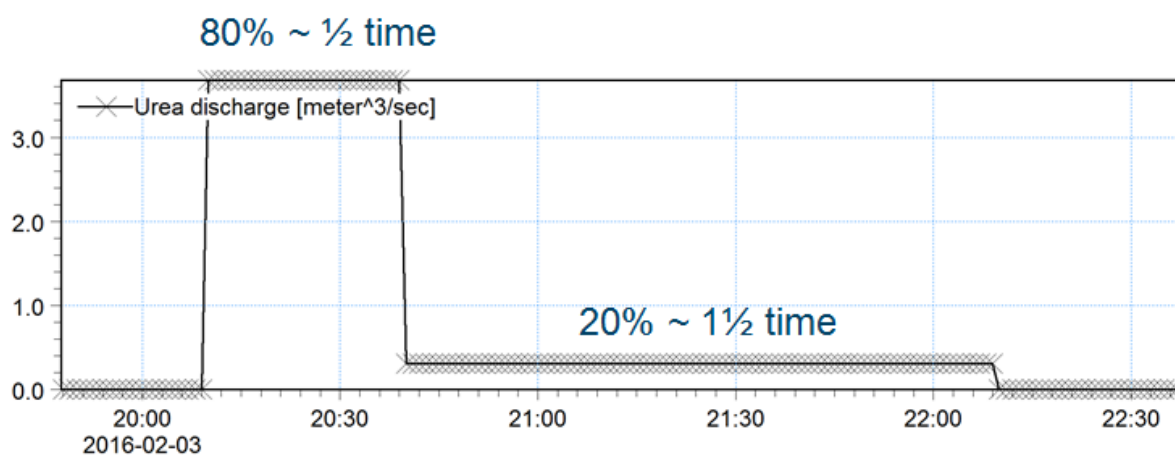
I lokalmodellen repræsenteres udledningen af gødningsvandet med 5 modelkilder virkende i vandoverfladen. Placeringen og fordelingen af spildet i de 5 kilder ses illustreret i Figur A. 4 (højre panel). Det antagne tidsforløb i kilderne ses illustreret i Figur A. 5.

I den hydrodynamiske model repræsenteres kvælstof-udledningen ved udledning af de korrekte mængder 'vand' over de angivne perioder. For at repræsentere kvælstof-udledningens høje densitet på 1.305 kg/m<sup>3</sup> korrekt i lokalmodellen er det udledte vands salinitet sat til en kunstigt høj værdi på 347PSU, som sammen med en temperatur på 4°C resulterer i den angivne densitet. Hermed vil modellen kunne beskrive de densitetsdrevne (barokline) processer som påvirker spildet initialt. Disse processer er diskuteret nedenfor.

I transportmodellen repræsenteres kvælstof-udledningen ved at specificere det udledte vands koncentration af kvælstof. Hermed sikres, at den korrekte masse af kvælstof udledes i modellen.



Figur A. 4 Venstre panel: Udløbspunkter til Møllebugthavnen og via Nordkaj/Oceankaj. Primære udløbspunkter er røde cirkler A og B, sekundært udløbspunkt er linjerne C (Kilde: NIRAS, 2017c). Højre panel: Placering af modelkilder repræsenterende spildet af gødningsvand i lokalmodellen.



Figur A. 5 Tidsforløb af den samlede urea-udledning (m<sup>3</sup>/s) i lokalmodellen (UTC-tid).

## A.3 Modelkalibrering og validering

### A.3.1 Kalibrering

Lokalmodellen er kalibreret ved at justere modelopsætning og modelkonstanter, indtil en tilfredsstillende sammenligning mellem observationer og modelresultater er opnået. To modelperioder er anvendt til modelkalibrering og validering:

- Februar 2005 (validering af strøm i Lillebælt)
- Primo februar 2016 (tidspunktet for uheldet)

I næste afsnit præsenteres sammenligninger mellem observerede og modellerede data. I Tabel A.1 vises et resumé af den kalibrerede lokalmodells opsætning.

Tabel A.1 Resumé af lokalmodellens modelparametre.

Parameter	Værdi
Vindfriktionskoefficient	Lineær mellem 0,001255 og 0,002425 fra 7m/s til 25m/s
Bundruhed	Konstant 0,001m
Eddy-viskositet	Horisontalt: Smagorinsky formulering, $C_s=0,28$ Vertikalt: k- $\epsilon$ model med standard-parametre
Løsningsteknik	Higher order (HD, Transport)
Overordnet tidsskridt	300s
Varmeudveksling	Lysdæmpningskoefficient = 0,2, ellers standard-parametre

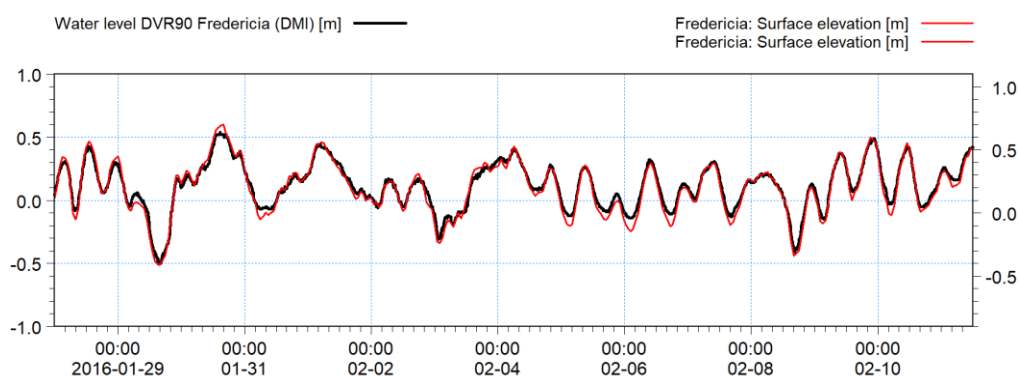
### A.3.2 Validering

I Figur A.6 ses sammenligningen mellem målt og modelleret vandstand i Fredericia Havn i perioden omkring uheldet. Figuren illustrerer, at vandstanden, som beskrevet i afsnit 3.1, i området er domineret af meteorologiske effekter overlejret med tidevand. Figuren viser endvidere, at lokalmodellen er i stand til at reproducere både de meteorologiske effekter og tidevand i forhold til både faser, amplituder og generel variabilitet.

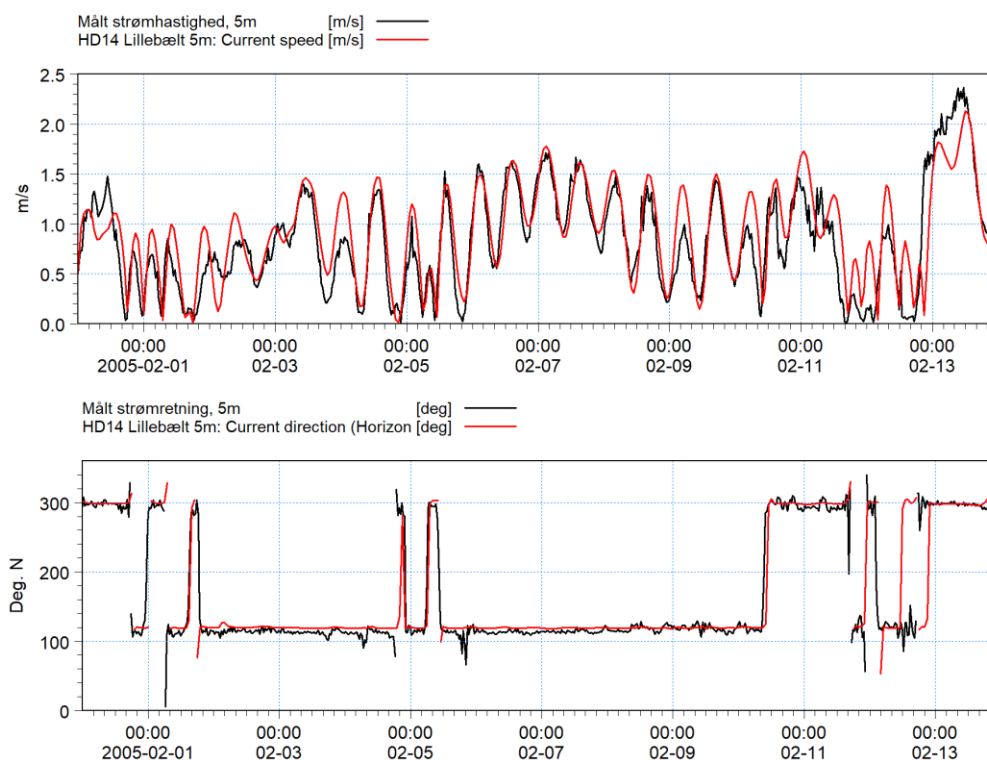
I Figur A.7 ses sammenligningen mellem observeret og modelleret strøm i Snævringen ved den gamle Lillebæltsbro. Sammenligningen er foretaget i perioden februar 2005, da der i februar 2016 ingen strømdata var tilgængelige. Figuren illustrerer ligesom Figur A.6, at strømmen gennem Snævringen er domineret af regionale meteorologiske effekter, som skaber vandstandsforskelle fra nord til syd i de indre danske farvande. Strømmene, som drives af disse vandstandsforskelle, kan vare fra timer til flere dage. Ovenpå disse strømme ses tidevandsstrømme med perioder på 12 eller 24 timer overlejret. Endelig spiller den årlige nettostrøm fra Østersøen mod Nordsøen en vigtig rolle, men denne strømkomponent kan være svær at identificere i en kortere strømtidsserie. Figur A.7 viser en god sammenligning mellem observeret og modelleret strøm, hvad angår både strømhastigheder, strømmens faser og retninger og strømmens generelle variabilitet. Modellering af strøm i februar 2005 er baseret på modellerede vandstandsgradienter mellem Kattgat og den vestlige Østersø, mens der i februar 2016 er benyttet målinger, hvilket forventes at øge præcisionen i lokalmodellen yderligere.

I Figur A. 8 og Figur A. 9 ses sammenligninger af overflade- og bund-saltholdighed og vandtemperatur i to stationer på hver side af Snævringen i januar-februar 2016. Figurerne viser, at vandet er svagt lagdelt nord for Snævringen, mens det er stort set fuldt opblandet syd for Snævringen i denne periode. Sammenligningen mellem observationer og lokalmodellens resultater indikerer en god overensstemmelse, selvom målingerne er taget med 2-3 ugers mellemrum, og lokalmodellen kun er kørt i få uger.

Baseret på de viste sammenligninger vurderes det, at lokalmodellen har en god overensstemmelse med relevante målinger, og dermed kan betragtes som velegnet til at modellere den lokale transport og spredning af det spildte gødningsvand.

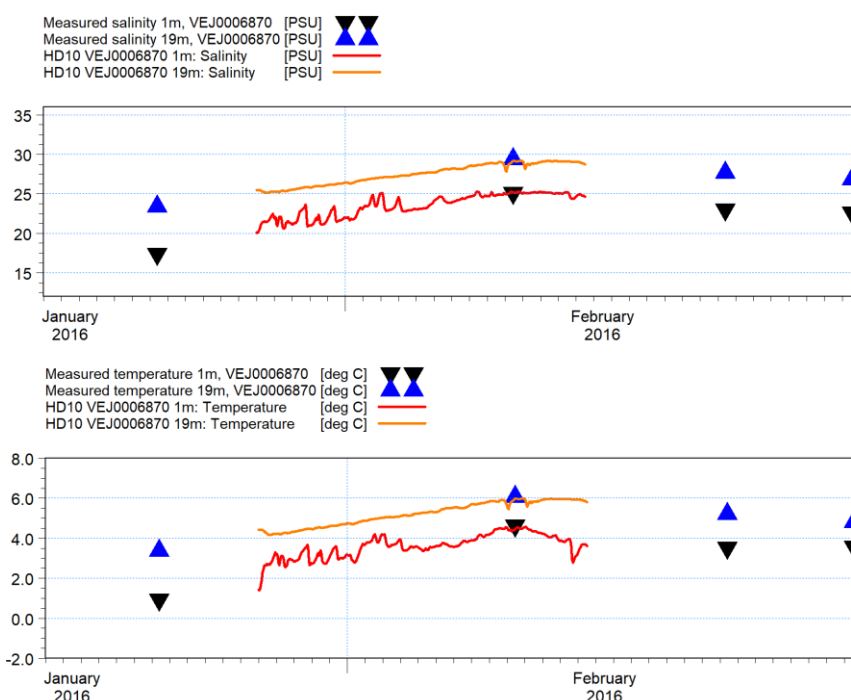


Figur A.6 Sammenligning mellem observeret (sort kurve) og modelleret (rød kurve) vandstand i Fredericia Havn primo februar 2016. Bemærk, at der er en forskel på 10cm i de to vandstandstidsseriers vertikale datum.

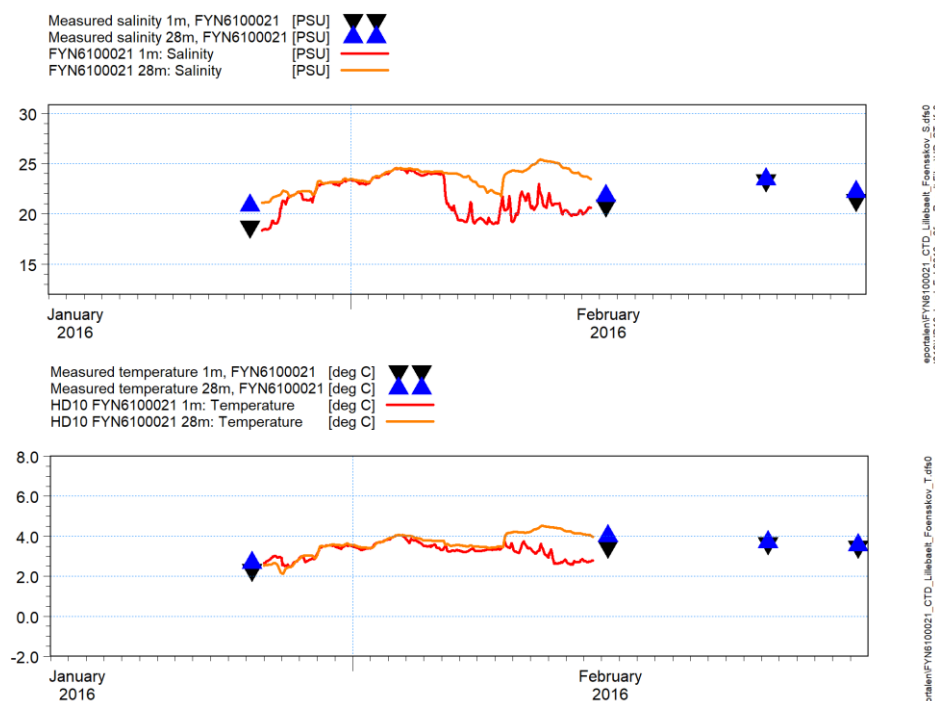


Figur A.7 Sammenligning mellem observeret (sorte kurver) og modelleret (røde kurver) strøm i Snævringen ved den gamle Lillebæltsbro i 5m dybde i + (bemærk, at dette ikke er året for uheldet med gødningsvand). Det øverste plot viser strømhastigheden og det nederste plot viser strømrretningen. I størstedelen af perioden løber strømmen mod syd (svarende til en retning på 110°), mens den i kortere perioder og mod slutningen af perioden løber mod nord (retning 300°).





Figur A. 8 Sammenligning af observeret (blå og sorte trekanter) og modelleret (orange og røde kurver) saltholdighed (øverst) og vandtemperatur (nederst) i overfladen (1m dybde) og ved bunden (19m dybde) i VEJ0006870 stationen ud for Æbelø. Bemærk, at vandsøjlen på denne lokalitet og i denne periode er svagt lagdelt med forskelle mellem overflade og bund på ca. 5 PSU og 1-2°C. Bemærk også, at lokalmode



Figur A. 9 Sammenligning af observeret (blå og sorte trekanter) og modelleret (orange og røde kurver) saltholdighed (øverst) og vandtemperatur (nederst) i overfladen (1m dybde) og ved bunden (28m dybde) i FYN6100021 stationen ud for Førnsskov syd for Snævringer. Bemærk, at vandsøjlen på denne lokalitet og i denne periode er relativt velblandet med små forskelle mellem overflade- og bund-værdierne. Bemærk også, at lokalmode



# BILAG B – REGIONALMODEL

## Modelbeskrivelse, modeljusteringer og validering



## B Regionalmodel

### B.1 Formål

Regionalmodellen består, ligesom lokalmodellen, af en 3D hydrodynamisk model, som beskriver tidslige og stedlige variationer i vandstand, strøm, vandtemperatur og saltholdighed i hele Østersøen inklusive alle danske vandområder fra Skagen og sydpå, men i en væsentlig grovere stedlig detaljeringsgrad end lokalmodellen. Derudover består regionalmodellen af en transportmodel (advektion-dispersion) og en biogeokemisk model. Transportmodellen beskriver, baseret på den hydrodynamiske model, transporten, fortyndingen og blandingen af gødningsvandet i de danske vandområder i dagene, ugerne og månederne efter uheldet, mens den biogeokemiske model beskriver betydningen af den udledte mængde gødningsvand for en række biologiske processer og tilstandsvariable, herunder eksempelvis primærproduktion, algekoncentration og iltkoncentrationer.

Populært sagt modellerer den hydrodynamiske model vandet (dvs. vandstand, strøm, m.m.), mens transportmodellen modellerer stoffet – i dette tilfælde koncentrationerne af kvælstoffractionen i gødningsvandet, mens den biogeokemiske model modellerer omsætningen.

Mens formålet med lokalmodellen er at beskrive de fysiske transport- og blandingsprocesser, der påvirker det udledte gødningsvand i tiden umiddelbart efter uheldet, er formålet med regionalmodellen at beskrive de mere langsigtede transport- og blandingsprocesser foruden betydningen for økosystemet.

### B.2 Modelopsætning

#### B.2.1 Modelsystem

Som lokalmodellen er regionalmodellen baseret på MIKE 3 FM (version 2017 SP1) modelsystemet udviklet af DHI, se Bilag A.2.1.

Regionalmodellen består dels af en hydrodynamisk model som beskrevet i Bilag A.2.1, men derudover er der inkluderet en biogeokemisk model (økosystem model), som er opbygget i MIKE ECO Lab /16/. Den videnskabelige dokumentation for MIKE 3 FM kan findes i DHI /15/, mens den videnskabelige dokumentation af MIKE ECO Lab, og den grundlæggende biogeokemiske model kan findes i DHI /16/ og /17/.

#### B.2.2 Biogeokemisk model - opsummering

Den biogeokemiske model, der indgår i modelanalysen af effekterne af det udledte gødningsvand, er grundlæggende den samme model, som blev udviklet og anvendt til fastlæggelse af indsatsbehov og målbelastninger under Miljøstyrelsens arbejde med vandområdeplanerne 2015-2021 (VOP2). Modellen og den tidligere anvendelse er beskrevet nærmere i /8/, mens der i Bilag D er inkluderet en kort gennemgang af de grundlæggende biogeokemiske sammenhænge, der er indbygget i modellen.

Opsummeret inkluderer den benyttede model dynamiske beskrivelser af de vigtigste sammenhænge i økosystemet, og herunder sammenhængen mellem vandfasen og det benthiske system:

- Modellen beskriver de overordnede stofstrømme og -omsætning af organiske og uorganiske næringsstoffer. Både vandtemperaturen, lysindstrålingen,

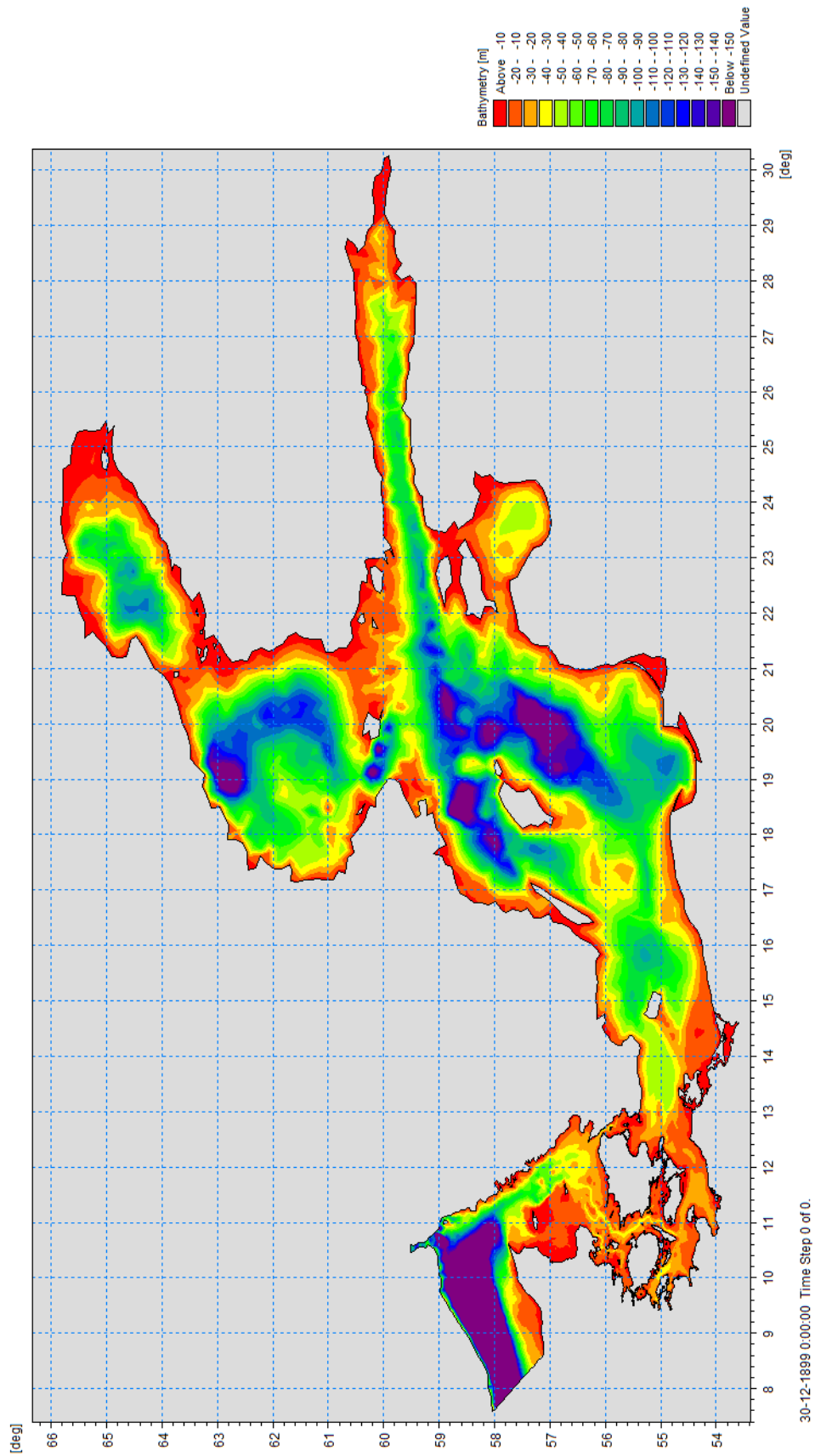
næringsstofftilførsel – og i denne analyse yderligere gødningsvand – og vind/bølgeforholdene spiller afgørende roller for stofstrømmene/stofomsætningen. Ved at beskrive denne dynamik kan modellen simulere dag-til-dag, måned-til-måned og år-til-år variationer i en række miljøvariable, herunder blandt andet de variable (klorofyl-a og lysets nedtrængning/lysdæmpning ( $K_d$ )), der benyttes i Vandrammedirektiv-sammenhæng til at vurdere miljøtilstanden og udviklingen i miljøtilstanden.

- En vigtig miljøfaktor, der påvirker pelagiske og bentiske dyr og planter, er iltkoncentrationen og især forekomst og varighed af eventuelle iltsvind. Udover at øge dødeligheden hos planter og dyr, så har iltsvind også store effekter på stofomsætningen og frigivelse af kvælstof og fosfor fra sediment til vandfasen, foruden forekomsten af sulfid. Den anvendte model beskriver iltkoncentrationerne i alle vanddybder gennem hele året.
- Med indarbejdelsen af sedimentpuljer af N og P i modellen beskrives både ophobning af kvælstof og fosfor (efterår/vinteren og tidlige forår) og frigivelse af N og P over sommeren, når vandet er varmt og i forbindelse med iltsvind. Modellen beskriver dermed de vigtigste processer i den interne belastning.

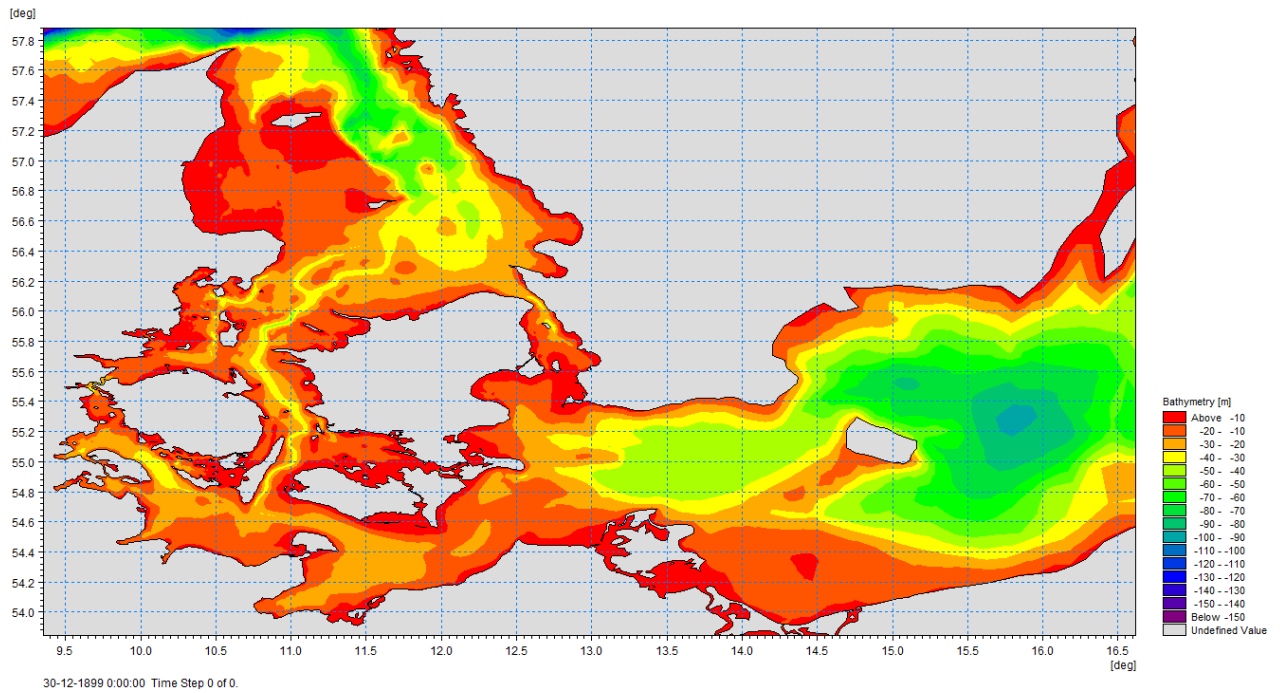
På grund af ovenstående sammenhæng er den biogeokemiske model – sammen med den hydrodynamiske model – velegnet til at kvantificere effekterne af den udledte mængde af gødningsvand.

### B.2.3 Modelområde og beregningsnet

Regionalmodellen dækker Skagerrak, Kattegat, Bælthavet og den resterende del af Østersøen. Modellen har én åben rand i Skagerrak. Modellens batymetri er baseret på det generelle 50m x 50m batymetriske datasæt af de indre danske farvande etableret under Femern Bælt miljøundersøgelserne (FEHY, 2013). Vanddybderne er relateret til DVR90. I Figur B. 1 er regionalmodellens domæne og dybdeforhold illustreret, mens der i Figur B. 2 er vist et zoom omkring Danmark.

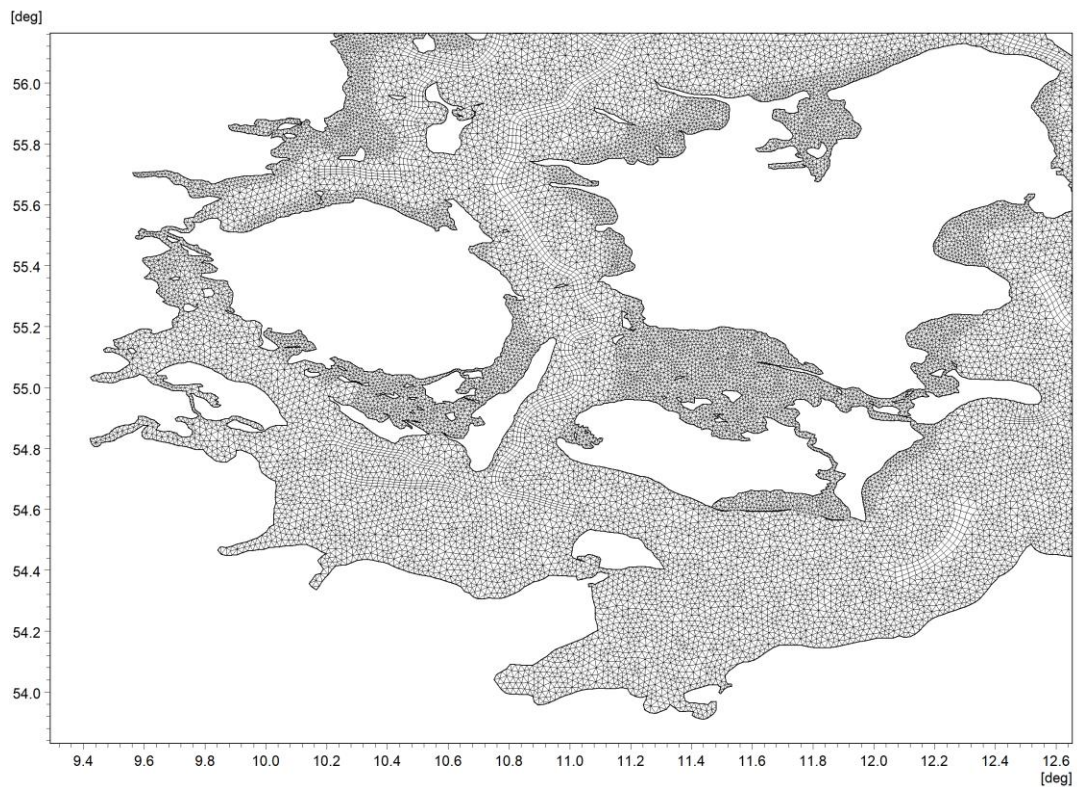


Figur B. 1 Regionalmodellen dækkende de indre danske farvande fra Skagerrak i nordvest til den Botniske Bugt i øst. Farverne indikerer bundkoten.



Figur B. 2 Zoom over Danmark fra den benyttede model. Farverne viser bundkoten.

Modellens beregningsnet er defineret i long/lat projektionen. Det horisontale beregningsnet er et såkaldt fleksibelt (ustruktureret) net bestående af både trekantede og firkantede elementer. Den horisontale netvidde varierer fra ca. 300 m i de mere snævre del af Bælthavet til op mod >2.500 m i de mere åbne områder i den sydlige Østersø, se Figur B. 3.



Figur B. 3 Detalje af regionalmodellens beregningsnet i Bælthavet.



Det vertikale beregningsnet består af  $\sigma$ -lag i overfladelaget og z-lag i springlaget (pyknoklinen) og de dybere vandlag. Regionalmodellen har således 10  $\sigma$ -lag ned til kote -10 m og herunder op til 130 z-lag af 1-2m's tykkelse.

## B.2.4 Modelperiode

Modellen er blevet opsat og afviklet for perioden 2015 til 2016. Selve analysen af gødningsvandet starter primo februar 2016, men for at kunne vurdere regionalmodellens evne til at beskrive faktiske hydrodynamiske og biogeokemiske forhold har vi besluttet at inkludere modeldata i valideringsafsnittet for de to år.

## B.2.5 Randbetingelser

Beskrivelsen af forholdene ved modellens rand i Skagerrak omfatter vandtransport/strøm, salinitet og vandtemperatur samt indhold af stoffer i vandet (næringsstof, fytoplankton, zooplankton, m.v.). Data til beskrivelse af randen i regionalmodellen stammer fra NOVANA programmet (målte data) og DHI Vandudsigten (modellerede data). Data dækker den modellerede periode 2015-2016. Alle anvendte, målte data er hentet i Miljøportalen.

## B.2.6 Atmosfæriske drivdata

De regionale atmosfæriske forhold i over Danmark og Østersøen påvirker vandets strømnings-, blandings- og lagdelingsforhold.

Regionalmodellens atmosfæriske drivdata består af modellerede meteorologiske felter af:

- Vind i 10m højde
- Lufttryk ved vandoverfladen
- Nedbør
- Lufttemperatur i 2m højde
- Relativ luftfugtighed
- Solindstråling

Disse felter stammer fra StormGeo's regionale meteorologiske WRF-model, som har en stedlig opløsning på 0,1° (ca. 10km) og en tidlig opløsning på 1 time. WRF-modellen er baseret på randbetingelser fra ECMWF's globale meteorologiske model.

## B.2.7 Tilførsel af ferskvand og næringsstoffer

En vigtig forudsætning for at anvende den biogeokemiske model til at analysere effekterne af den udledte mængde gødningsvand er inddragelse af andre tilførsler af kvælstof- og fosfor. Data om næringsstofftilførslen for perioden 2015-2016 er derfor indhentet fra forskellige kilder, se Tabel B. 1.

Tabel B. 1 Leverandører af data til opgørelse af næringsstofftilførslen for modelperioden (2015-2016).

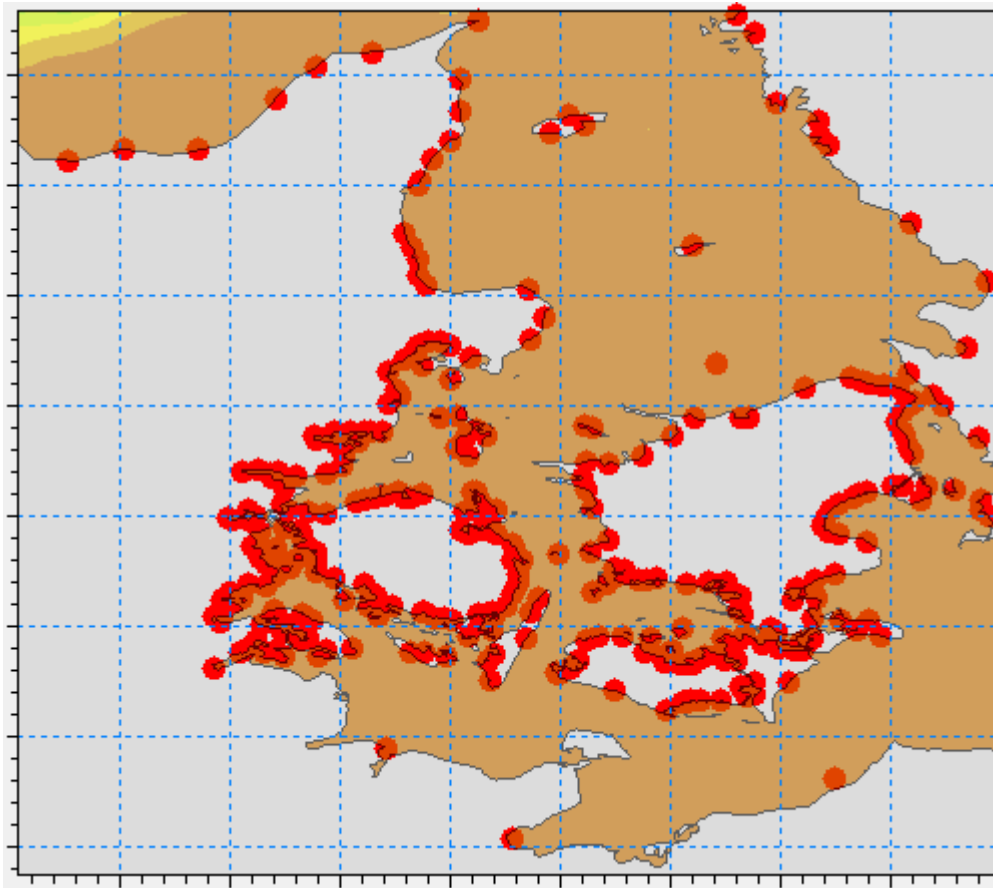
Tilførsel	Kilde
Dansk næringsstofftilførsel	Data er rekvireret fra Aarhus Universitet /20/
Østersø næringsstofftilførsel	Data stammer fra SMHI og er baseret på E-Hype modeldata ( <a href="http://hypeweb.smhi.se/">http://hypeweb.smhi.se/</a> )
Atmosfæretilførsel af N	Data er rekvireret fra Aarhus Universitet /21/ og /22/

De danske næringsstof-tilførsler er leveret på 2. ordens farvandsniveau og fordelt på 4. ordensfarvandsniveau ved at skalere de enkelte bidrag i forhold til den modelopsætning, der er beskrevet i /8/. Tilførslerne af næringsstof og opretning<sup>15</sup> er beskrevet i flere detaljer i /20/. Data er leveret som tilførsler af TN og TP og er efterfølgende fordelt på de forskellige fraktioner af N og P, som indgår i modellen, se /8/ for flere detaljer. På Figur B. 4 er vist et udsnit over Danmark inkluderende antallet og placeringerne af næringsstoffilførsler.

Tilsvarende er der inkluderet tilførsler af ferskvand og næringsstoffer fra de andre lande omkring Østersøen. Disse data stammer fra Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI) og er beregnet med deres oplandsmodel E-Hype (<http://hypeweb.smhi.se/>).

Afslutningsvis er der inkluderet næringsstoffer fra atmosfærisk deposition. Disse data er leveret af Aarhus Universitet som våd- og tørdeposition ( $\text{NH}_4^+$  og  $\text{NO}_x$ ), og det er de samme data, som indgår i de årlige rapporter, se /21/.

Atmosfærisk deposition af fosfor er generelt lav og er ikke medtaget i modelafviklingen.



Figur B. 4 De røde cirkler indikerer punkter i modellen, hvor der tilføres både ferskvand og nærings salt.

<sup>15</sup> Der er identificeret en forskel i analysemetode af TN i ferskvandsanalyserne for år 2016. Denne analyseforskel har betydet en forskel i de samlede N tilførsler, men i denne analyse benyttes de oprettede N tilførsler, som derfor i dag er det bedst tilgængelige estimat på danske N tilførsler for både 2015 og 2016.

### B.2.8 Sedimentpuljer

Data for sedimentpuljer på en lang række monitoringsstationer er indsamlet gennem Miljøportalen (data stammer fra NOVANA-programmet og tidligere monitoringsprogrammer). Disse data er efterfølgende oparbejdet og korreleret til dybder og bundforhold for derigennem at udarbejde 2-dimensionale sedimentkort over puljerne af organisk kulstof, organisk kvælstof, organisk fosfor og jernbundet fosfor. Kortene er efterfølgende inkluderet i modellen, som den er blevet opsat og anvendt i /8/. Igennem arbejdet med de danske vandområdeplaner er regionalmodellen blevet afviklet for mere end 10 år (2000-2011), og ændringerne i sedimentpuljerne over denne periode er benyttet som udgangspunkt for den interne belastning i denne modelanalyse<sup>16</sup>.

### B.2.9 Introduktion af gødningsvand

Som det fremgår af Bilag A, modelleres spredningen af gødningsvand over de første få dage i en lokalmodel. Efter godt to dage (d. 5. februar kl. 16.00) 'flyttes' gødningsvandet fra lokalmodellen til regionalmodellen, se Bilag C.1.5 for en nærmere beskrivelse.

I regionalmodellen introduceres gødningsvandet som en ekstra mængde ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), se afsnit 3.2 for en nærmere forklaring og adderes derfor til den mængde af ammonium, som findes i den biogeokemiske model på netop dette tidspunkt.

Da der imidlertid er forskel på opløsningen mellem lokalmodellen og regionalmodellen og også forskel mellem den masse, som gødningsvandet udgør, når det flyttes fra lokalmodellen til regionalmodellen. På grund af interpolation kan vi se, at den samlede masse i regionalmodellen er en smule højere end i lokalmodellen, hvorfor det felt med gødningsvand, som overflyttes til regionalmodellen, skaleres med en faktor 0,92 for at sikre et udgangspunkt for den ekstra udledte mængde gødningsvand på 2.755 tons N.

## B.3 Modelvalidering

Regionalmodellen bygger på den kalibrering, som blev foretaget i forbindelse med modeludviklingen under arbejdet under forberedelserne til VOP2 /8/. Dette gælder både kalibreringen af den hydrodynamiske model og den biogeokemiske model.

I denne analyse er regionalmodellen afviklet for årene 2015 og 2016, hvilket er en udvidelse af modelperioden beskrevet i /8/, hvorfor modelresultater i denne rapport kan ses som en validering af den anvendte model.

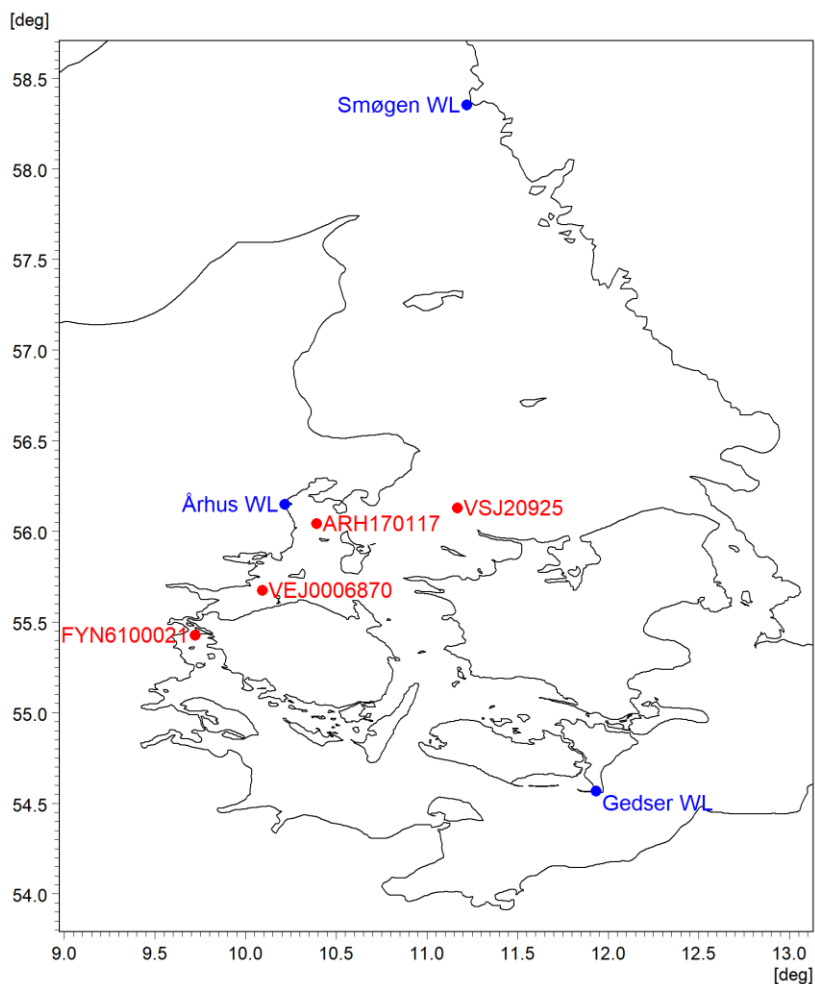
Modeludviklingen under VOP2 blev sidenhen evalueret /23/, og på grund af denne evaluering har der i forbindelse med modelopsætningen i dette projekt været fokus på at justere koncentrationerne uorganisk N (DIN) over vinteren, og uorganisk P (DIP) over vinter og sommer.

Udgangspunktet for modelanalysen har været den samme model som blev benyttet i /8/ men forbedret på disse to punkter. Konklusionen på denne fokusering er, at koncentrationerne af DIP gengives mere præcist i denne analyse, og at koncentrationerne af vinter DIN er forbedret, men at vinter DIN stadig overestimeres. Den anvendte model vurderes dog at være af stor kvalitet og vurderes at kunne benyttes til at kvantificere effekterne af den udledte mængde af gødningsvand.

---

<sup>16</sup> Slutfeltet i 2011 er benyttet som initialbetingelser for denne modelanalyse.

I det følgende vises enkelte tidsserier af modelresultater sammenlignet med målinger i overfladevandet og ved bunden på centrale målestationer i de danske farvande. De anvendte målestationer er vist på Figur B. 5.

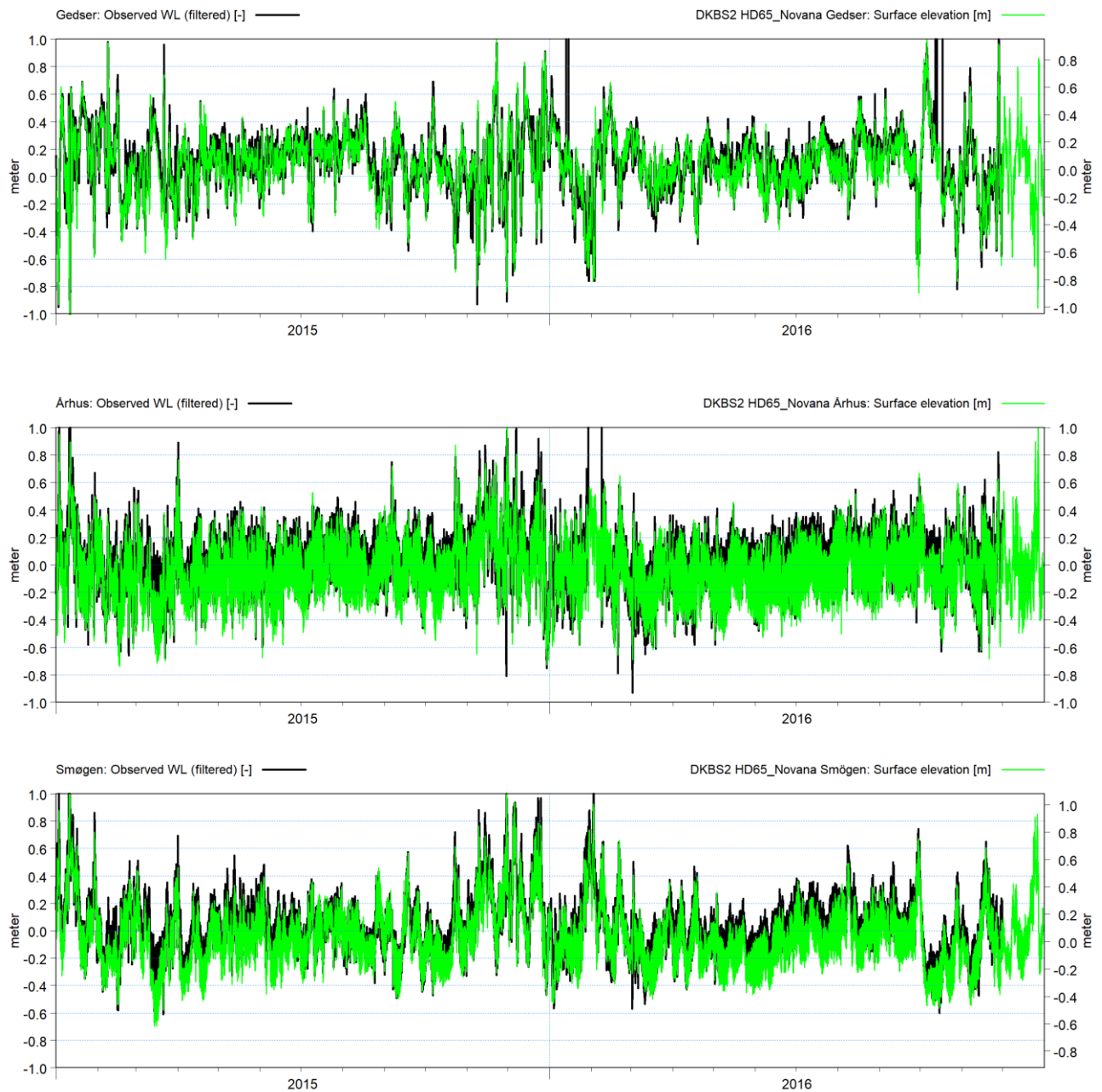


Figur B. 5 Placering og navngivning af målestationer benyttet til modelvalidering i denne rapport. De blå stationer udgør vandstandsstationer, mens de røde stationer benyttes til validering af salt, temperaturer og vandkemi.

## B.3.1 Hydrodynamisk model

### B.3.1.1 Vandstand og -strømning

I denne rapport har vi medtaget tre vandstandsstationer i vurderingen af den hydrodynamiske models evne til at modellere vandstand og vandstandsvariationer. Vi har inddraget stationerne Gedser, Århus Havn og Smøgen (se Figur B. 5 for placeringer), da de tre stationer dækker en gradient fra den sydvestlige Østersø gennem Bælthavet til lige nord for Kattegat.



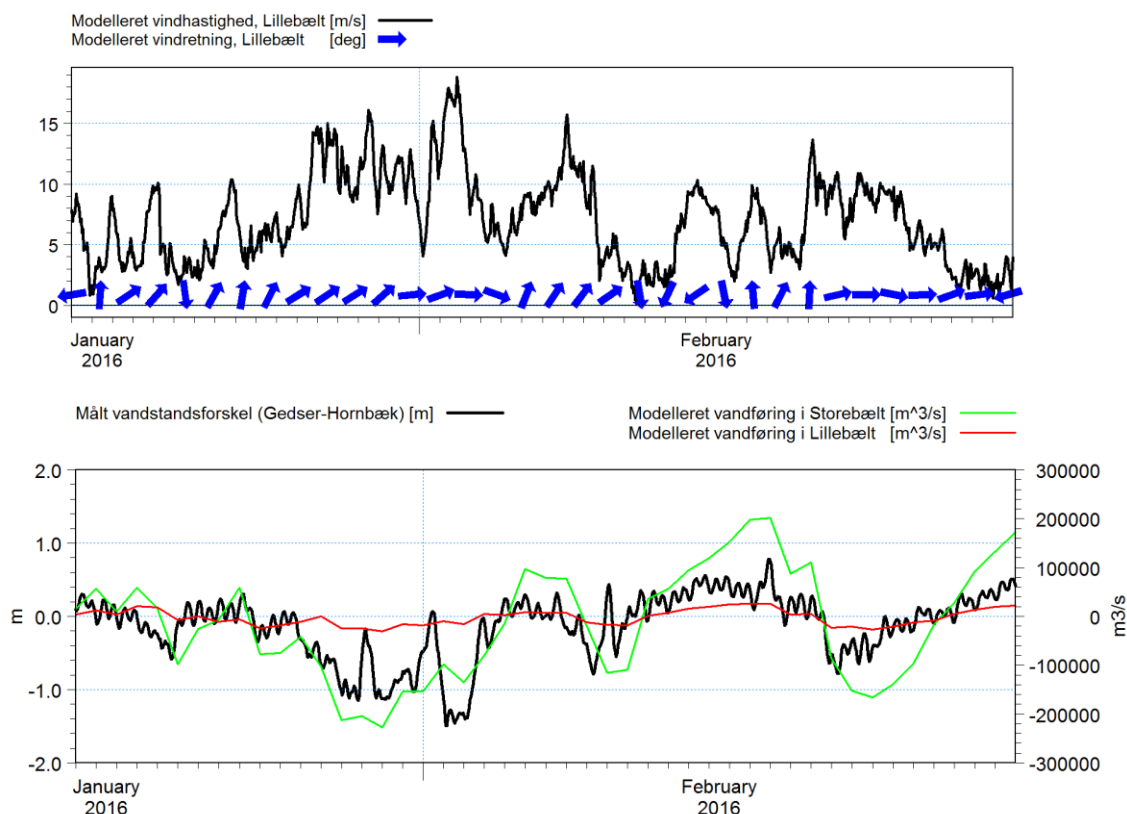
Figur B. 6 Målt (sort linje) og modelleret (grøn linje) vandstand ved Gedser (øverst), Århus (mellem) og Smøgen (nederst).

Som det fremgår af figuren, beskriver modellen de overordnede variationer i vandstanden. Det bemærkes i øvrigt, at der i perioden omkring januar-februar 2016 både observeres og modelleres relativt store vandstandsvariationer, hvilket indikerer relativt store ændringer i de meteorologiske forhold og relativt store transporter af vand ind og ud af de danske farvande. Mest tydeligt er det ved Gedser, hvor vandstanden er lav i slutningen af januar/ starten af februar, hvilket skyldes en jævn vind fra sydvest, som presser vandet fra den sydvestlige del af Østersøen og op i den nordlige del af Østersøen. Efter knap en uge ind i februar stilner vinden af, og vandet fra den nordlige del af Østersøen løber tilbage og presser vand ud gennem de danske stræder, herunder Lillebælt, mens vandstanden ved Geder stiger (se Figur B. 6).

På Figur B. 7 (øverst) er vindforhold og strømmingen ind og ud af Storebælt og Lillebælt illustreret fra midten af januar til og med februar. Her ses tydeligt, at vindretningen (blå pile) over

godt en uge er fra sydvest mod nordøst og relativt kraftig (>10 m/s), men at vindhastigheden falder til 5 m/s omkring den 5. februar.

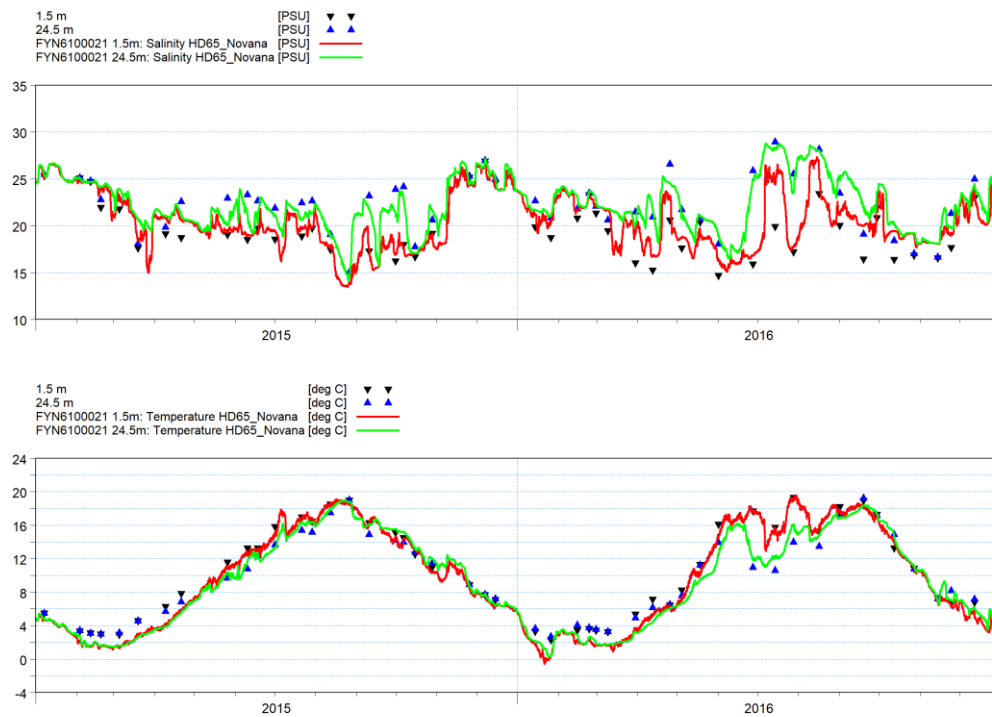
På Figur B. 7 (nederst) er vandstandsforskellen mellem Gedser og Hornbæk og vandføringen i Storebælt og Lillebælt vist for samme periode. Når vandstandsforskellen er negativ, løber vandet ind i Østersøen, hvilket også ses tydeligt på figuren, og når vandstandsforskellen er positiv, løber vandet ud igen. Som det fremgår af figuren, er der igennem den første del af februar (efter uheldet med gødningsvand) en lange periode med udadgående vandføring.



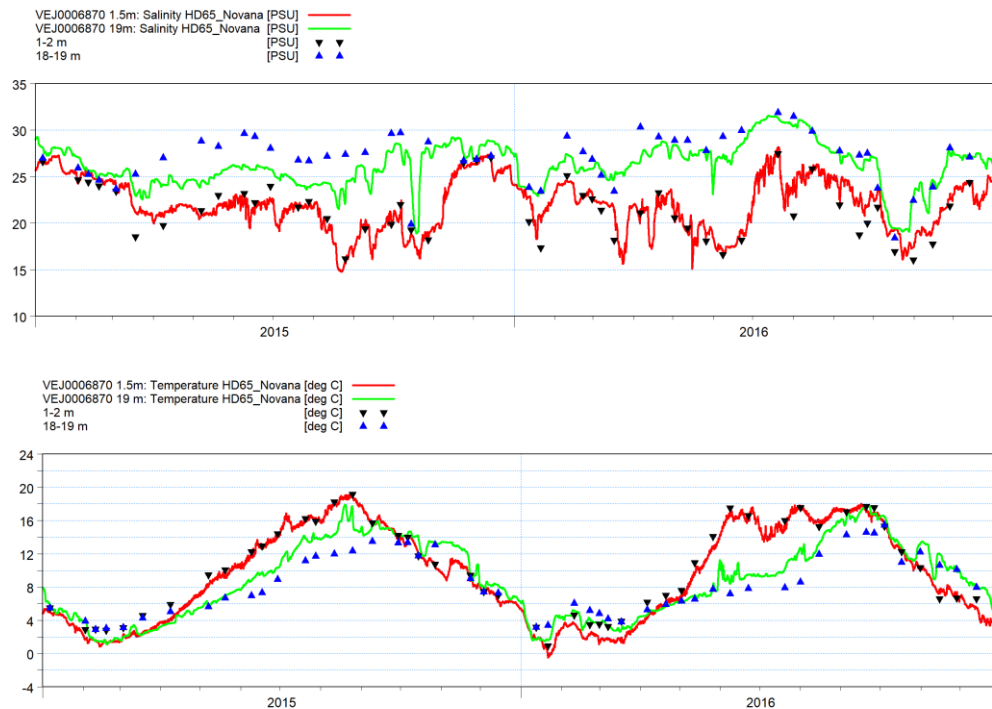
Figur B. 7 Øverst: Vindforhold i perioden 15. januar-29. februar 2016. Nederst: Målt vandstandsfor- skel mellem Gedser og Hornbæk (sort kurve) og modelleret vandføring i Storebælt (lysegrøn kurve) og Lillebælt (rød kurve).

### B.3.1.2 Saltholdighed og vandtemperatur

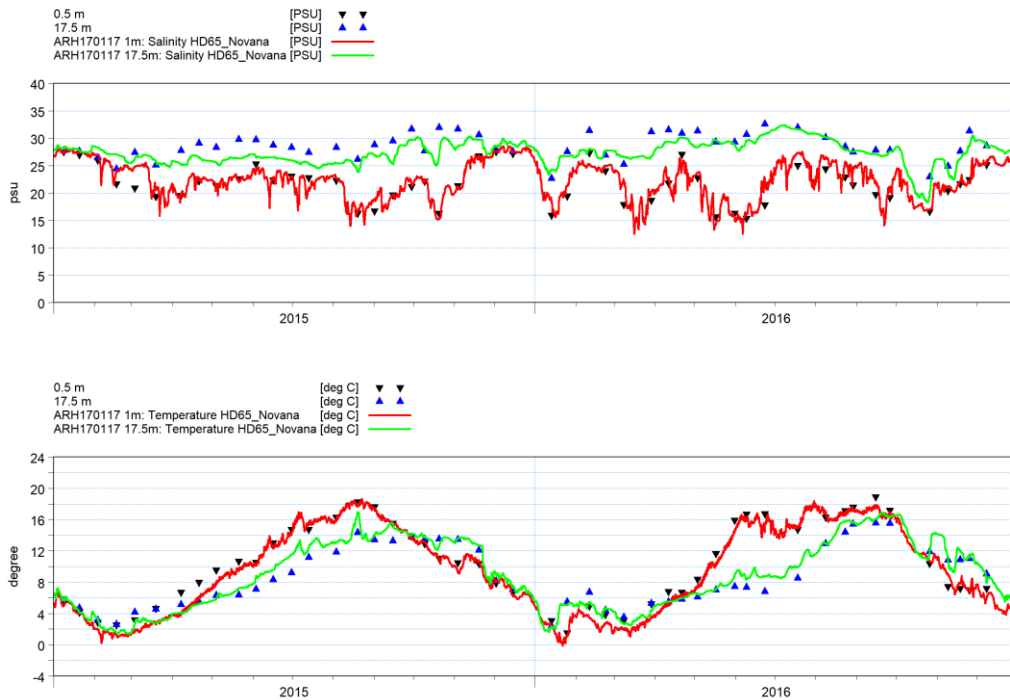
Med hensyn til saltholdighed og vandtemperaturer har vi inkluderet en sammenligning mellem målinger og modelresultater i overfladevandet og ved bunden på følgende målestationer: FYN6100021, VEJ6870, ARH170117 og VSJ20925. Dermed dækker vi et område fra umiddelbart syd for Snævringen til den sydlige del af Kattegat, og altså det område, som i første omgang forventes at blive påvirket af gødningsvandet. På Figur B. 8 til Figur B. 11 er vist målte og modellerede værdier af saltholdighed og vandtemperatur på de udvalgt målestationer.



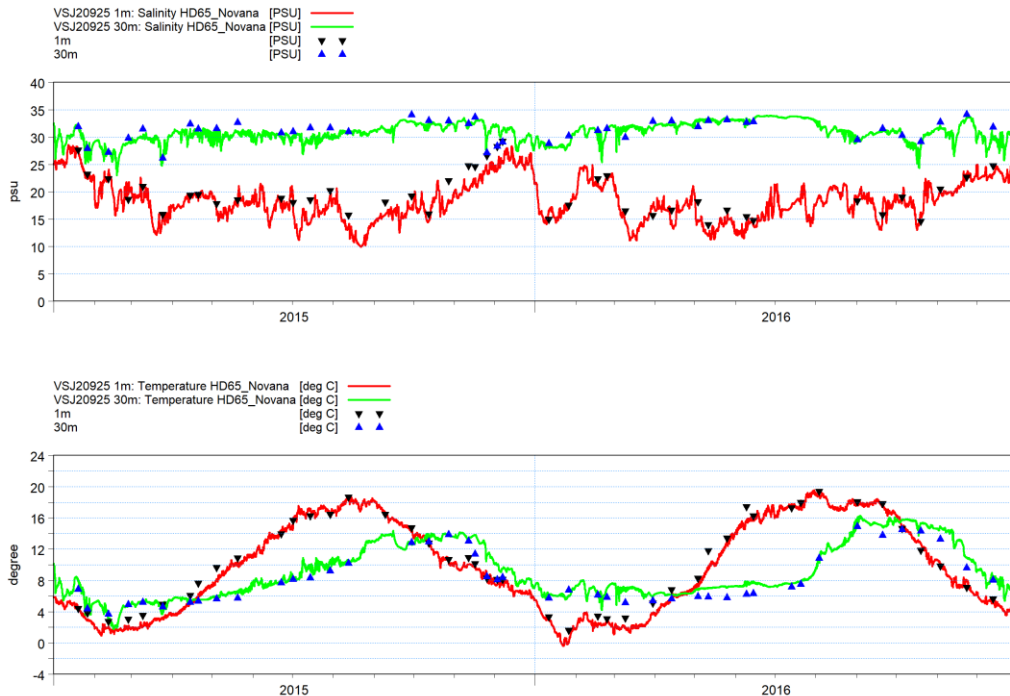
Figur B. 8 Målte værdier i overfladen (sorte trekkanter), og ved bunden (blå trekkanter) og tilsvarende modellerede værdier (grøn henholdsvis rød linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen FYN6100021.



Figur B. 9 Målte værdier i overfladen (sorte trekkanter), og ved bunden (blå trekkanter) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen VEJ6870.



Figur B. 10 Målte værdier i overfladen (sorte trekkanter), og ved bunden (blå cirkler) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen ARH170117.



Figur B. 11 Målte værdier i overfladen (sorte trekkanter), og ved bunden (blå cirkler) og tilsvarende modellerede værdier (rød henholdsvis grøn linje) af saltholdighed (øverste figur) og vandtemperatur (nederste figur) på målestationen VSJ20925.

Som beskrevet i /8/ er regionalmodellen blevet kalibreret til at imødekomme et statistisk krav om præcision svarende til en  $BIAS \leq 1\text{psu}/1^\circ\text{C}$  og  $RMSE \leq 2\text{psu}/2^\circ\text{C}$  for minimum 80% af alle åbentvandsstationer, dvs. stationer som dem vist i Figur B. 8 til Figur B. 11. Til sammenligning



varierer saltholdigheden ud gennem de danske farvande mellem 8-30psu med en standard afvigelse over året mellem 3-4psu og en typisk vertikal forskel på 10 psu, hvorfor en eksempelvis  $BIAS \leq 1psu$  vurderes at være en lille fejl. Tilsvarende varierer vandtemperaturen mellem frysepunktet og op til omkring 20°C med en tidslig standard afvigelse mellem 4-6°C. En  $BIAS$  på 1°C modsvarer altså en fejl omkring 20% af den tidslige variation. I henhold til /8/ opfylder regionalmodellen de beskrevne kvalitetskrav vurderet på en række målestationer, og som det ligeledes fremgår af Figur B. 8 til Figur B. 11, er der stor overensstemmelse mellem målte og modellerede værdier af saltholdighed og vandtemperaturer i perioden 2015-2016.

Omkring uheldet med gødningsvand (starten af februar) bemærkes, at vandsøjlen, som det også er beskrevet i Bilag A.3, er velblandet syd for Snævringen, mens der er en nogen lagdeling nord for Snævringen og ud gennem det nordlige Lillebælt, forbi Århus Bugt og ud i Kattegat.

At modellen relativt præcist gengiver de overordnede målte variationer i både vandstand, salinitet og vandtemperaturer betyder, at de styrende vandstrømme og vandudvekslinger mellem de forskellige farvandsområder og mellem overflade- og bundlag er beskrevet korrekt i regionalmodellen, og at den kan benyttes til at modellere den overordnede spredning af gødningsvand i de danske farvande.

### B.3.2 Biogeokemisk model

I det følgende gennemgås resultaterne af den biogeokemiske model sammenholdt med målinger<sup>17</sup>. Sammenligningen er beskrevet på de samme målestationer (FYN6100021, VSJ6870, ARH170117 og VSJ20925), der er inkluderet i vurderingen af saltholdighed og vandtemperaturer.

I /8/ er der inkluderet en mere formaliseret gennemgang af modellens evne til at reproducere de målte værdier, og her er primærproduktion og de beregnede retentioner i forskellige vandområde typer ligeledes vurderet. Derfor kan de følgende sammenligninger ses som en yderligere validering af den regional model.

I dette afsnit fokuseres på at beskrive modellens evne til at reproducere målingerne for de forskellige parametre. Da udledning af gødningsvand imidlertid indgår som en del af målingerne, vil der naturligt være nogen beskrivelse af dette også, mens der vil være mere fokus på selve spredningen og tilhørende effekter i Bilag C.

#### B.3.2.1 Klorofyl-a (fytoplankton)

Målte og modellerede tidsserier af klorofyl-a fra de fire målestationer er vist i Figur B. 12 til Figur B. 15.

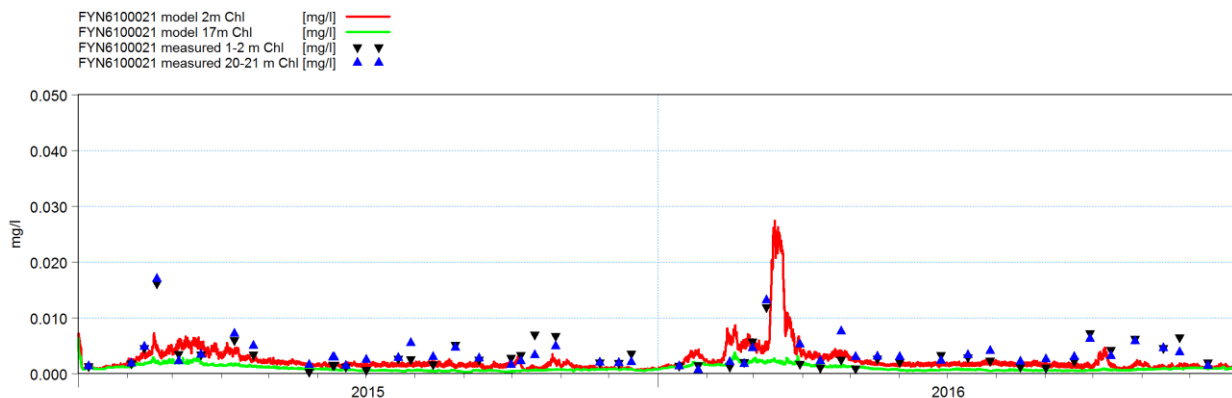
Som det også er beskrevet i afsnit 3.1, forekommer der typisk en forårsblomst i februar/marts, som over et par uger tømmer puljerne af uorganiske næringssalte i overfladevandet (0-10 m) /13/. Forårsblomsten efterfølges af en periode med relativt lav fytoplanktonbiomasse, mens biomassen af fytoplankton igen øges sidst på året, når græsningen fra zooplankton reduceres, og puljerne af uorganiske næringssalte øges. Klorofyl-a niveauerne i de åbne dele af de danske farvande varierer typisk mellem 0,001 og 0,003 mg/l henover sommeren og vinteren og mellem 0,005 og 0,020 µg/l i forbindelse med opblomstringer i forår og efterår.

Som det fremgår af Figur B. 12 til Figur B. 15, genfindes dette mønster også i både målingerne og modelresultater i overfladen på de fire stationer. De målte koncentrationer af klorofyl-a i foråret er mellem 0,010 og 0,020 mg/l, efterfulgt af en lang periode med lavere koncentrationer.

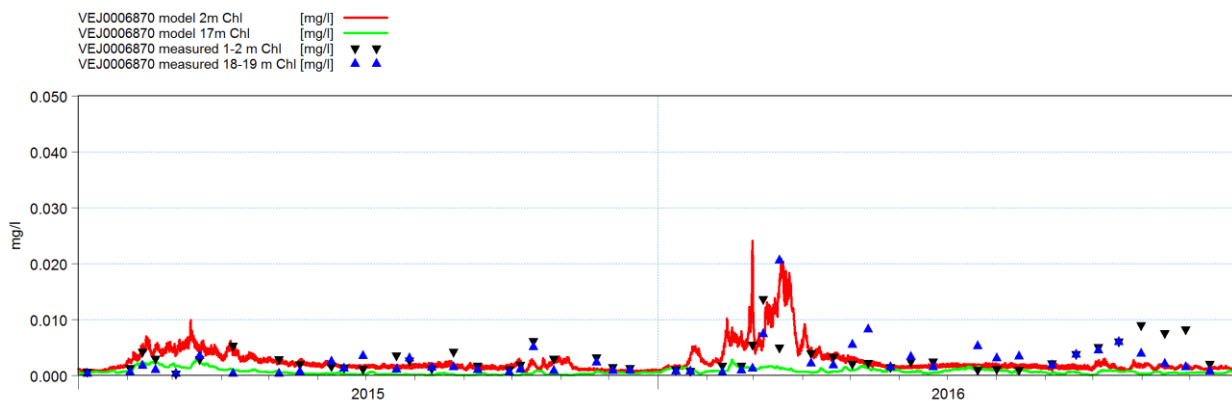
<sup>17</sup> Bemærk i øvrigt at der for TN er rapporteret et problem omkring laboratorieanalyserne. I henhold til /24/ er målinger af TN underestimeret med 13% i gennemsnit i månederne oktober/november. Afvigelse i de øvrige måneder er endnu ikke kendt.

Både målinger og modeller viser dette, mens øgningen sidst på året er mindre i modellen end i målingerne.

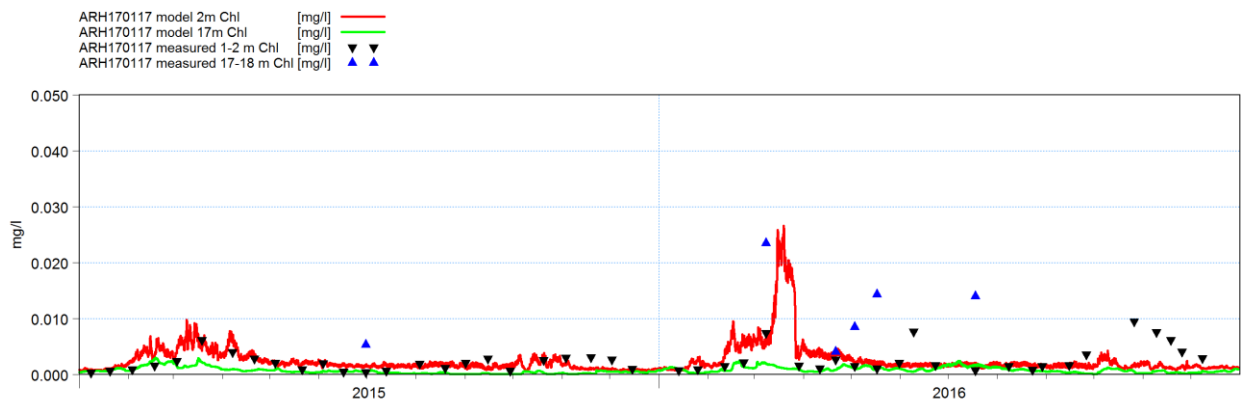
Der er en tydelig forskel mellem den modellerede størrelse af forårsblomsten mellem de to år på alle fire stationer, en forskel, som delvist også kan ses i målingerne, om end det er mindre tydeligt (muligvis på grund af målefrekvensen). Denne forskel ses både i den modelafvikling, der inkluderer gødningsvandet (dvs. figurerne vist her), men der er en tilsvarende forskel mellem de to år, når gødningsvandet ikke inddrages i modellen. Derfor kan (hele) forskellen mellem de to år altså ikke tilskrives gødningsvandet, hvilket vi kommer tilbage til i Bilag C.



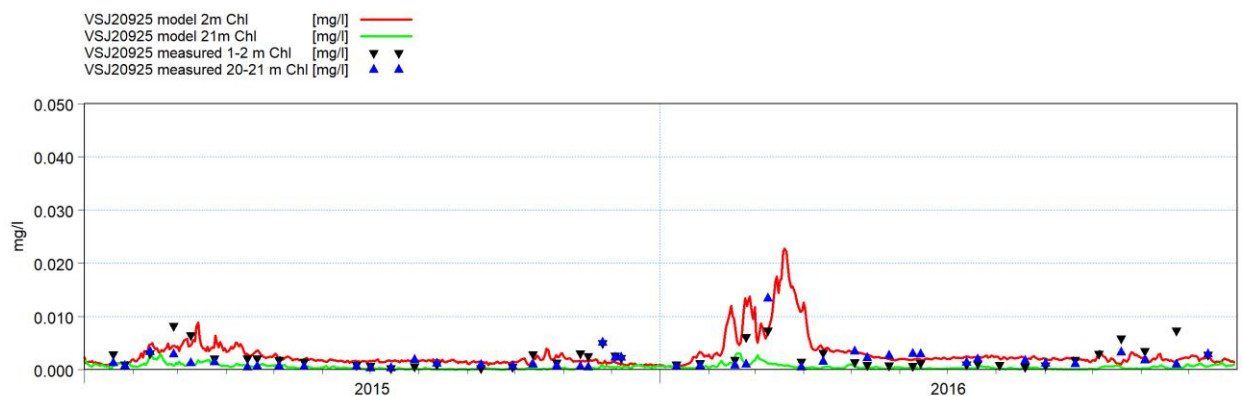
Figur B. 12 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).



Figur B. 13 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanten) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).



Figur B. 14 Målte koncentrationer på station ARH170117 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanteder) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).



Figur B. 15 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af klorofyl-a i overfladen (sorte trekanteder) og omkring 20 m (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og omkring 20 m (grøn linje).

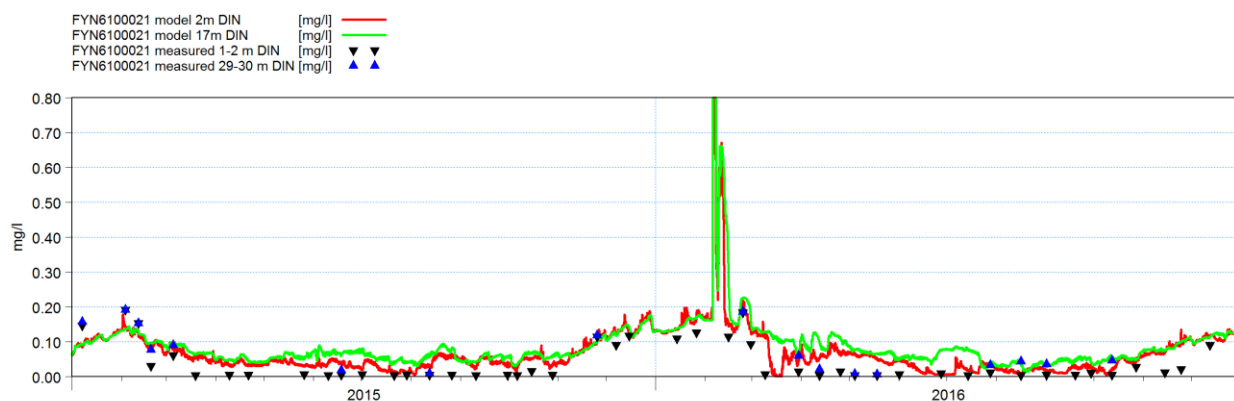
### B.3.2.2 Uorganisk N (DIN)

Målte og modellerede tidsserier af DIN fra de fire målestationer er vist i Figur B. 16 til Figur B. 19. DIN er summen af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Modellen inkluderer en beskrivelse af ammonium og nitrit/nitrat, men der er reelt ingen væsentlige forskelle indbygget i modellen i forhold til eksempelvis optag i alger, hvorfor vi her behandler ammonium og nitrit/nitrat samtidigt.

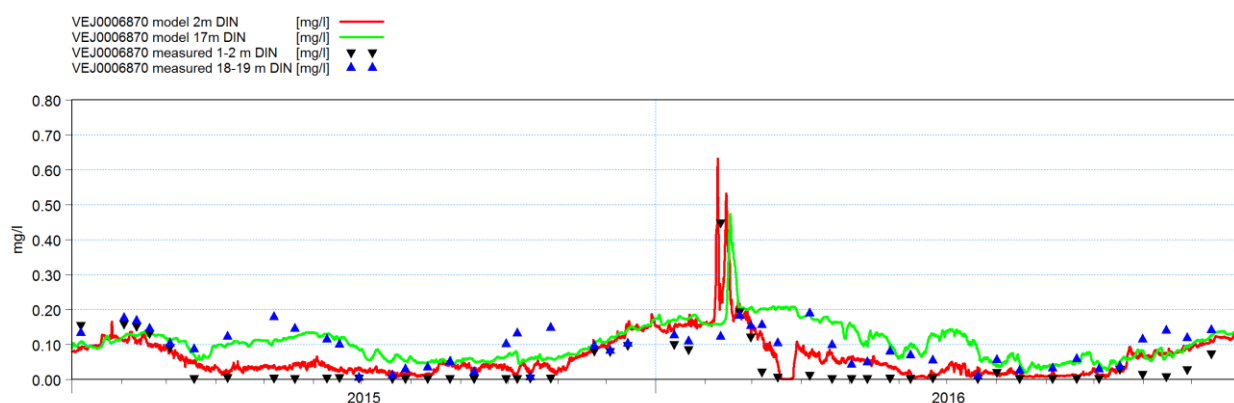
Som beskrevet ovenfor udtømmes puljerne af uorganiske næringssalte i overfladen i forbindelse med forårsblomsten. Efter forårsblomsten forbliver koncentrationerne af DIN lave over resten af sommeren og øges igen sidst på året. Faldet i DIN i foråret er ligeledes en indikation på forårsblomsten og kan benyttes til at underbygge den præcise timing af forårsblomsten.

Det generelle billede igennem de fire figurer er, at de modellerede koncentrationer i både overflade- og bundvandet følger målingerne. Der er en tendens til, at modellen overestimerer koncentrationen af DIN over vinteren 2015/2016 og i perioder over sommeren, men sammenlignet med effekten af gødningsvandet er denne overestimering lille.

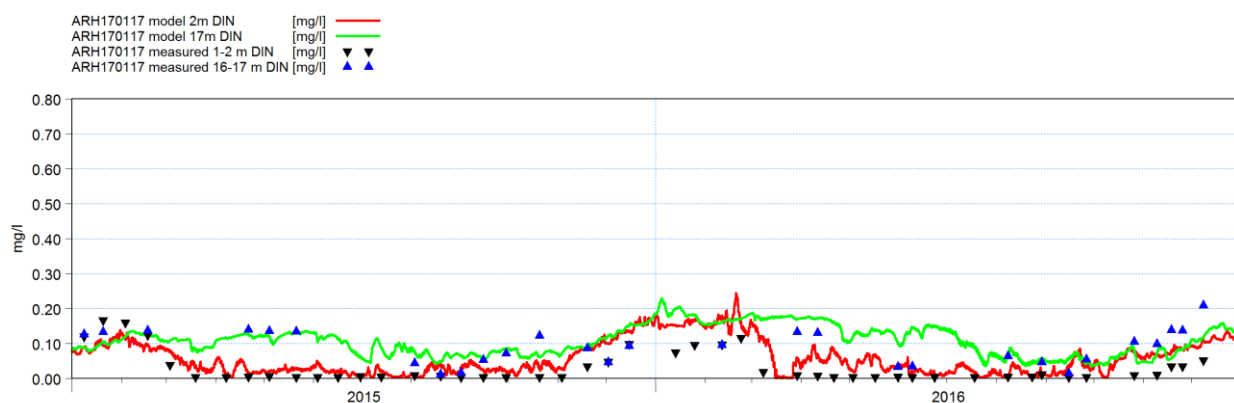
Der er derudover et meget tydeligt signal af gødningsvandet på station FYN6100021 og VEJ6870, og måske en antydning af en top på station ARH170117 i midten af februar, mens der ikke umiddelbart ses et klart signal på VSJ20925. Det klare signal er fanget i målingerne på station VEJ6870 i starten af februar, og der er god sammenhæng mellem model og målinger.



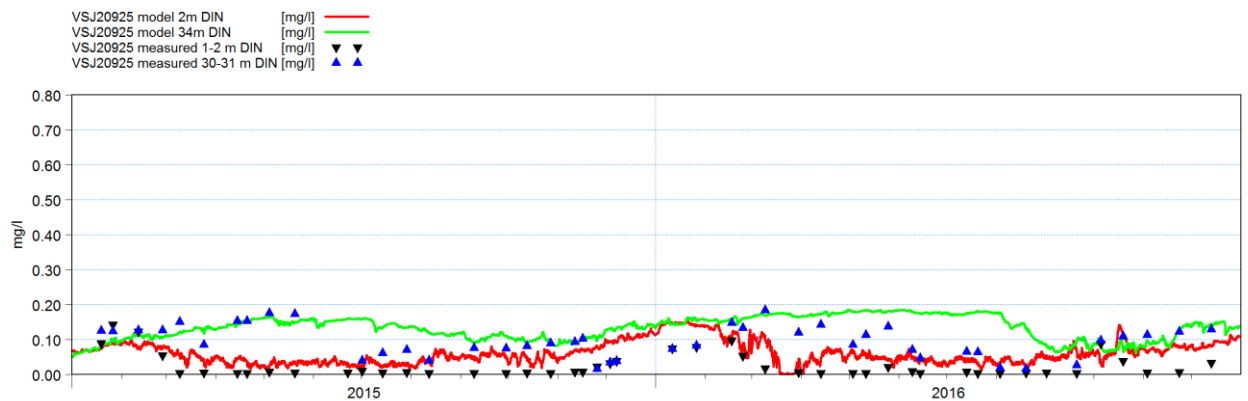
Figur B. 16 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af DIN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 17 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 18 Målte koncentrationer på station ARH170117 af DIN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



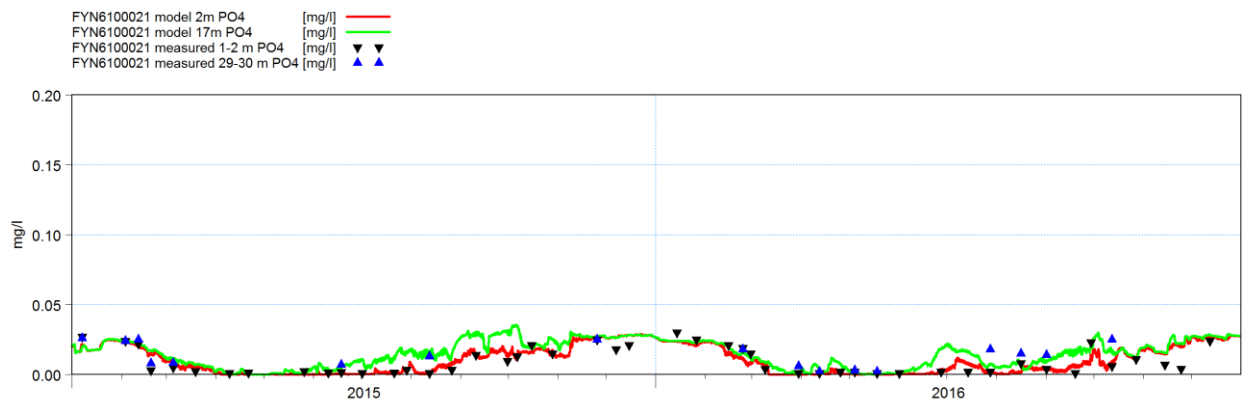
Figur B. 19 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af DIN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

### B.3.2.3 Uorganisk P (DIP)

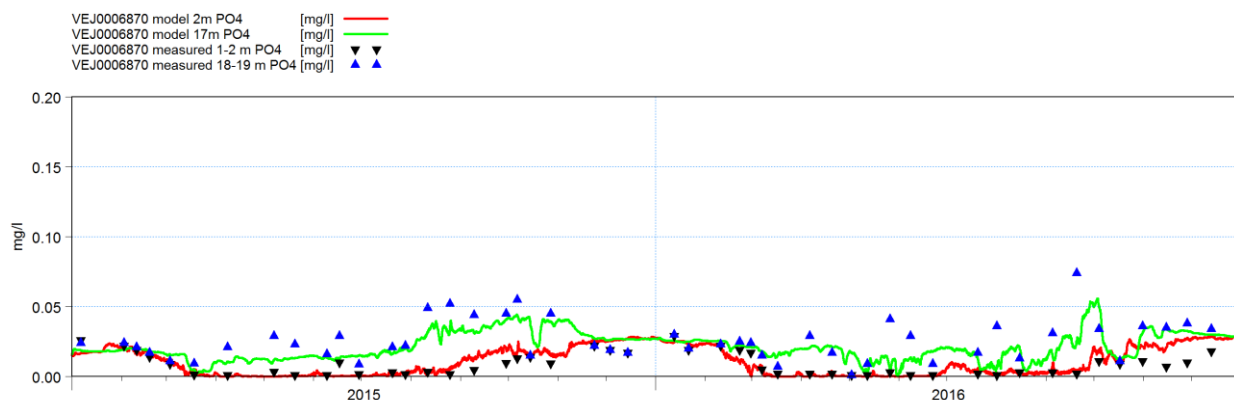
Målte og modellerede tidsserier af DIP fra de fire målestationer er vist i Figur B. 20 til Figur B. 23.

Som beskrevet under forrige afsnit udtømmes også puljerne af DIP i overfladen i forbindelse med forårsblomsten, som forbliver lav over sommeren og igen øges i efteråret/vinteren. I bundlaget både modelleres og måles øgede koncentrationer af DIP især i perioder, hvor iltkoncentrationerne i bundlaget mindskes.

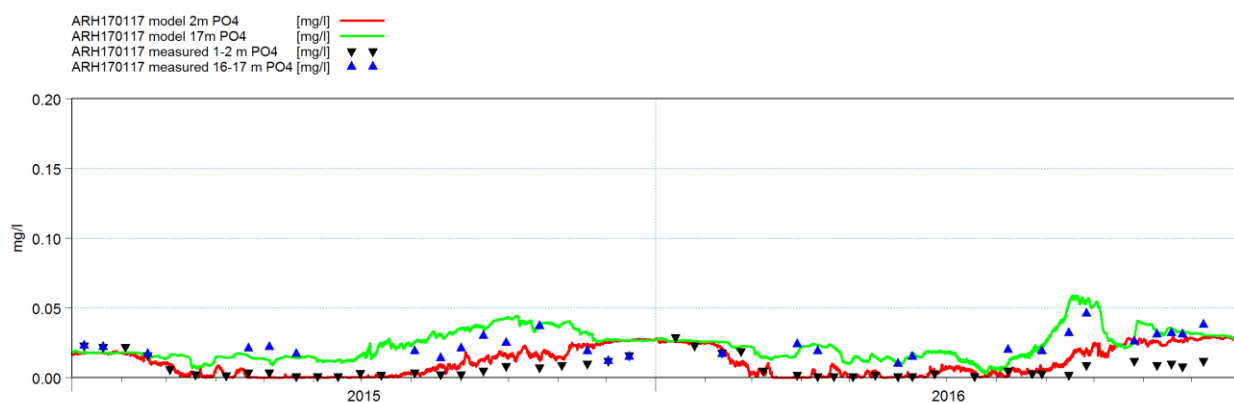
De modellerede koncentrationer af DIP indikerer en god overensstemmelse med forårsblomstens begyndelse i 2016.



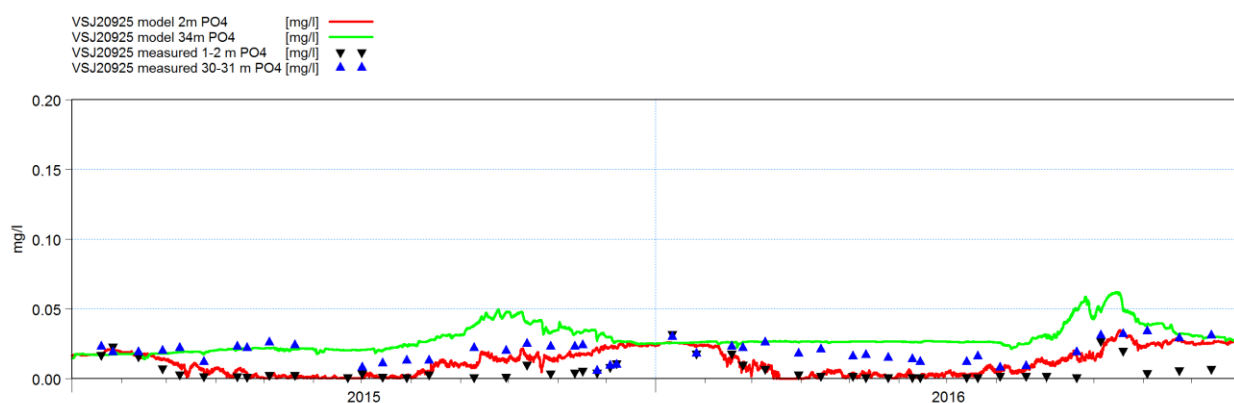
Figur B. 20 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af DIP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 21 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af DIP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 22 Målte koncentrationer på station ARH170117 af DIP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

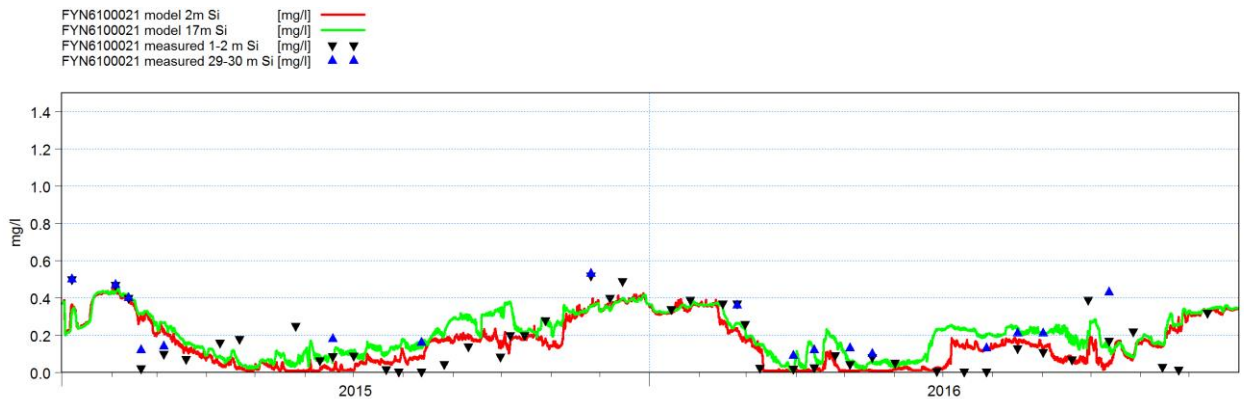


Figur B. 23 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af DIP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

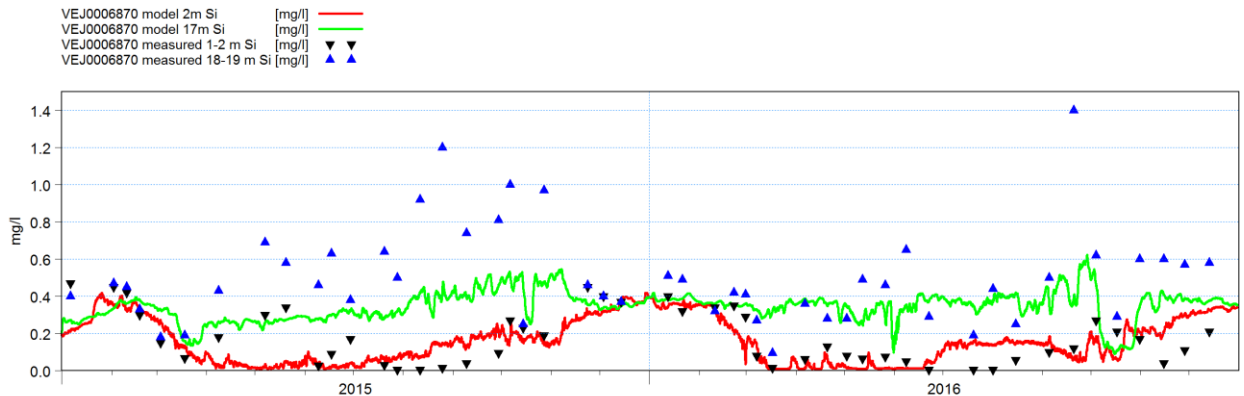
### B.3.2.4 Uorganisk silikat (Si)

Målte og modellerede tidsserier af Si fra de fire målestationer er vist i Figur B. 24 til Figur B. 27.

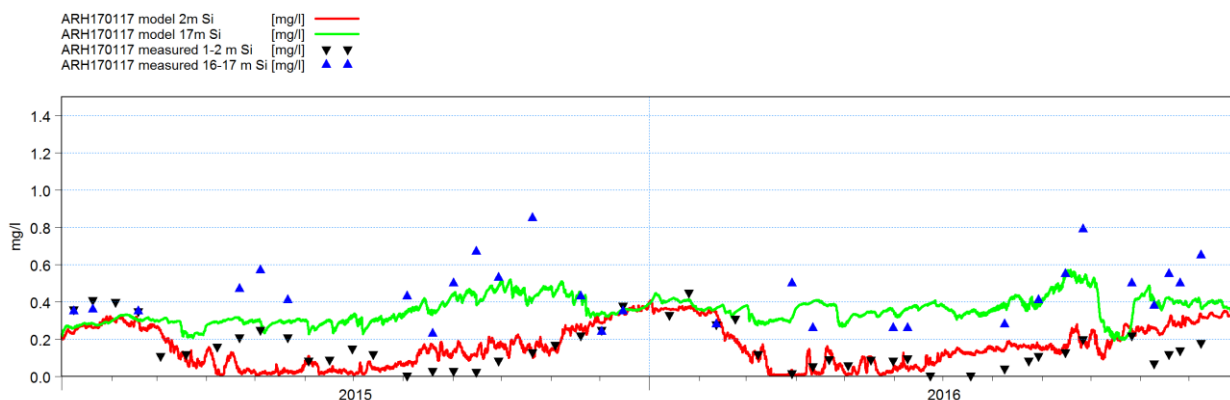
Ligesom for DIN og DIP udtømmes puljen af Si i forbindelse med forårsblomsten. Over sommeren forbliver koncentrationerne af Si lave, mens de øges sidst på året. Der er generelt mere støj i målingerne af Si, end hvad modellen indikerer og sammenlignet med målingerne af DIN og DIP, og målingerne af Si er medtaget her for at understrege, at også de modellerede koncentrationer af Si indikerer, at forårsblomsten 2016 er modelleret forholdsvis rettidigt.



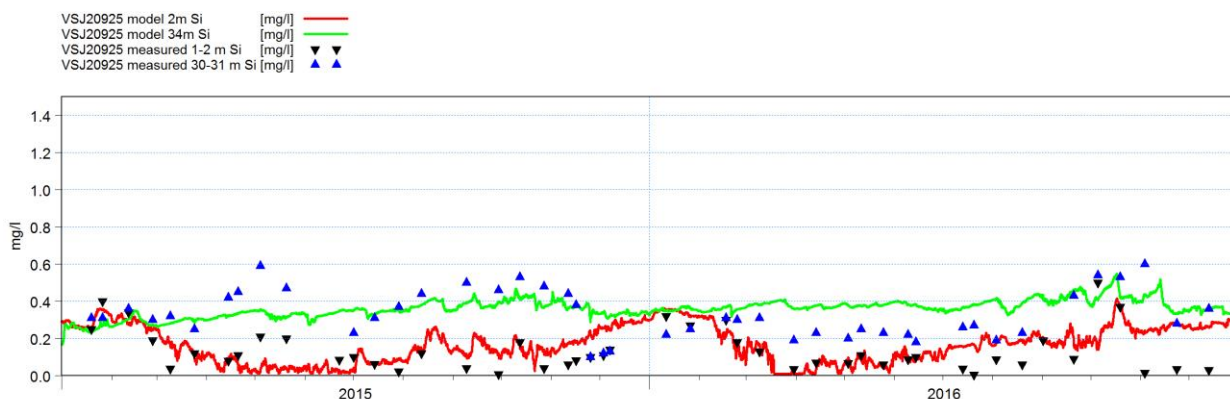
Figur B. 24 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 25 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af Si i overfladen (sorte trekanten) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 26 Målte koncentrationer på station ARH170117 af Si i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 27 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af Si i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

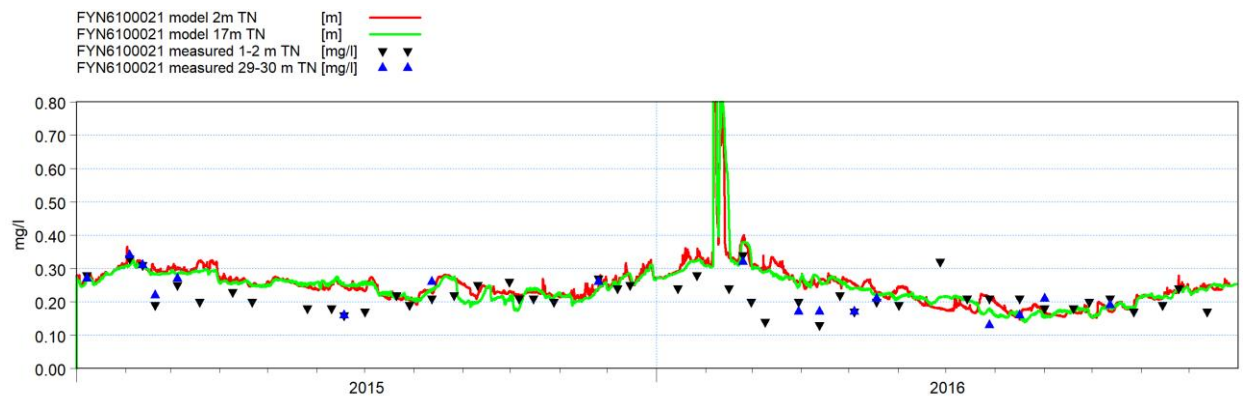
### B.3.2.5 Total N (TN)

Målte og modellerede tidsserier af TN fra de fire målestationer er vist i Figur B. 28 til Figur B. 31.

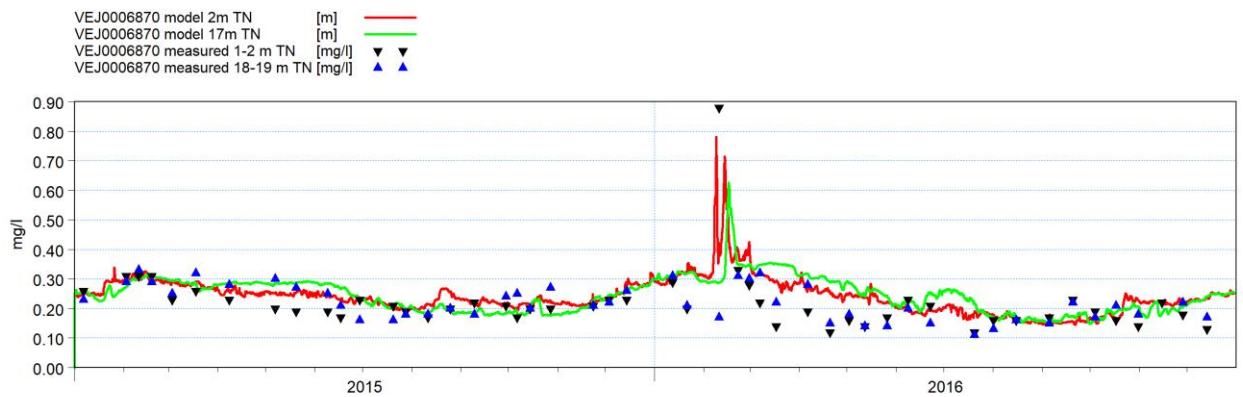
Som det fremgår af de fire figurer, er der typisk lidt højere koncentrationer af TN om vinteren og foråret og lavere koncentrationer henover sommeren. Dette er tydeligt i både målinger og modelresultater. Der er umiddelbart god overensstemmelse mellem model og målinger med en tendens til at overestimere TN i det sene forår/tidlige sommer. Der er dog rapporteret problemer med målingerne af TN, og i /24/ er det vurderet, at målingerne i oktober/november 2016 er underestimeret med op til 13%. Om målingerne også er underestimeret med 13% i andre perioder af året, er endnu ikke undersøgt.

Som for DIN ses et tydeligt signal af gødningsvandet på station FYN6100021 og VEJ6870 og måske et mindre signal på station ARH170117. I henhold til /1/ er der også observeret en høj koncentration af TN i starten af februar på station VEJ6870, hvilket også var tilfældet for DIN på samme station, se Figur B. 17.

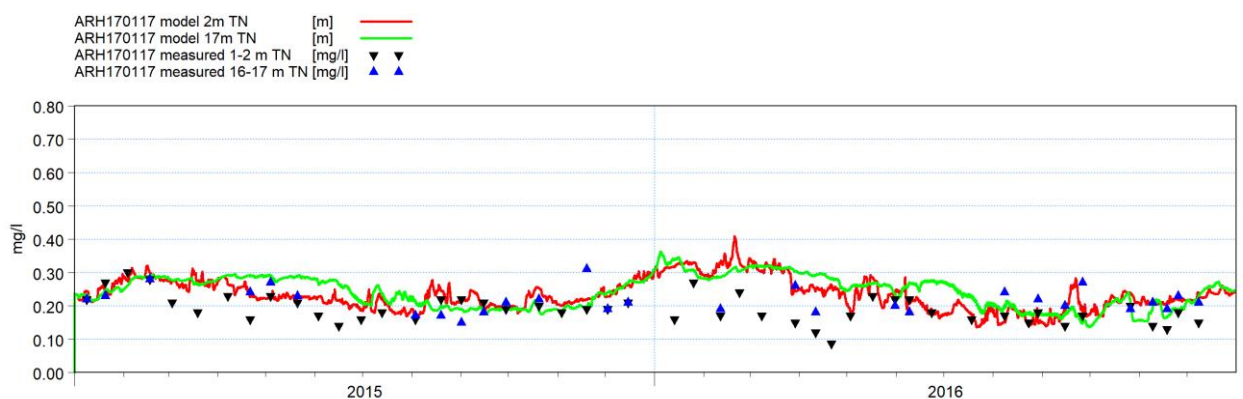




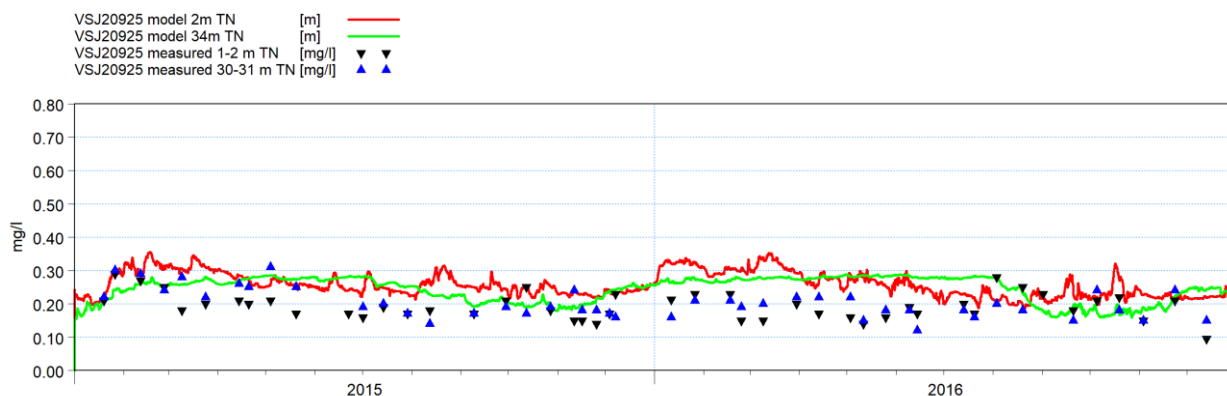
Figur B. 28 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af TN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 29 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af TN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje). Bemærk ændret y-akse.



Figur B. 30 Målte koncentrationer på station ARH170117 af TN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

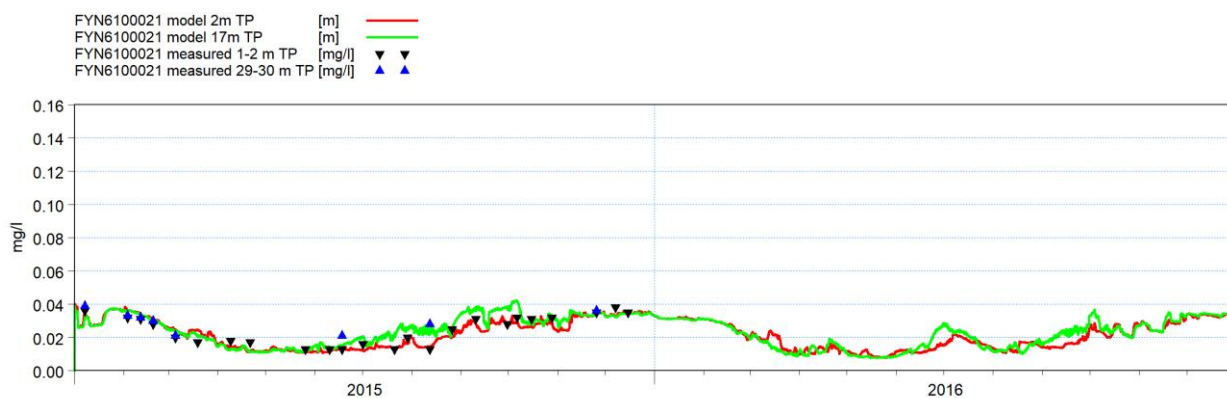


Figur B. 31 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af TN i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

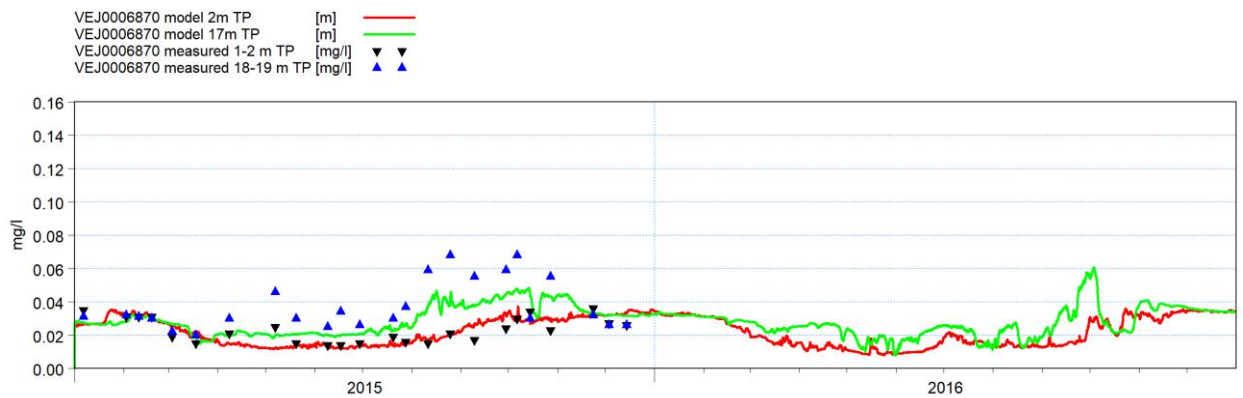
### B.3.2.6 Total P (TP)

Målte og modellerede tidsserier af TP fra de fire målestationer er vist i Figur B. 32 til Figur B. 35. Der mangler TP målinger fra 2016, og de er ikke fundet i ODA databasen.

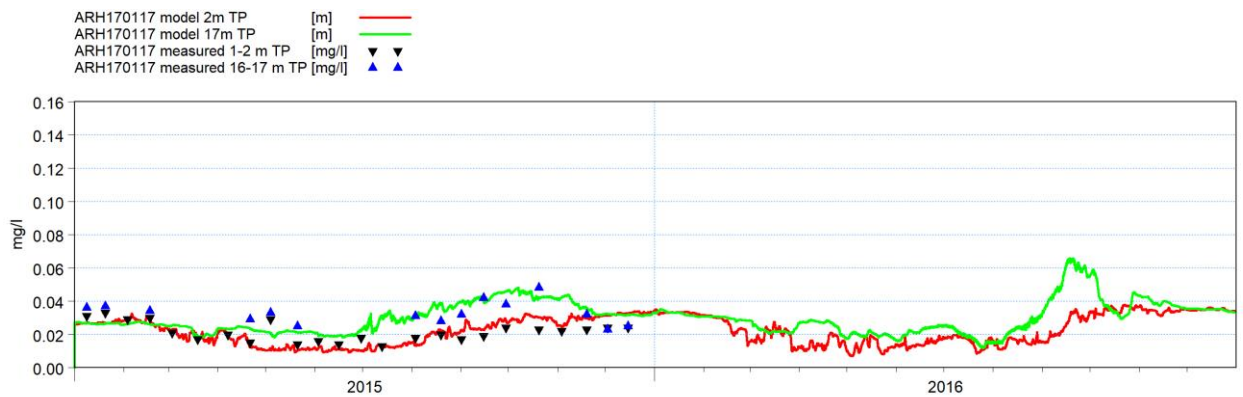
De modellerede og målte koncentrationer af TP er sammenfaldende og indikerer dermed, at de modellerede koncentrationer af organisk stof i modellen er på samme niveau som målingerne.



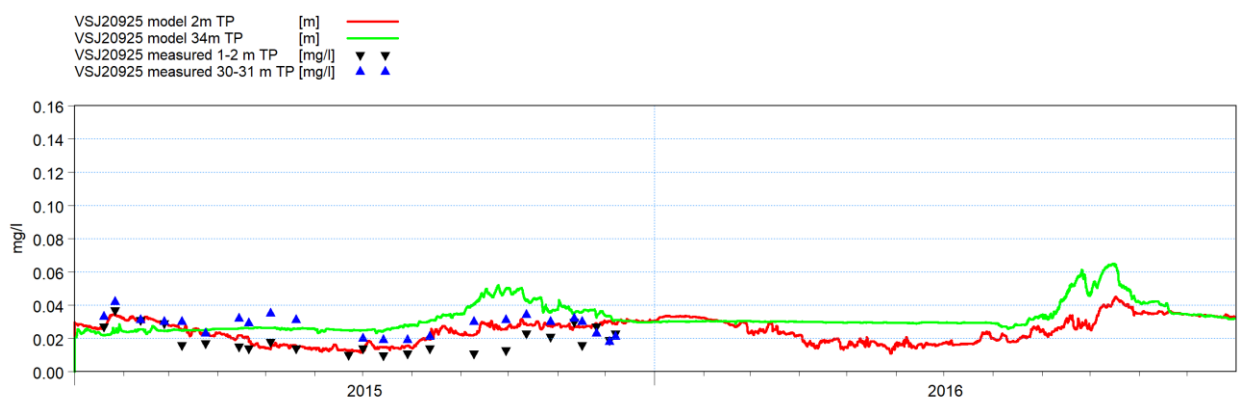
Figur B. 32 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af TP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 33 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af TP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 34 Målte koncentrationer på station ARH170117 af TP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



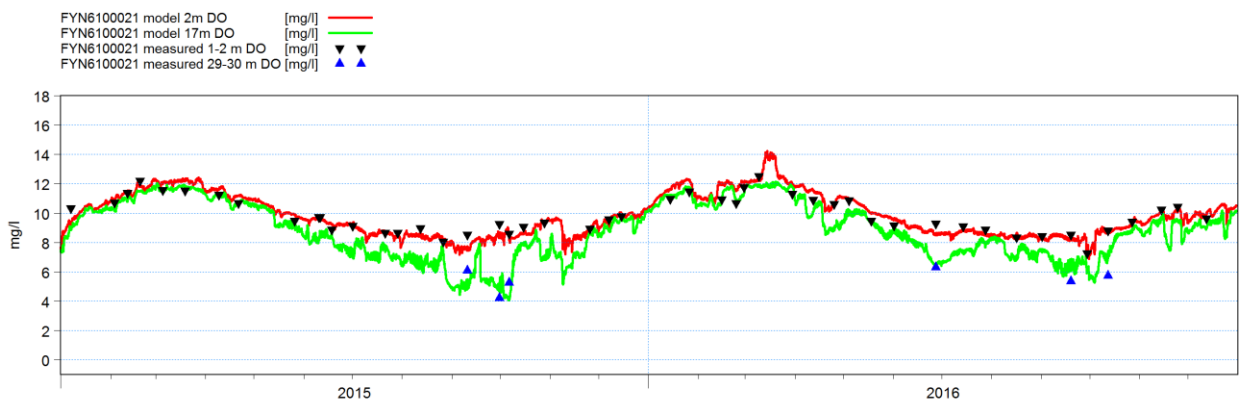
Figur B. 35 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af TP i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

### B.3.2.7 Opløst ilt

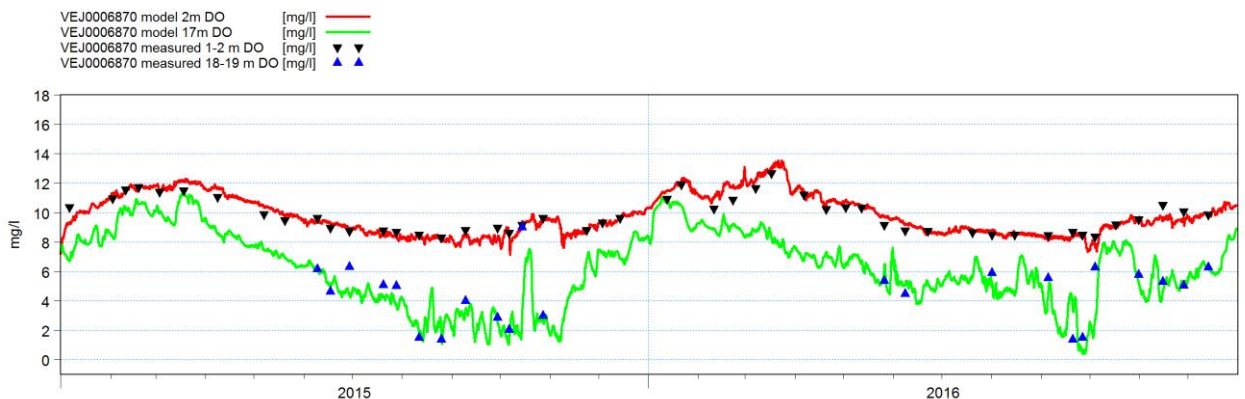
Målte og modellerede tidsserier af ilt fra de fire målestationer er vist i Figur B. 36 til Figur B. 39.

Koncentrationerne af ilt i overfladen er styret af udvekslingen med ilt i atmosfæren. Derudover påvirkes ilten af primærproduktionen og respiration i overfladen, og eksempelvis ses en lille top i iltkoncentrationerne i overfladen på alle de fire stationer i forbindelse med forårstoppen i 2016.

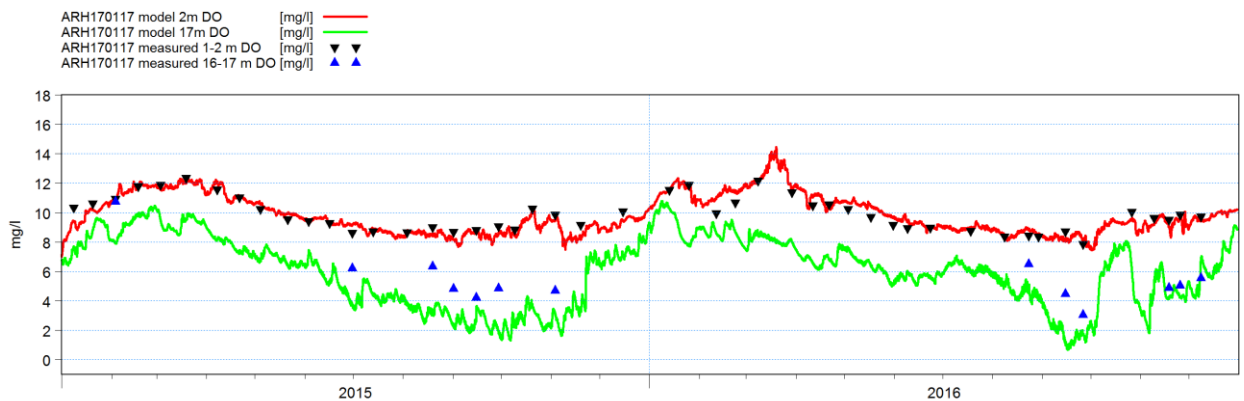
Iltkoncentrationerne i bundvandet (på de større dybder) er i langt højere grad styret af iltforbrugende processer i eksempelvis sedimentet og den løbende tilførsel af organisk stof fra overfladen. Som det fremgår af Figur B. 36 til Figur B. 39, reproducerer modellen med relativ stor præcision koncentrationerne af ilt i bundvandet på FYN6100021, VEJ6870 og VSJ20925. På station ARH170117 beskriver modellen det samme forløb som målingerne, men modellen underestimerer koncentrationerne.



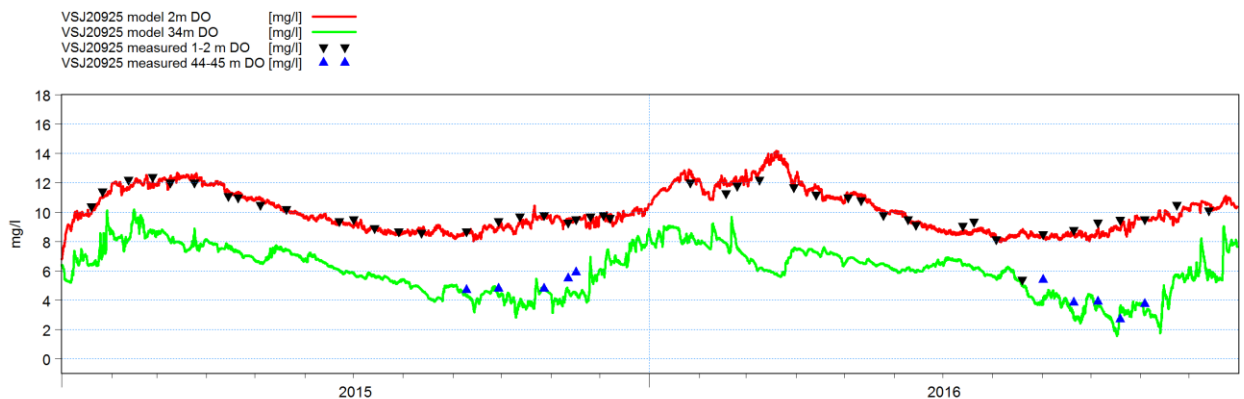
Figur B. 36 Målte koncentrationer på station FYN6100021 af ilt i overfladen (sorte trekant) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 37 Målte koncentrationer på station VEJ6870 af ilt i overfladen (sorte trekant) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 38 Målte koncentrationer på station ARH170117 af ilt i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).



Figur B. 39 Målte koncentrationer på station VSJ20925 af ilt i overfladen (sorte trekkanter) og ved bunden (blå cirkler) sammenholdt med modellerede koncentrationer i overfladen (rød linje) og ved bunden (grøn linje).

### B.3.3 Opsumming på valideringen

Mekanistiske modeller og modeller generelt er simplificerede repræsentationer af prædefinerede udsnit af en kompleks virkelighed /25/. Dette er især tilfældet med biogeokemiske modeller, der både forsøger at beskrive et komplekst økosystem og en tæt kobling til de fysiske transport- og blandingsmekanismer, som påvirker både de biogeokemiske tilstandsvariable og processer direkte og indirekte (igennem saltholdigheder og især vandtemperaturer). Derfor vil der altid være områder, hvor de modellerede resultater ikke stemmer helt overens med de målte værdier.

Som det fremgår af ovenstående gennemgang af modelresultater sammenlignet med målinger, beskriver den anvendte model alle de vigtigste overordnede sammenhænge mellem hydrodynamik (den fysiske model), næringsstoffer, primærproduktion med mere, og modellen er derfor velegnet til at analysere effekterne af den udledte mængde gødningsvand for de overordnede vandmiljøforhold. Der er naturligvis nogle forhold fra modelvalideringen, som har indflydelse på effektvurderingen, og her tænker vi især på, at koncentrationerne af DIN generelt tenderer til at være overestimeret, hvilket kan betyde, at effekten af gødningsvand potentielt underestimeres. Vi vurderer imidlertid, at dette ikke har afgørende betydning for den overordnede vurdering af spredning, fortynding og omsætning af gødningsvandet i de danske farvande, hvilket gennemgås i flere detaljer i Bilag C.



## BILAG C – Transport, fortynding og omsætning

### Transport, fortynding og omsætning af gødningsvand





## C Transport, fortynding og omsætning af gødningsvand

### C.1 Transport og fortynding i lokalmodellen

#### C.1.1 Indledning

Som beskrevet i hovedrapporten, afsnit 3.2, består den initiale transport og fortynding af gødningsvand i havet af følgende tre delvist overlappende faser:

1. Vertikal nedadgående fane fra vandoverfladen til bunden af havnebassinet,
2. Tung bundstrøm fra havnebassinet til den dybe del af Lillebælt,
3. Medrivning af gødningsvand i den omgivende strømning.

Disse tre transport-/fortyndingsprocesser er alle associeret med gødningsvandets høje initiale densitet (massefylde), som reduceres i takt med fortyndingen af gødningsvandet. Transportfase 3 foregår både samtidig med de to første faser og i forlængelse af disse, indtil al gødningsvand er blandet med det omgivende havvand. I det øjeblik gødningsvandet medrives af den omgivende strømning, indtræder den passive transport som den fjerde transportfase:

4. Passiv transport med omgivende strømme.

Reelt set vil en del af gødningsvandet – som vi i denne modelanalyse udleder som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), se afsnit 3.2 – omsættes fra ammonium til nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). På grund af de lave vandtemperaturer antager vi imidlertid, at denne omsætning er uden betydning i de første få dage. De to første ovenfor nævnte transportfaser foregår inden for en radius af ca. 2 km fra Fredericia Havn. For at opnå den bedst mulige modelbeskrivelse af disse to faser er anvendt en speciel opsætning af lokalmodellen med 45 bundfølgende  $\sigma$ -lag og ingen z-lag. Tykkelsen af  $\sigma$ -lagene er defineret således, at de 30 lag tættest på bunden har en meget fin opløsning på 1/180 af den lokale vanddybde, mens de resterende 15 lag er 10 gange så tykke. Lokalmodellen kan således beskrive den vertikale fane og især den tunge bundstrøm med bundfølgende  $\sigma$ -lag og høj vertikal opløsning over bunden. Modelberegningen viser, at det tager gødningsvandet ca. 2 timer at nå den dybe del af Lillebælt (transportfase 2), hvorfor denne version af lokalmodellen udelukkende eksekveres fra spildets begyndelse og to timer frem (fra kl. 20.10 til kl. 22.10, UTC-tid).

For at få den bedst mulige modelbeskrivelse af den tredje transportfase og de første par dage af den fjerde transportfase anvendes lokalmodellen i standardopsætningen, se modelbeskrivelse i Bilag A.2, med 10  $\sigma$ -lag i de øverste 10m af vandsøjlen og op til 40 vandrette z-lag med en lagtykkelse på 1m i den resterende del af vandsøjlen. Denne opsætning er optimeret til at beskrive de omgivende strømning- og lagdelingsforhold i Lillebælt på tidsskalaer længere end få timer. Denne model eksekveres fra kl. 22.10 på dagen for spildet og ca. to dage frem til den 5. februar kl. 16.00.

I de følgende afsnit diskuteres lokalmodellens evne til at beskrive de tre initiale transportfaser og den første periode af den fjerde transportfase.

#### C.1.2 Fra vandoverfladen til bunden af havnebassinet

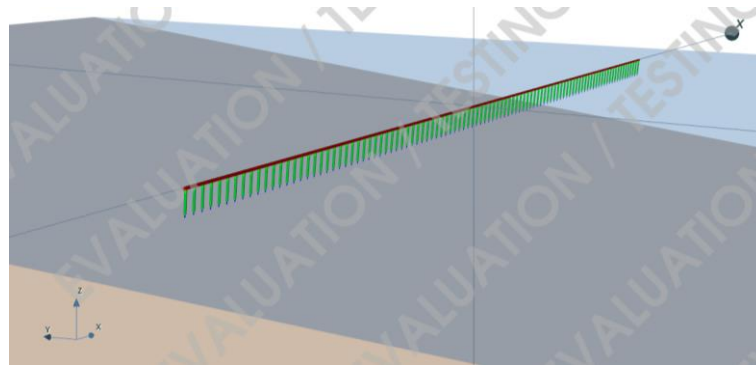
Gødningsvandet udledes i lokalmodellen i vandoverfladen ved kanten af havnebassinet som beskrevet i afsnit 3.2 og Bilag A.2.6. Densiteten af gødningsvandet er  $1.305 \text{ kg/m}^3$ , hvilket er markant tungere end det omgivende havvand i Lillebælt og i havnen på tidspunktet for uheldet, der har en densitet på ca.  $1.019 \text{ kg/m}^3$ . Densitetsforskellen medfører, at gødningsvandet danner

en lodret densitetsdrevet strøm (fane) fra vandoverfladen til bunden af havnebassinet. Udledningskoncentrationen af kvælstof er  $333 \times 10^6 \mu\text{g N/l}$ , se afsnit 3.2.

Ved bunden af havnebassinet er den maksimale modellerede N-koncentration nu  $19 \times 10^6 \mu\text{gN/l}$ , hvilket svarer til en minimumsfortynding på 18 gange.

For at vurdere lokalmodellens beregnede fortynding er der foretaget en separat fortyndingsberegning med den anerkendte punktkildemodell CORMIX (/29/). Med modulet CorJet, som er en analytisk nærfeltsmodel af enkeltport- og multiport-udledninger, er lavet en stationær beregning baseret på 500 nedadrettede porte langs en 50m lang linje (kaj) på 9m vanddybde, hvilket svarer til forholdene ved udløbsområde B (Figur A. 4), hvor den mest koncentrerede del af udledningen af gødningsvand (mængde per kajlængde) finder sted. Det omgivende vand har på tidspunktet for uheldet en densitet på  $1.019 \text{ kg/m}^3$ . Den totale udledning langs linjen er beregnet til  $1,32 \text{ m}^3/\text{s}$ , svarende til 36% af totalen i den periode, hvor 80% af udledningen foregår, se afsnit 3.2, og densiteten af gødningsvandet er  $1.305 \text{ kg/m}^3$ . CorJet geometrien er illustreret i Figur C. 1.

CorJet-beregningen viser en fortynding på 52 på vejen til bunden i havnebassinet. Denne fortynding vurderes at være overestimeret, idet CorJet-beregningen ikke tager hensyn til kajvæggen, som vil tendere til at reducere fortyndingen<sup>18</sup>, eller den ikke-stationære opbygning af gødningsvand ved bunden<sup>19</sup>, som også vil tendere til at reducere fortyndingen. Med inddragelse af disse to reducerende forhold vurderer vi, at de to modeller (lokalmodellen og CORMIX modellen) resulterer i sammenlignelige fortyndinger på trods af de forskellige modeltyper og – antagelser, hvilket understøtter lokalmodellens resultater for denne første transportfase.



Figur C. 1 Geometri af stationær CorJet fortyndingsberegning for vertikalt densitetsdrevet fane.

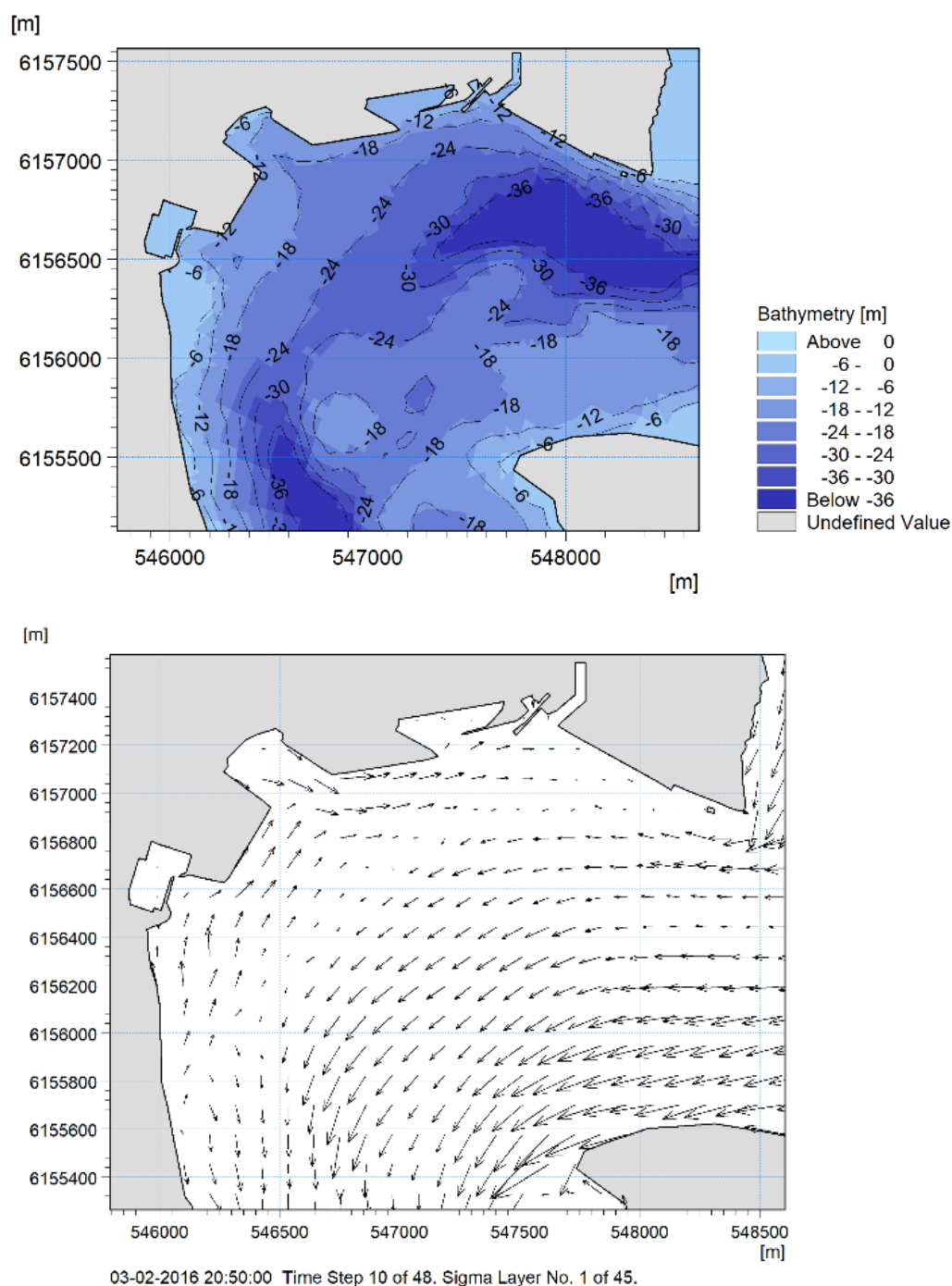
### C.1.3 Fra havnen til bunden af Lillebælt

Fra bunden af havnebassinet løber det fortyndede gødningsvand som en tung bundstrøm mod den dybe del af Lillebælt fra en vanddybde på ca. 9 m mod en vanddybde på ca. 36 m. Undervejs påvirkes den tunge bundstrøm af de omgivende strømforhold.

I Figur C. 2 ses dybdeforholdene (batymetrien) i Fredericia Havn og den nærliggende del af Lillebælt, samt strømforholdene ved bunden omkring udledningstidspunktet. Det ses i figuren, at der er et lokalt 'dyb' i Lillebælt med dybder på over 36 m ca. 1,5 km øst-sydøst for Møllebugthavnen. Det ses også, at hovedstrømmen i Lillebælt går mod syd på selve udledningstidspunktet, mens der samtidig eksisterer en mindre returstrøm ud for havnen skabt af den sydgående hovedstrøm. Alle disse forhold påvirker gødningsvandets spredning.

<sup>18</sup> CorJet-beregningen antager, at gødningsvandet kan fortyndes i alle retninger, men grundet kajvæggen er dette ikke tilfældet i havnebassinet.

<sup>19</sup> CorJet-beregningen inddrager ikke, at gødningsvandet ikke løber væk fra kajen med samme hastighed som det tilføres, hvorfor vi forventer en vis opbygning af gødningsvand ved bunden.



Figur C. 2 Øverst ses et zoom af lokalmodellens batymetri ved Fredericia Havn (mod nord) og det omkringliggende Lillebælt. Nederst ses strømforholdene i bundlaget i tiden omkring udledningen af gødningsvand. Bemærk, at strømvektorerne induceret af den tunge bundstrøm af gødningsvand er synlige i og foran Møllebugthavnen i øverste venstre hjørne af figuren.

I Figur C. 3 ses modellerede koncentrationer af gødningsvand (som koncentration af N) i bundlaget på forskellige tidspunkter efter udledningsstarten kl. 20.10. Figurene illustrerer, hvordan den tunge bundstrøms rute er påvirket af både dybdeforholdene og de omgivende strømforhold.

I Figur C. 4 ses modellerede koncentrationer af gødningsvand i en vertikal transekt langs ruten fra Møllebugthavnen til den dybe del af Lillebælt på forskellige tidspunkter efter

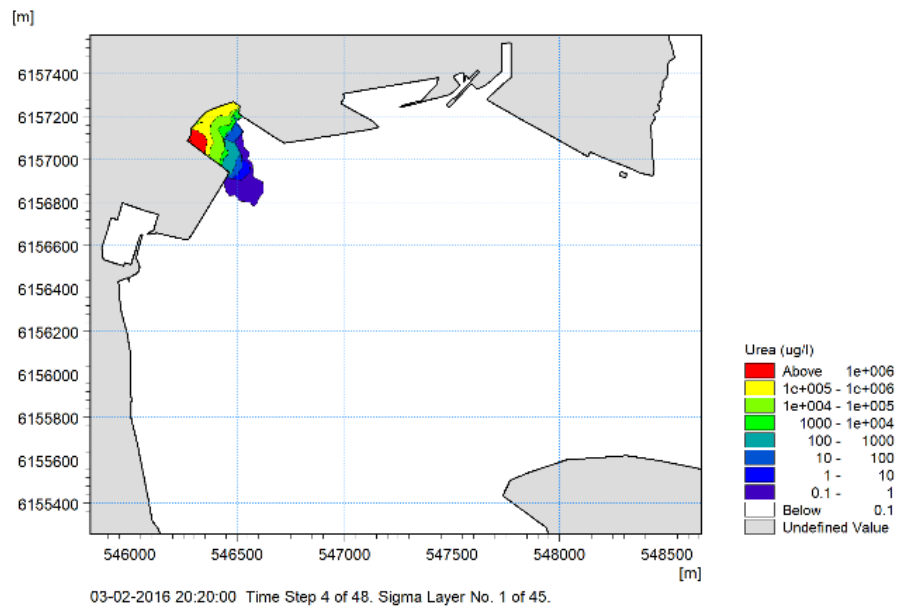
udledningsstarten kl. 20.10. Figurerne illustrerer gødningsvandets bundnære 'rejse' fra havnebassinet til venstre i figurerne mod dybet til højre.

Undervejs mod den dybe del af Lillebælt fortyndes gødningsvandet yderligere ved medrivning af omgivende havvand, således at den maksimale N-koncentration i det lokale dyb er omkring  $3 \times 10^6$   $\mu\text{g N/l}$ , hvilket svarer til en samlet fortynding på ca. 100. Denne koncentration opnås omkring. kl. 22.00.

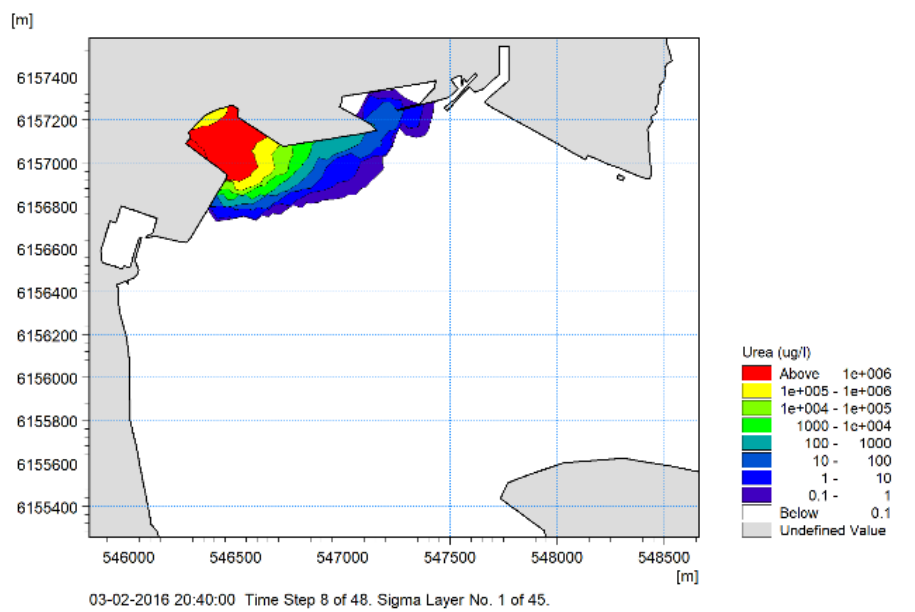
Samtidig med, at den tunge bundstrøm af gødningsvand fortyndes med havvand, blandes noget af gødningsvandet med det omgivende havvand ved medrivning i den modsatte retning, således at lavere koncentrationer af gødningsvand ses i hele vandsøjlen. Dette ses tydeligt illustreret i Figur C. 4.

Det skal bemærkes, at en følsomhedstest med en speciel ikke-hydrostatisk (og meget CPU-tung) version af MIKE 3 modelsystemet er blevet udført for at vurdere relevansen af ikke-hydrostatiske processer i transportfaserne 1 og 2 (resultater ikke vist). Resultaterne af denne test afveg ikke afgørende fra de her præsenterede resultater af den hydrostatiske model, hvorfor det konkluderes, at de ikke-hydrostatiske processer ikke har afgørende betydning for den indledende transport og fortynding af gødningsvand.

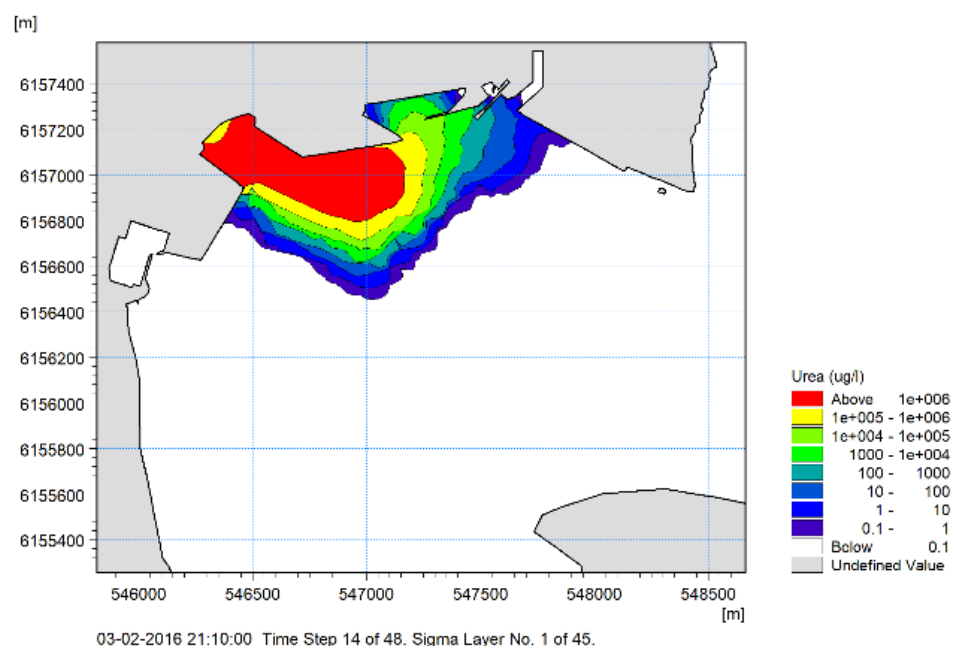
10 min.



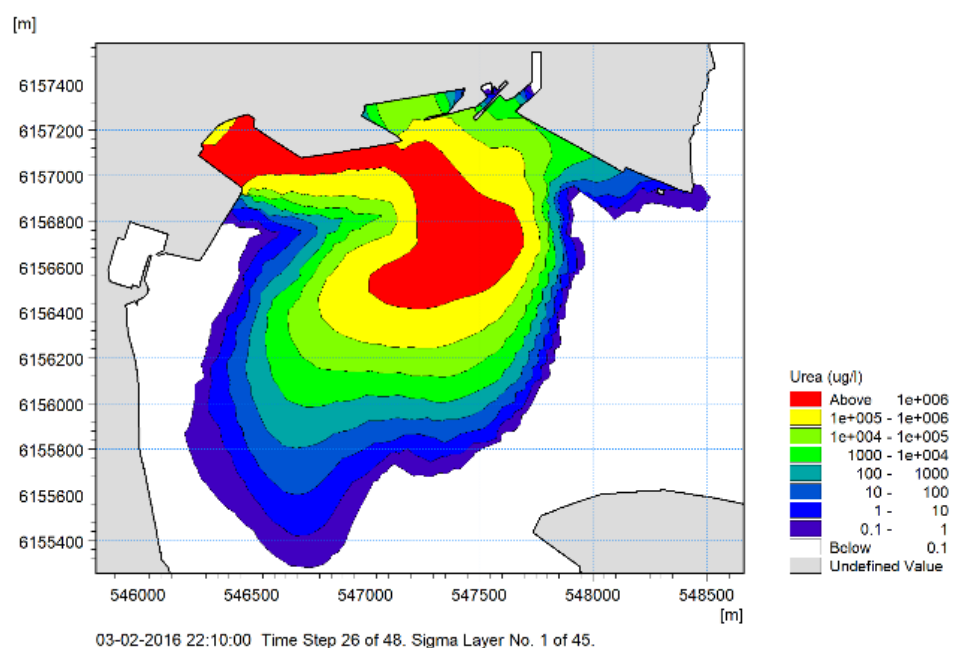
30 min.



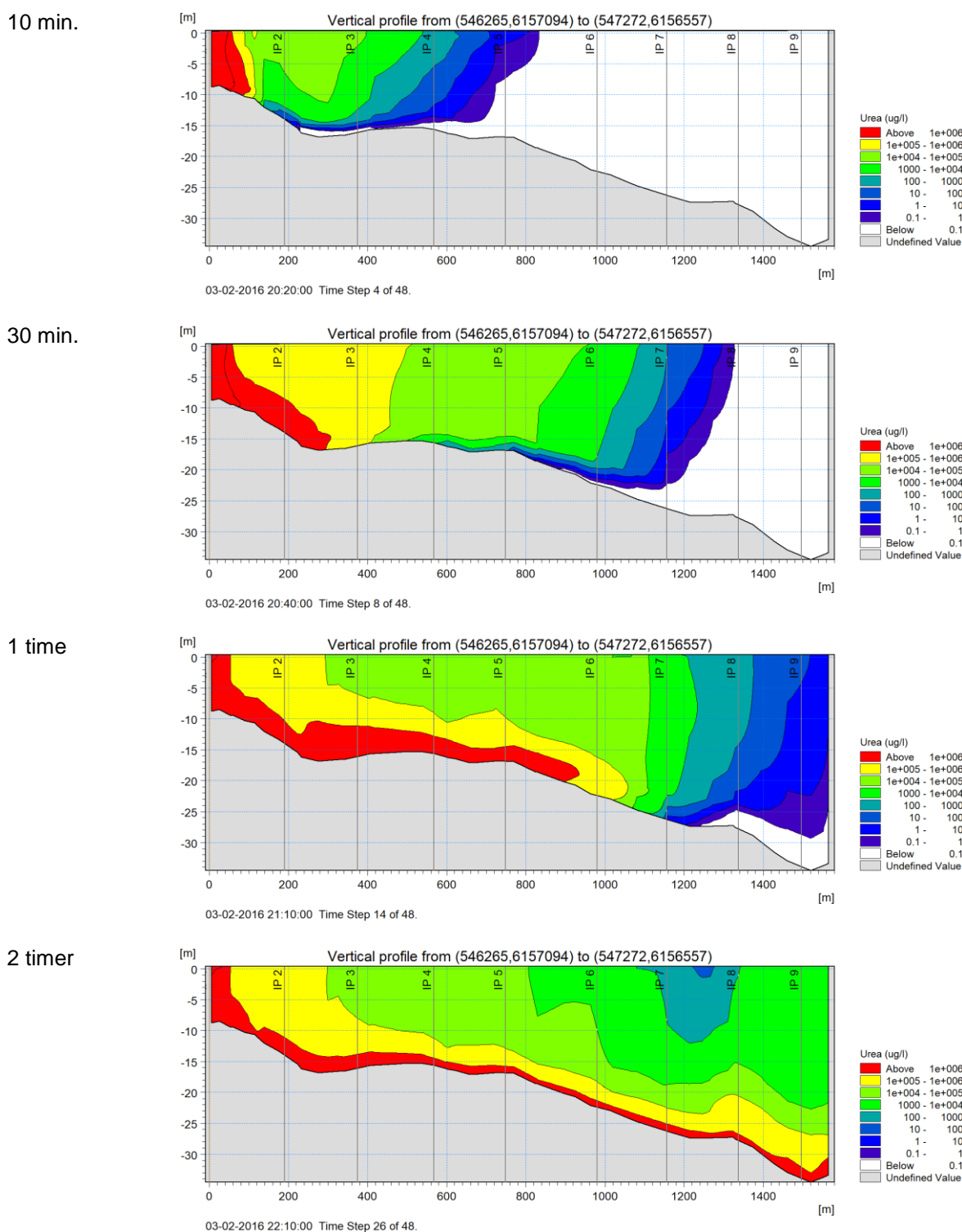
1 time



2 timer



Figur C. 3 Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) af gødningsvand i bundlaget henholdsvis 10 min., 30 min., 1 time og 2 timer efter udledningsstart kl. 20.10 (UTC-tid). Møllebugthavnen, hvor spildet finder sted, ses i øverste venstre hjørne. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk.



Figur C. 4 Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) af gødningsvand i en vertikal transekt langs ruten for den tunge bundstrøm af gødningsvand henholdsvis 10 min., 30 min., 1 time og 2 timer efter udledningsstart kl. 20.10 (UTC-tid). Møllebugthavnen ses til venstre, og den dybe del af Lillebælt ses til højre i figurerne. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk.

#### C.1.4 Blanding med omgivende strømning

Gødningsvandets blanding med det omgivende lillebæltsvand foregår som tidligere nævnt ved, at det fortyndede gødningsvand medrives af den omgivende strømning. Denne medrivning starter i princippet lige efter udledningen i havnebassinet og fortsætter, mens den tunge bundstrøm løber mod den dybe del af Lillebælt. Fortynding af gødningsvandet, som sker undervejs mod den dybe del af Lillebælt, forstærker blandingen af gødningsvand med det omgivende vand på grund af den reducerede densitetsforskel.

Efter at gødningsvandet når den dybe del af Lillebælt, fortsætter medrivningen, indtil al gødningsvand er blandet i den ovenliggende strømning.

I lokalmodellen foregår hovedparten af denne blanding i de første 10 timer efter spildet, og efter 13 timer er 85% af gødningsvandet blandet med det omgivende havvand og overgået til transportfase 4, dvs. passiv transport. Efter godt et døgn er stort set al gødningsvand overgået til passiv transport.

For at eftervise, at lokalmodellens blandingsperiode er i den rigtige størrelsesorden, er der lavet en analytisk udregning baseret på /14/. Betragtes den omgivende strømning i Lillebælt som et horisontalt, subkritisk, fuldt udviklet, 'buoyant overflow', kan den dimensionsløse medrivning ( $V_E/V$ ) bestemmes ved hjælp af det densimetriske Froude tal ( $F_{\Delta,F}$ ), som beskrives ved:

$$F_{\Delta,F}^2 = U_F^2/(\Delta g H) \text{ og } V_E/V = 0.040 F_{\Delta,F}^2,$$

hvor  $U_F$  er friktionshastigheden,  $\Delta$  er den relative massefylde,  $g$  er tyngdeaccelerationen,  $H$  er vanddybden,  $V_E$  er medrivningshastigheden, og  $V$  er den omgivende strømhastighed. Sættes  $H=30\text{m}$ ,  $V=0.5\text{m/s}$ ,  $U_F=V/40$ ,  $\Delta=0.003$  (svarende til at gødningsvandet er fortyndet 100 gange), fås en medrivningshastighed på 0,31m/dag. Ved en lagtykkelse på 20cm (svarende til bundlagets tykkelse i modellen) giver dette en blandingstid på godt 15 timer, hvilket er i samme størrelse som resultaterne fra lokalmodellen. Den teoretiske medrivningsberegning understøtter altså resultaterne fra lokalmodellen.

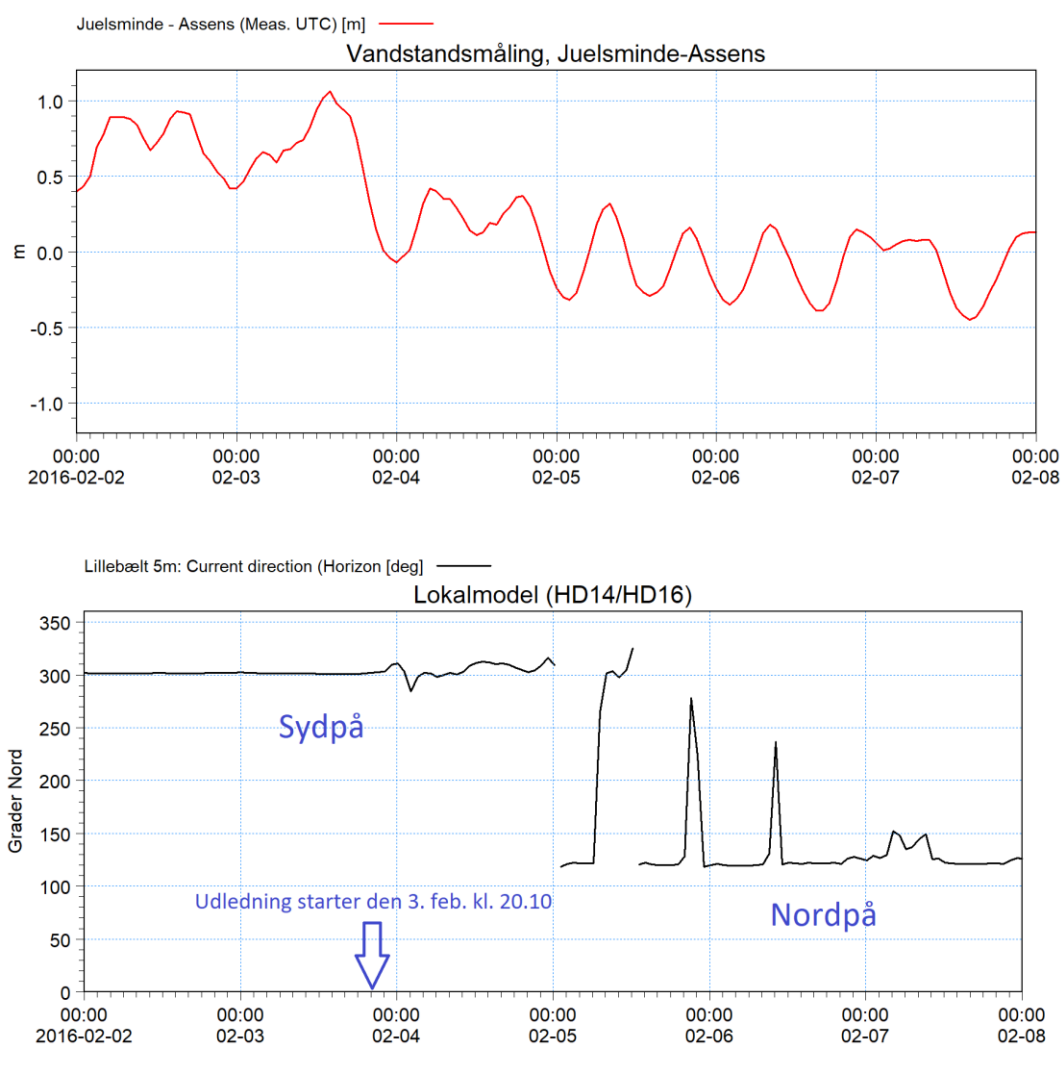
#### C.1.5 Transport i Lillebælt og ind i nærliggende fjorde

I Figur C. 5 ses øverst den målte vandstandsfordel mellem Juelsminde ved lokalmodellens nordlige rand og Assens ved lokalmodellens sydlige rand. Denne vandstandsfordel repræsenterer en trykgradient, som groft sagt driver strømningen gennem den snævre del af Lillebælt. Når forskellen er positiv, løber vandet mod syd, og når den er negativ, løber vandet mod nord, hvilket også fremgår af den nederste del af Figur C. 5.

Som det ses i figuren, løber hovedstrømmen i Lillebælt mod syd under selve uheldet og godt en dags tid herefter. Cirka 28 timer efter spildet stagnerer strømmen i Snævringen, og efter yderligere nogle timer vender strømmen og løber overvejende mod nord i nogle dage.

Da strømmen sydpå typisk er stærk, og bæltet her er smalt og dybt, foregår en kraftig blanding af vandmasserne på vejen gennem Snævringen (se også /34/). Dette betyder, at gødningsvandet bliver blandet i hele vandsøjlen undervejs gennem Snævringen. Samtidig har vandet, der løber sydpå, og som stammer fra Kattegat, en markant højere saltholdighed end vandet i det sydlige Lillebælt og tilstødende fjorde.





Figur C. 5 Øverst: Differens mellem målt vandstand ved Juelsminde og målt vandstand ved Assens. Nederst: Modelleret strømretning gennem Snævringen i Lillebælt. Bemærk, at vandet løber sydpå, når vandstanden er højere ved Juelsminde end ved Assens, og vice-versa. Udledningsstart er kl. 20.10 (UTC-tid).

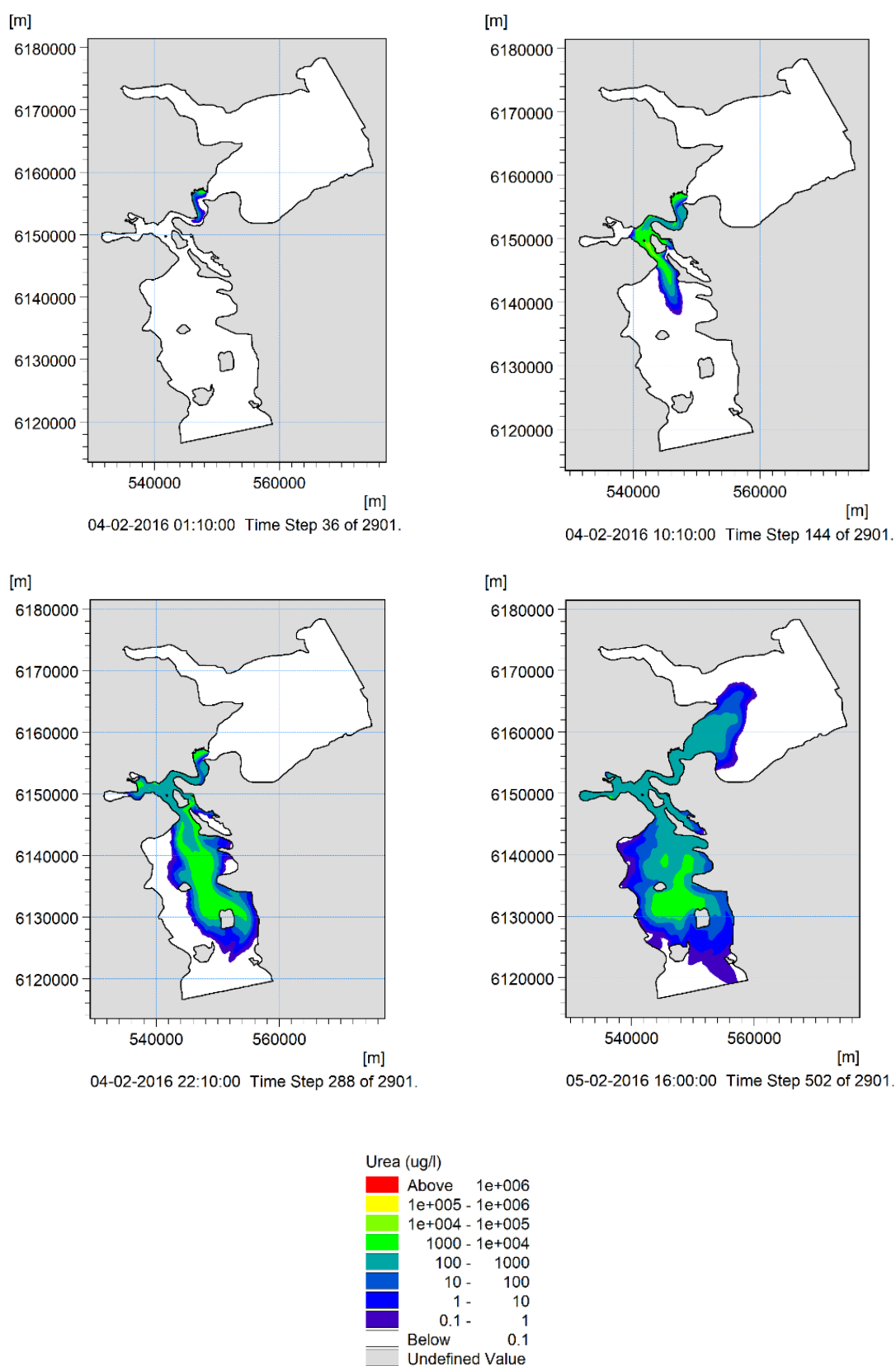
I Figur C. 6 er transporten af gødningsvand i timerne efter spildet illustreret. Det ses, at gødningsvandet løber sydpå gennem Snævringen og ud i Bredningen. Herefter stagnerer strømmingen, og efter nogle timer vender strømmen og løber mod nord, se Figur C. 6.

I forhold til fjordene mod syd er resultatet af den højere saltholdighed i det tilstrømmende vand, at der opstår et såkaldt 'lock exchange flow' i fjordene, hvorved det tungere og saltere vand trænger ind i fjordene langs bunden og fortrænger det lettere og mindre salte vand, som løber ud af fjordene i overfladen. Denne proces bringer det saltere vand, og dermed også noget af gødningsvandet, ind i fjordene.

I Figur C. 7 ses den modellerede indtrængen af tungere, saltere vand med høje koncentrationer af gødningsvand ind i Gamborg Fjord. Det ses i figuren, at N-koncentrationen i fjordens bundvand når et stykke over 1.000 µg N/l (1 mg/l). Det modellerede niveau af N-koncentrationen stemmer godt overens med en bundmåling af TN udført centralt i Gamborg Fjord fire dage efter uheldet (den 9. februar 2016) på 870 µg N/l (hvilket i henhold til /1/ er ca. 600 µg N/l over baggrundskoncentrationen).

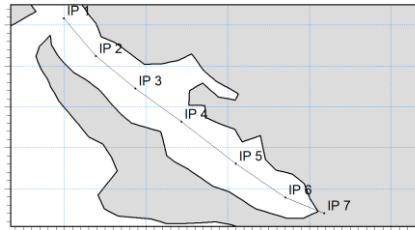
Også i Kolding Fjord forekommer et 'lock exchange flow', som bringer gødningsvandet ind i fjorden. En måling af høj TN-koncentration på 3m vand i inderfjorden den 15. februar 2016 (se

/1/) vurderes imidlertid snarere at være forårsaget af afstrømning fra Kolding Å end af indstrømmende gødningsvand. Lokalmodellen beskriver godt nok en tilsvarende høj koncentration af TN i inderfjorden, men sammenfaldende med det tidspunkt, hvor den høje værdi måles i Gamborg Fjord, og dermed en lille uge tidligere end målingen den 15. februar. Den 15. februar er værdien igen lav i lokalmodellen, hvilket er forventeligt med vores kendskab til blandingsforholdene i området.

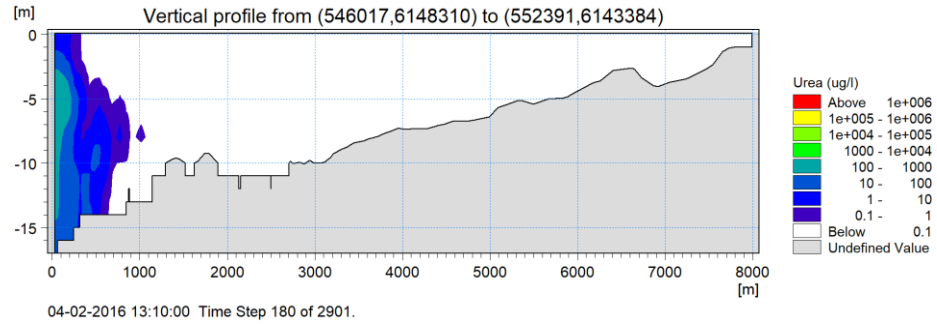


Figur C. 6 Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) i overfladelaget henholdsvis 3, 12, 24 og 44 timer efter starten på spildet den 3. februar 2016 kl. 20.10. Figurene illustrerer, hvordan gødningsvandet transporteres sydpå i de første ca. 28 timer efter spildet, hvorefter den sydgående strøm stagnerer, og gødningsvandet begynder at transporteres nordpå i det fjerde og sidste plot. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk.

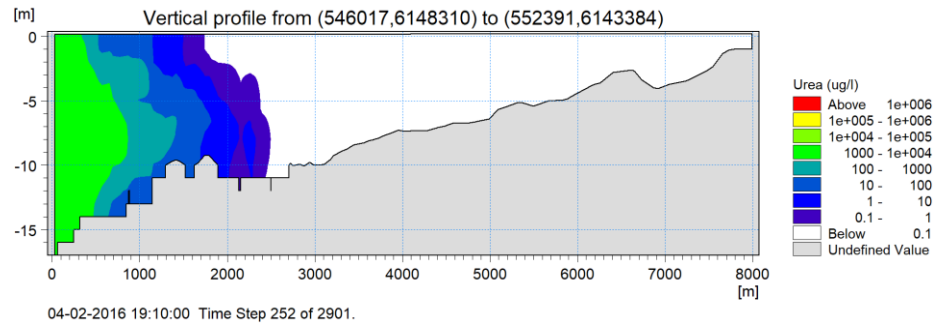
Placering af  
vertikal transekt i  
Gamborg Fjord



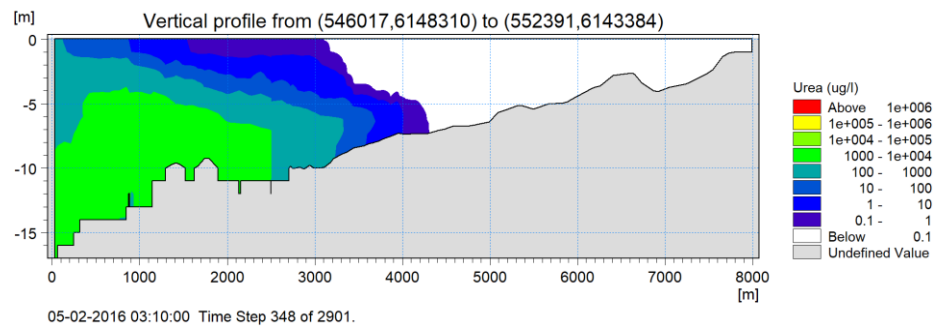
17 timer



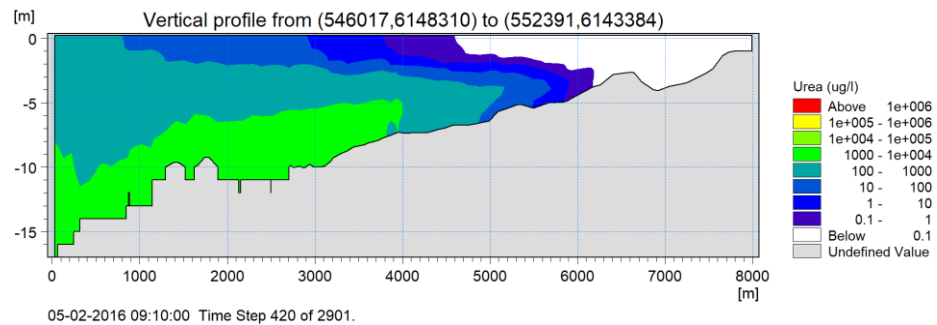
23 timer



31 timer



37 timer



Figur C. 7 Modelleret N-koncentration ( $\mu\text{g N/l}$ ) i vertikal transekt i Gamborg Fjord henholdsvis 17, 23, 31 og 37 timer efter starten på spildet den 3. februar 2016 kl. 20.10. Fjordens indgang ses til venstre, og enden af fjorden ses til højre i figurene. Figuren illustrerer indtrængen af tungere, saltere vand med høje koncentrationer af gødningsvand. Bemærk, at koncentrationsskalaen er logaritmisk.

## C.2 Transport, fortynding og omsætning i regionalmodellen

### C.2.1 Indledning

Som det står beskrevet i indledningen til transport og fortynding i lokalmodellen (Bilag C.1.1), behandles gødningsvandet i de første godt to dage som et konservativt stof. Reelt set vil en del af gødningsvandet – som vi i denne modelanalyse udleder som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), se afsnit 3.2 – omsættes fra ammonium til nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). På grund af de lave vandtemperaturer antager vi imidlertid, at denne omsætning (som skyldes biologisk aktivitet) er uden reel betydning i de første få dage.

I lokalmodellen modelleres alene den overkoncentration af N, som gødningsvandet giver anledning til. I regionalmodellen derimod er N indholdet i gødningsvandet modelleret sammen med de andre N fraktioner, som modellen allerede indeholdt den 5. februar 2016 kl. 16.00 – altså på det tidspunkt, hvor gødningsfeltet fra lokalmodellen 'flyttes' over i regionalmodellen.

Dette fremgår meget tydeligt af modelresultaterne præsenteret i Bilag B.3.2 (se eksempelvis modelresultater og målinger af DIN på Figur B. 16 og Figur B. 17). Her modelleres et meget tydeligt signal af gødningsvand, mens det bevæger sig fra den nordlige del af Bredningen (vandområdet umiddelbart syd for Snævringen i Lillebælt repræsenteret ved målestationen FYN6100021) og tilbage igennem Lillebælt forbi målestationen VEJ6870 (placeret i vandområdet 'Nordlige Lillebælt') og ud i den nordvestlige del af Bælthavet (Vandområde 'Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav'). Uden gødningsvand ville den modellerede koncentration af DIN være omkring 0,15 mg N/l men på grund af gødningsvandet, modelleres kortvarigt koncentrationer over 0,80 mg N/l ved FYN6100021 og over 0,60 mg N/l ved VEJ6870.

Selvom modellen både indeholder de eksisterende fraktioner af TN foruden det ekstra N, som kommer med gødningsvandet, ser vi fremadrettet alene på effekterne af den ekstra mængde N. For at kunne identificere betydningen af gødningsvand analyserer vi derfor på forskellen mellem en modelafvikling med gødningsvand og en modelafvikling uden gødningsvand – denne forskel viser den absolutte (modellerede) betydning af gødningsvandet.

### C.2.2 Transport fra Lillebælt og ind i det nordvestlige Bælthav

Som det fremgår af Figur C. 6, befinder den største del af gødningsvandet sig syd for Snævringen efter 44 timer efter udledningen af gødningsvand. De højeste koncentrationer i overfladen<sup>20</sup> er på dette tidspunkt mellem 1 og 10 mg N/l (bemærk at enheden på Figur C. 6 er  $\mu\text{g N/l}$ ), hvilket svarer til en fortynding på mellem 33.300 og 333.000 gange sammenlignet med den oprindelige udledte koncentration. Koncentrationen af den ekstra udledte mængde N er dog stadig betydeligt højere end baggrundskoncentrationerne.

På Figur B. 12 til Figur B. 15 er vist målte og modellerede koncentrationer af klorofyl-a, mens målte og modellerede koncentrationer af uorganiske næringssalte (DIN, DIP og Si) er vist i Figur B. 16 til Figur B. 27. Ud fra disse figurer ses, at forårsblomsten i 2016 så småt starter omkring midten af februar, men at de høje koncentrationer af klorofyl-a, og tilsvarende fald i de uorganiske næringssalte, først observeres omkring en uge ind i marts. Hverken målinger eller modelresultater indikerer, at DIN-puljen i overfladen udtømmes helt under den første begyndelse til en forårsblomst, men først en uges tid inde i marts – hvor klorofyl-a koncentrationerne topper – går koncentrationerne af DIN mod nul og ser ud til at blive begrænsende. Det er interessant, at N først bliver begrænsende i starten af marts, da det reelt betyder, at gødningsvandet først for alvor forventes at bidrage til yderligere primærproduktion cirka en måned efter udledningen.

<sup>20</sup> Vandsøjlen er på dette tidspunkt velblandet syd for Snævringen, hvorfor de højeste koncentrationer som sådan afspejles i overfladekoncentrationerne.

I Figur C. 8 er gødningsvandet beskrevet ved overkoncentrationen af TN, efter det er 'flyttet' over i regionalmodellen den 5. februar kl. 16.00, og transporten og fortyndingen over de efterfølgende få uger (12. februar kl. 16.00, 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00).

Som det fremgår af figuren, spredes gødningsvandet, her vist som overkoncentrationen af TN, fra Lillebælt og ud i andre farvande. Den overvejende transport og spredning er nordgående. Indenfor den første uge i regionalmodellen spredes gødningsvandet fra lige syd og nord for Snævringen til det nordlige Lillebælt og videre ind i det nordvestlige Bælthav, og efter yderligere en uge er det meste af det nordvestlige Bælthav påvirket foruden Århus Bugt, Ebeltoft Vig og den sydlige del af Kattegat.

Som beskrevet under spredning i lokalmodellen, løber vandet fra den 5. februar overvejende mod nord i nogle dage. Det er denne vandføring, der i første omgang transporterer gødningsvandet mod nord, men som figuren også viser, spredes en lille andel af gødningsvandet også mod syd, til lige syd for Aarø og Bogø, og ind i Diernæs Bugt (< 0,005 mg N/l). Denne spredning foregår inden for den første uge, og anses her for at være ubetydelig.

Den 26. februar (efter 3 ugers modellering i regionalmodellen) har strømmen vendt og bragt en del af gødningsvandet tilbage igennem Lillebælt og ned til lige nord for Helnæs Bugt. Derudover er en del af gødningsvandet løbet ned igennem Storebælt, således at der modelleres lave koncentrationer ud for Langeland (<0,005 mg N/l).

Kort opsummeret viser figurerne (Figur C. 8 - Figur C. 9) at:

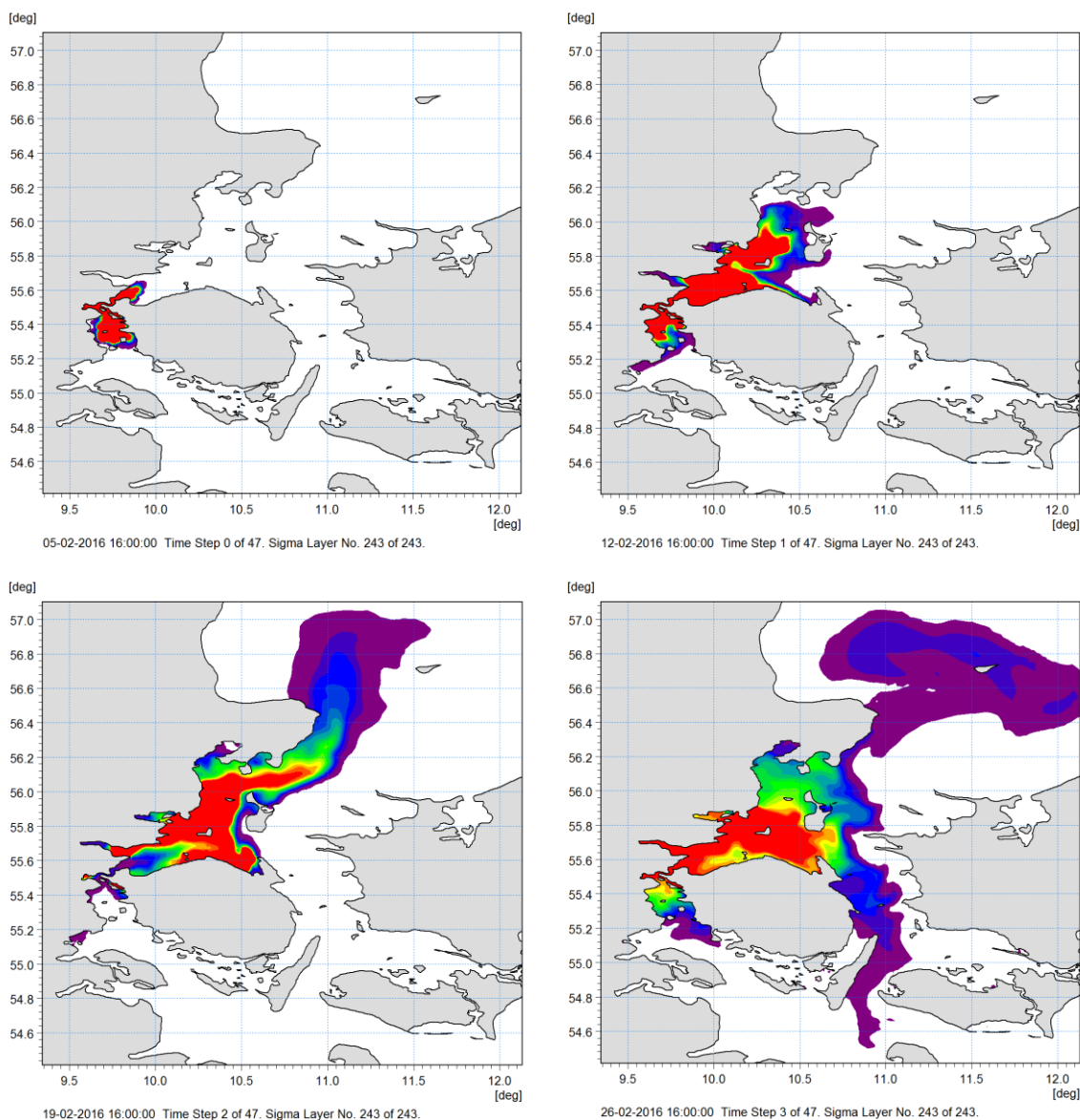
- Den 5. februar befinder gødningsvandet sig lige nord og syd for Snævringen. Vandet er her begyndt at løbe nordpå, som det også er beskrevet under lokalmodellen (C.1.5).
- Den 12. februar befinder gødningsvandet sig hovedsageligt i farvandet 'Nordlige Lillebælt' mellem Snævringen og Samsø. Overkoncentrationen varierer mellem 0,1 til 0,5 mg N/l, største koncentrationer lige nord for snævringen, se også de modellerede koncentrationer af TN på målestationen VEJ6870 (Figur B. 29).
- Den 19. februar findes de højeste koncentrationer langs nordkysten af Fyn mellem Æbelø og Odense Fjord. De røde koncentrationsfelter er her mellem 0,1 og 0,2 mg N/l, mens koncentrationerne i den centrale del af det nordvestlige Bælthav ligger mellem 0,1 til 0,15 mg N/l.
- Fra den 19. til den 26. februar er strømmen i de indre danske farvande vendt for en periode og gødningsvandet delvist ført tilbage mod Lillebælt og delvist ned igennem Storebælt. I farvandet mellem Lillebælt og Samsø er koncentrationen af gødningsvand omkring 0,1 mg N/l.
- Den 4. marts er gødningsvandet igen løbet mod nord, og ud for Grenå er koncentrationen omkring 0,05 mg N/l, mens koncentrationerne ud for Odense Fjord er lidt større end 0,1 mg N/l og mellem 0,060-0,070 mg N/l nordvest for Samsø.

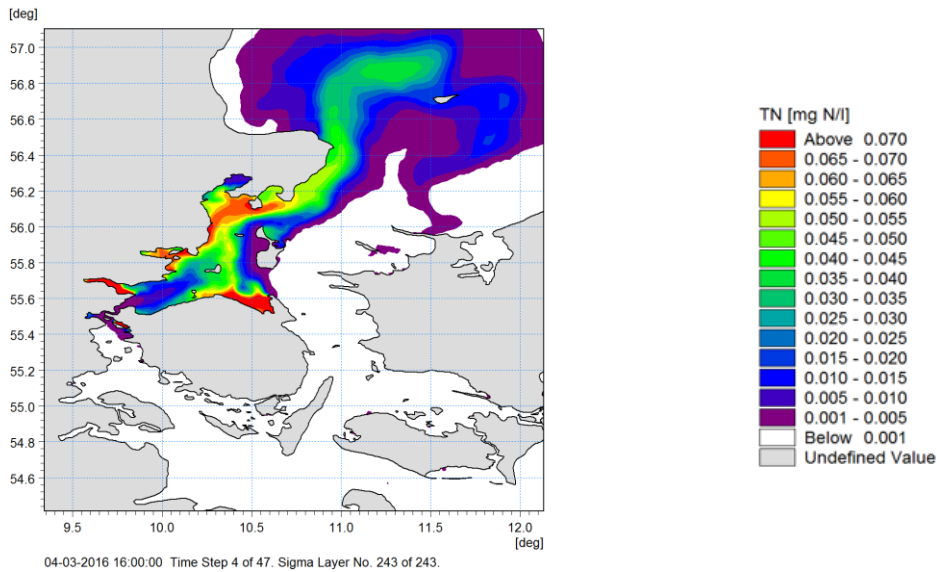
I Vejle fjord (Figur C. 8) ses også et rødt koncentrationsfelt (koncentrationer omkring 0,1 mg N/l i den indre del og op til 0,3 mg/l i den ydre del), og der ses lignende relativt høje koncentrationer i Gamborg Fjord og Kolding Fjord, se Figur C. 10. Modelresultaterne i fjordene er dog mere usikre end modellerede koncentrationer i åbne havområder. Gamborg Fjord og Kolding Fjord er ikke tilstrækkeligt opløst<sup>21</sup> i regionalmodellen, og Vejle Fjord og Horsens Fjord er også lidt for grove i opløsningen til for alvor at kunne drage konklusioner, men modellen viser forhøjede koncentrationer af TN i fjordene i området (se Figur C. 10). Modellens styrke ligger i

---

<sup>21</sup> Beregningsnettet vist på Figur B. 3 er ikke fintmasket nok til, at vandstrømme og vandudvekslinger er beskrevet tilstrækkeligt præcist.

beskrivelsen af de åbne vandområder, og man skal passe på med at drage for mange konklusioner i fjordene. Fra målinger i Lillebæltsområdet, se /1/, er dog ingen tegn på at overkoncentrationerne er betydelige over en længere periode. Eksempelvis er de målte TN-koncentrationer i Gødborg Fjord og Kolding Fjord omkring eller mindre end medianen for februar måned med udgangen af februar, mens målingerne i Vejle Fjord er større end medianen for februar og ind midt i marts måned. De modellerede TN koncentrationerne er afbilledet i Figur C. 10. Modelresultaterne antyder at TN koncentrationerne fra gødningsvandet er tilstede over en længere periode (april med og for Horsens maj med), men det er altså ikke i koncentrationer som er udover år-til-år variationerne (vurderet ud fra /1/).



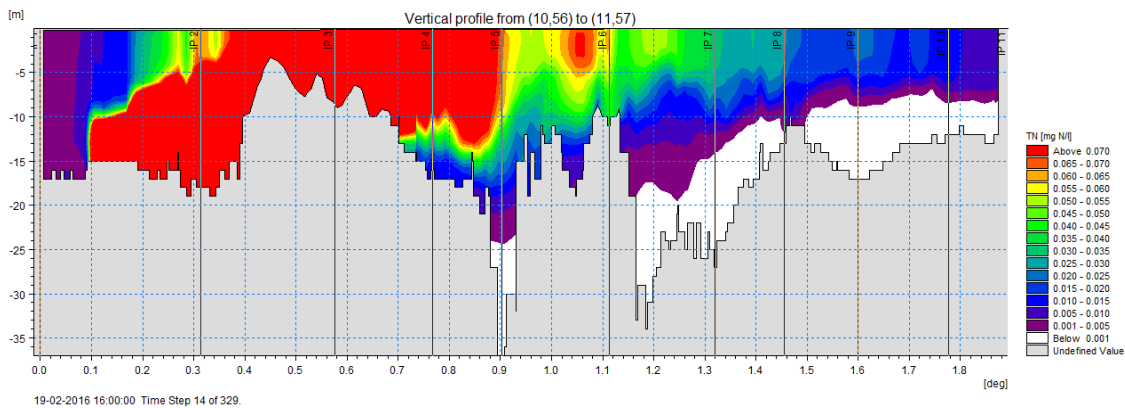
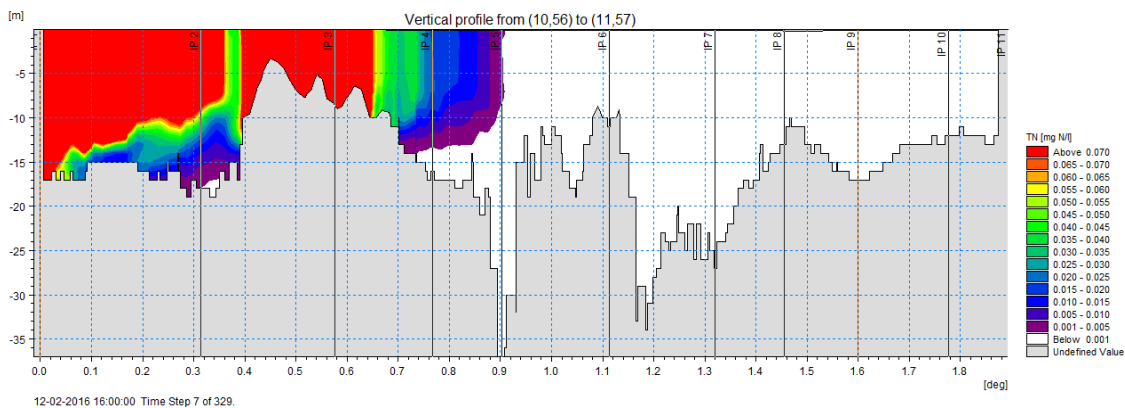
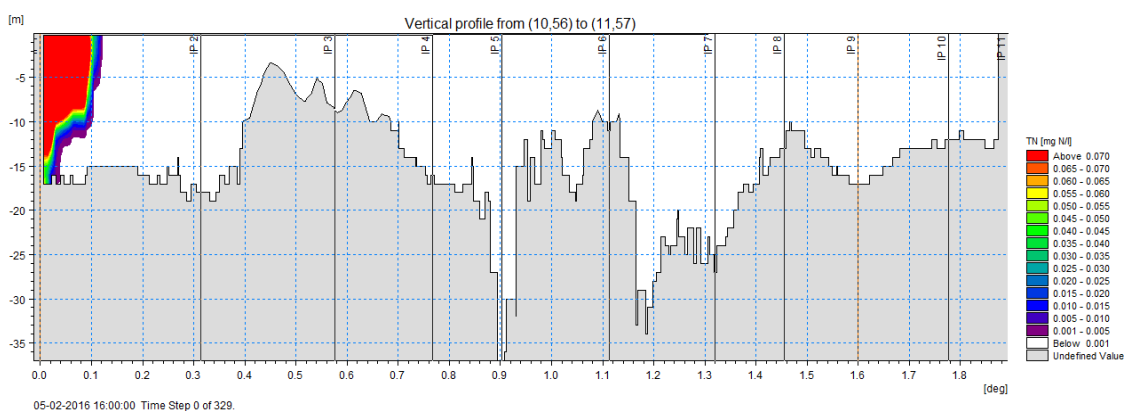
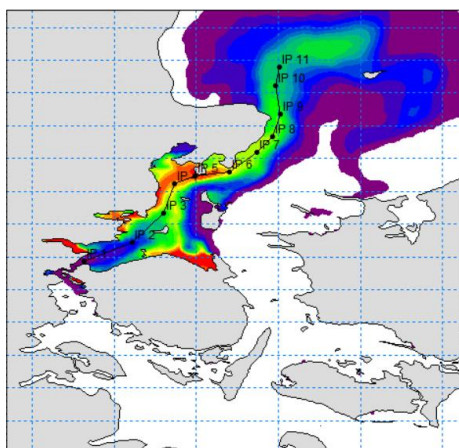


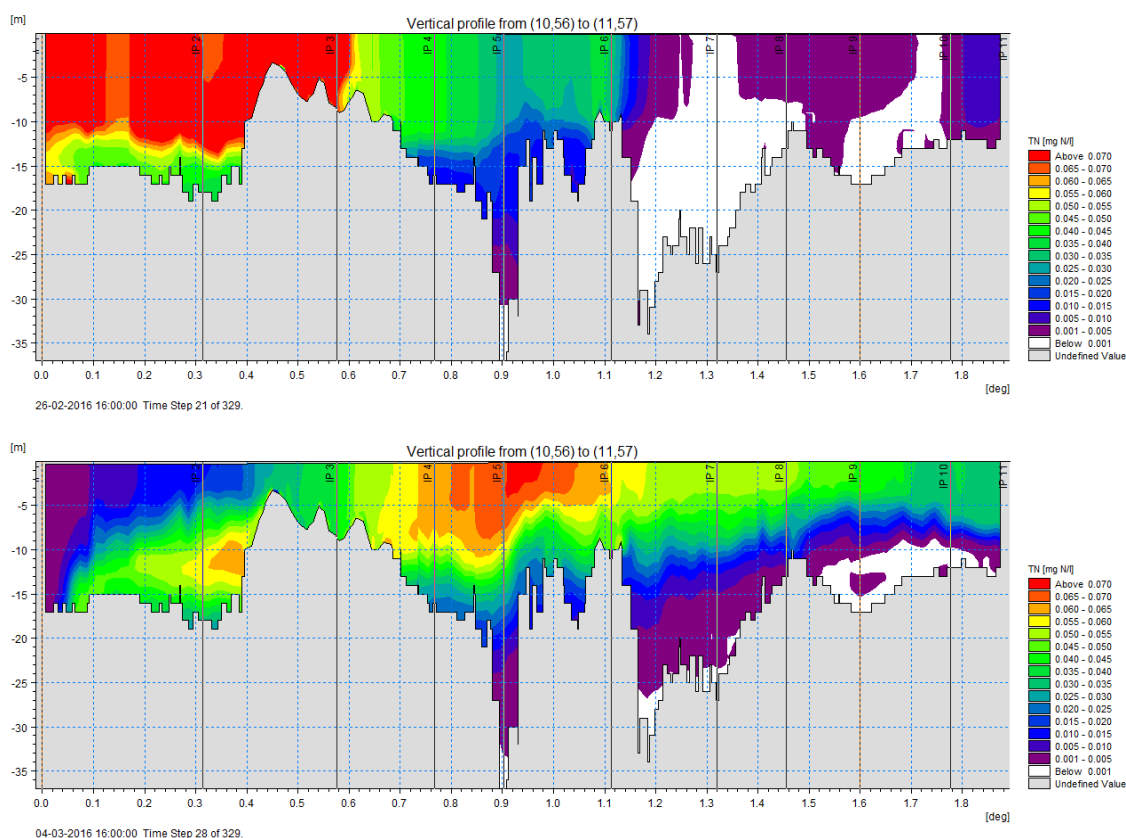
Figur C. 8 Overfladekoncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Bemærk, at enheden nu er i mg N/l.

I Figur C. 8 er koncentrationen af TN fra gødningsvandet vist. Som det fremgår af figuren, er gødningsvandet nu spredt og fortyndet til store områder i det nordvestlige Bælthav og en del af Kattegat. Det udledte gødningsvand havde en koncentration af TN på  $333 \times 10^6 \mu\text{g N/l}$ . Hvis koncentrationen i et område nu modelleres til  $0,033 \text{ mg N/l}$  (det samme som  $33 \mu\text{g N/l}$ ), svarer det altså til en fortynding på 10 millioner gange.

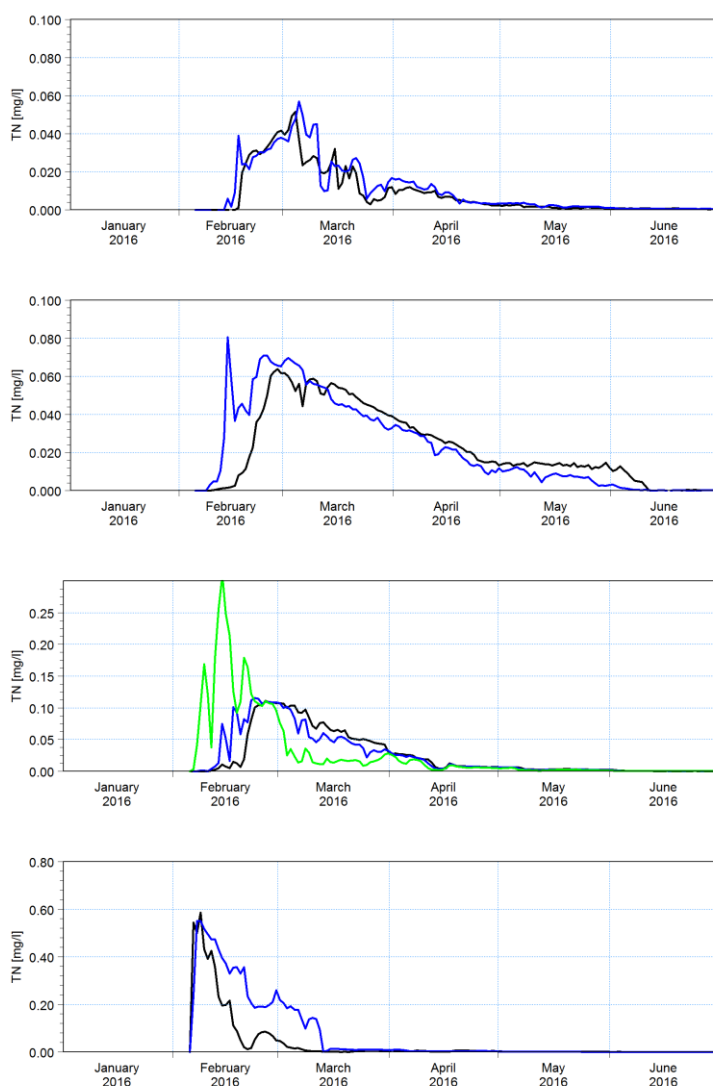
I Figur C. 9 er transporten og fortyndingen vist et i transekt fra Lillebælt til Kattegat (transekt vist i øverste panel i figuren). Som det også er vist på Figur C. 8, transporteres gødningsvandet først mod nord, og denne transport fortsætter i de følgende 2 uger. Frem mod den tredje uge vender strømmen kortvarigt og presser gødningsvandet tilbage i Lillebælt, hvorefter det igen løber mod nord og ud i Kattegat. Som det fremgår af figuren, er koncentrationen af gødningsvand velblandet i de øverste 10-15 m fra overfladen.







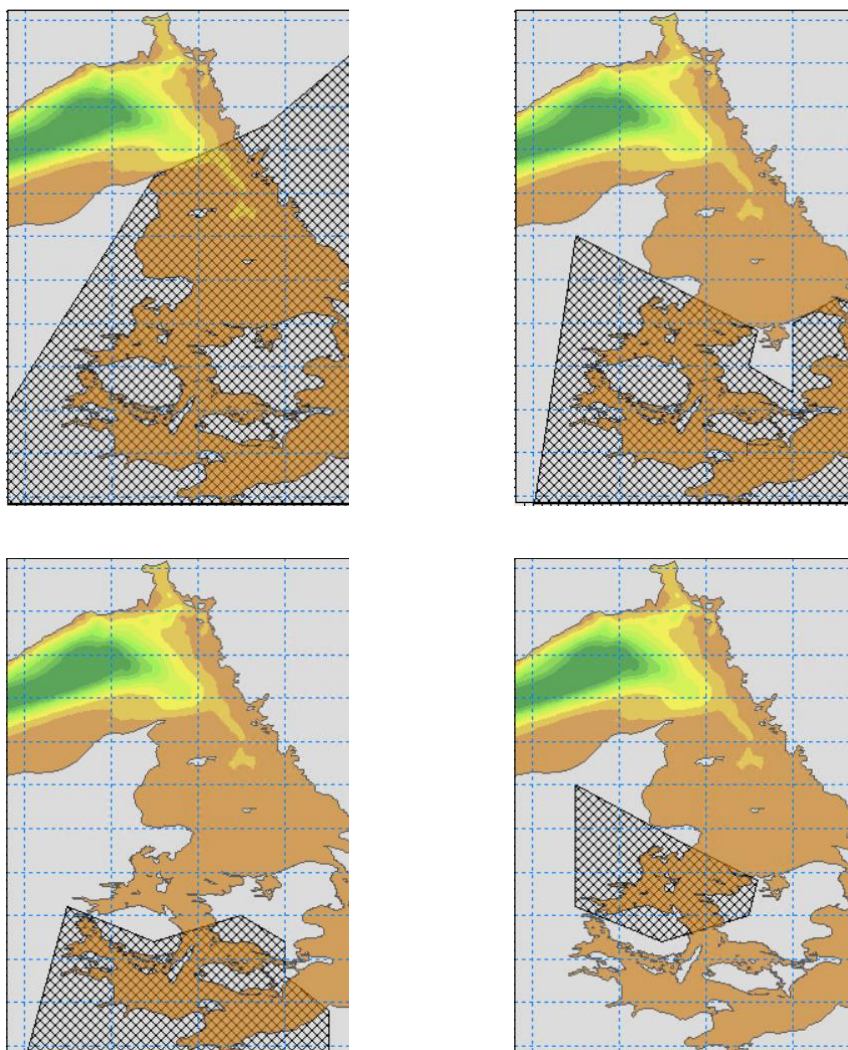
Figur C. 9 Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 12. februar kl. 16.00, 19. februar kl. 16.00, 26. februar kl. 16.00 og 4. marts kl. 16.00. Her vist som transekt, se øverste panel for placering. Lillebælt er vist længst til venstre, mens transektet slutter i Kattegat længst til højre.



Figur C. 10 Modellerede koncentrationer af TN fra gødningsvandet i fjorde i Lillebælt og det nordvestlige Bælthav (figuren er omtalt første gang i starten af afsnit C.2.2). Øverst, sort linje er Ebeltoft Vig (ARH160031), Øverst, blå linje er Århus Bugt (ARH170006), næstøverst, sort linje er Horsens Fjord, indre (VEJ006790), næstøverst, blå linje, er Horsens Fjord, ydre (VEJ005790), næstnederst, sort linje er Vejle Fjord, indre (VEJ004273), næstnederst, blå linje er Vejle Fjord, mellem (VEJ004669), næstnederst, grøn linje er Vejle Fjord, ydre (VEJ005367), nederst, sort linje er Kolding Fjord (VEJ003350) og nederst, blå linje er Gødborg Fjord (FYN0018112). Bemærk varierende y-akser og at modelresultater er behæftet med usikkerhed på grund af opløsning i modellen.

I denne første fase modelleres ingen signifikante effekter af den ekstra udledte mængde N fra gødningsvandet på primærproduktion og koncentrationer af klorofyl-a. Som beskrevet tidligere, starter forårsblomsten så småt i midten af februar, men den begrænses ikke af DIN før i begyndelsen af marts, hvilket er beskrevet i både målinger og modelresultater.

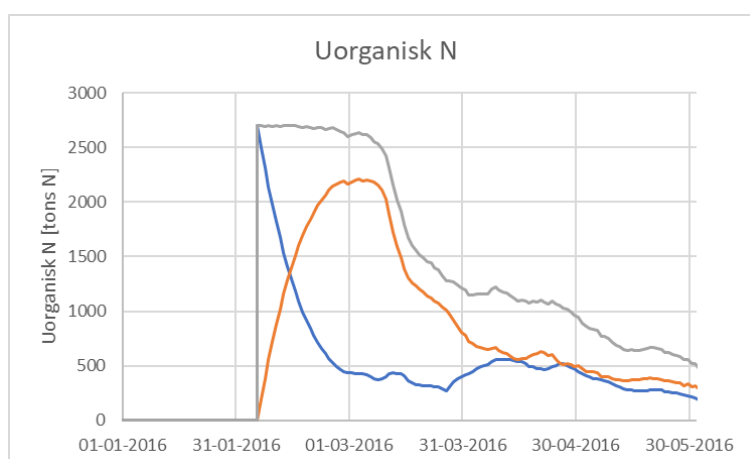
For at få et overordnet overblik over gødningsvandets skæbne har vi udarbejdet massebudgetter for gødningsvandet. På Figur C. 11 er vist de enkelte områder og deres betegnelse (navngivning) i denne rapport.



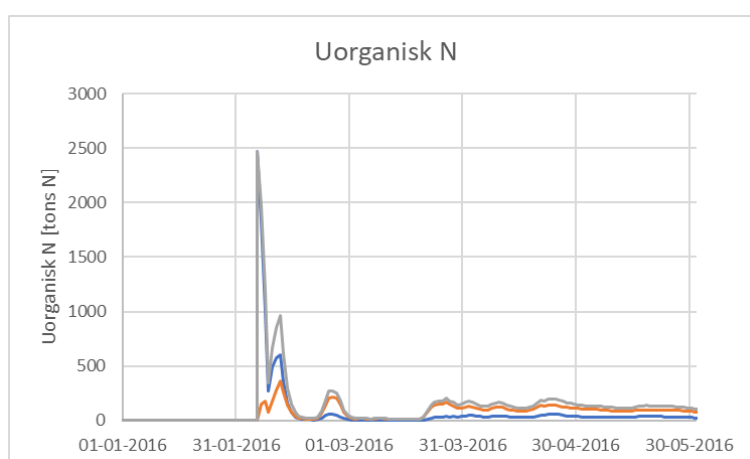
Figur C. 11 Massebudgetter over gødningsvandet. Skraveringer indikerer de præcise afgrænsninger for de enkelte massebudgetter. Området øverst til venstre betegnes som de "indre danske vandområder" (IDV), området øverste til højre betegnes "Bælthavet", nederst til venstre betegnes "sydlige Lillebælt" mens nederst til højre betegnes "nordvestlige Bælthav".

I første omgang har vi set på massebudgettet for uorganisk N i områderne IDV, sydlige Lillebælt og nordvestlige Bælthav, se Figur C. 12. Som det fremgår af figuren, medfører 'flytningen' af gødningsfeltet fra lokalmodellen til regionalmodellen, at massen af uorganisk N stiger momentant den 5. februar. Hele gødningsmængden er introduceret i modellen som ammonium, som det også er beskrevet i afsnit 3.2. Derfor er den grå line og den blå linje i figuren sammenfaldende den 5. februar. Herefter begynder nitrifikationen, og ammonium omdannes til nitrat (svarende til de orange linjer). Derfor falder mængden af ammonium i figurene, mens nitratmængden stiger. Som det fremgår af øverste panel i Figur C. 12, er omsætningen af den uorganiske mængde lav i den første måned, hvorfor gødningsmængden er nærmest konstant, indtil forårsblomsten for alvor tager fat i starten af marts.

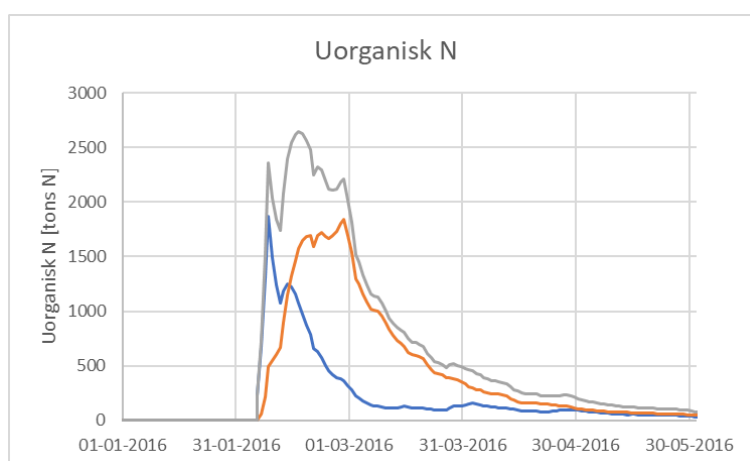
Sammenlignes med massebudgettet i det sydlige Lillebælt og det nordvestlige Bælthav, viser figuren, at mens godt 2.500 tons N er placeret umiddelbart syd for Snævringen i det sydlige Lillebælt, er den resterende mængde gødningsvand stadig placeret nord for Snævringen. Som beskrevet tidligere er der overvejende en nordgående strøm fra gødningsfeltet 'flyttes' til regionalmodellen, og derfor falder gødningsmængden i det sydlige Lillebælt hurtigt, mens det stiger i det nordvestlige Bælthav.



Indre danske vandområder



Sydlige Lillebælt



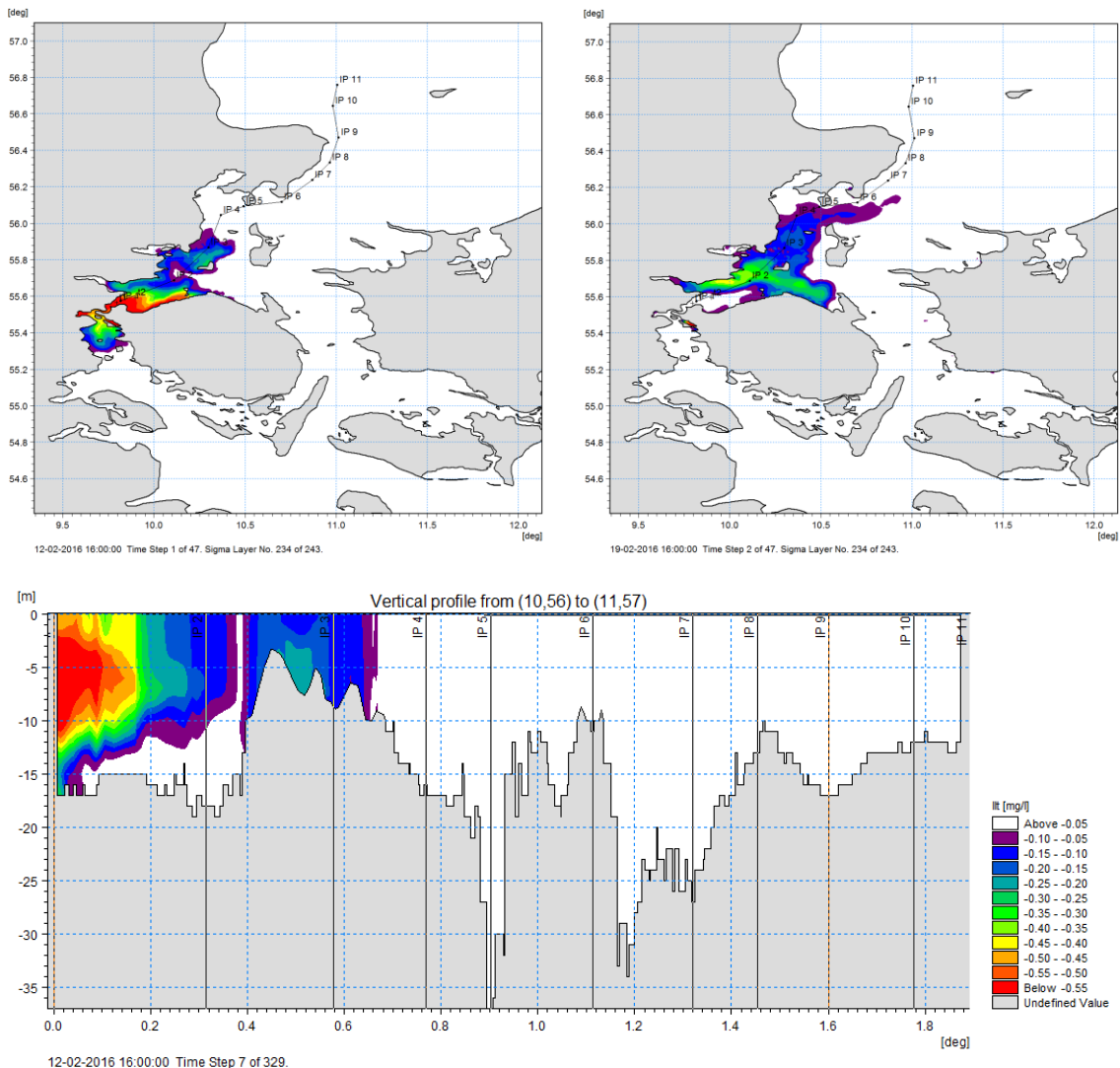
Nordvestlige Bælthav

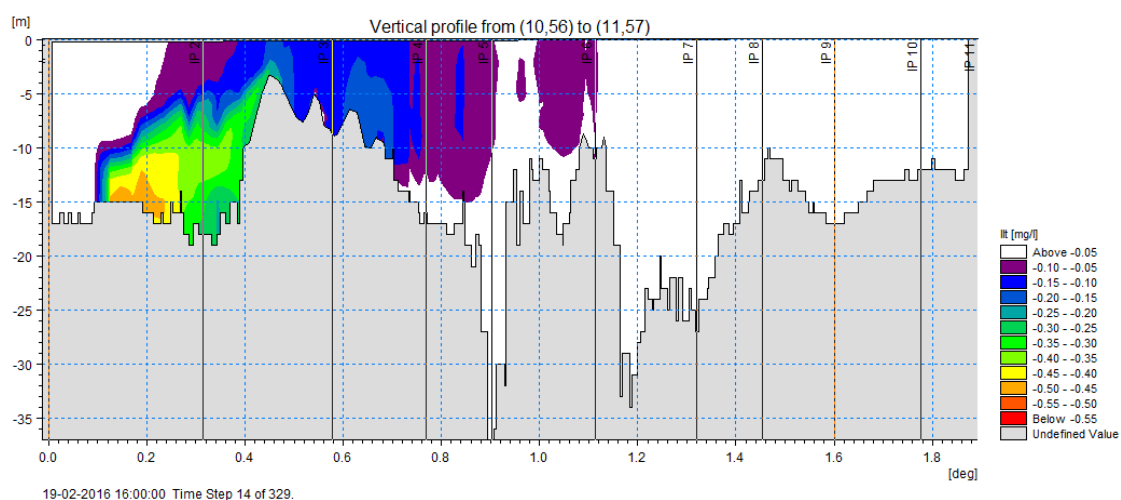
Figur C. 12 Massebudgetter af uorganisk N (DIN) for IDV (øverst), sydlige Lillebælt (midt), og nordvestlige Bælthav (nederst). Blå linje viser mængden af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), orange linje viser mængden af nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), mens den grå linje viser summen af de to, altså mængden af DIN.

Samtidigt med, at der sker transporter mellem de forskellige vandområder, pågår nitrifikationen, så ammonium omdannes til nitrat. I modellen er denne proces mest betydende i den første måned, hvor mængden af ammonium falder fra de 2.755 tons N til omkring 500 tons N. Nitrifikationen forbruger ilt, hvorfor der i denne periode også modelleres et fald i iltkoncentrationer i de områder med de højeste koncentrationer af gødningsvand.

Som beskrevet i afsnit 3.2, foregår omdannelsen af urea-N til ammonium langsomt og skal reelt gå igennem optag i bakterier eller i fytoplankton. Derudover er en del af den uledte mængde N allerede på nitratform. Derfor er antagelsen om, at hele den spildte mængde N er på formen ammonium/ammoniak konservativ, hvilket her betyder, at effekterne af nitrifikationen på iltkoncentrationerne er overestimeret, men da vi ikke kender de endelige forhold mellem de tre faser, har vi valgt denne fremgangsmåde.

Betydningen af nitrifikation for iltkoncentrationerne er vist i Figur C. 13. I denne figur kan det ses, at iltkoncentrationerne reduceres med op til 0,5-0,6 mg/l over de øverste 10-15 m. På dette tidspunkt af året er iltkoncentrationerne imidlertid mellem 8 og 12 mg/l afhængigt af dybden og temperatur, se Figur B. 36 til Figur B. 39, hvorfor en ilt-sænkning på omkring 0,5 mg/l svarer til en reduktion i iltkoncentrationerne på maksimalt 5-8%. Da iltkoncentrationer først anses for kritiske omkring 4 mg/l, vurderes denne reduktion i iltkoncentrationerne ikke at være kritisk.





Figur C. 13 Ændringer i iltkoncentrationer i overfladen i ugerne efter udledningen af gødningsvand. Øverst er ændringerne vist for den 12. februar (venstre panel), og den 19. februar (højre panel), og tilsvarende transekter fra Lillebælt og ud gennem det nordvestlige Bælthav. Farveskalaen er den samme i transekterne som for arealplottene. Bemærk, at den røde farve udgør en ændring i iltkoncentrationerne på maksimalt 5-8%.

### C.2.3 Transport og omsætning under forårsblomsten

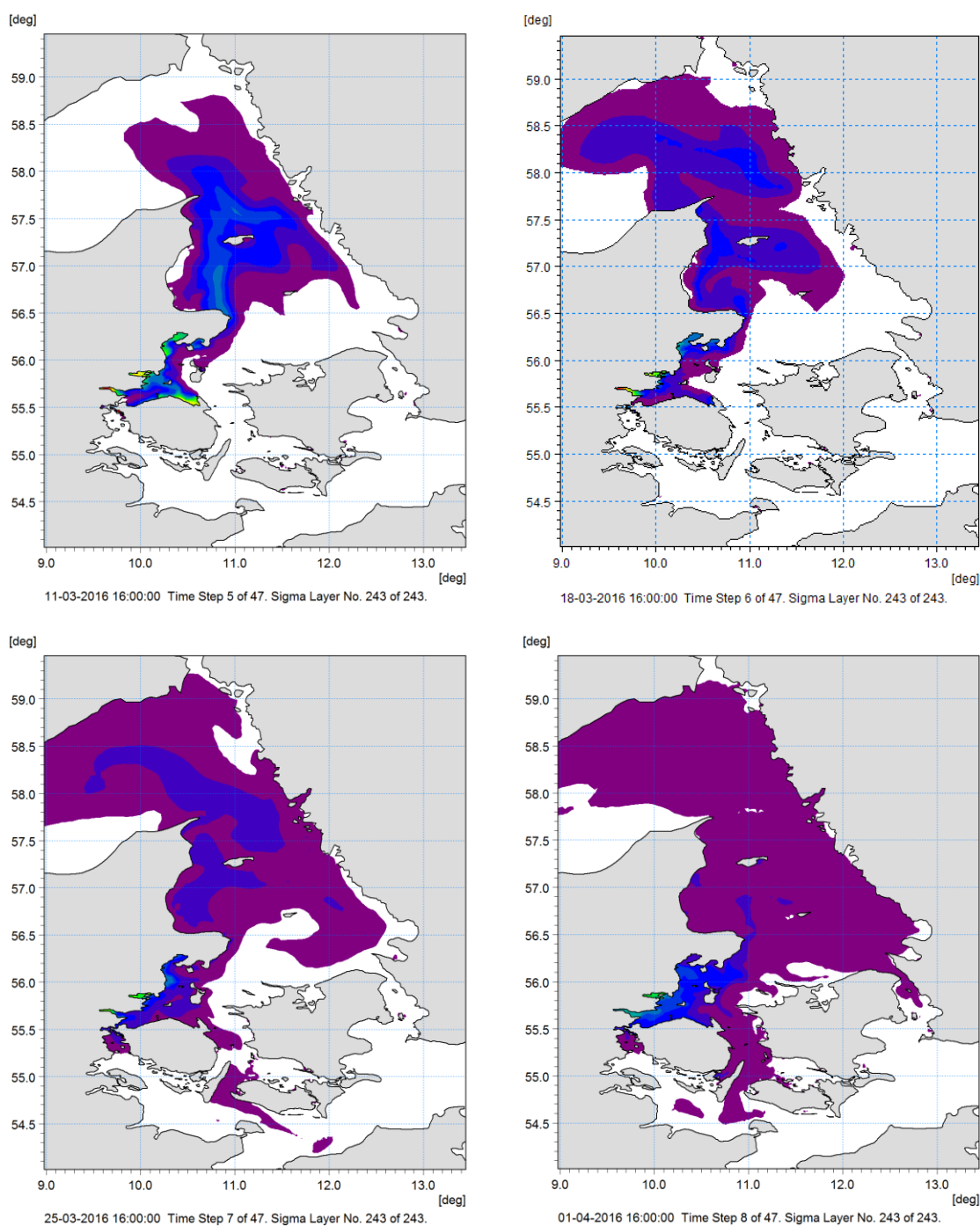
Tidligt i marts begynder forårsblomsten for alvor, og i modellen findes de maksimale koncentrationer af klorofyl-a omkring midten af marts, hvorefter klorofyl-a koncentrationerne aftager igen, og omkring starten af juni svarer klorofyl-a niveauet til sommer-niveauet (som beskrevet i afsnit 3.1 svarer til mellem 0,001 og 0,003 mg/l), se Figur B. 12 til Figur B. 15.

Samtidigt pågår den pelagiske transport, spredning og omsætning, og i Figur C. 14 er vist den fortsatte spredning af gødningsvand illustreret ved den ekstra overkoncentration af TN, som stammer fra gødningsvandet, mens Figur C. 15 viser en transekt fra Århus Bugt, ud gennem Kattegat til Skagerrak. I figurerne fremgår det at:

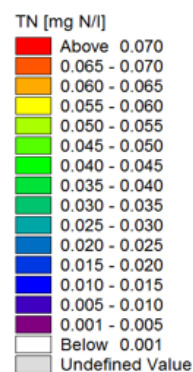
- Den 11. marts befinder de højeste TN koncentrationer sig ud for Odense Fjord, og omkring Århus Havn og i Århus Bugt. Her viser modelresultaterne en overkoncentration på mellem 0,04-0,05 mg N/l. Modelresultaterne i figurerne er vist for overfladevandet, og i 10-15 m er koncentrationerne generelt lidt højere, og i den centrale del af det nordlige Bælthav er koncentrationen mere jævnt fordelt og omkring 0,04-0,05 mg N/l. Der ses stadigvæk forhøjede koncentrationer af TN i Vejle Fjord og Horsens Fjord (> 0,06 mg N/l). I Figur C. 10 er vist tidsserier af TN i Ebeltøft Vig, Århus Bugt, Horsens Fjord og Vejle Fjord. Der er én måling i Vejle Fjord i starten af marts, som er lidt højere end 90% percentilen, hvilket underbygges af modellen. I henhold til /1/ afviger målingerne for marts på de andre stationer i området ikke fra 10-90% percentilerne. I Kolding Fjord koncentrationen af TN < 0,01 mg N/l mens koncentrationen stadigvæk er høj i Gamborg Fjord (< 0,20 mg N/l). Generelt set er modellen dog ikke tilstrækkeligt præcis i fjordene og resultaterne skal tages med forbehold.
- Fra den 18. marts til den 1. april er billedet meget ensartet. Koncentrationerne i det nordlige Bælthav er < 0,02 mg N/l i de mere åbne dele og < 0,03 mg N/l i de mere lukkede vandområder, som eksempelvis Århus Bugt. En stor del af gødningsvandet befinder sig nu i Kattegat og Skagerrak, hvor koncentrationerne også er < 0,02 mg N/l med en undtagelse nord for Djursland den 11. marts. Der er ingen væsentlige koncentrationsforskelle mellem overfladen og 10-15 m, se Figur C. 15.

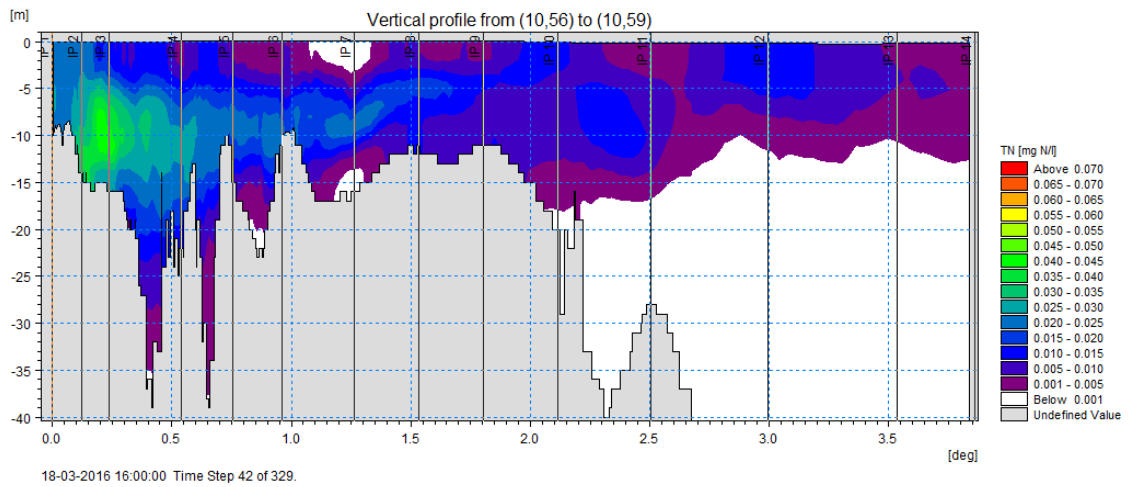
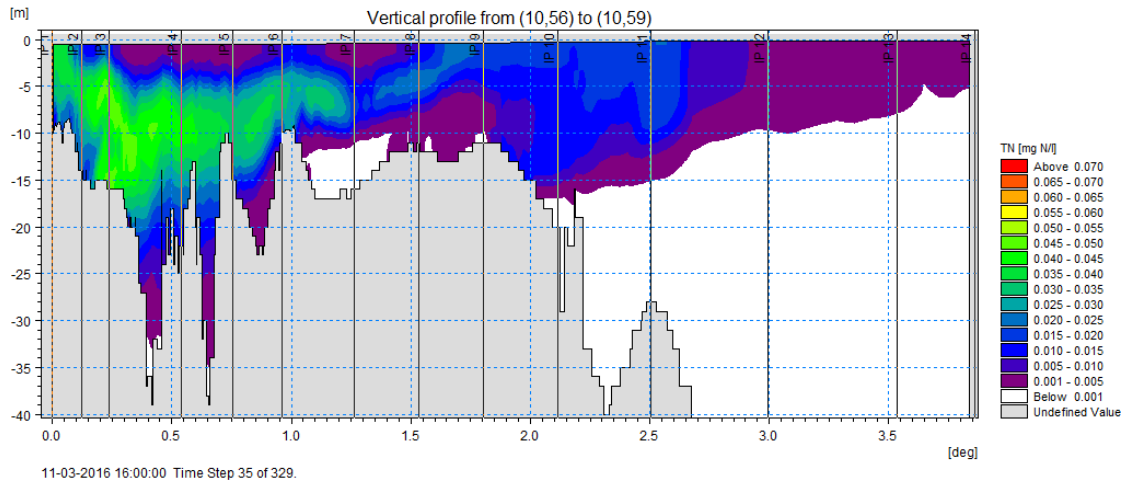
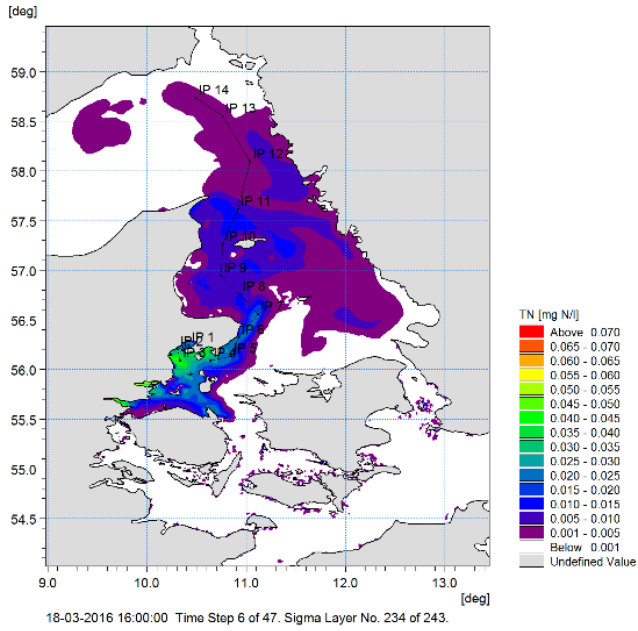
- I de mere lukkede fjorde som Gamborg Fjord, Kolding Fjord og Horsens Fjord er vandskiftet mindre og gødningsvandet spredes derfor langsommere. Med udgangen af marts er TN koncentrationen i Ebeltøft Vig og Århus Bugt  $< 0,02$  mg N/l, i Horsens Fjord er koncentrationen omkring  $0,04$  mg N/l, i Vejle Fjord er koncentrationen  $< 0,03$  mg N/l mens den i Gamborg Fjord og Kolding Fjord er tæt på  $0$  mg N/l, se Figur C. 10.

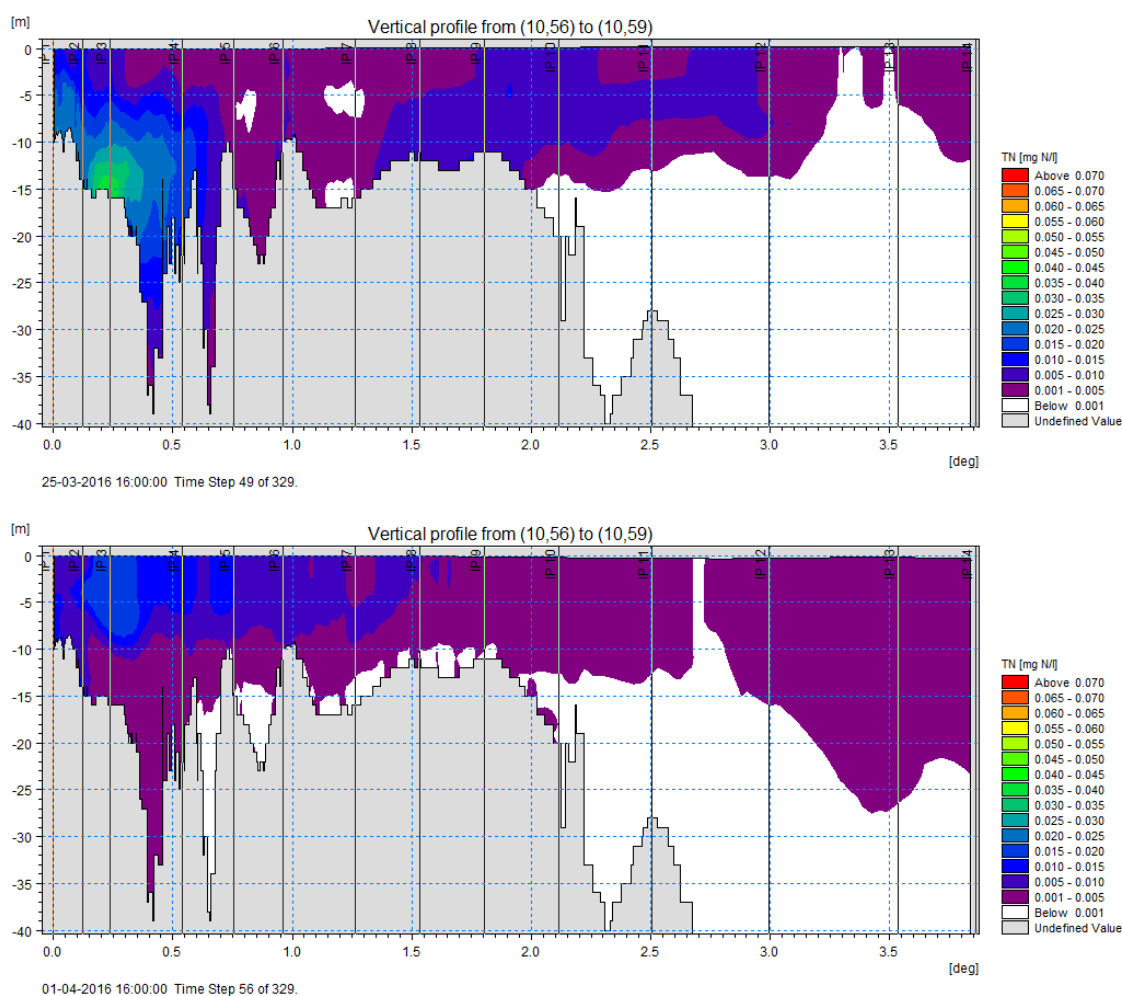




Figur C. 14 Koncentration af kvælstof (TN) fra gødningsvandet den 11. marts kl. 16.00, 18. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00.







Figur C. 15 Transport og fortynding af gødningsvand (beskrevet ved koncentrationen af TN) den 18. marts kl. 16.00, 25. marts kl. 16.00 og 1. april kl. 16.00. Her vist som transekt, se øverste panel for placering. Århus Bugt er vist længst til venstre, mens transektet slutter i Skagerrak længst til højre. Bemærk, at figuren kun viser koncentrationen ned til 40m dybde, og hele dybden i Skagerrak dermed ikke er vist.

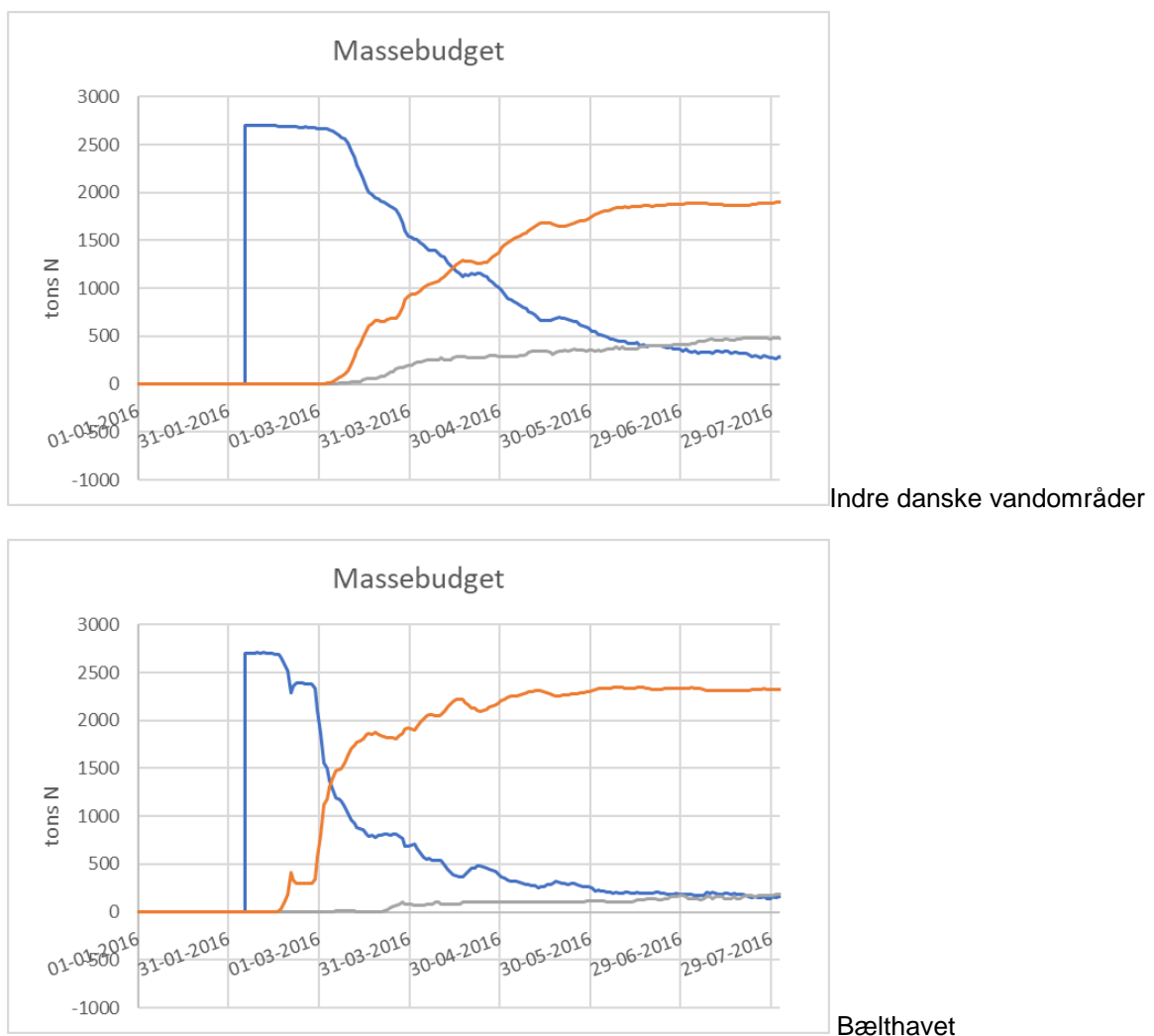
### Opbygning af organisk materiale

Fra massebudgetterne af uorganisk N (se Figur C. 12) ses et tydeligt fald i mængderne af uorganisk N (DIN) fra starten af marts til slutningen af marts. Dette fald skyldes delvist, at DIN optages i algerne og derfor overgår til den organiske pulje (ON) og delvist, at en del af den samlede mængde gødningsvand løber ud i Skagerrak i løbet af denne måned. Den del, der overgår til alger, ender sidenhen som dødt organisk materiale, som omsættes til DIN og derigennem indgår i cyklen af næringssalte igen (se Bilag D for en grundigere gennemgang). En del af den organiske pulje sedimenterer og ender på havbunden, hvor den indgår i den organiske N del af sedimentbeskrivelsen (se ligeledes Bilag D for en grundigere gennemgang). På Figur C. 16 er massebudgetterne for områderne IDV og Bælthavet vist. Her ses det, hvordan gødningsvandet i Bælthavet allerede begynder at blive transporteret ud af området efter godt to uger, hvilket også fremgår på Figur C. 8. Efter yderligere en måned, dvs. med udgangen af marts, er knap 2.000 tons N transporteret fra Bælthavet og ud i Kattegat, mens der stadig er omkring 600 tons N i vandfasen og 100 tons i sedimentet. De 600 tons N giver anledning til overkoncentrationer af TN omkring 0,01-0,015 mg N/l. Dvs. efter knap to måneder er hovedparten af gødningsvandet transporteret ud af det nordlige Bælthav. Dette stemmer fint overens med /26/. I /26/ vises, at vinterens 'overkoncentration' af nitrat ( $\text{NO}_x$ ) bestemt ud fra danske N-tilførsler har en responstid på omkring én måned, svarende til, at vinterens 'overkoncentration' ikke længere kan genfindes efter godt én måned. Transport- og

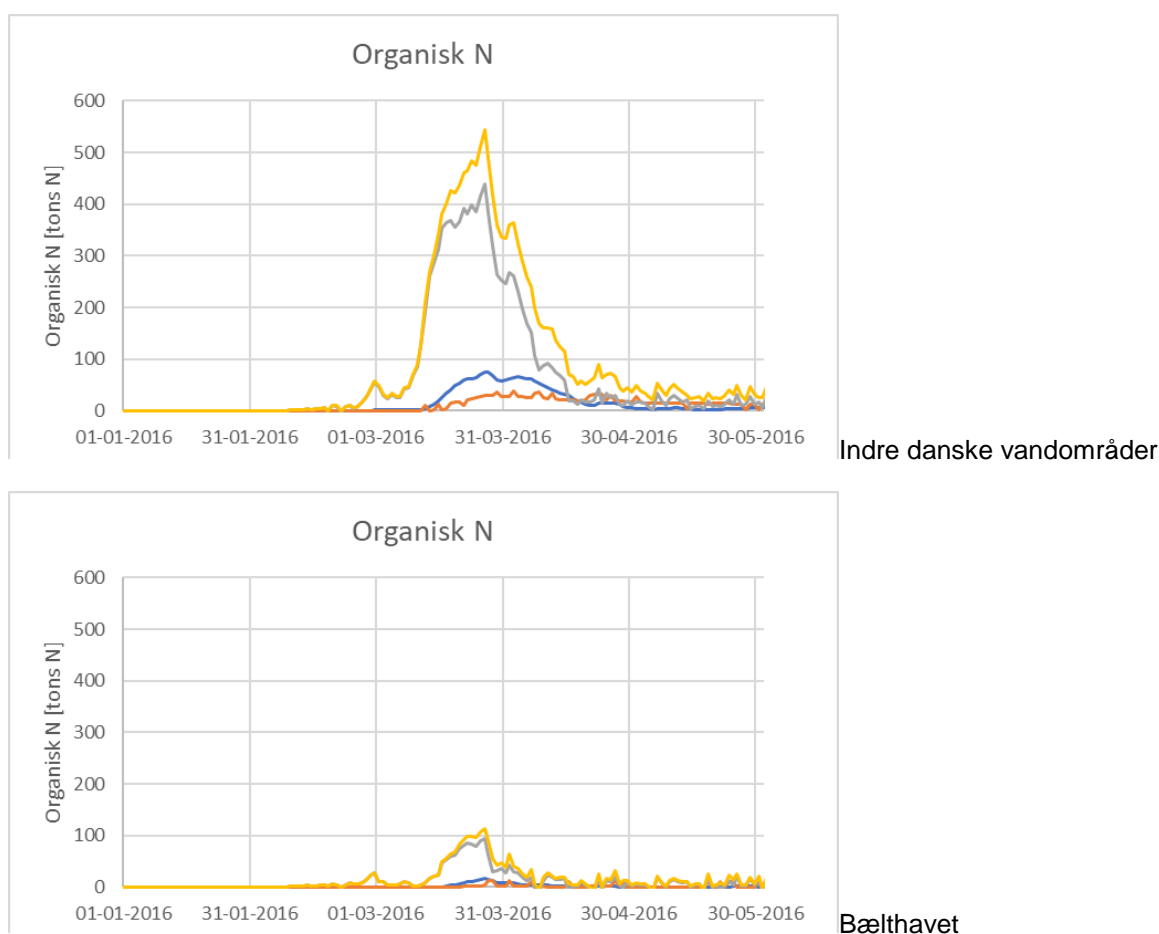
blandingsmekanismerne i et velgennemstrømmet farvand som Bælthavet er væsentlige, og konklusionerne i /26/ underbygger modelresultaterne fra denne analyse.

Et tilsvarende budget for IDV området viser, at der med udgangen af marts stadig er omkring 1.500 tons N tilbage i området, mens 1.000 tons N er transporteret videre ud i Skagerrak og 200 tons er endt på havbunden.

Af den tilbageværende mængde ON befinder langt den største andel sig på algeform, se Figur C. 17, mens en mindre del er indbygget i de andre organiske fraktioner, som indgår i modellen. Af figuren kan det også ses at den største biomasse findes i Kattegat. I hele området (IDV) er der knap 600 tons N indbygget i organisk materiale, og heraf befinder lidt mere end 100 tons N sig syd for Kattegat. Fra massebudgettet for det sydlige Lillebælt kan vi se (data ikke vist), at der er under 25 tons N indbygget i organisk materiale i det område, hvorfor hovedparten af de 100 tons N altså befinder sig i det nordvestlige Bælthav.



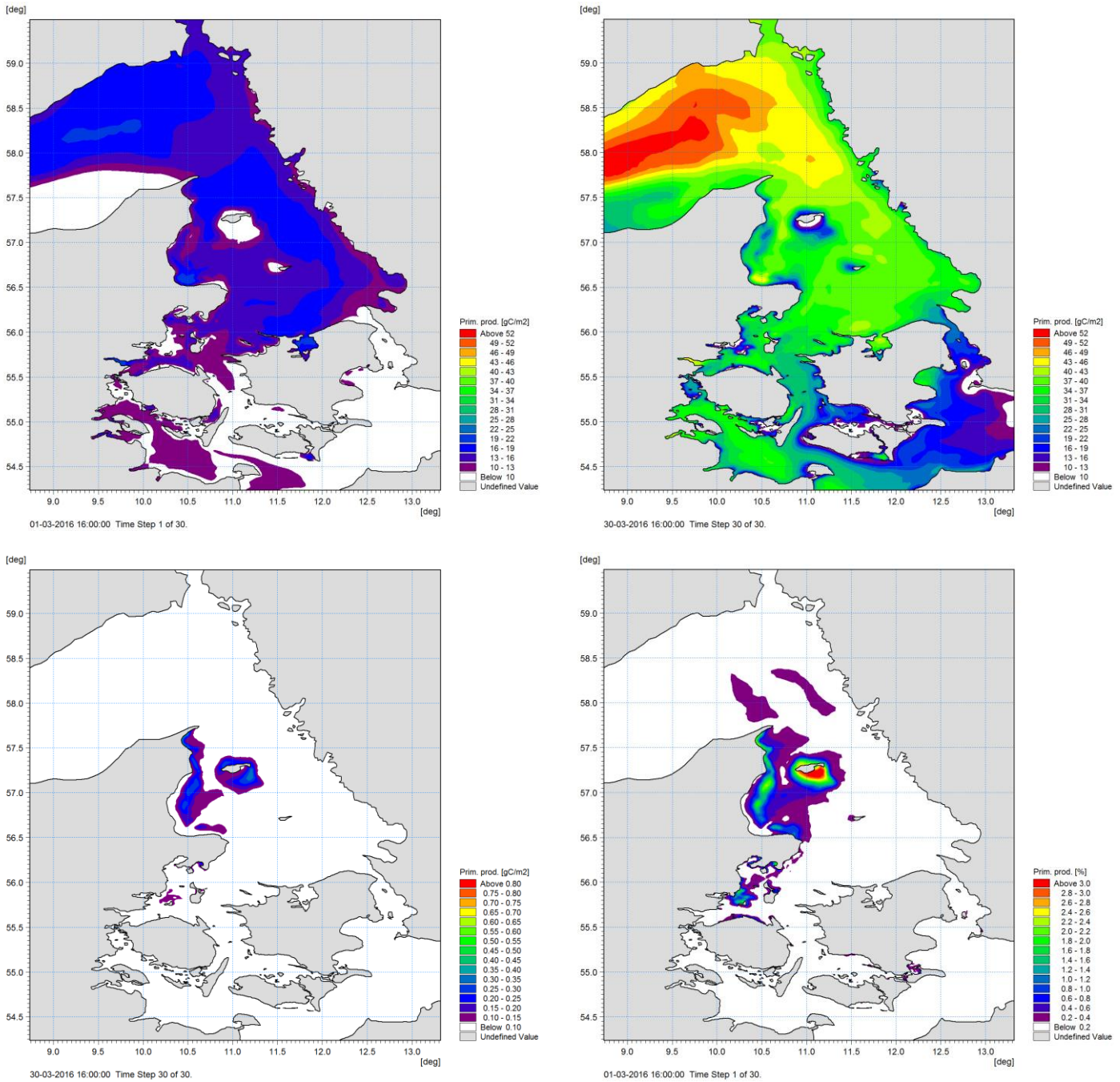
Figur C. 16 Massebudget for TN for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 11). Blå kurve viser massen af den pelagiske andel af gødningsvandet, grå linje viser massen, der indgår i sedimentet, og orange linje viser den andel, der er transporteret ud af området. I Figur 5-2 er vist tilsvarende figurer dækkende hele året.



Figur C. 17 Massebudget for den andel af gødningsvandet, som er indbygget i organisk materiale for områderne IDV (øverst) og Bælthavet (nederst) (se Figur C. 11). Grå kurve viser massen af den andel af gødningsvandet som er indbygget i planktonalger, blå linje viser den andel, der indgår i dødt partikulært N (PON), og orange linje den andel, der indgår i opløst organisk N (DON). Den gule linje viser summen af de tre fraktioner.

I modellen er det primærproduktionen, der er styrende for optaget af DIN (og de andre uorganiske næringssalte) og indbygningen i algerne. Primærproduktionen er styret af vandtemperaturer, solindstråling og tilgængeligheden af eksempelvis DIN. I /8/ er primærproduktionen kort beskrevet, og fra /8/ kan vi beregne, at primærproduktionen for marts måned udgør omkring 15% af årsproduktionen. I Figur C. 18 er den akkumulerede primærproduktion indtil udgangen af februar og indtil udgangen af marts vist foruden forskellen imellem produktionen i marts med og uden gødningsvandet (vist både i absolutte tal og i %). Som det fremgår af figuren, bidrager gødningsvandet til primærproduktionen med maksimalt 1g C/m<sup>2</sup> for marts måned, og hovedsageligt i den nordvestlige del af Kattegat og omkring Læsø. Analyseres på den procentvise ændring, kan vi aflæse, at de største ændringer er omkring 3% i de samme områder. Fra /8/ kan vi se, at den gennemsnitlige primærproduktion i marts er omkring 0,5 g C/m<sup>2</sup>/dag ± 0,4 g C/m<sup>2</sup>/dag.

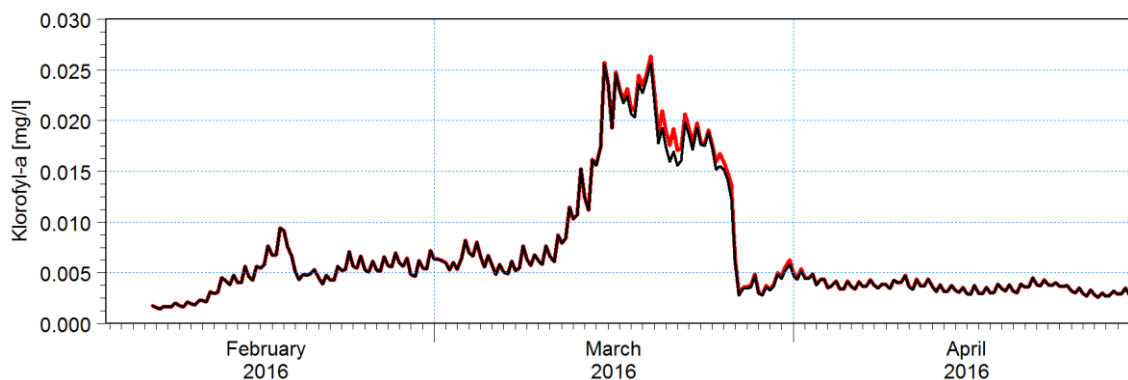
I analysen af primærproduktionen har vi vist den akkumulerede effekt af gødningsvandet. Den akkumulerede effekt er afhængig af den periode, vi kigger på. Vi har taget udgangspunkt i marts måned, for at give et relativt robust estimat af forskellen hen over forårsblomsten. I det følgende ser vi lidt mere specifikt på algekoncentrationerne – og afledte effekter af disse – på specifikke dage.



Figur C. 18 Akkumuleret primærproduktion med udgangen af februar (øverst, venstre) og med udgangen af marts (øverst, højre). Derudover er forskellen i den akkumulerede primærproduktion for marts måned som kan tilskrives gødningsvandet vist (nederst, venstre) foruden den relative forskel (nederst, højre) i den akkumulerede primærproduktion for marts måned (vist i %).

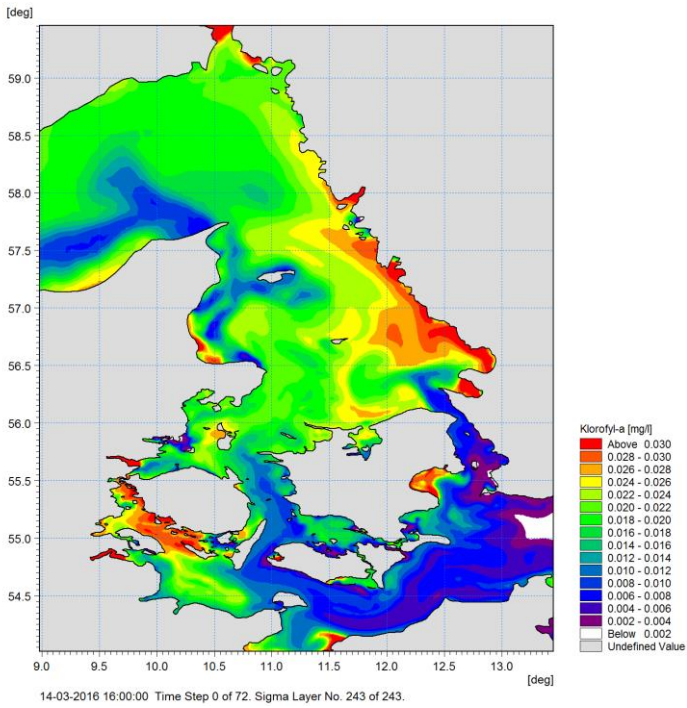
I løbet af marts opbygges den ekstra DIN, der er udledt med gødningsvandet altså i alger. I Figur C. 20 til Figur C. 24 er vist modellerede koncentrationer af klorofyl-a og den mængde af de modellerede koncentrationer, som kan tilskrives gødningsvandet. Modelresultaterne er vist med fire dages mellemrum begyndende den 14. marts og sluttende den 30. marts. Den mest signifikante del af forårsblomsten starter godt en uge inde i marts, men her viser vi koncentrationer og forskelle fra midt i marts og måneden ud. Som det ses af Figur C. 20 til Figur C. 24, har gødningsvandet en stigende betydning fra den 14. marts og én uge frem, mens den herefter aftager, og den 30. marts er der stadig et bidrag fra gødningsvandet, men det er i begrænsede koncentrationer og begrænset til de nord- og østlige dele af Kattegat og Skagerrak.

Som det også er vist på Figur B. 12 til Figur B. 15, topper klorofyl-a koncentrationerne i det nordvestlige Bælthav og Kattegat i den sidste halvdel af marts med koncentrationer over 0,02 mg/l, og i enkelte tilfælde op til knap 0,03 mg/l, se Figur C. 20 til Figur C. 24. Tilsvarende ses, at den andel af forårsblomsten, som kan forklares med gødningsvandet, også i store områder er omkring 0,002 mg/l og i enkelte mindre områder måske op mod 0,003 mg/l (se Århus Bugt og Ebeltoft Vig). I Figur C. 19 er vist, hvordan ændringen med og uden gødningsvand påvirker klorofyl-a koncentrationen i Århus Bugt fra februar til april. Som det fremgår af figuren, betyder gødningsvandet noget for koncentrationerne i en til to uger af marts, hvorefter effekterne aftager.

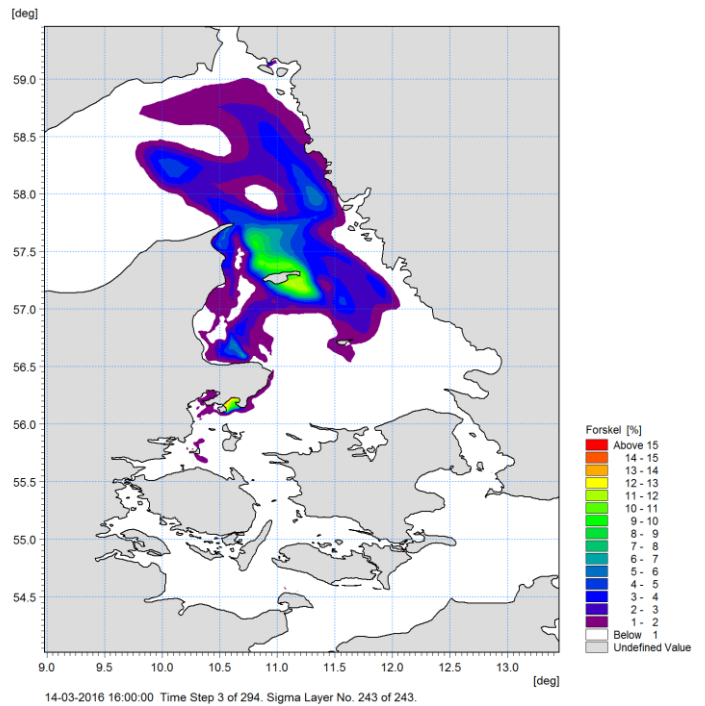
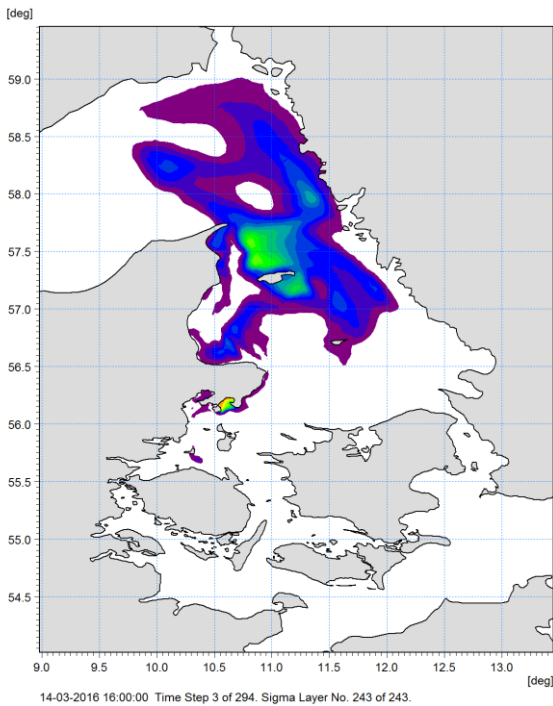


Figur C. 19 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen på målestationen ARH170117. Rød linje viser modelresultater inklusive gødningsvand, mens sort linje viser resultaterne uden gødningsvandet.

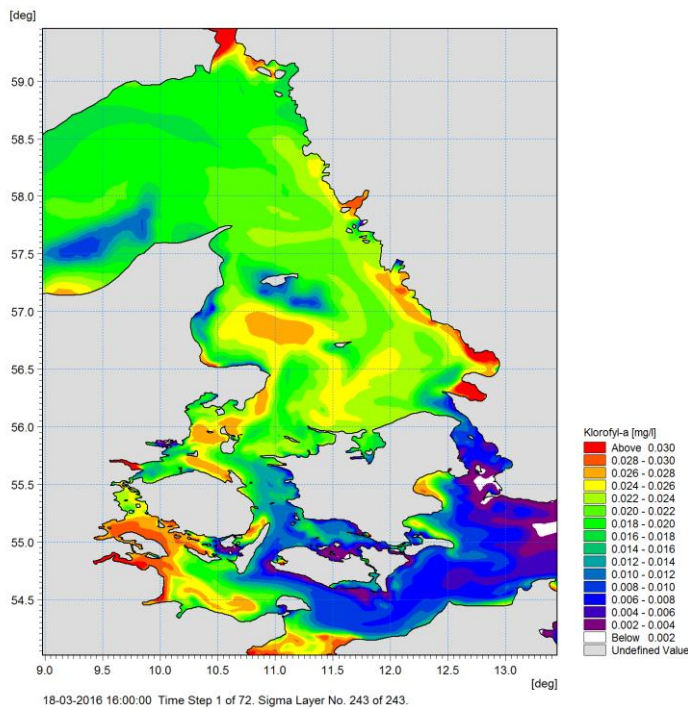
I Figur C. 20 til Figur C. 24 er ligeledes vist den procentvise andel af klorofyl-a, som stammer fra gødningsvandet på fem dage fordelt over den sidste halvdel af marts måned, altså i den periode med de største forskelle set i henhold til Figur C. 19.



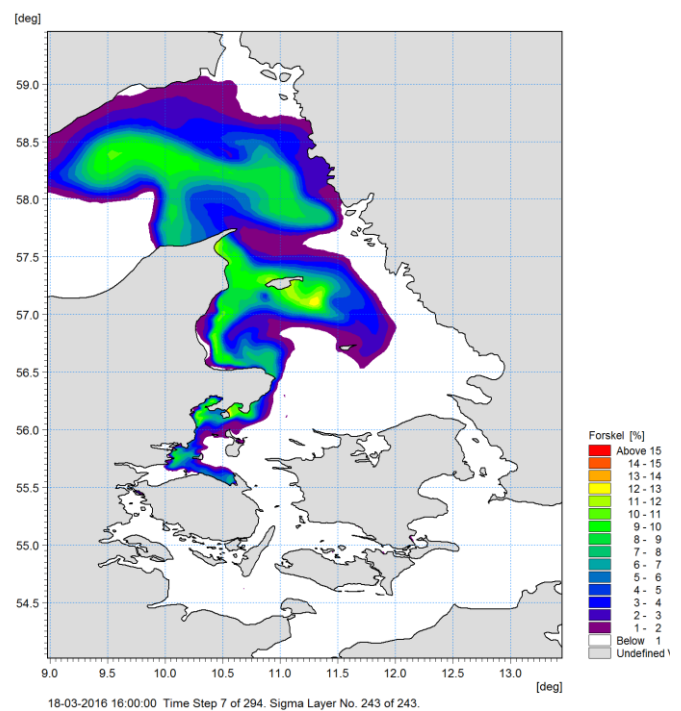
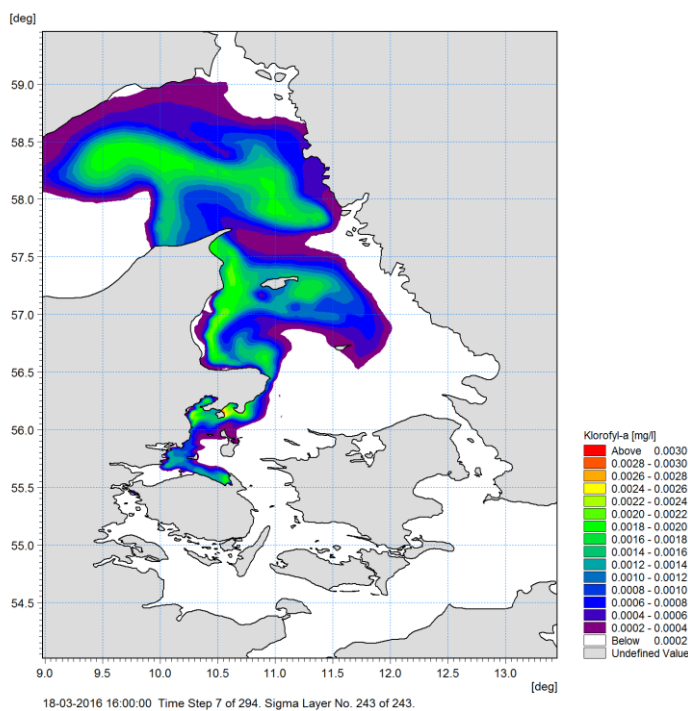
Figur C. 20 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 14. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).

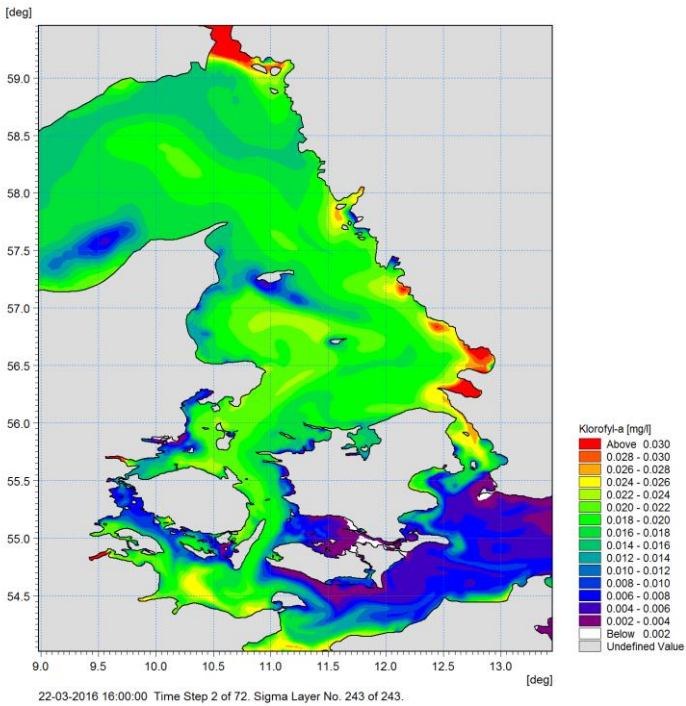




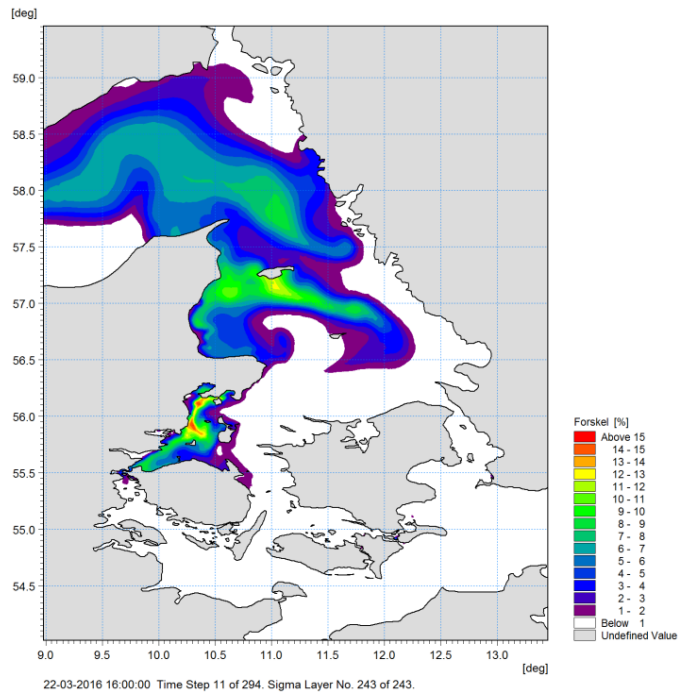
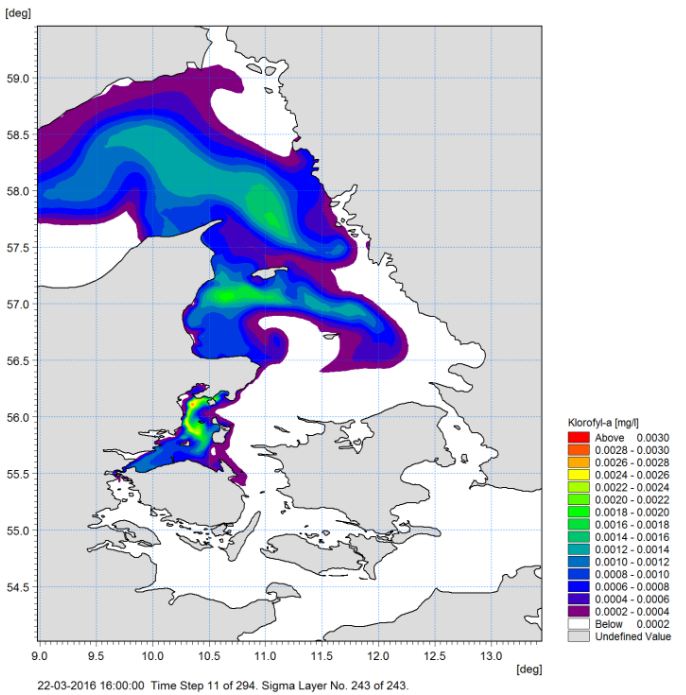


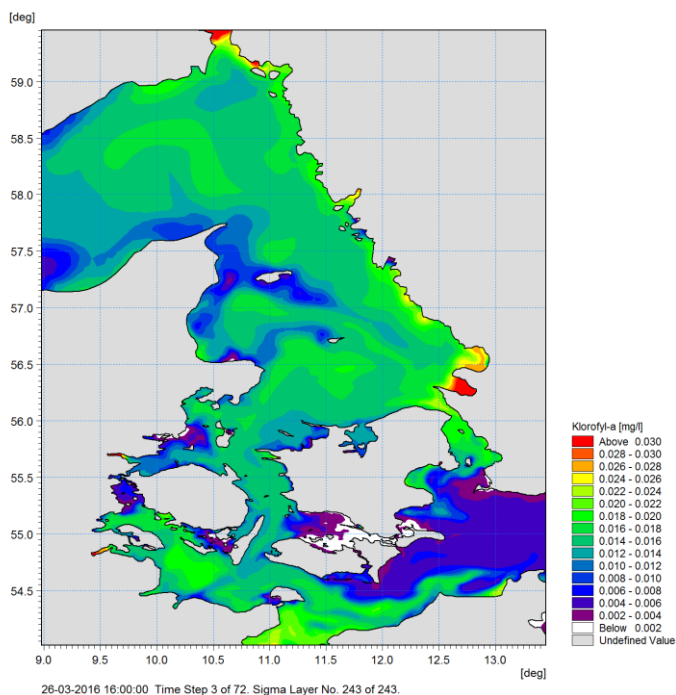
Figur C. 21 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 18. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



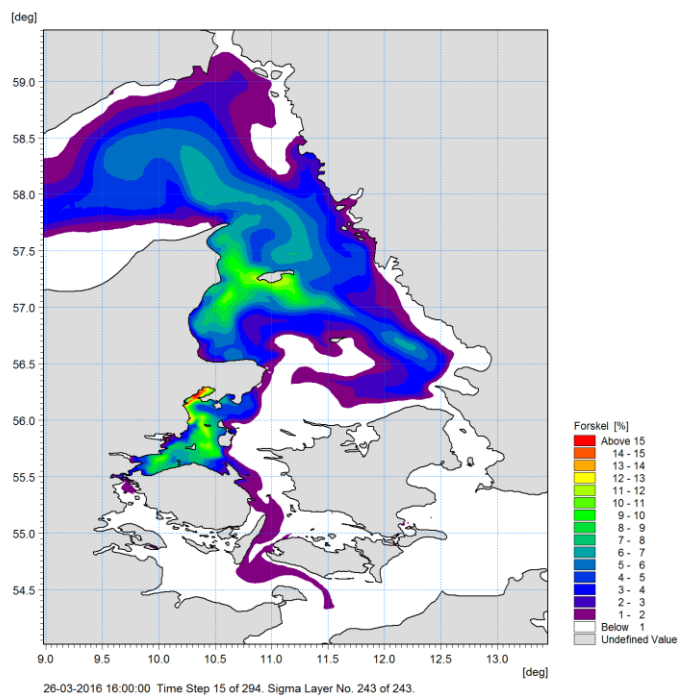
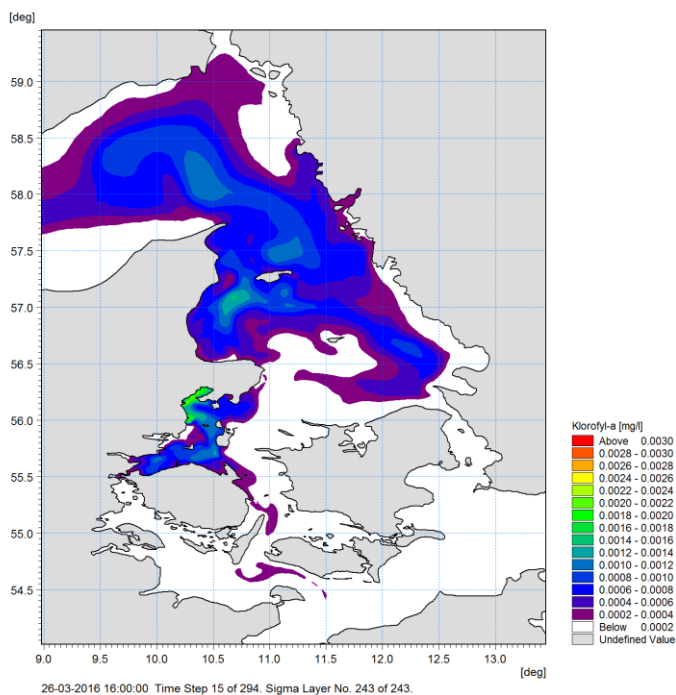


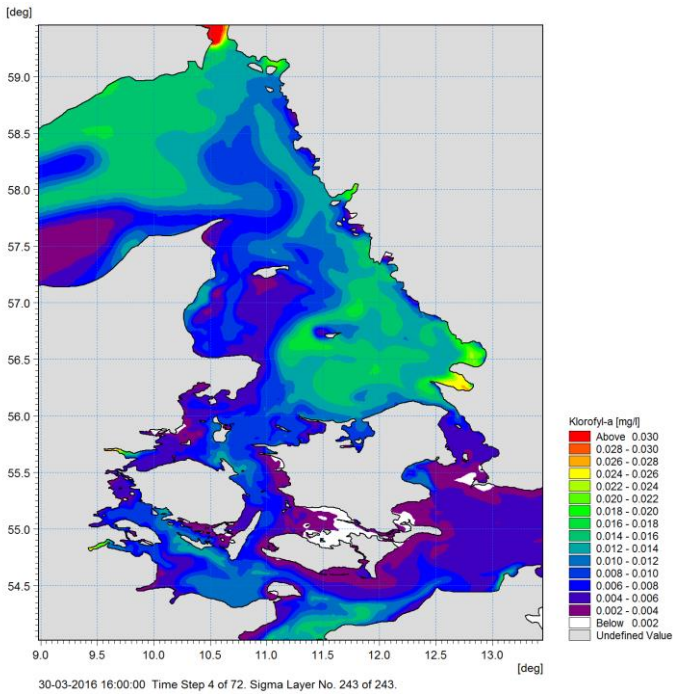
Figur C. 22 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



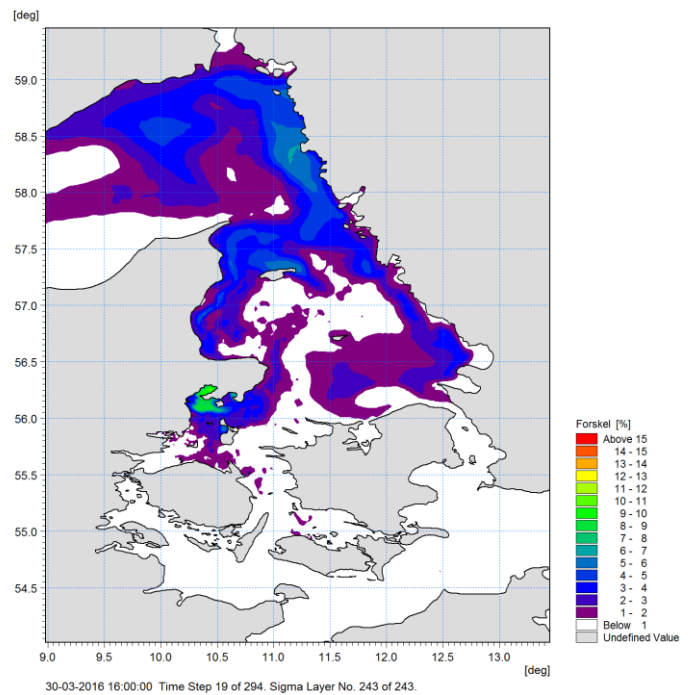
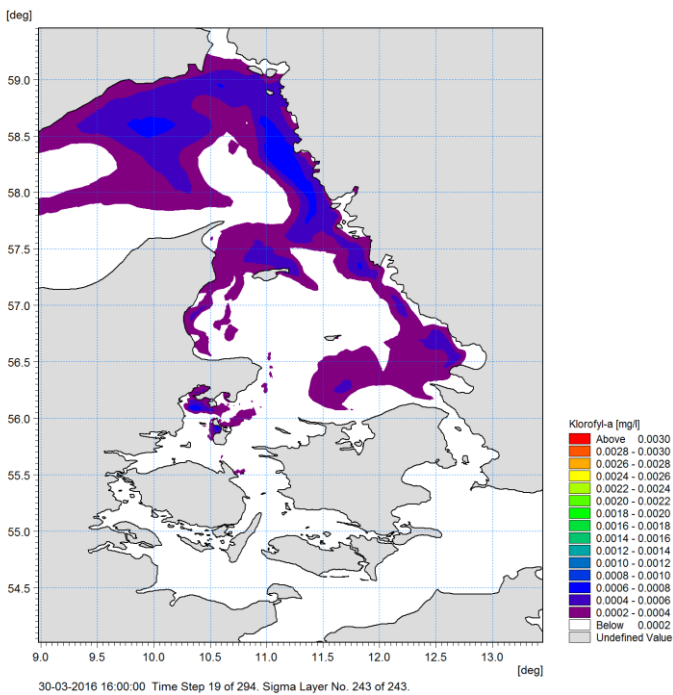


Figur C. 23 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 26. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).





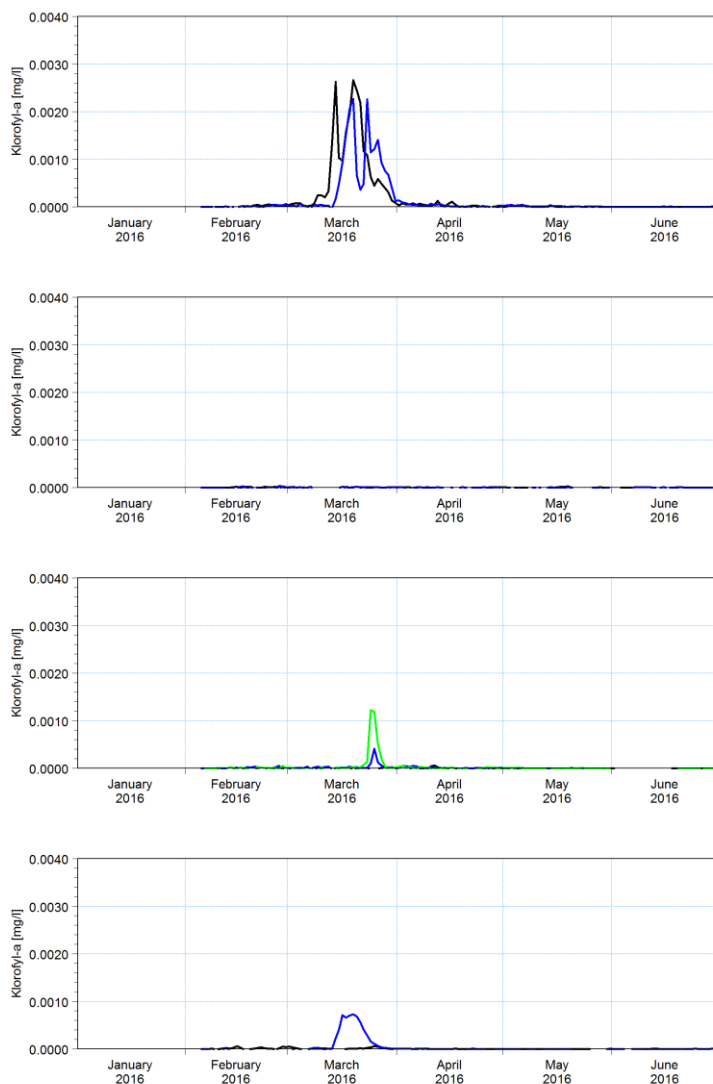
Figur C. 24 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i overfladen (venstre, øverst) d. 30. marts (inkl. gødningsvand), og den mængde klorofyl-a, der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



Som det fremgår af ovenstående figurer udgør den ekstra klorofyl-a i marts omkring 10% i store dele af de berørte vandområder (dvs. nordvestlige Bøllhav og Kattegat), og i enkelte mindre områder op mod 15% (se eksempelvis Århus Bugt), mens der ikke er modelleret effekter i de sydlige vandområder. Efter marts ses denne påvirkning ikke. Vi har undersøgt, om der er mere betydelige forskelle ned til 10 m (den fotiske zone), men har ikke fundet forhold, som adskiller sig fra beskrivelsen i overfladevandet.

I Figur C. 25 er vist tidsserier af klorofyl-a som kan tilskrives gødningsvandet i Ebeltøft Vig, Århus Bugt, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord og Gamborg Fjord (bemærk at resultaterne her er usikre på grund af opløsningen i modellen og skal tages med forbehold).

Som det fremgår af figuren er der modelleret en påvirkning i marts måned på omkring 0,003 mg/l i Ebeltoft Vig og Århus Bugt, mens der ingen effekt er modelleret i Horsens Fjord og en mindre effekt (omkring 0,001 mg/l) i Vejle Fjord og Gamborg Fjord. Bemærk i øvrigt at klorofyl-a topper i marts måned, mens TN i Figur C. 10 topper i februar/starten af marts.

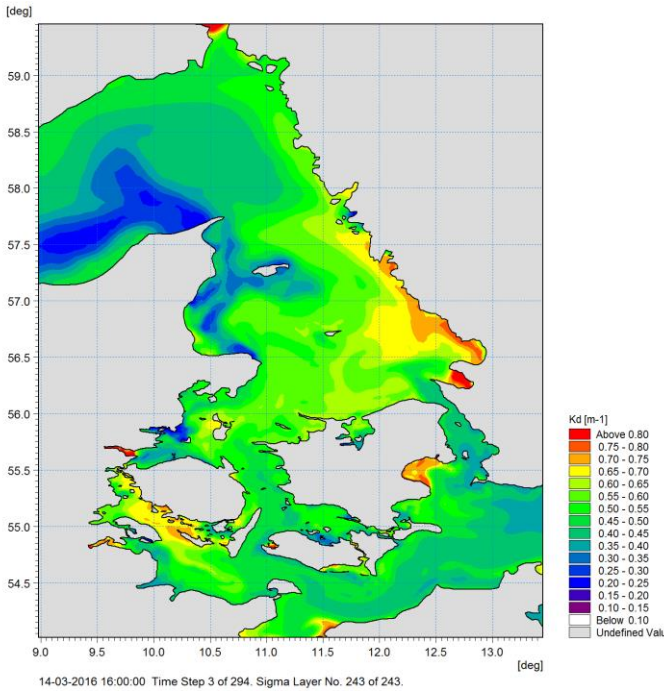


Figur C. 25 Modellerede koncentrationer af klorofyl-a i fjorde i Lillebælt og det nordvestlige Bælthav som kan tilskrives gødningsvandet. Øverst; sort linje er Ebeltoft Vig (ARH160031), blå linje er Århus Bugt (ARH170006); næstøverst: sort linje er Horsens Fjord, indre (VEJ006790), blå linje er Horsens Fjord, ydre (VEJ005790); næstnederst: sort linje er Vejle Fjord, indre (VEJ004273), blå linje er Vejle Fjord, mellem (VEJ004669), grøn linje er Vejle Fjord, ydre (VEJ005367); nederst: sort linje er Kolding Fjord (VEJ003350) og blå linje er Gamborg Fjord (FYN0018112). Bemærk varierende y-akser og at modelresultater er behæftet med usikkerhed på grund af opløsning i modellen.

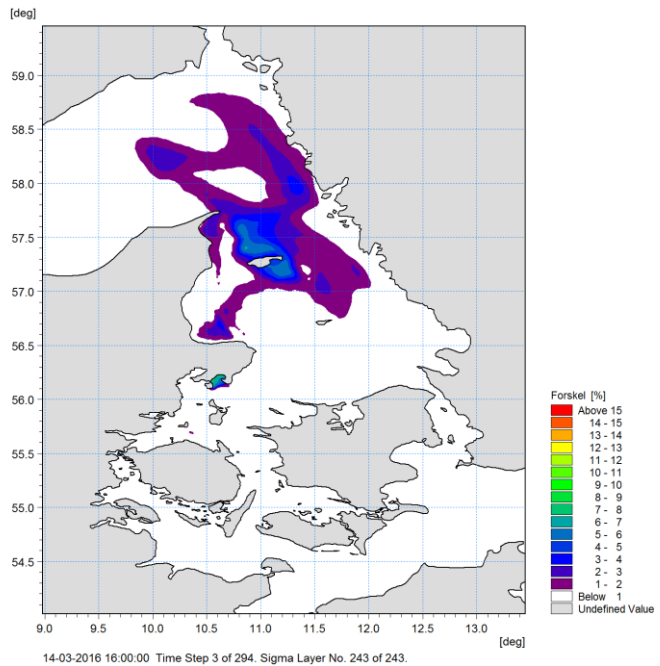
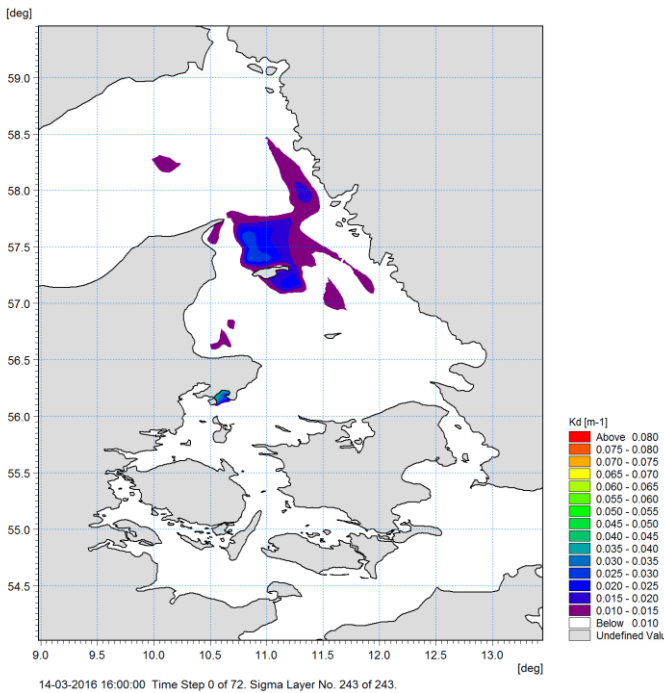
### Påvirkning af lysdæmpningen

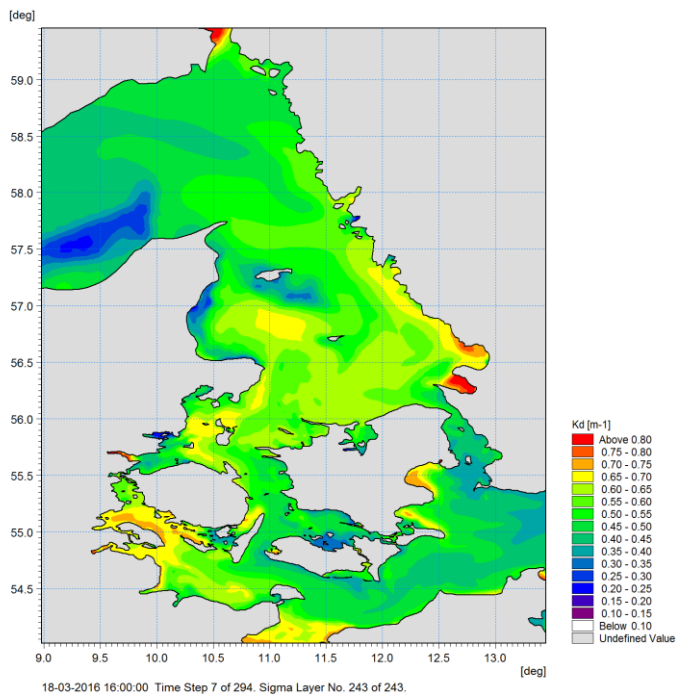
En anden vigtig parameter i forhold til vurderingen af miljøtilstand er lystilgængeligheden, her vurderet som lysdæmpningen ( $K_d$ ), se afsnit 3.4. I vurderingen af miljøtilstand er det reelt ålegræssets dybdegrænse, som er den udslagsgivende parameter, men som det også er beskrevet i /8/, benytter vi i modellerne  $K_d$  som en proxy for dybdegrænsen. I Figur C. 26 til Figur C. 30 er vist de modellerede værdier for  $K_d$  i fra den 14. marts til den 30. marts, og de tilhørende forskelle (i absolutte forskelle og som procentvise forskelle), som stammer fra gødningsvandet.

Det er de samme områder, der påvirker  $K_d$ , som er beskrevet under klorofyl-a, men den procentvise forskel er mindre. Som vist i figurerne, er den procentvise typisk omkring 5% i de berørte områder, men op til omkring 10% i mindre områder som eksempelvis Ebeltoft Vig og omkring Århus Bugt. Da klorofyl-a udgør en (mindre) del af  $K_d$ , er dette et forventeligt resultat. Efter marts modelleres ingen effekter på  $K_d$ .

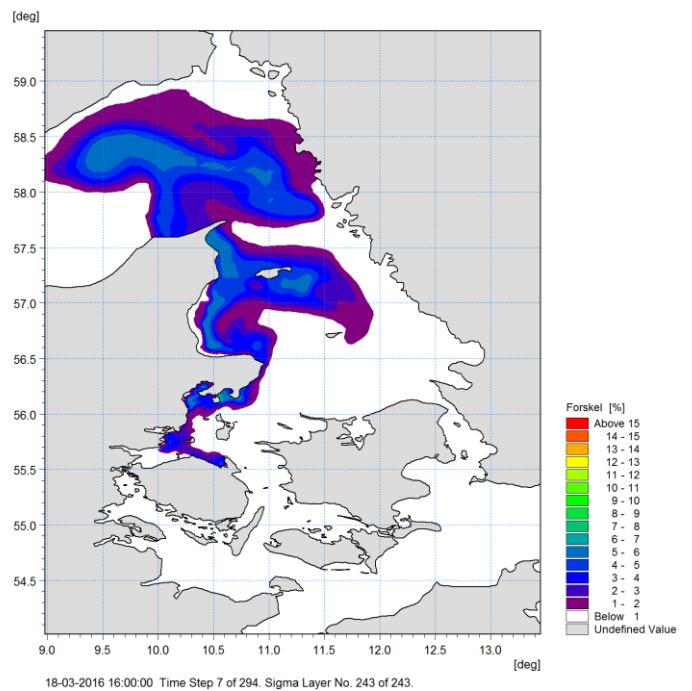
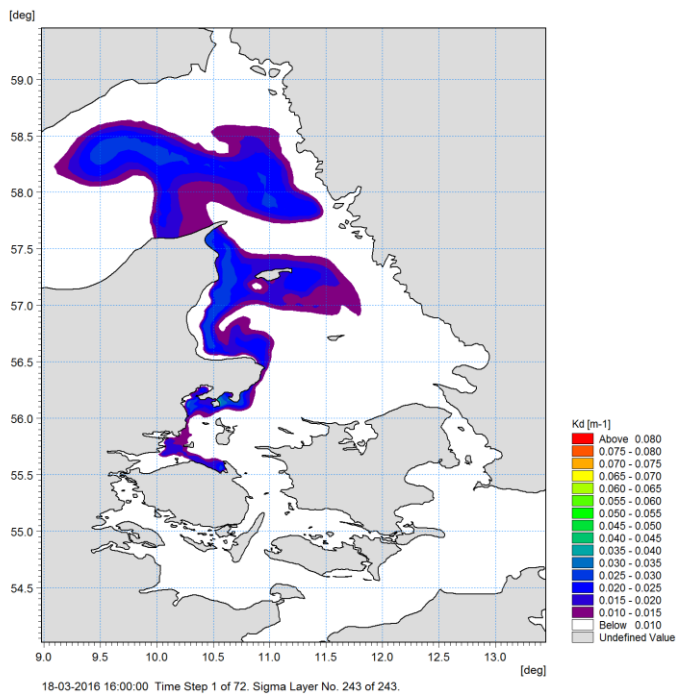


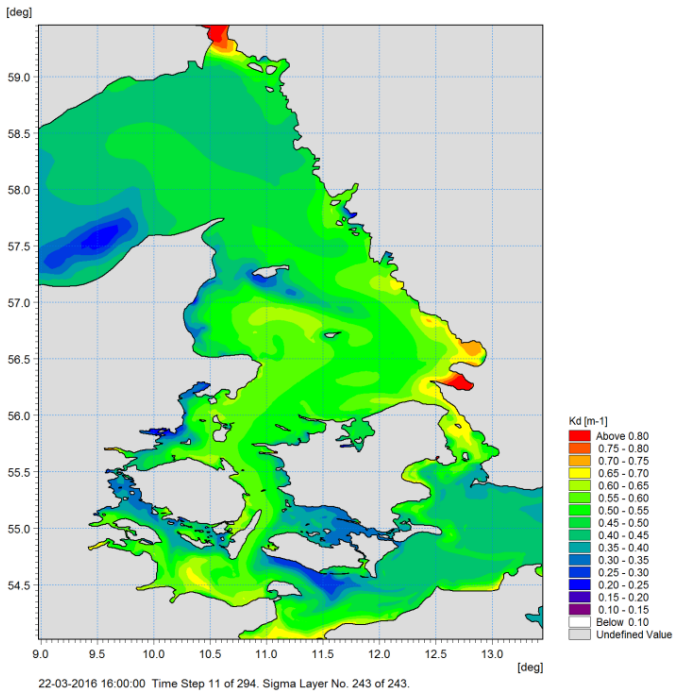
Figur C. 26 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 14. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



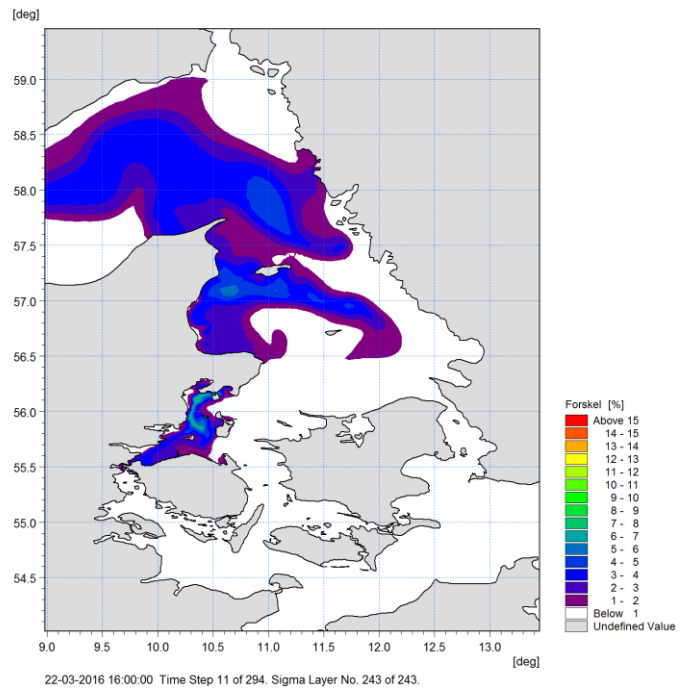
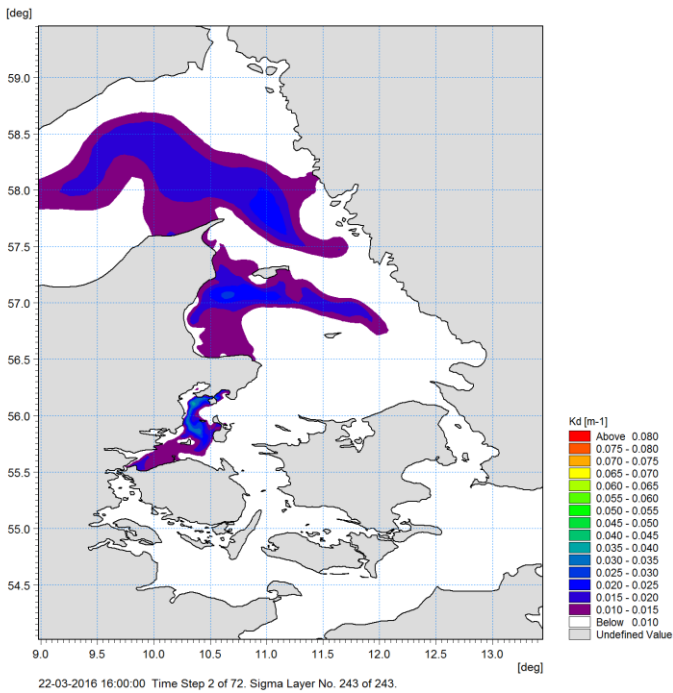


Figur C. 27 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 18. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).

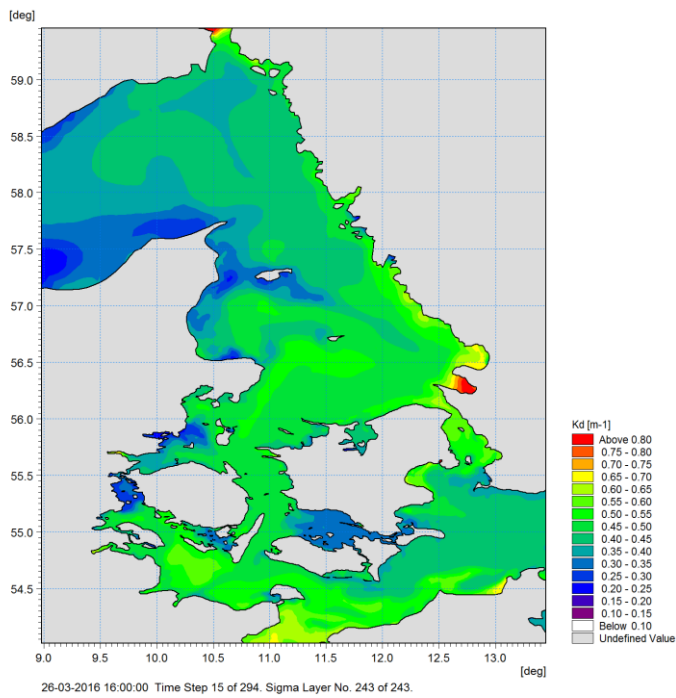




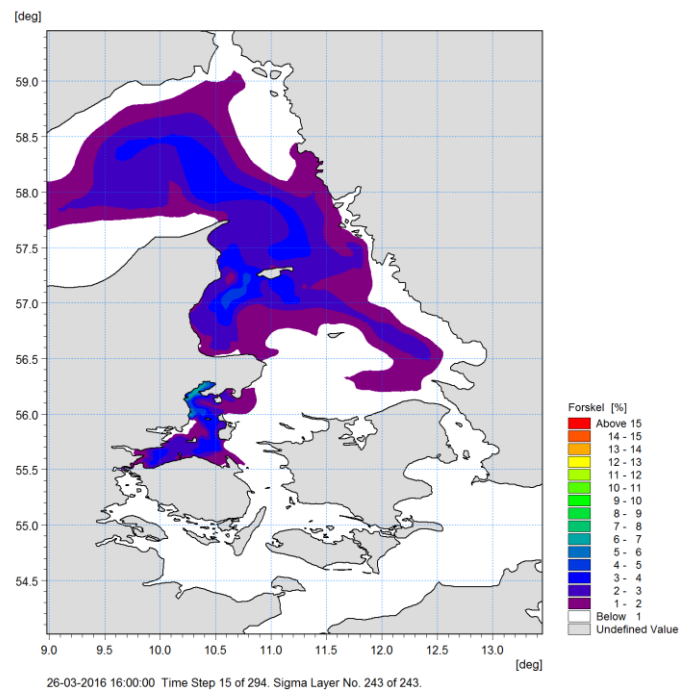
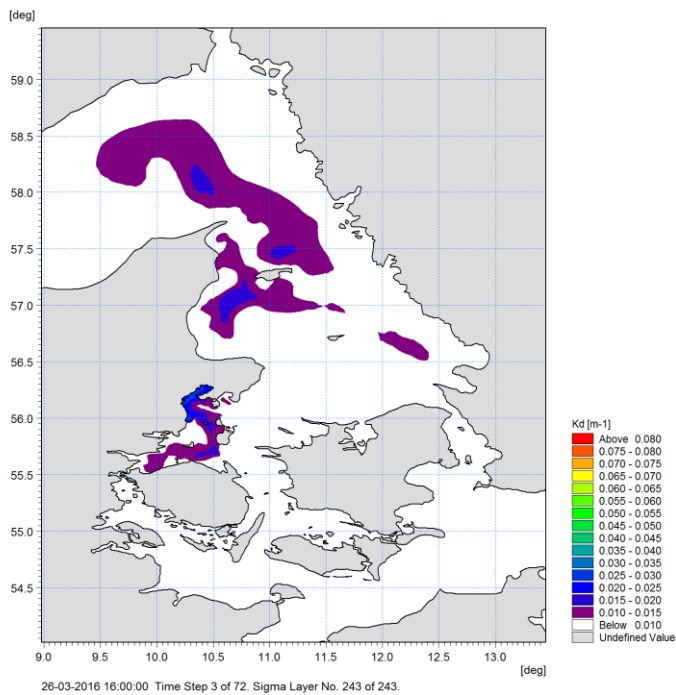
Figur C. 28 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 22. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).

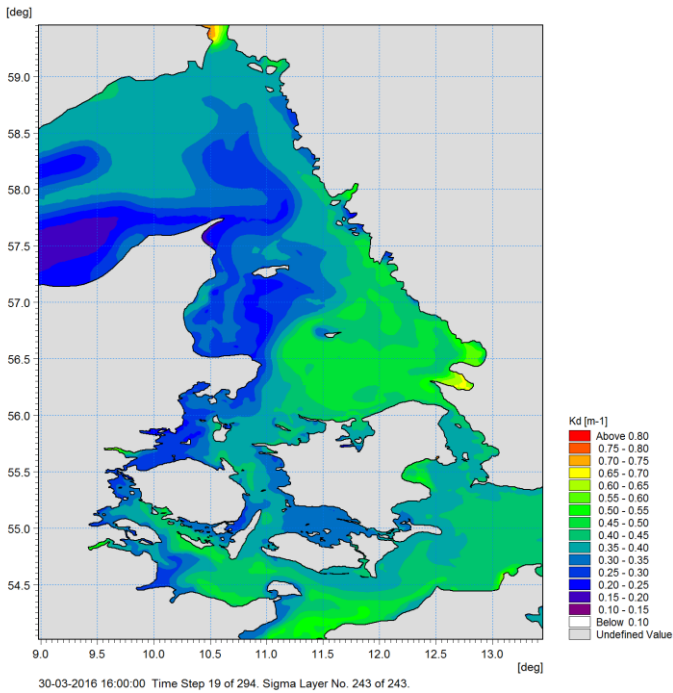




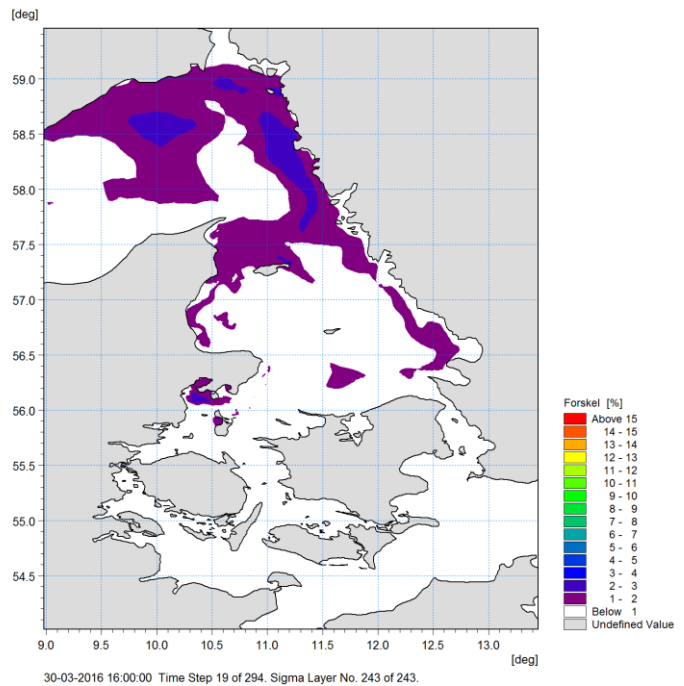
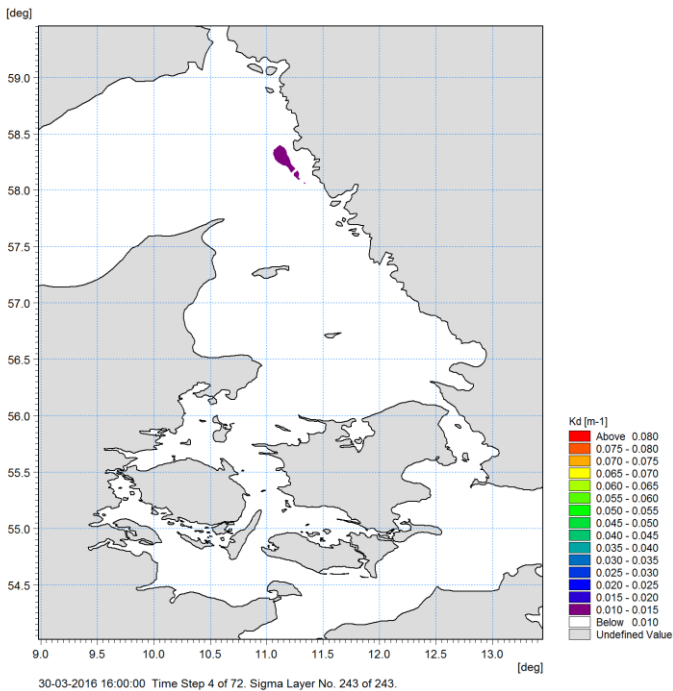


Figur C. 29 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 26. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



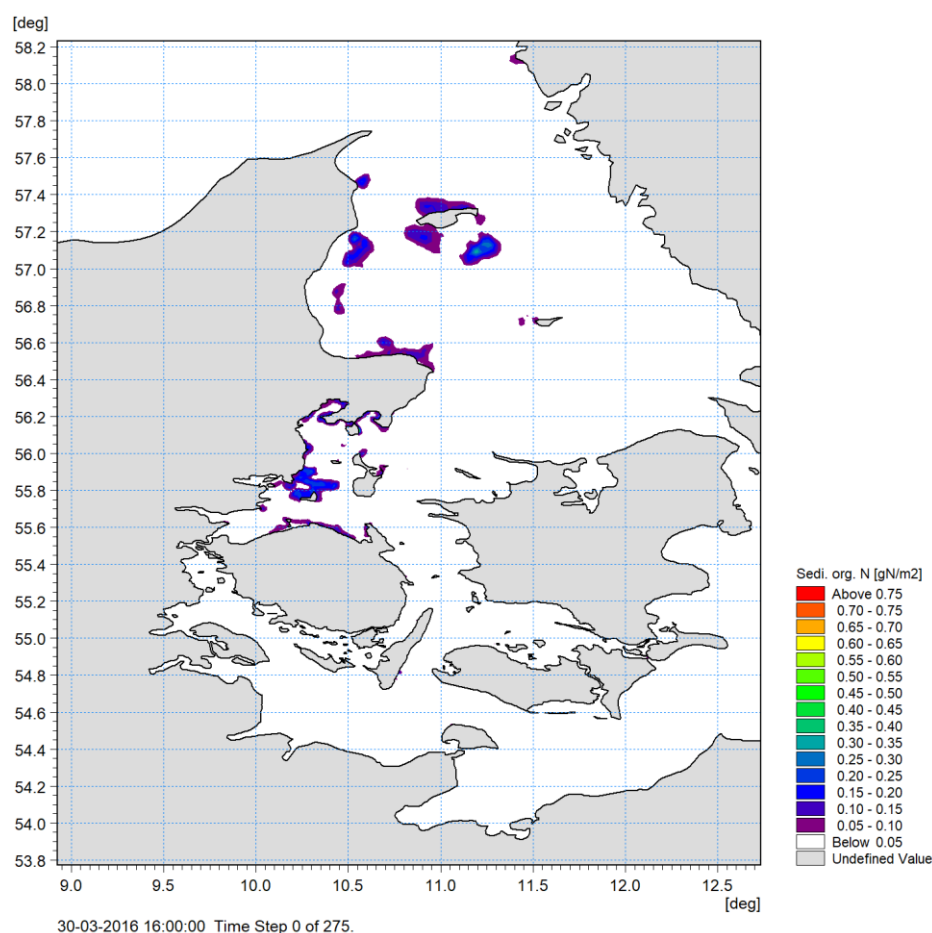


Figur C. 30 Modellerede  $K_d$ -værdier (venstre, øverst) d. 30. marts (inkl. gødningsvand), og den andel af  $K_d$ , der alene kan tilskrives gødningsvandet (venstre, nederst), og den procentvise ændring forårsaget af gødningsvandet (nederst, højre).



### Opbygning i sedimentet

Som beskrevet i forbindelse med Figur C. 17, opbygges en del af gødningsvandet i sedimentet på grund af sedimentation af ON. Resultatet af denne opbygning i sedimentet med udgangen af marts er vist i Figur C.31. Her ses et sammenfald mellem de områder, hvor der er opbygget N i sedimentet og de mere lavvandede områder, hvor der er modelleret de større ændringer i klorofyl-a koncentrationer, fx. i områderne omkring Læsø, nord for Djursland, i Århus Bugt og Ebeltoft Vig, foruden de lavvandede områder nord for Endelave og kystnært nord for Fyn. Der er også ændringer på de dybere dele, men ændringerne er meget mindre her. De modellerede ændringer skal i øvrigt sammenholdes med de koncentrationer af organisk N i sedimentet, som indgår i modellen som baggrund. Disse koncentrationer ligger mellem 50 og 150 g N/m<sup>2</sup>.



Figur C.31 Mængden af N fra gødningsvandet, som er opbygget i den organiske pulje i sedimenterne frem mod udgangen af marts.

## C.2.4 Transport og omsætning fra april og året ud

Som beskrevet i forrige afsnit befinder omkring 700 tons N fra gødningsvandet sig ved udgangen af marts stadig i Bælthavet, hvoraf omkring de 600 tons N er i vandfasen, og de 100 tons N er i sedimentet. Hovedparten af den resterende mængde gødningsvand er transporteret fra Bælthavet og ind i Kattegat. Ud af de godt 2.000 tons N, som er transporteret ud i Kattegat, befinder de knap 1.000 tons N sig stadig i Kattegat (cirka 900 tons N i vandfasen og 100 tons N i sedimentet) ved udgangen af marts måned, mens de resterende cirka 1.000 tons N er transporteret videre ud i Skagerrak. Dvs. lidt mere end en tredjedel af det udledte gødningsvand er ude af de indre danske vandområder ved udgangen af marts.

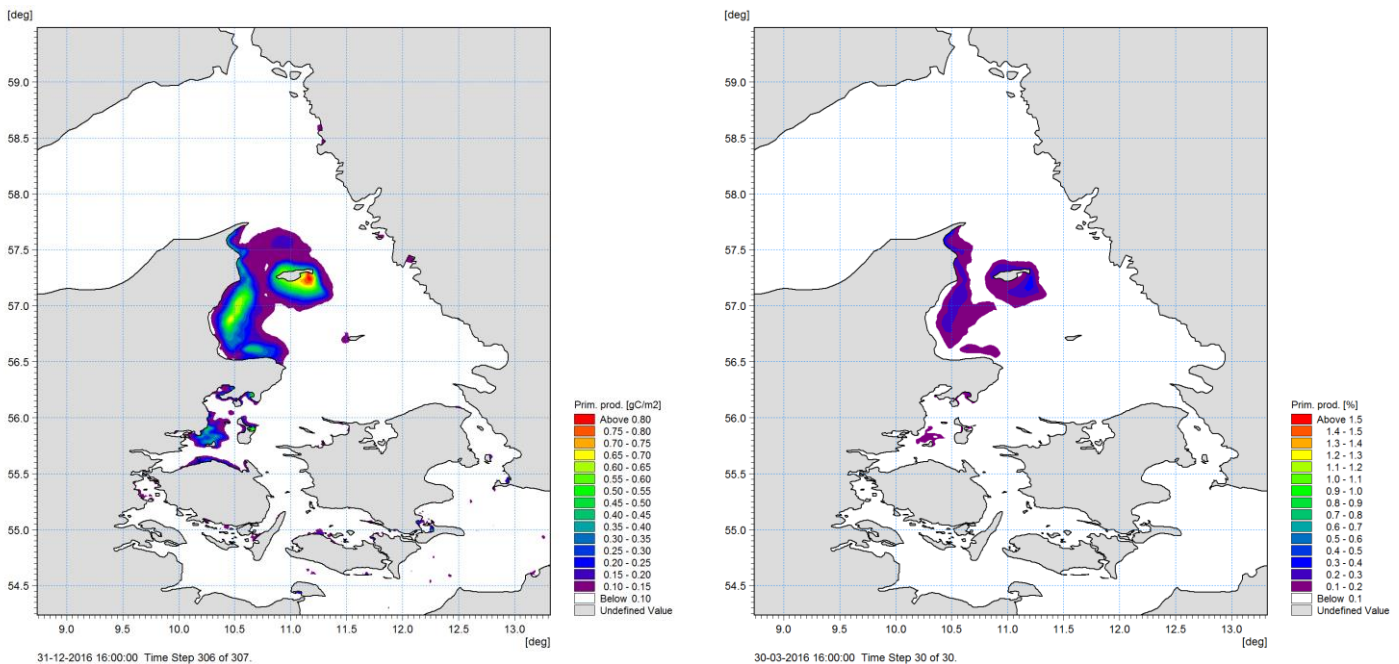
Fra april og frem fortsætter transport, fortynding og omsætningen af gødningsvandet, og på dette tidspunkt er den ekstra mængde N udledt med gødningsvandet spredt ud over et meget stort område eller transporteret ud af de indre danske vandområder. Fra midten af april modelleres maksimale TN overkoncentrationer omkring 0,01 mg N/l i det nordvestlige Bælthav, og med udgangen af april måned er de maksimale koncentrationer omkring 0,005 mg N/l i de samme områder. I alle andre områder modelleres enten ingen overkoncentration eller <0,005 mg N/l. Dette gælder alle dybder.

Fra Figur C. 16 kan vi se, at der i løbet af april yderligere transporteres omkring 200 tons N ud af Bælthavet, og at der med udgangen af juli i alt er transporteret omkring 2.300 tons N ud af Bælthavet. På dette tidspunkt er der stadig ca. 200 tons N tilbage i vandfasen og tilsvarende i sedimentet. Den tilsvarende figur for IDV (Figur C. 16) viser, at der med udgangen af april er transporteret i alt knap 1.400 tons N fra Kattegat til Skagerrak, og at der med udgangen af juli

samlet set er transporteret næsten 1.900 tons N ud af de indre danske vandområder. På det tidspunkt befinder der sig altså omkring 800 tons N i de indre danske vandområder, og her er de knap 300 tons N i vandfasen, mens de 500 tons N er endt i sedimentet.

Som det fremgår af Figur C. 12 (midterste panel), kommer en mindre del af gødningsvandet tilbage til det sydlige Lillebælt med udgangen af marts måned. Figuren viser, at gødningsvandet i første omgang transporteres væk fra det sydlige Lillebælt, men i slutningen af marts returnerer en mindre andel. Denne andel topper med omkring 150 tons N, hvorefter det langsomt forsvinder igen, og med udgangen af juli er den andel halveret, mens der med udgangen af december er cirka 15 tons N tilbage. Gødningsvandet, der i øvrigt delvist returnerer gennem Storebælt, giver ikke anledning til betydende effekter (som beskrevet under klorofyl-a og  $K_d$  i forrige afsnit), men op til 5% (de 150 tons N) af gødningsvandet ender altså i det sydlige Lillebælt, hvorfra det langsomt spredes igen.

I Figur C. 32 er vist den ekstra primærproduktion, som gødningsvandet giver anledning til over et helt år. Den ekstra primærproduktion ses især i områderne nordvest for Djursland, omkring Læsø i Kattegat og områderne lige nord for Endelave, Århus Bugt, Ebeltoft Vig og umiddelbart nord for Fyn. Dermed er det mere eller mindre de samme områder som fremhævet i Figur C. 18. Primærproduktionen i modellen for år 2016 er beregnet til mellem 150 og 200 g C/m<sup>2</sup>/år i de dybere, mere åbne farvande, mens den er omkring 100 g C/m<sup>2</sup>/år i de mere lavvandede områder i Kattegat. Med en modelleret ændring i primærproduktion fra gødningsvandet på < 1gC/m<sup>2</sup> udgør det ekstra bidrag dog en relativt lille andel af årsproduktionen (< 1%).



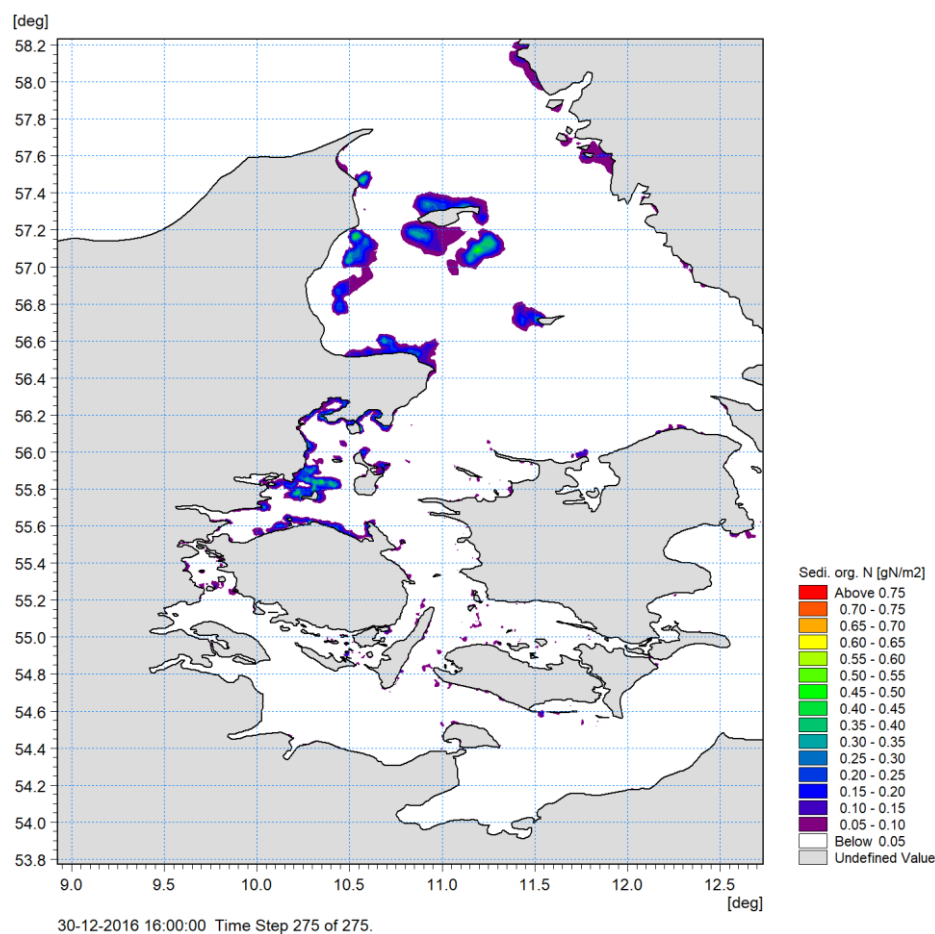
Figur C. 32 Den ekstra primærproduktion (over hele år 2016), som gødningsvandet giver anledning til. Til venstre er andelen vist i absolutte tal, mens højre figur viser, hvor mange procent af primærproduktionen der er drevet af gødningsvandet, sammenlignet med årsproduktionen (data ikke vist).

Udover primærproduktionen beskrev vi i forrige afsnit effekterne af gødningsvandet på klorofyl-a og  $K_d$ . Vi har lavet en tilsvarende analyse fra april og frem til årsskiftet, men vi finder ingen yderligere effekter af gødningsvandet på disse to parametre.

Fra massebudgettet kan vi se, at den biologiske omsætning af gødningsvandet fortsætter. Fra udgangen af marts til udgangen af juli er den modellerede mængde gødningsvand, der er endt i sedimentet i de indre danske farvande, vokset fra 200 tons N til 500 tons N (svarende til 18% af

den samlede udledte mængde), og dette indikerer en fortsat omsætning og sedimentation, hvilket også understreges af øgningen i primærproduktion, se Figur C. 32.

I Figur C. 33 er vist de områder med den mest signifikante opbygning af kvælstof fra gødningsvand i sedimentet med udgangen af 2016. Som beskrevet for Figur C.31 er det fortsat i de mere lavvandede områder, hvor der er modelleret de større ændringer i klorofyl-a koncentrationer, dvs. i områderne omkring Læsø, nord for Djursland, i Århus Bugt og Ebeltoft Vig, foruden de lavvandede områder omkring Endelave og kystnært nord for Fyn. Igen er der også ændringer på de dybere dele, men her er ændringerne fortsat små.

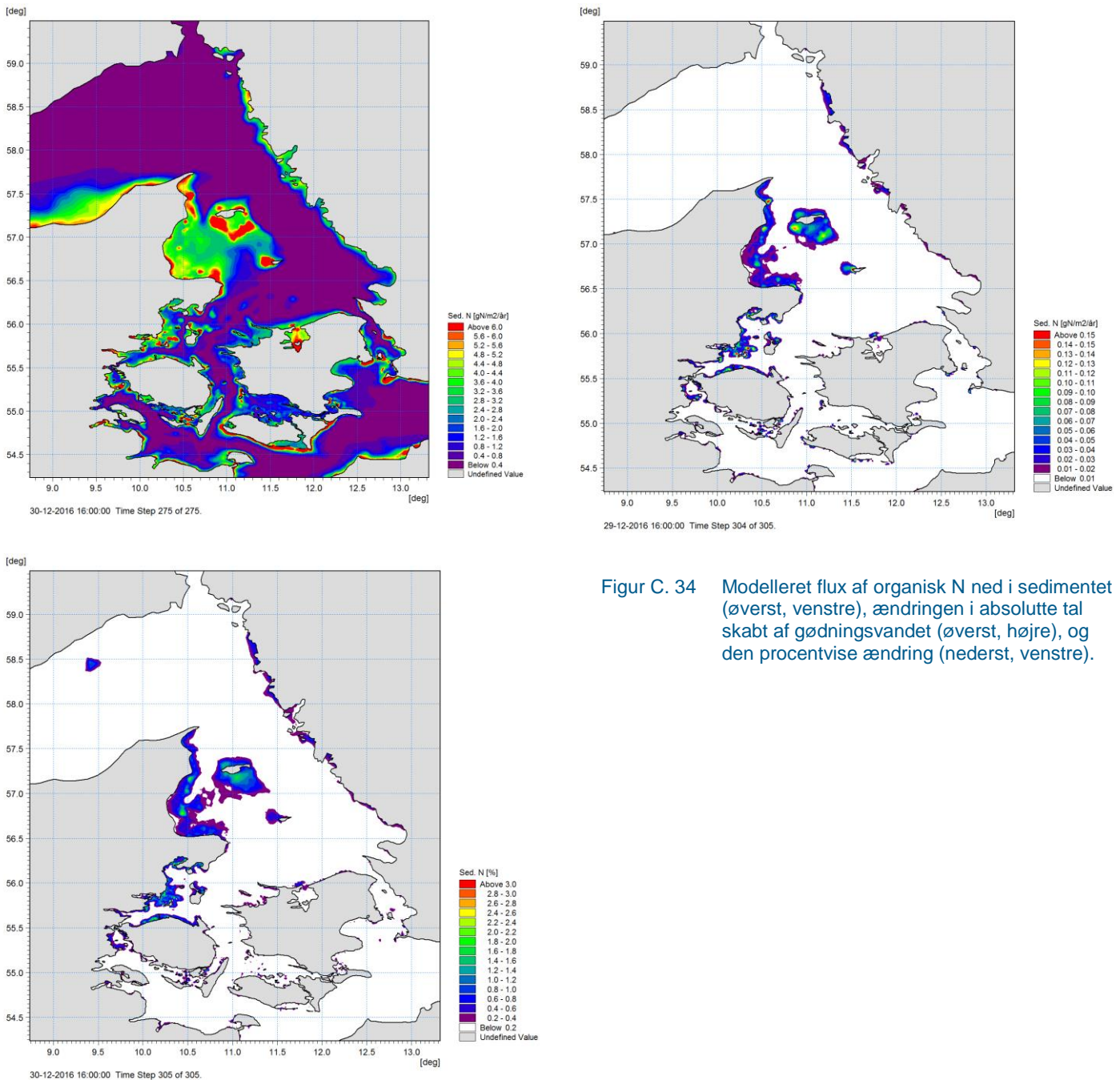


Figur C. 33 Mængden af gødningsvand (N), som er opbygget i den organiske pulje i sedimenterne med udgangen af 2016.

Som det er kort beskrevet i forbindelse med Figur C.31, skal de modellerede ændringer i den organiske pulje af N ( $<1 \text{ g N/m}^2$ ) sammenholdes med koncentrationer af organisk N i sedimentet mellem 50 og 150  $\text{g N/m}^2$  i de samme områder, hvor den modellerede ophobning er tydeligst. Da puljen af organisk materiale i sedimentet kun reagerer langsomt og ud fra længerevarende og kontinuerte ændringer, er det ikke nødvendigvis retvisende alene at sammenligne den absolutte ændring i sedimentet med de absolutte (model-) mængder af organisk N i sedimentet.

I Figur C. 34 er den årlige flux af organisk materiale fra vandfasen til sedimentet vist, og de tilhørende ændringer skabt på baggrund af den ekstra mængde N, som er udledt med gødningsvandet. Som det fremgår af figuren, modelleres den årlige ændring i fluxen ned i sedimentet med op til 2% i de mest påvirkede områder. Tilsvarende ændres fluxen af uorganisk kvælstof (DIN) tilbage til vandfasen, således at DIN-fluxen er større i de områder, hvor der også modelleres mere organisk materiale. Fluxen op af sedimentet er dog, i absolutte tal, mindre end fluxen af organisk materiale ned i sedimentet, og i procent er ændringen sammenlignelig med fluxen af organisk materiale. Sammenholdes med forskellen mellem år fluxen af organisk

materiale i 2015 med fluxen i 2016, er den forskel større end 10 gange det bidrag, som kommer fra gødningsvandet.



Figur C. 34 Modelleret flux af organisk N ned i sedimentet (øverst, venstre), ændringen i absolutte tal skabt af gødningsvandet (øverst, højre), og den procentvise ændring (nederst, venstre).

Afslutningsvis skal nævnes, at vi også har gennemgået modelresultaterne for at vurdere, om der kan forventes at have været ændringer i iltkoncentrationer i bundvandet over sommeren som følge af gødningsvandet. Som vist i Figur C. 13 er der relativt store (men ikke kritiske) ændringer i iltkoncentrationerne i ugerne efter uheldet, mens ammonium omdannes til nitrat. Efterfølgende udlignes denne ændring gennem genluftning med atmosfæren (udveksling af ilt mellem vand og atmosfære).

Ser vi bort fra denne periode og fokuserer alene ser på månederne juli, august, september og oktober, finder vi ingen betydende ændringer i iltkoncentrationerne. Der er modelleret en forskel

mellem modelkørslen med gødningsvand og den uden gødningsvand, men forskellen er maksimalt 0,1 mg/l (mindste koncentrationer i modellen med gødningsvand) og er dermed inden for den numeriske støj, der er i modelafviklingerne, hvorfor vi ikke kan konkludere, at der er signifikante ændringer i iltkoncentrationerne.

## BILAG D – BIOGEOKEMISK MODEL

Kort beskrivelse af den biogeochemiske model



## D Kort beskrivelse af den biogeokemiske model

Den benyttede biogeokemiske model (økosystemmodel) omfatter de vigtigste komponenter og processer, som bestemmer vandområdernes tilstand og deres reaktion på ændringer i økosystemet (fx ændringer i primærproduktion og algebiomasse) og ændringer i de ydre faktorer (fx meteorologien og næringsstofftilførslen). Modellen beskriver transporten med havstrømme og omsætningen af organisk stof og næringsstoffer i selve vandfasen, herunder vækst og henfald af alger (fytoplankton). Modellernes benthiske del inkluderer modelparametre som sedimentpuljer af næringsstoffer og simulerer udvekslingen af næringsstoffer mellem havbunden og vandfasen. Den benthiske del beskriver også bundplanter (makroalger, ålegræs og mikroalger i sedimentoverfladen), deres biomasser og vækst. Et massebalance-modul holder styr på størrelsen og transporten af puljerne af organisk stof og næringsstoffer i vandfasen, i sedimentet og i bundplanterne, så modellerne hele tiden er massebevarende.

I alt indeholder den biogeokemiske model mere end 50 primære tilstandsvariable, hvor ca. halvdelen er tilknyttet bunden, mens den anden halvdel beskriver forholdene i vandsøjlen. En væsentlig forskel på bund- og vandsøjle-variable er, at de første er bundet til stedet, mens vandsøjle-komponenter, som det sker i naturen, flyttes med vandstrømme og spredes.

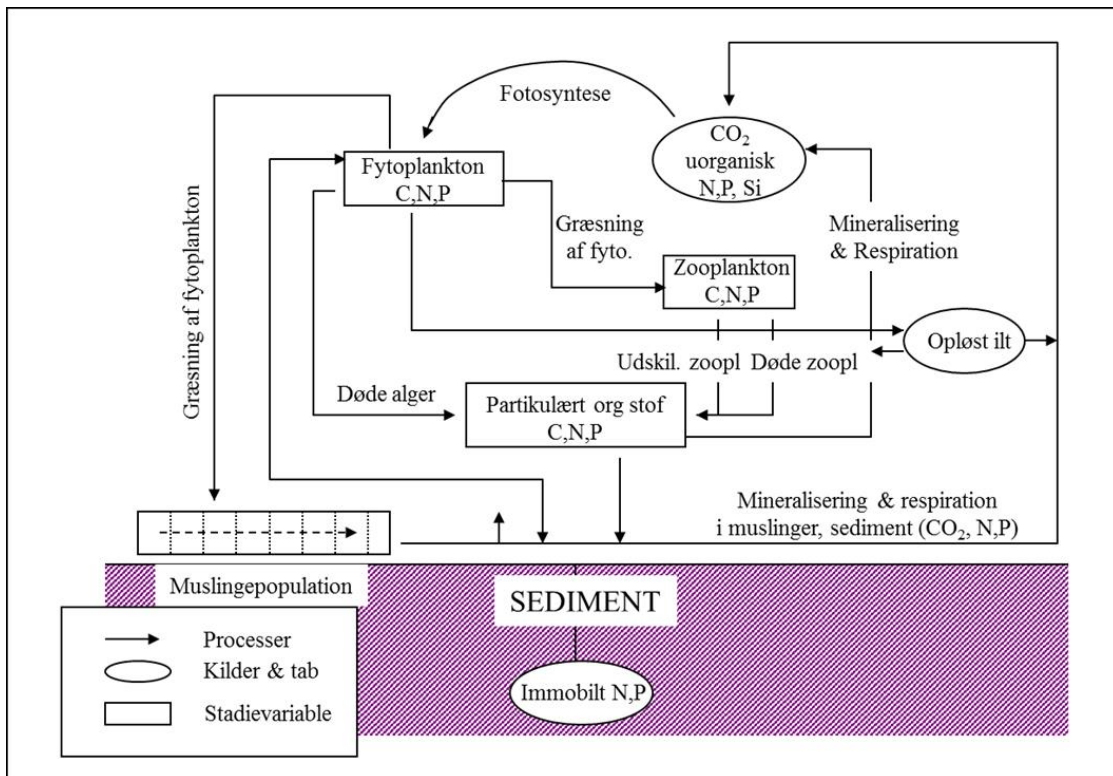
Ud over de primære tilstandsvariable er der en lang række vigtige variable, som er afledt af de forskellige tilstandsvariable. Et eksempel på en afledt variabel er lysintensiteten i vandets forskellige lag. Denne beregnes dynamisk ud fra indstrålingen på vandoverfladen og lyssvækkelsen ned gennem vandet. I den regionale havmodel bestemmes lyssvækkelsen ud fra følgende 4 tilstandsvariable: klorofyl, partikulært organisk stof (detritus), opløst organisk stof, og ophvirvlet fint sediment, samt en konstant, der udtrykker vandets egen lys-absorption. Ophvirvlingen af sediment bestemmes ud fra en empirisk bestemt afhængighed af bølger og strøm.

I det følgende gennemgås kort principperne for nøgleelementer af den biogeokemiske model. For en nærmere gennemgang af MIKE ECO lab, den biogeokemiske model og tidligere anvendelse henvises til /16/, /17/ og /8/.

### D.1.1 Vandets stofkredsløb

Vandfasedel (pelagiske del) af den biogeokemiske model beregner vandets koncentrationen af fytoplankton, zooplankton, dødt organisk materiale, ilt samt kvælstof- og fosfor-næringsstoffer (plus flere variable) på baggrund af vandets biologiske processer og interaktionerne med de hydrodynamiske forhold, solindstråling, stoftilførsler og forholdene på modellens åbne rande.

Vandets biologiske processer (fx primærproduktion og græsning fra zooplankton) bestemmer vandets stofkredsløb, som igen bestemmer koncentrationen af de pelagiale komponenter (tilstandsvariable). Stofkredsløbet for kulstof, kvælstof og fosfor (C, N og P) i vandet er illustreret i Figur D. 1.



Figur D. 1 C, N og P kredsløb i vandfasen af den biogeokemiske model.

Produktionen af fytoplankton (primærproduktionen) er bestemt af vandtemperaturen og tilgængeligheden af næringsstoffer og lys. Vækstens afhængighed af næringsstoffer er bestemt af de interne puljer af kvælstof og fosfor i algerne, den såkaldte Droops kinetik /19/. Tab af fytoplanktonbiomasse sker ved respiration og henfald, zooplankton-græsning, bundlevende muslingers filtration og sedimentation. Ved respiration og henfald ender en del af C, N og P igen i den uorganiske næringsstofpulje, mens en del ender i en opløst organisk pulje. Den resulterende biomasse af fytoplankton udtrykkes som C, N og P-biomasse. På basis af produktionen af C beregnes variabelen fytoplanktonklorofyl ved brug af et dynamisk klorofyl:C forhold, der varierer over året.

Det partikulære organiske materiale, der ikke omsættes i vandfasen, sedimenterer til havbunden, hvor det tilførte C, N og P inkorporeres i sedimentpuljerne og indgår i sedimentets omsætning (se Bilag D.1.2). Sedimentets mineralisering af de tilførte organiske forbindelser udgør kilden til den interne belastning eller remineralisering af næringsstoffer i økosystemet. Dertil kommer den mineralisering, der sker i vandfasen, og som også er en del af remineralisering af næringsstoffer i økosystemet.

Den pelagiske beskrivelse omfatter ikke eksplicit trofiske niveauer højere end zooplankton (fx fisk), men deres græsning er indregnet, idet virkningen indgår i dødsraten for zooplankton og den tilknyttede næringsstoffrigivelse.

## D.1.2 Stofkredsløb i og på sedimentet

Koncentrationen af uorganiske og organiske næringsstoffer i vandet er afgørende for økosystemernes funktion. Næringsstofferne kan stamme fra eksterne tilførsler (udledning fra oplande, tilførsel fra andre havområder, eller i denne analyse af udledt gødningsvand), omsætning (såkaldt pelagisk remineralisering) i vandet, som giver mulighed for 'genbrug' og intern tilførsel fra havbunden. Den eksterne tilførsel, der er anvendt ved modelleringen, er nærmere beskrevet i Bilag B.2.

Betydningen af de interne belastninger fra sedimentet varierer med en række faktorer, hvor størrelsen af de omsættelige puljer af C, N og P i sedimentet, sammen med iltforholdene ved og i bunden er afgørende. Også vandområdets vandudveksling, og dermed hvor længe næringsstofferne bliver i et vandområde (kaldet opholdstiden), er bestemmende.

Sedimentmodellen inkluderer organisk C, N og P. De organiske puljer kan nedbrydes, hvorved der frigives N og P næringsalte til porevandet i sedimentet. En fraktion af det sedimenterede organiske stof er svært nedbrydelig og 'begraves' i sedimentet. Det vil sige, at C, N og P immobiliseres og udgår af modellens sedimentomsætning, se Bilag D.1.2.1 og Bilag D.1.3.

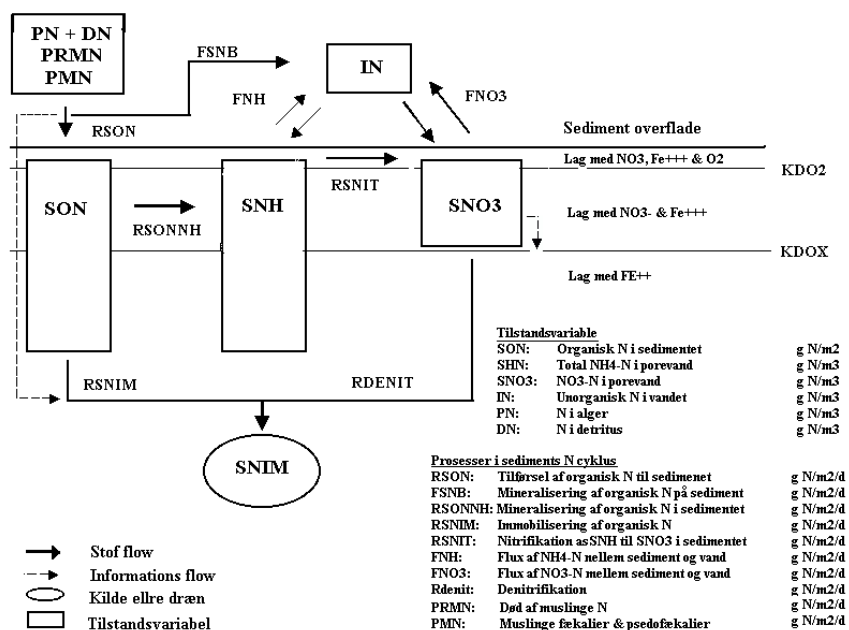
De uorganiske næringsstoffer i sedimentets porevand kan udveksles med vandfasen, en proces, der kan gå begge veje (ned i sedimentet eller op i vandfasen). I sedimentmodellen bindes fosfat ( $PO_4^{3-}$ ) under iltede forhold til oxideret jern ( $Fe^{3+}$ ), og dermed begrænses udvekslingen med vandfasen. Hvis jernatomerne reduceres (til  $Fe^{2+}$ , som følge af lave iltkoncentrationer), frigives  $PO_4^{3-}$  igen til porevandet, hvilket medfører større udveksling med vandfasen. Også nitrat-udvekslingen påvirkes af iltforholdene. Ved lave iltkoncentrationer kan nitrat ( $NO_3^-$ ) denitrificeres til frit kvælstof,  $N_2$ . Ammonium ( $NH_4^+$ ) dannes ved nedbrydning af organisk N, og i iltede områder af sedimentet omdannes ammonium til nitrat. I perioder med lave iltkoncentrationer i sediment og vandfasen øges frigivelsen af ammonium fra sedimentet til vandfasen.

Samlet set kan sedimentet virke som en kilde til vandets koncentration af næringsstoffer eller virke som et lager, der 'gemmer' næringsstofferne midlertidigt eller permanent.

I de følgende afsnit beskrives sedimentets N og P kredsløb.

### D.1.2.1 Sedimentets N-kredsløb

Organisk bundet kvælstof tilføres sediment ved sedimentation af levende og dødt organisk partikulært materiale. I sedimentmodellen er det sedimenterede materiale opdelt i fytoplankton (levende) og detritus (dødt partikulært organisk materiale), se Figur D. 2.



Figur D. 2 Modellens N-omsætning i sedimentet.

En del af det sedimenterede organiske kvælstof mineraliseres på sedimentoverfladen, resten tilføres puljen af organisk bundet kvælstof (SON) i sedimentet. I sedimentet kan det enten mineraliseres eller immobiliseres (begraves permanent og udgår af kredsløbet). Forholdet

mellem kulstof og kvælstof (C:N forholdet) i det tilførte organiske materiale er styrende for, hvor meget organisk N der immobiliseres. Således vil organisk stof med højt C:N forhold blive immobiliseret (begravet i sedimentet).

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) frigives til porevandet (SNH) ved ammonifikation af den organiske kvælstofpulje i sedimentet. Hvis der er ilt i vandet over sedimentet, kan ammonium nitrificeres til nitrat (SNO) i sedimentets øverste lag (over KDO<sub>2</sub>), der typisk er 0-5 mm tykt. Nitratet kan enten transporteres ned i den iltfrie del af sedimentet, hvor det kan denitrificeres til  $\text{N}_2$ , eller transporteres til vandfasen over sedimentet. Transporten af næringssalte mellem vand og sediment er dog afhængig af koncentrationsforskellen mellem porevandet og vandet umiddelbart over sedimentet.

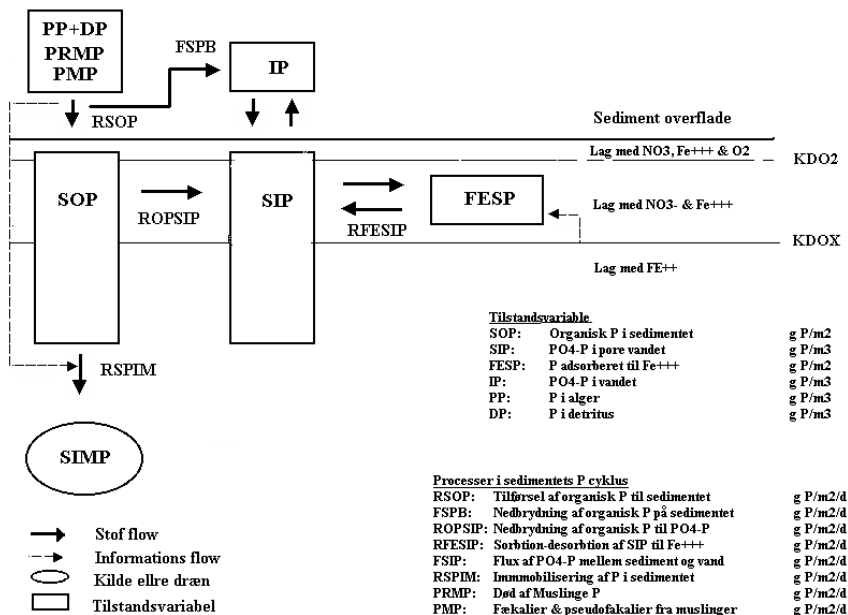
I den iltfrie del af sedimentet omsættes nitratet under nedbrydning af organisk materiale ved denitrifikation eller 'nitratrespiration'. I de dybere lag, hvor nitrat er 0 (under KDOX), sker oxidationen overvejende ved sulfatreduktion med deraf følgende produktion af sulfid.

Oxidation og reduktion af jern og mangan er ikke direkte beskrevet i modellen. I modellen er grænselaget mellem oxideret ( $\text{Fe}^{3+}$ ) og reduceret jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) sammenfaldende med KDOX, og grænsen følger KDOXs bevægelser op eller ned i sedimentet.

Mængden af oxideret jern har betydning for beregning af puljen af fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) bundet til oxideret jern (FESP). Målinger i bl.a. Århus Bugt har vist, at grænsefladen mellem oxideret og reduceret jern normalt ligger lidt under KDOX (0-5 cm), dvs. den dybde, hvor nitrat kan påvises i sedimentet. Dette kompenseres der for ved at regulere det oxiderede jerns bindingskapacitet for fosfat, således at modellens pulje af jernbundet fosfor (FESP) pr.  $\text{m}^2$  svarer til målte puljer.

### D.1.3 Sedimentets P-kredsløb

Sedimentets P-cyklus er vist i Figur D. 3.



Figur D. 3 Modellens P-omsætning i sedimentet.

Sedimentet modtager organisk bundet fosfor på overfladen ved sedimentation af fytoplankton og detritus. En mindre andel omsættes direkte på sedimentoverfladen. En andel af det organiske fosfor bliver immobiliseret ved binding til kalk eller overgår til en svært nedbrydelig pulje af organisk fosfor. Resten indgår i sedimentets organisk bundne fosfor-pulje (SOP). SOP kan

nedbrydes af bakterier, hvorved der frigives fosfat til porevandet (SIP). Fosfatet kan enten blive transporteret op i vandet, eller blive bundet til oxideret jern (FESP). Mængden af oxideret jern i sedimentet bestemmes i modellen af nitratnedtrængningen (KDOX). Hvis KDOX mindskes, frigives der fosfat fra puljen af FESP; hvis KDOX øges, optages der fosfat fra porevandet til FESP-puljen.