

CHEMINOVA UDLEDNINGER

Spredningsberegninger for Vesterhavet

CHEMINOVA UDLEDNINGER

Agern Allé 5
2970 Hørsholm

April 2004

Tlf: 4516 9200
Fax: 4516 9292
Initials: thu/msl
E-mail: dhi@dhi.dk
Web: www.dhi.dk

Klient Ringkøbing Amt	Klientens repræsentant Flemming Gertz
------------------------------	--

Projekt CHEMINOVA UDLEDNINGER	Projekt nr. 52741
--------------------------------------	--------------------------

Forfattere Thomas Uhrenholdt Julio A. Zyserman	Dato April 2004
	Godkendt af Ian Sehested Hansen

Revision	Beskrivelse	Udført	Kontrolleret	Godkendt	Dato
1	Endelig Rapport	<i>THU</i>	<i>ISH</i>	<i>ISH</i>	13.APRIL 2004/ MSL

Nøgleord Industrial wastewater Transport, dilution 2-D modeling Surf zone	Klassifikation <input type="checkbox"/> Åben <input type="checkbox"/> Intern <input checked="" type="checkbox"/> Tilhører klienten
---	---

Distribution Ringkøbing Amt DHI:	Flemming Gertz Bibl.,THU,JAZ,ISH	Antal kopier 3 4
--	-------------------------------------	------------------------



INDHOLDSFORTEGNELSE

1	RESUME OG KONKLUSION	1-1
2	INDLEDNING	2-1
3	MODEL	3-1
3.1	Modelkoncept.....	3-1
3.2	Udvælgelse af delperioder	3-2
3.3	Bølgemodellering	3-3
3.4	Hydrodynamisk modellering	3-5
3.5	Modellering af spredning og fortynding.....	3-9
4	RESULTATER OG DISKUSSION	4-1
4.1	Simuleringsresultater	4-1
4.2	Afledte resultater	4-3
4.3	Skalering af resultater til andre kildestyrker	4-5
5	REFERENCER	5-1

BILAG

A	Plots af koncentrationsfelter med beregnede årsmidler
B	Plots af koncentrationsfelter med beregnede årsmaksima
C	Plots af felter med beregnede overskridelseshyppigheder
D	Plots af specialkørsel med femdobbel dispersion
E	Plots af specialkørsel med Parathion i 100 m modellen



1 RESUME OG KONKLUSION

Denne rapport beskriver en analyse af sprednings- og fortyndingsforholdene for forureningsstofferne Parathion, EP1, EP2-syre, Kviksølv og Formaldehyd, der udledes til Vesterhavet fra Høfde 42 depotet, Cheminovas havspildevandsudløb og/eller spildevandsudløbet fra rensningsanlægget Kulhuset ved Cheminova. Analysen er baseret på to-dimensional numerisk modellering.

Rapporten giver et kvalificeret bud på de årlige middel- og maksimumsfelter for stofkoncentrationerne samt hyppighederne for overskridelse af vandkvalitetskravene. Samtidig er det muligt at skelne de to store udledninger (Høfde 42 depotet og Cheminovas havudløbs) bidrag til koncentrationsfelterne og således skalere resultaterne i forhold til eventuelle fremtidige reduktionsscenarioer. Endelig gives et bud på størrelsen af havudløbets nærfelt og bidragene fra de tre kilder til de totale koncentrationer i dette.

De direkte resultater af analysen i form af plots af koncentrationsfelter og overskridelseshyppigheder er vist i bilag A-E.

Det kan konstateres, at den kritiske zone, hvor de årlige middelkoncentrationer overskrider vandkvalitetskravet, for Parathion har en betydelig størrelse selv ved en reduktion af udsivningen til 5% af den nuværende. Uden reduktion strækker den sig adskillige kilometer langs kysten og et stykke ind i Nissum Bredning, mens den med en 95% reduktion dækker en kyststrækning på ca. 5 km ud for Høfde 42. Stoffet EP1 har en kritisk zone på ca. 2 km ved havudløbet og ca. 500 m ved Høfde 42 depotet. De øvrige stoffer har ingen eller begrænsede kritiske zoner.

Nærfeltet ved Cheminovas havudløb, defineret som området hvor udledningen er fortyndet op til 500 gange, dækker en strækning på ca. 200 m til hver side af havudløbet. Bidragene til koncentrationerne i kanten af denne zone stammer hovedsageligt fra havudløbet selv. Dog stammer knap 10% af EP2-syre koncentrationen fra Høfde 42 depotet. Disse resultater skal dog tages med forbehold, da de bygger på nogle rimeligt simple antagelser om den vertikale fordeling af spildevandet inden der opnås en fuld vertikal opblanding.



2 INDLEDNING

Denne rapport er bestilt af Ringkøbing Amt i forbindelse med vurderingen af eventuelle tiltag ved Høfde 42 depotet.

Rapporten beskriver en analyse af sprednings- og fortyndingsforholdene for fem udvalgte forureningsstoffer, der udledes til Vesterhavet fra Høfde 42 depotet, rensningsanlægget Kulhuset og spildevandsudløbet fra Cheminova, baseret på numerisk modellering.

Formålet med analysen er at give et kvalificeret bud på de årlige middel- og maksimumsfelter for stofkoncentrationerne samt hyppighederne for overskridelse af vandkvalitetskravene. Ydermere skal det være muligt at skelne de to store udledningers (Høfde 42 depotet og Cheminovas havudløbs) bidrag til koncentrationsfelterne og således skalere resultaterne i forhold til eventuelle fremtidige reduktionsscenerier. Endelig skal der gives et bud på størrelsen af havudløbets nærfelt og bidragene fra de tre kilder til de totale koncentrationer i dette.



3 MODEL

3.1 Modelkoncept

Det vurderes at transport- og fortyndingsforholdene i området omkring spildevandsudløbene og Høfde 42 depotet hovedsageligt er styret af tidevand, af regionale vejrsystemer og lokal vindpåvirkning samt – i brydningszonen – af bølgepåvirkning. Det er derfor vigtigt at inkludere effekterne af disse processer i beregningerne.

Det er vurderet at anvendelse af 2-D dybdeintegrerede modeller er tilstrækkeligt til pålideligt at kvantificere fortyndingsforholdene for de 5 udvalgte forureningsstoffer i området. Denne vurdering er baseret på at strømningen i kystzonen langs Vestkysten generelt kan antages to-dimensionel og på at udsivningen fra Høfde 42 depotet vurderes hurtigt at blive fuldt vertikalt opblandet ved mødet med havvandet bl.a. pga. bølgeaktivitet. Dette gælder også for udledningen fra Kulhuset. Cheminovas havudledning vil derimod typisk først indlejres fx. ved havbunden og først i en vis afstand fra udledningsspunktet være fuldt opblandet. Det er derfor nødvendigt at antage en vertikal fordeling af spildevandsfanen i havudledningens nærområde for at vurdere de kritiske stofkoncentrationer.

Med ovenstående in mente er det valgt at etablere en lokal model med 20 m netvidde dækkende lokalområdet. Lokalmodellen dækker ca. 10 km af kysten i en bredde på ca. 3 km. Dette område er vurderet stort nok til rigeligt at indeholde de forventede kritiske områder for forureningsstofferne, hvor middelkoncentrationerne overskrider vandkvalitetskravene, således at modelrandene ikke forstyrrer resultaterne signifikant. Det skal her bemærkes at reviderede, forøgede estimater på udsivningen af forureningsstoffet Parathion fra Høfde 42 depotet har betydet at lokalmodellen ikke kan anvendes for den fulde belastning af Parathion.

Lokalmodellen er etableret som en kombineret hydrodynamisk og advektion-dispersionsmodel. Den beregner således samtidigt både vandstande og strømme i området samt den afledte hydrodynamiske transport og dispersion af et eller flere forureningsstoffer.

For at inkludere de væsentlige processer for fortyndingen bliver lokalmodellen forceret med tidsvarierende vandstands- og strømndata på randene samt lokale tidsvarierende vind- og bølgefelter. Til at levere konsistente hydrodynamiske randbetingelser til lokalmodellen er etableret en omgivende model med en netvidde på 100 m dækkende ca. 40 km af kysten i en bredde på 12-20 km og endvidere indeholdende Thyborøn Kanalen og Nisum Bredning. Denne 100 m model bliver igen drevet af lokal vind og randbetingelser fra DHI's *Vandudsigten* (se <http://www.vandudsigten.dk>), som er en operationel regional model dækkende Nordsøen, de danske farvande og Østersøen.

For at inkludere de bølgedrevne strømme i brydningszonen mellem høfderne er lokalmodellen forceret med "wave radiation stresses", som er beregnet med en lokal bølgemodel dækkende lokalmodellens område. Denne model anvender som input offshore bølgeparametre ligeledes stammende fra DHI's *Vandudsigten*.



Da formålet med modelleringen er at bestemme middel- og maksimalkoncentrationsfelter samt overskrideshyppigheder over et år og de valgte modeller er så CPU-tunge, at det er praktisk umuligt at simulere et helt år, er det besluttet at repræsentere et år med fire udvalgte 14-dages delperioder hver repræsenterende et kvartal. Resultaterne fra disse fire delsimuleringer vil således blive sammensat til at repræsentere et år.

De følgende afsnit beskriver udvælgelsen af de fire delperioder og etableringen af modellerne.

3.2 Udvalgelse af delperioder

Det er af praktiske grunde valgt at repræsentere perioden 1. september 2002 – 1. september 2003. Da vind, bølger og tidevand er de væsentligste faktorer for strømningen i området, er det med de fire delperioder forsøgt at repræsentere variabiliteten af disse processer bedst muligt.

Tidevandets cyklus dækker en 14 dages periode. Ved at vælge 14-dages simuleringssperioder vil tidevandet således altid være vel repræsenteret i simuleringerne.

Vinden påvirker strømningen med kvadratet på vindhastigheden. For at repræsentere denne påvirkning bedst muligt blev for hver 3-måneders periode bestemt de 14-dages perioder, der har samme middelvindpåvirkning som den respektive 3-måneders periode. Med skelen til både vindretninger og fordelingen af bølgehøjder- og retninger blev herefter for hver 3-måneders periode valgt den endelige af de mulige 14-dages perioder.

Således blev følgende fire 14-dages delperioder fastlagt:

- Efterår: 29/9 00:00 – 13/10 00:00 2002
- Vinter: 1/1 12:00 – 15/1 12:00 2003
- Forår: 8/3 00:00 – 22/3 00:00 2003
- Sommer: 6/6 09:00 – 20/6 09:00 2003

Figurene 3.1 og 3.2 viser henholdsvis vind- og bølgeroser for hele året og for summen af de fire valgte 14-dages delperioder. Det skal bemærkes, at roserne for hele året nødvendigvis vil være mere glatte og kontinuerte end roserne for summen af delperioderne.

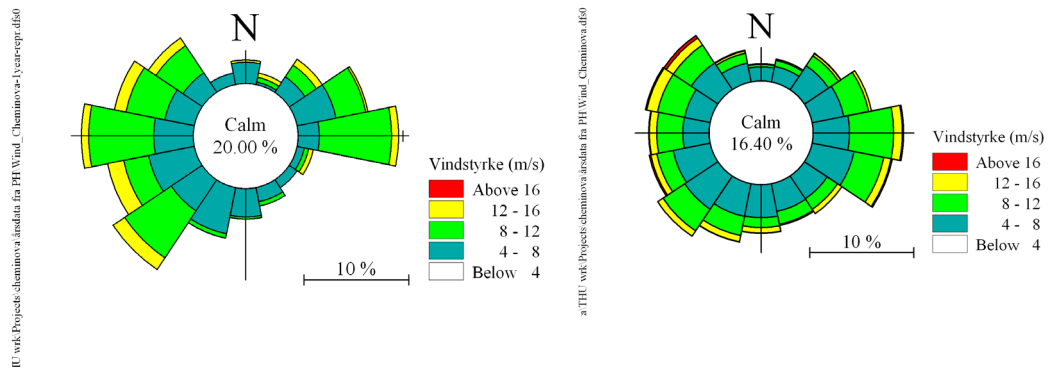


Fig 3.1 Vindroser for summen af de fire delperioder (venstre) og hele året (højre).

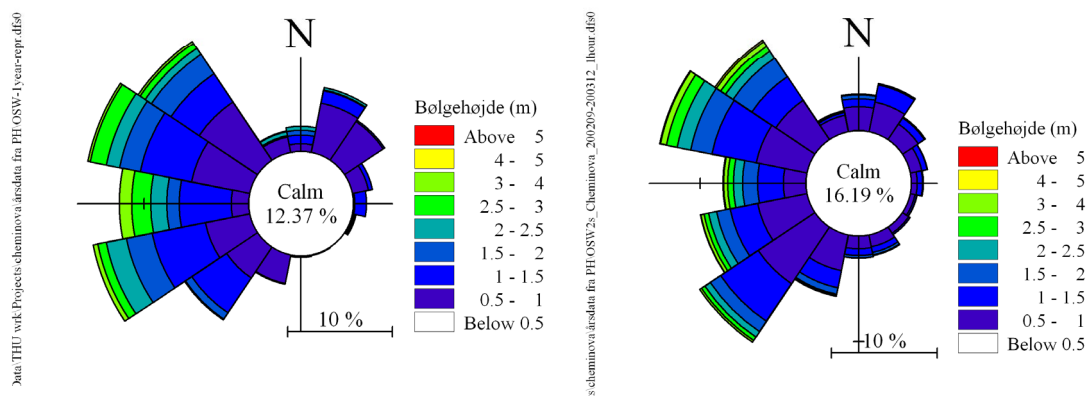


Fig 3.2 Bølgeroser for summen af de fire delperioder (venstre) og hele året (højre).

3.3 Bølgemodellering

Bølgeforsøgene ønskes modelleret i lokalområdet for de fire udvalgte delperioder, ud fra tidsserier af bølgeparametre udtaget fra *Vandudsigtens* database i den position, der ligger tættest på studieområdet.

Dette opnås ved at anvende MIKE 21 NSW (Near Shore Waves) bølgemodellen. MIKE 21 NSW er en stationær, parametriseret spektral vindbølgemodel. Modellen benytter som input den signifikante bølgehøjde H_{m0} , middelbølgeperioden T_m , middelretning θ_m og standardafvigelsen på retningen. Fordeling af bølgeenergien $D(\theta_i)$ som funktion af retningen θ_i antages at kunne formuleres som $D(\theta_i) = \beta \cos^n(\theta_m - \theta_i)$, og hvor afvigelsen fra middelretning er mindre end 30° . For beregningen af bølgeretning, shoaling og ændringer i bølgeenergi pga. brydning og bundfriktion anvendes internt i modellen karakteristiske bølgeperioder, der alle kan afledes af middelbølgeperioden.

Modellen er opstillet under forudsætning af, at bølgeretningerne ikke afviger mere end $\pm 30^\circ$ fra modelnettets x-akse ved modelranden. X-aksen strækker sig i bølgeudbredelsesretningen og peger mod land. Det er derfor valgt at etablere 3 underliggende bølgemodeller, så alle relevante bølgeretninger kan beregnes på net, der ikke afviger mere end 30° fra hovedbølgeretningen på randen. Dette betyder i praksis, at tidsserierne af



bølgefelter for de fire delperioder er delt op i mindre tidsserier, hvor hver deltidsserie kan modelleres i en af de tre underliggende bølgemodeller.

Udstrækningen af bathymetrierne for de tre bølgemodeller er vist i figur 3.3. Den position, hvor tidsserier af bølgeparametre er blevet ekstraheret fra *Vandudsigstens* database er i figuren markeret vha. en blå prik. Oplysninger om de tre modellers placering og udstrækning er opsummeret i tabel 3.1.

Tabel 3.1 Bølgemodellernes placering og udstrækning

Model	Størrelse (km x km)	Orientering (°)	Netvidde (m)		Bølgeretning (°)			Koordinater for (0,0)
			x-retning	y-retning	Hoved	Min	Max	
NSW1	14.2 x 10.0	-41	5	20	229	199	259	445000E, 6270000N
NSW2	3.6 x 9.9	19	5	20	289	259	319	444611E, 6276014N
NSW3	11.0 x 9.0	79	5	20	349	319	19	442500E, 6284500N

Det bemærkes, at bølgemodel NSW2 har samme udstrækning, placering og orientering som lokalmodellen.

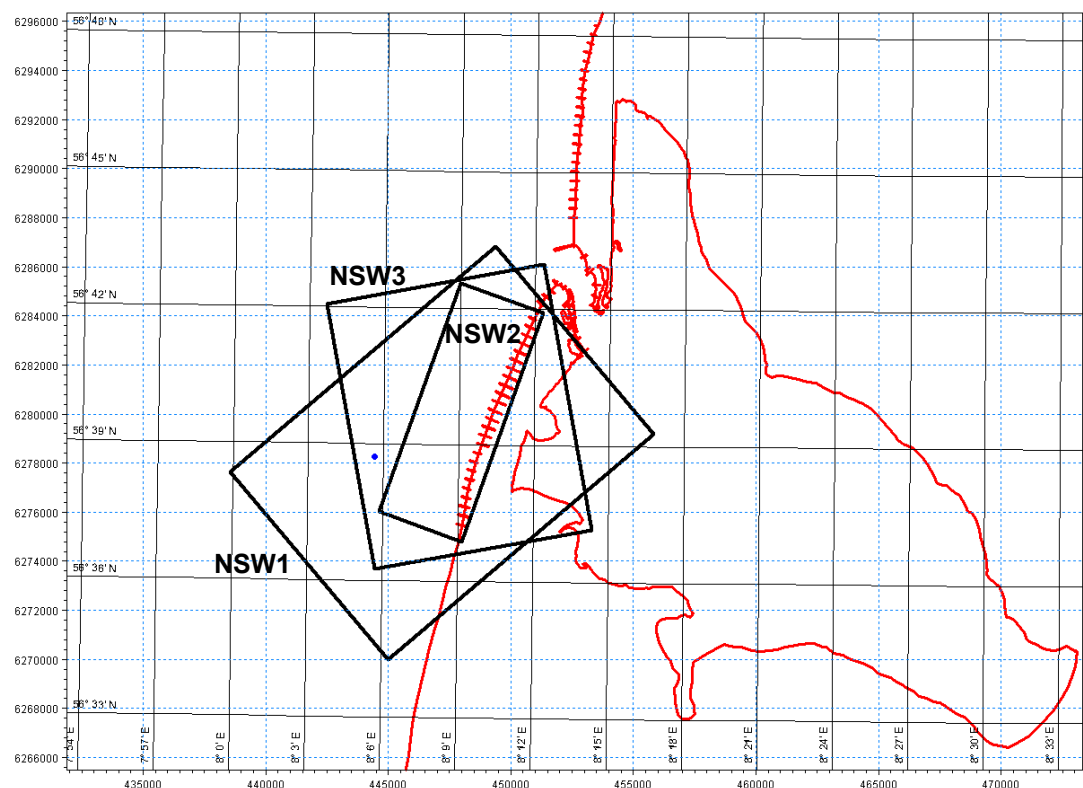


Fig 3.3 Placering og udstrækning af de tre bølgemodeller samt position hvorfra bølgedata blev trukket fra Vandudsigten (blå prik).

Kalibreringsparametrene i bølgemodellerne består hovedsagelig af ruheden i modellen, dvs. bundmodstanden til bølgeudbredelsen, og brydningsparametrene. Disse parametre



blev valgt i lighed med dem anvendt i /1/, hvor en tilfredsstillende sammenligning mellem bølgemodellen og målte bølgeparametre blev opnået. Bølgerne i de tre modeller blev udbredt ved en tidsvarierende vandstand; dette blev valgt i overensstemmelse med det øjeblikkelige middelniveau anvendt i den hydrodynamisk modellering.

Udover felter af bølgehøjde, -periode og -retning over hele modelområdet, består output fra bølgemodellen også af de såkaldte "wave radiation stresses" eller reaktionskræfter fra bølgerne. De beregnede reaktionskræfter for de enkelte deltidsserier blev drejet til et net svarende til lokalmodellen og lagt sammen for hver af de fire perioder, til senere anvendelse i simulering af de bølgedrevne strømninger i lokalmodellen.

En eksempel på resultaterne opnået fra bølgemodellen vises i figur 3.4 i form af isolinjer af signifikant bølgehøjde H_{m0} samt pile der indikerer den lokale bølgeretning og -højde. Opmærksomheden henledes på de lave bølgehøjder i høfdernes læområder.

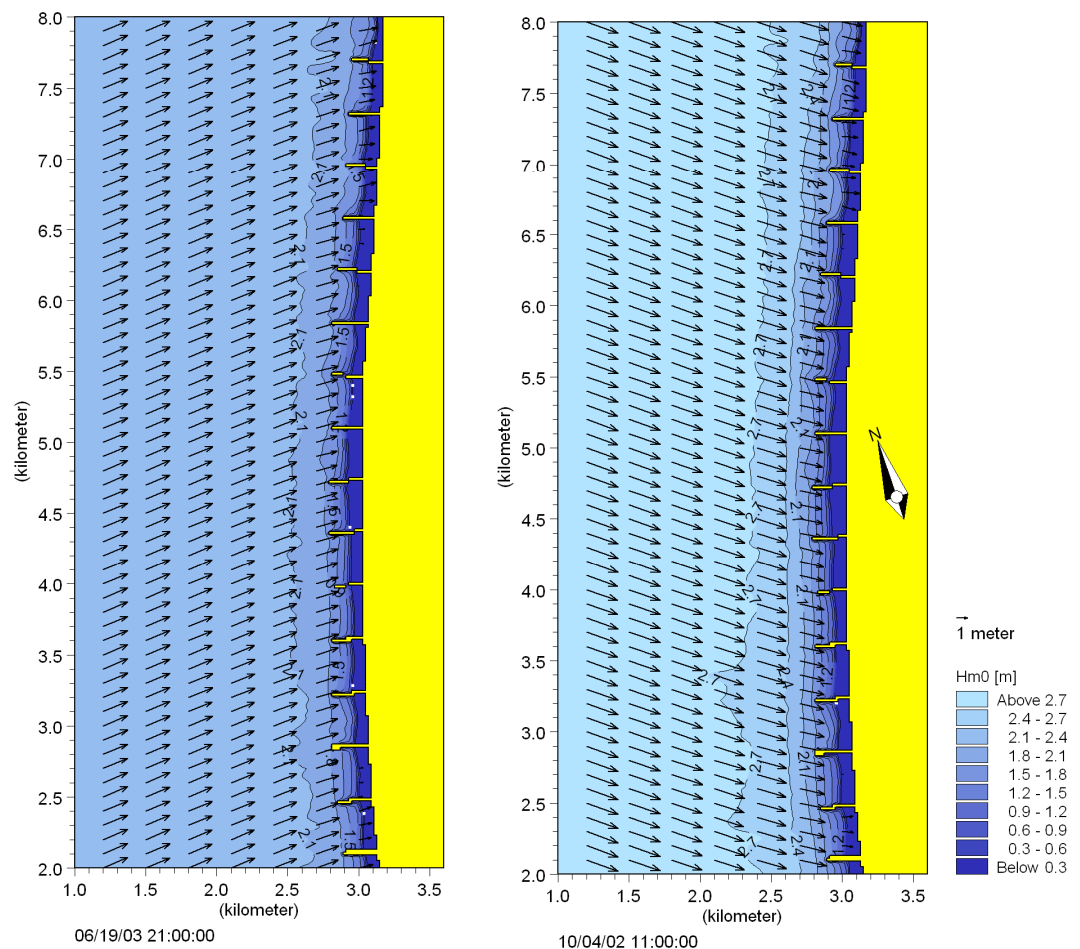


Fig 3.4 Eksempler på bølgefelter beregnet med MIKE 21 NSW med bølgeretninger ca. Vest (venstre) og ca. Nordvest (højre).

3.4 Hydrodynamisk modellering

DHI's 2-D dybdeintegrerede modelsystem MIKE 21 HD er anvendt til de hydrodynamiske beregninger. De hydrodynamiske modeller såvel som advektion-dispersionsmodellerne er baseret på en såkaldt modelbathymetri. Bathymetrien indehol-



der modelområdet vanddybder og land-vand grænser. I figur 3.5 ses modellernes afgrænsning og datagrundlaget for etablering af modelbathymetriene. Det bathymetriske datagrundlag stammer dels fra Kystdirektoratets pejlinger og dels fra det elektroniske søkort C-MAP fra Norge. Placeringen af høfderne i lokalmodellens bathymetri er ydermere blevet checket vha. luftfotos af området. Figur 3.6 viser de endelige modelbathymetrier. I figur 3.10 ses endvidere en detalje af lokalmodellens bathymetri i området omkring Høfde 42.

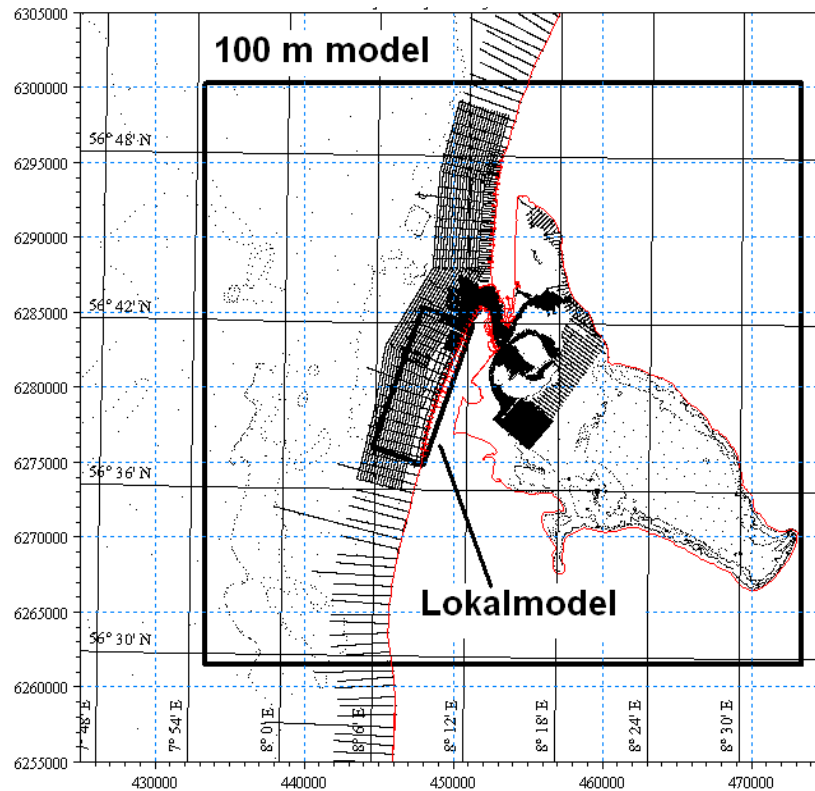


Fig 3.5 Placering af lokalmodellen og den omgivende 100 m model. Datagrundlaget for bathymetriene er angivet med sorte prikker og linjer.

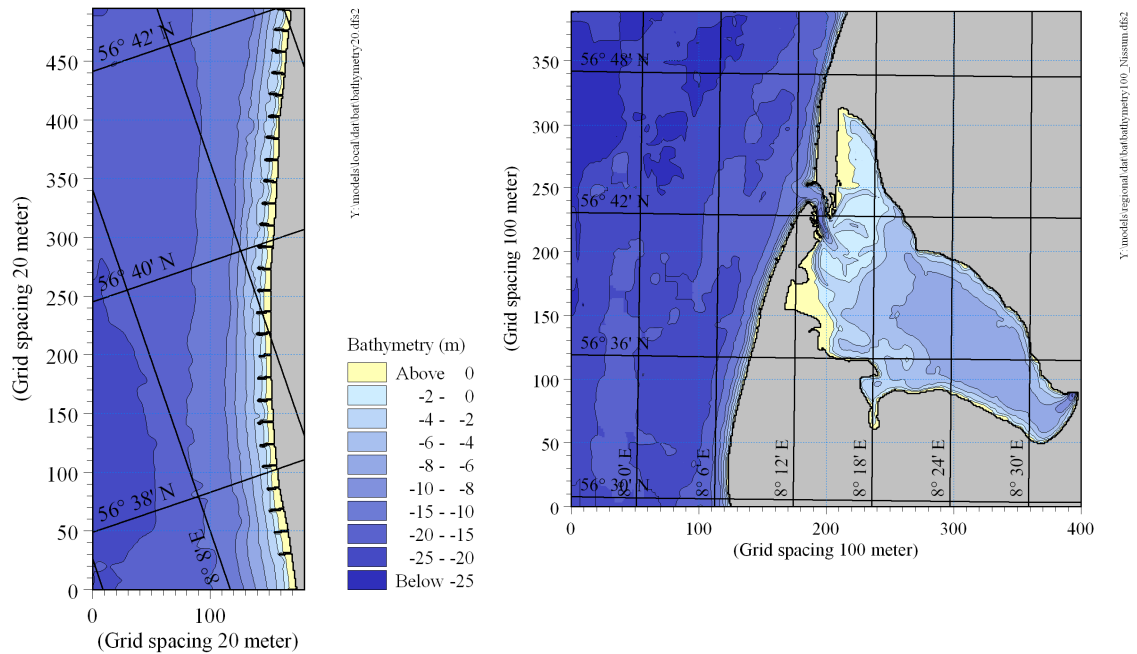


Fig 3.6 Modelbathymetrier for lokalmodellen (venstre) og den omgivende 100 m model (højre).

Den omgivende 100 m model forceres med hydrodynamiske randbetingelser, såkaldte transferrande, udtrukket fra *Vandudsigten*. Dette gælder både de tre Vesterhavsrande og Oddesundranden (se figur 3.6). Disse indeholder information om vandstande og strøm. Ydermere forceres modellen med vindfelter også fra *Vandudsigten* (analysefelter fra Vejr2's meteorologiske modeller), hvilket betyder at der er konsistens mellem randbetingelser og vindpåvirkning. Denne konsistens bevares i lokalmodellen, som forceres med hydrodynamiske randbetingelser fra 100 m modellen og vindfelter fra *Vandudsigten*. For at inkludere bølgedrevne strømme forceres lokalmodellen desuden med de såkaldte wave radiation stresses, som er et output fra bølgemodellen. Denne yderligere forcering nødvendiggør en modificering af lokalmodellens randbetingelser, således at effekten af bølgepåvirkningen også er indeholdt i randbetingelserne.

De to hydrodynamiske modeller indeholder faciliteten "flooding and drying", således at "lave" områder, såsom den yderste del af strandzonen, kan oversvømmes og tørre ud igen dynamisk i løbet af simuleringerne.

Kalibreringsparametrene i modellerne er bundfriktionskoefficienten, vindfriktionskoefficienten og hvirvelviskositeten. Disse parametre blev valgt i lighed med dem anvendt i /1/, hvor en tilfredsstillende sammenligning mellem model og målt strøm og vandstand blev opnået.

I figur 3.7 ses to eksempler på strømsituationer simuleret med lokalmodellen. Opmærksomheden henledes specielt på de bølgegenererede strømme inde mellem høfderne. Disse har stor betydning for spredningen af de udsivende forureningsstoffer fra Høfde 42 depotet.

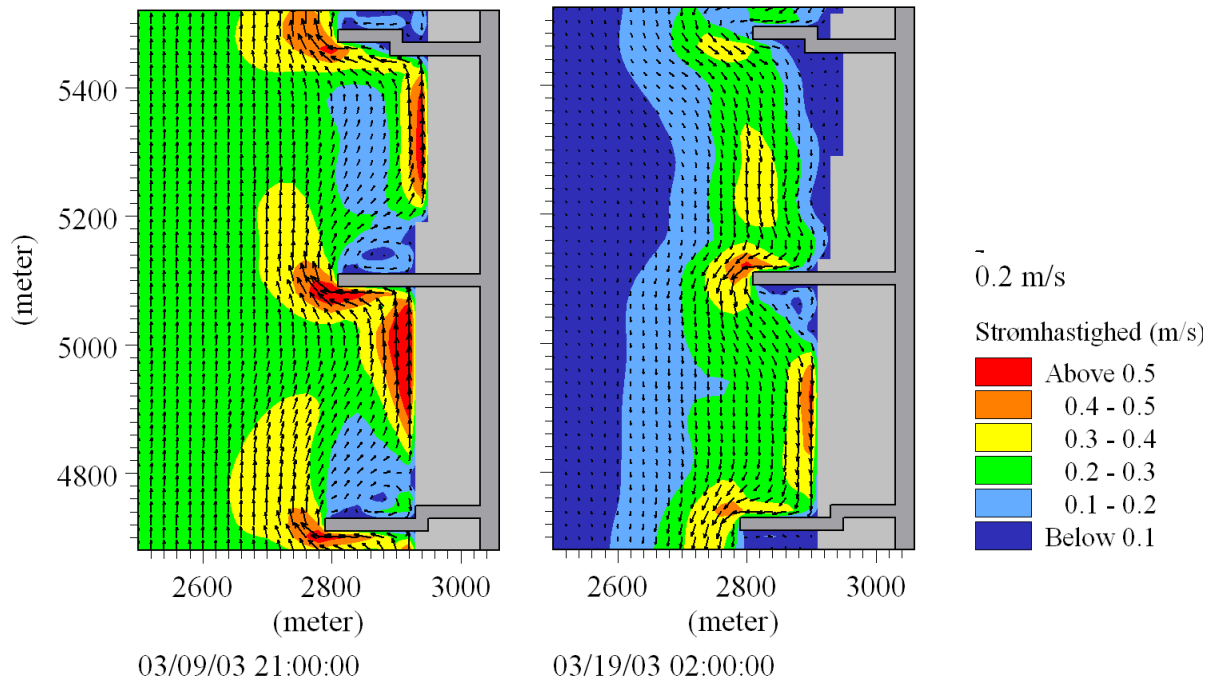


Fig 3.7 *Eksempler på strømsituationer i området ved Høfde 42 med nordgående strøm og kraftige bølger fra VSV (venstre) og sydgående strøm og moderate bølger fra NNV (højre). Bemærk de bølgedrevne strømme mellem høfderne.*

Den modellerede nettostrøm i området omkring udledningerne er vist i figur 3.8. Denne er bestemt som en tidsmidling af resultaterne for de fire delperioder. Fordelingen af modelleret strøm ved havudledningen i de fire delperioder er illustreret med en strømrose i figur 3.9. Det ses at strømmen stort set følger de to hovedretninger i dette punkt.

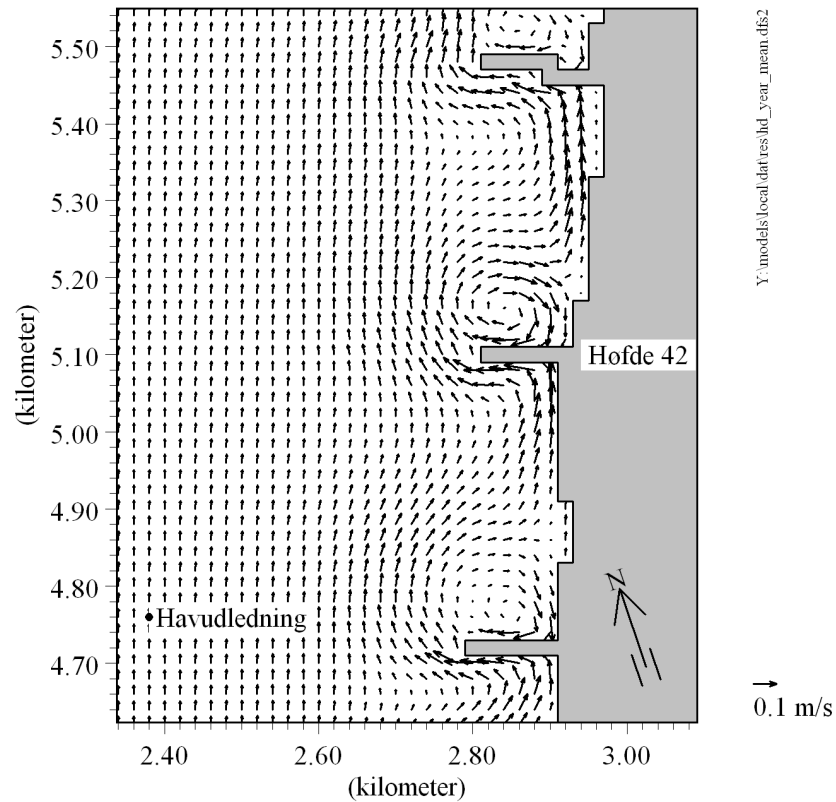


Fig 3.8 Modelleret nettostrøm i området omkring udledningerne.

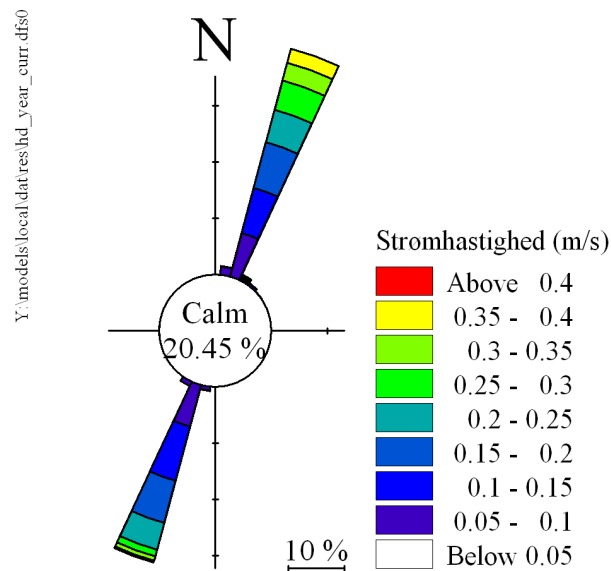


Fig 3.9 Strømrose af modelleret strøm ved havudledningen.

3.5 Modellering af spredning og fortynding

MIKE 21 AD er anvendt til spredningsberegningerne. Dette modul anvender de hydrodynamiske resultater - vandstande og strøm - som forcering og beregner den stedlige og tidslige variation i forureningsstofferne koncentrationer.



Tabel 3.2 viser de fem udvalgte forureningsstoffer med tilhørende vandkvalitetskrav (VKK, som skal overholdes af de årlige middelkoncentrationer), baggrundskoncentration og halveringstid, som oplyst af Ringkøbing Amt. Tabel 3.3 viser kildestyrkerne – dvs. vandføringerne og koncentrationerne af de fem forureningsstoffer - i de tre kilder, som oplyst af Ringkøbing Amt og NIRAS.

Tabel 3.2 Udvalgte forureningsstoffer til modelleringen.

Stof	VKK (mg/l)	Baggrundskonc. (mg/l)	Halveringstid (dage)
Parathion	$3,0 \cdot 10^{-6}$	0	60
EP1	$0,5 \cdot 10^{-3}$	0	antages konservativt
EP2-syre	0,04	0	330-600
Kviksølv	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	antages konservativt
Formaldehyd	0,01	0	10

Tabel 3.3 Kildestyrker i form af vandføringer og koncentrationer anvendt som input til modellen.

Kilde	Parameter	Enhed	Efterår	Vinter	Forår	Sommer
Høfde 42 depotet	Vandføring	m ³ /dag	51,0	94,9	119,4	69,0
	Parathion	mg/l	6,1	5,9	5,7	5,8
	EP1	mg/l	10,0	8,3	7,0	7,8
	EP2-syre	mg/l	162,4	132,7	110,6	125,5
	Kviksølv	mg/l	1,7	2,0	2,3	2,1
	Formaldehyd	mg/l	0	0	0	0
Kulhusets udledning	Vandføring	m ³ /dag	69,3	69,3	69,3	69,3
	Parathion	mg/l	0,001	0,001	0,001	0,001
	EP1	mg/l	0,07	0,07	0,07	0,07
	EP2-syre	mg/l	0,09	0,09	0,09	0,09
	Kviksølv	mg/l	0,0014	0,0014	0,0014	0,0014
	Formaldehyd	mg/l	0	0	0	0
Cheminovas havudledning	Vandføring	m ³ /dag	3865	4001	4123	3554
	Parathion	mg/l	0,001	0,001	0,001	0,001
	EP1	mg/l	1,65	1,80	1,66	1,60
	EP2-syre	mg/l	0,420	0,717	0,512	0,540
	Kviksølv	mg/l	0,0009	0,0008	0,0008	0,0007
	Formaldehyd	mg/l	0,926	0,544	0,711	0,628

Cheminovas havudledning og Kulhusets udledning er medtaget i modellen som punktkilder, mens udsivningen fra Høfde 42 depotet er repræsenteret ved en række punktkilder dækkende en strækning på 300 m fra 40 m syd for Høfde 42 og nordpå. Udsivningskilderne er endvidere placeret således at deres netpunkter aldrig ”tørre ud”, da der ellers i modellen vil opstå en urealistisk ”opmagasinerings” af forureningsstofferne ved lavvande. Figur 3.10 viser placeringen af kilderne i modellen.

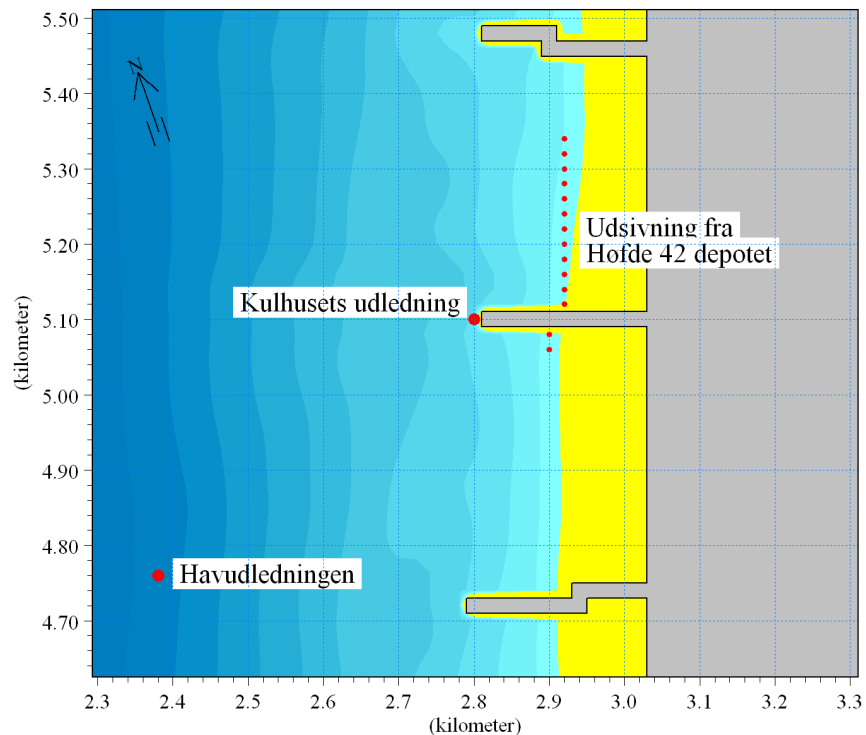


Fig 3.10 Placering af modelkilder i lokalmodellen. Udsivningen fra Høfde 42 depotet er repræsenteret med 14 modelkilder og dækker således 300 m af kysten.

For et enkelt stof, Kviksølv, er anvendt en baggrundskoncentration (se tabel 3.2) i simuleringerne, mens de øvrige stoffer antages udelukkende at stamme fra kilderne. For at "varme modellerne op" er anvendt en 2-dages opvarmningsperiode før simuleringen af den enkelte 14-dages delperiode, således at simuleringerne i virkeligheden har dækket 16 dage. Forureningsstofferne regnes i modellen konservative bortset fra Formaldehyd, som har et 1. ordens henfald med en halveringstid på 10 dage (se tabel 3.2).

Den vigtigste kalibreringsparameter i MIKE 21 AD er dispersionskoefficienten. Denne parameter repræsenterer i princippet effekterne af alle processer (diffusion og hvirvler), der ikke er opløst af modelnettet, dvs. har skalaer mindre end 20 m. For at fastlægge denne er resultaterne af et sporstofforsøg med Rhodamin BU foretaget af Isotopcentralen i 1981 /2/ på lokaliteten forsøgt genskabt med modellen. En strømsituation fra en af 14-dages delperioderne nogenlunde svarende til den daværende strømsituation (nordgående strøm på ca. 40 cm/s) er blevet identificeret og anvendt. De samme Rhodamin-mængder som i sporstofforsøget er blevet doseret i modellen, og resultaterne sammenlignet med sporstofforsøgets resultater.

Sammenligningen viser, at modellen simulerer betydeligt højere maksimalkoncentrationer i sporstoffanen end dem, der var blevet målt under sporstofforsøget. Afvigelsen er af en størrelsesorden, så den ikke kan forklares ved de trods alt ikke helt ens strømsituationer. Den kan derimod forklares ved at en betydelig andel af sporstoffet under forsøget i 1981 har adsorberet til partikler i vandet og således ikke har kunnet måles. Denne proces er i /2/ angivet som en potentielt betydelig fejlkilde.

På trods af dette kan sammenligningen alligevel anvendes til en kalibrering af modellens dispersion, idet bredden af fanen på trods af forskellige maksimalkoncentrationer stadig skal stemme overens. Således er en dispersionskoefficient på $0,05 \text{ m}^2/\text{s}$ udenfor



høfderne blevet fastlagt. Figur 3.11 viser sammenligningen mellem resultaterne fra sporstofforsøget og modellen. Bemærk de større koncentrationer i modellens sporstoffane.

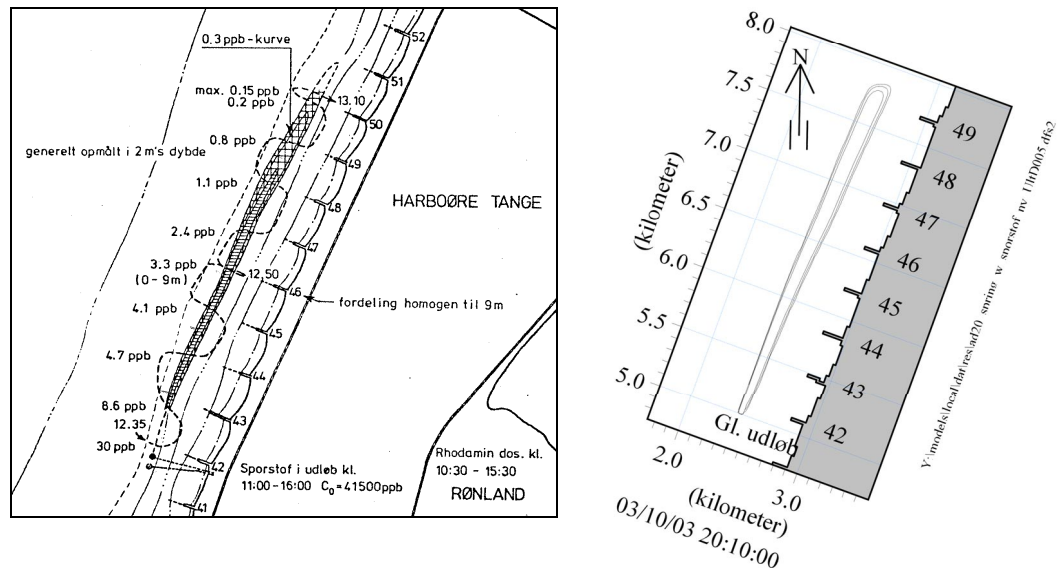


Fig 3.11 Resultater af Rhodamin BU sporstofforsøg udført af Isotopcentralen d. 9/12 1981 (venstre) og modelberegning under lignende strømforhold med en dispersionskoefficient på 0,05 m²/s (højre). Modelresultatet svarer til tidspunktet 13.10 under sportstofforsøget. De tre isolinjer i plottene repræsenterer henholdsvis 0,1 – 0,3 og 1,0 ppb konturerne.

I områderne mellem høfderne må forventes en noget højere dispersion pga. en større variabilitet i strømforholdene forårsaget af den uregelmæssige bathymetri og ikke mindst bølgepåvirkningen. Delvis baseret på en kvalitativ sammenligning mellem modellens resultater og resultaterne af et sporstofforsøg foretaget af AAU i 1977 ved Agger /3/ og delvis baseret på overvejelser omkring hvirvelviskositeten og dispersionen i brydningszonen, blev det besluttet at anvende en 10 gange højere dispersion i områderne mellem høfderne. I modellen er således anvendt en dispersionskoefficient i dette område på 0,5 m²/s.

For at teste modelresultaternes følsomhed på dispersionen er kørt en simulering med en 5 gange højere dispersion i hele området (se afsnit 4.1).

Da det med de reviderede estimater for udsivningen af Parathion fra Høfde 42 depotet viste sig, at lokalmodellen ikke med rimelighed kan anvendes til den fulde Parathionudledning, blev det af DHI og Ringkøbing Amt i samråd besluttet at anvende 100 m modellen til den fulde Parathionudledning og lokalmodellen til en reduceret udledning af Parathion. Denne blev bestemt til 5% af den estimerede udsivning og kaldes efterfølgende 'Parathion 5%'.

Kørslen med den fulde Parathionudledning i 100 m modellen skal kun opfattes som en indikation af transporten, spredningen og fortyndingen af Parathion, da denne model kun er designet til at levere hydrodynamiske randbetingelser til lokalmodellen. 100 m modellen inkluderer således ikke bølgenes påvirkning ligesom dens Oddesundrand må betegnes som noget forsimplet, da Vandudsigten beskriver Limfjorden med relativt få modelpunkter. Det bathymetriske grundlag for 100 m modellen i visse af de flade om-



råder af Nissum Bredning er mangelfuldt, hvilket medfører at disse områder af modellen er beskrevet som ”udtørrede” (se figurene i bilag E). Dispersionen i 100 m modellen ($0,05 \text{ m}^2/\text{s}$ i Vesterhavet) blev valgt således at resultaterne i området dækket af lokalmodellen lignede dennes resultater. I Nissum Bredning valgtes værdien $5 \text{ m}^2/\text{s}$, for at inkludere vindens effekt på opblandingen.

I næste kapitel beskrives resultaterne opnået med de etablerede spredningsmodeller.



4 RESULTATER OG DISKUSSION

4.1 Simuleringsresultater

Resultaterne af simuleringerne i form af plots af felter af årsmidler, årsmaksima og hyppigheder i procent for overskridelse af VKK i løbet af året for forureningsstofferne er givet i bilagene A-E. I tabel 4.1 følger en nøgle for de gennemførte simuleringer og resultaternes placering. Det bemærkes, at der for de stoffer, der både udledes i havudløbet og siver ud fra Høfde 42 depotet, er gennemført simuleringer for både den totale udledning og for depotudsivningen alene. Dette er gjort for at kunne adskille effekterne fra de to betydelige kilder.

Tabel 4.1 Gennemførte simuleringer og placeringen af resultaterne.

Simulering	Model	Årsmidler	Årsmaksima	Overskridelseshyppigheder
Parathion 5%	Lokalmodellen	Bilag A.1	Bilag B.1	Bilag C.1
Parathion 5%, kun depot	Lokalmodellen	Bilag A.1	Bilag B.1	Bilag C.1
EP1	Lokalmodellen	Bilag A.2	Bilag B.2	Bilag C.2
EP1, kun depot	Lokalmodellen	Bilag A.2	Bilag B.2	Bilag C.2
EP2-syre	Lokalmodellen	Bilag A.3	Bilag B.3	Bilag C.3
EP2-syre, kun depot	Lokalmodellen	Bilag A.3	Bilag B.3	Bilag C.3
Kviksølv	Lokalmodellen	Bilag A.4	Bilag B.4	Bilag C.4
Kviksølv, kun depot	Lokalmodellen	Bilag A.4	Bilag B.4	Bilag C.4
Formaldehyd	Lokalmodellen	Bilag A.5	Bilag B.5	Bilag C.5
Parathion 5%, 5-dobb. dispersion	Lokalmodellen	Bilag D.1	Bilag D.2	Bilag D.3
Parathion 100%	100 m modellen	Bilag E.1	Bilag E.2	Bilag E.3

Simuleringsresultaterne er af praktiske grunde gemt hver time i løbet af simuleringerne, hvilket giver tilstrækkelig god datadækning til den statistiske behandling. Alligevel kan man i felterne af de beregnede årsmaksima godt visse steder se den lidt grove tidsopløsning af resultaterne reflekteret. Da maksimalkoncentrationerne repræsenterer ekstrem-situationer, må man forvente at både en finere tidsopløsning og en længere simulering vil give større værdier. De beregnede maksimumsfelter er således forsigtige skøn på de maksimale koncentrationer i området.

I plottene ses tilsyneladende nogle relativt lave koncentrationer i punkterne ved siden af land (stranden). Dette skyldes at disse punkter i en del af simuleringstiden er tørret ud pga. lavvande. Dette kan den statistiske behandling ikke tage højde for og det resulterer i underestimerede værdier i disse punkter.

Da nettostrømmen er nordgående er det ventet at spildevandsfanerne rækker længere mod nord end mod syd. Dette er også tilfældet for havudløbet, se f.eks. bilag A.2 (ven-



stre). Derimod går spildevandsfanen for depotudsivningen længere mod syd end mod nord, se f.eks. bilag A.1. Det vurderes at en væsentlig forklaring på dette fænomen er Høfde 42 depotets skæve placering i forhold til høfden. Ved nordgående strøm vil en stor del af det udsivende stof fanges i en strømhvirvel nord for høfden, mens hovedparten af det udsivende stof ved sydgående strøm straks vil blive skyllet ud fra området mellem høfderne og blive transporteret sydpå. Dette forhold ses tydeligt illustreret i figur 3.7.

I plottene der viser resultater fra simuleringer med havudløbet er indtegnet et 2000 m x 100 m rektangel omkring havudløbet. Dette rektangel markerer nærområdet, hvor antagelsen om fuld vertikal opblanding ikke holder. Indenfor dette område vil koncentrationerne i spildevandets indlejringsniveau være 0-800% højere end den beregnede dybde-midlede værdi.

I det efterfølgende diskuteres resultaterne for de enkelte forureningsstoffer kort.

Parathion

Parathion viser sig med de reviderede udsivningsestimater at blive udledt i relativt store mængder sammenlignet med VKK, hvilket betyder at den kritiske zone, hvor årsmiddelkoncentrationen overskrider VKK, dækker et større område end lokalmodellens område. Simuleringen i 100 m modellen (se bilag E) antyder at Parathions kritiske zone med de nuværende estimerede udsivningsmængder strækker sig i et bælte ud for kysten adskillige kilometer syd og nord for depotet og yderligere et stykke ind i Nissum Bredning. Ved en 95% reduktion af udsivningen vil det kritiske område dække en strækning af kysten på godt 5 km. Udledningen af Parathion fra de to spildevandsudløb er begrænset og giver kun anledning til meget begrænsede kritiske zoner om overhovedet nogen.

Simuleringen af Parathion 5% med en fem gange større dispersion resulterer i en mindre kritisk zone dækkende en strækning på ca. 3,5 km. Selv med denne fem gange større dispersionkoefficient end den fundne værdi fås ikke resultater der ændrer det overordnede billede af parathions effektområde.

EPI

EPI udledes i ca. 10 gange større mængder fra havudledningen end fra Høfde 42 depotet. På grund af de relativt bedre fortyndingsforhold ved havudledningen er størrelsen af de resulterende kritiske zoner dog ikke en faktor 10 forskellige. Den kritiske zone for depotet dækker ca. en halv kilometer af kysten i en bredde af godt 100 m, mens den kritiske zone omkring havudløbet strækker sig ca. 1 km sydpå og ca. 1,5 km nordpå i et smalt bånd på ca. 100 m. Da den kritiske zone for havudløbet delvist ligger indenfor nærområdet, hvor spildevandsfanen ikke kan regnes helt opblandet (markeret med et rektangel omkring havudløbet i plottene), skal disse tal tages med forbehold (se nedenfor).

Det er interessant at se hvor lidt overlap der er i felterne af årsmidlerne fra depotet og havudløbet på trods af deres beliggenhed relativt tæt på hinanden.

EP2-syre

EP2-syre udledes hovedsageligt fra depotet, men i mængder der ikke giver anledning til middelkoncentrationer over VKK.



Kviksølv

Kviksølv udledes ligeledes hovedsageligt fra depotet. Denne udledning giver anledning til en begrænset kritisk zone lige ud for depotet.

Formaldehyd

Formaldehyd udledes udelukkende fra Cheminovas havudløb, men i mængder der ikke giver anledning til en kritisk zone.

4.2 Afledte resultater

Udover at levere de direkte simulerede resultater har Ringkøbing Amt bedt DHI om at give et bud på stoffkoncentrationerne og bidragene fra de forskellige kilder i havudløbets nærfelt for forureningsstofferne EP1, EP2-syre og Formaldehyd. Dette nærfelt er defineret som det største af de tre områder, hvor den årlige middelstofkoncentration kun hidrørende fra havudløbet af de tre stoffer er større end 1/500 af den årlige middeludledningskoncentration. For at bestemme dette nærfelt er det nødvendigt at gøre følgende to ting:

1. At bestemme det årlige middelkoncentrationsfelt for de tre stoffer hidrørende fra havudløbet alene ved at beregne differensen mellem middelfeltet med alle tre kilder og middelfeltet med depotet alene. I den forbindelse må det antages at udløbet fra Kulhuset er ubetydeligt.
2. At antage en vertikal fordeling af spildevandet fra havudløbet, idet nærfeltet ligger pænt indenfor det område, hvor antagelsen om fuld vertikal opblanding ikke gælder.

Det andet punkt er her gjort ifølge /4/ ved at antage en Gaussisk vertikal fordeling med varians, $\sigma^2 = 2D_z x/u$, hvor D_z er den vertikale koefficient for turbulent diffusion, x er afstanden fra udledningspunktet og u er strømhastigheden. Ved at antage homogen vandsøjle og nogenlunde lavt vand kan størrelsesordenen af D_z estimeres som $0,004uH$, hvor H er vanddybden (/4/). Hermed kan stofkoncentrationen i ethvert punkt i vandsøjlen relateres til den dybdemidlede stofkoncentrationen. I figur 4.1 er vist et eksempel på den vertikale fordeling af stofkoncentrationerne ved en udledning af ”tungt” spildevand, der initielt indlejrer sig ved bunden. Efter 1000 m kan spildevandet siges at være opblandet.

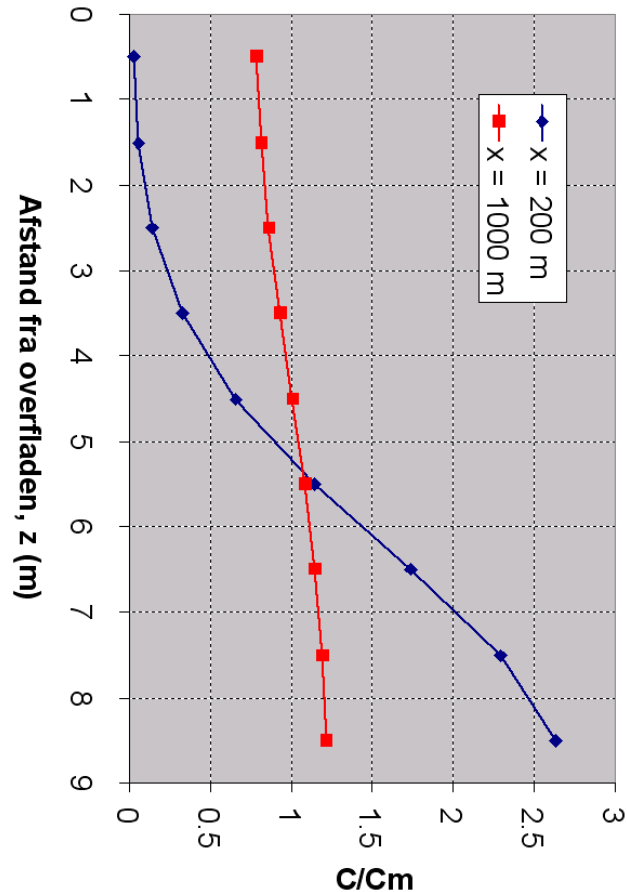


Fig 4.1 Eksempler på Gaussisk vertikal fordeling af tungt spildevand på 9 m vanddybde i en afstand på henholdsvis 200 m og 1000 m fra udløbet. C/C_m er forholdet mellem den lokale og den dybdemidlede stofkoncentration.

Nærfeltet for de tre forureningsstoffer kan nu bestemmes i en iterativ proces, hvor de simulerede dybdemidlede koncentrationer vha. den Gaussiske fordeling omregnes til maksimumskoncentrationer indtil koncentrationen svarende til 1/500 af udløbskoncentrationen, og hermed afstanden til udløbet, findes. Pga. den én-dimensionale karakter af havudløbets spildevandsfane er kun punkterne ca. nord og ca. syd for udløbet bestemt. Bidraget fra havudløbet er bestemt som $C_{\text{vertikal-max,havudløb}} / (C_{\text{vertikal-max,havudløb}} + C_{\text{dybdemiddel,depot}})$.

I tabel 4.2 er resultatet af analysen givet. Det skal understreges at resultaterne i tabel 4.2 er baseret på antagelser, som er forbundet med store usikkerheder. F.eks. er estimeret på D_z kun et "størrelsesordensestimater". Resultaterne skal derfor kun betragtes som indikationer på størrelsen af nærfeltet og bidragene fra de forskellige kilder.

Det er muligt at forbedre denne analyses nøjagtighed ved egentlig 3-D modellering af spildevandsudledningen.



Tabel 4.2 Beregnet nærfelt til havudløbet og kildebidrag i dette nærfelt. I tabellen betyder (N) nord for udløbet og (S) syd for udløbet.

	Enhed	EP1	EP2-syre	Formaldehyd
$C_{\text{ini,middel}}$	mg/l	1,68	0,548	0,702
$C_{1/500}$	mg/l	0,0024	0,0011	0,0014
Afstand til udløbet	m	200 (N)	200 (N)	200 (N)
	m	200 (S)	200 (S)	200 (S)
Bidrag				
-Havudløbet	%	ca. 99,8 (N)	ca. 92,5 (N)	100 (N)
	%	ca. 99,9 (S)	ca. 91,2 (S)	100 (S)
-Høfde 42 depotet	%	0,2 (N)	7,5 (N)	0 (N)
	%	0,2 (S)	8,8 (S)	0 (S)
-Kulhusets udledning	%	<<0,2 (N)	<<7,5 (N)	0 (N)
	%	<<0,2 (S)	<<8,8 (S)	0 (S)

4.3 Skalering af resultater til andre kildestyrker

Felterne med årsmidler og årsmaksima kan skaleres i forhold til udledningerne, således at en reduktion af udledningen med en faktor 10 medfører en reduktion af årsmidler og årsmaksima med en faktor 10. I simuleringerne med Høfde 42 depotudsivningen alene kan modelresultaterne således skaleres direkte med en reduktion i depotudsivningen. I simuleringerne med alle tre kilder kan modelresultaterne derimod kun skaleres med samtidige og ens reduktioner i alle tre udledninger.

Overskrideshyppighederne kan ikke umiddelbart skaleres, men overskrideshyppigheden svarende til 10 gange VKK med en bestemt udledning er lig overskrideshyppigheden svarende til VKK med 1/10 af udledningen.



5 **REFERENCER**

- /1/ Dansk Hydraulisk Institut, *Thyborønundersøgelserne 1996-1997*, rapport udført for Kystinspektoret, Oktober 1997.
- /2/ Isotopcentralen, *Spredningen af spildevand udledt fra A/S Cheminova i Vesterhavet*, rapport udført for A/S Cheminova, Maj 1982.
- /3/ Aalborg Universitetscenter, Laboratoriet for Hydraulik og Havnebygning, *Rapport om Sporstofundersøgelse for Agger Udløbsledning*, September 1977.
- /4/ Danish Hydraulic Institute, *Lectures in Environmental Hydraulics*, Revised September 1981.



B I L A G



B I L A G A

Plots af koncentrationsfelter med beregnede årsmidler

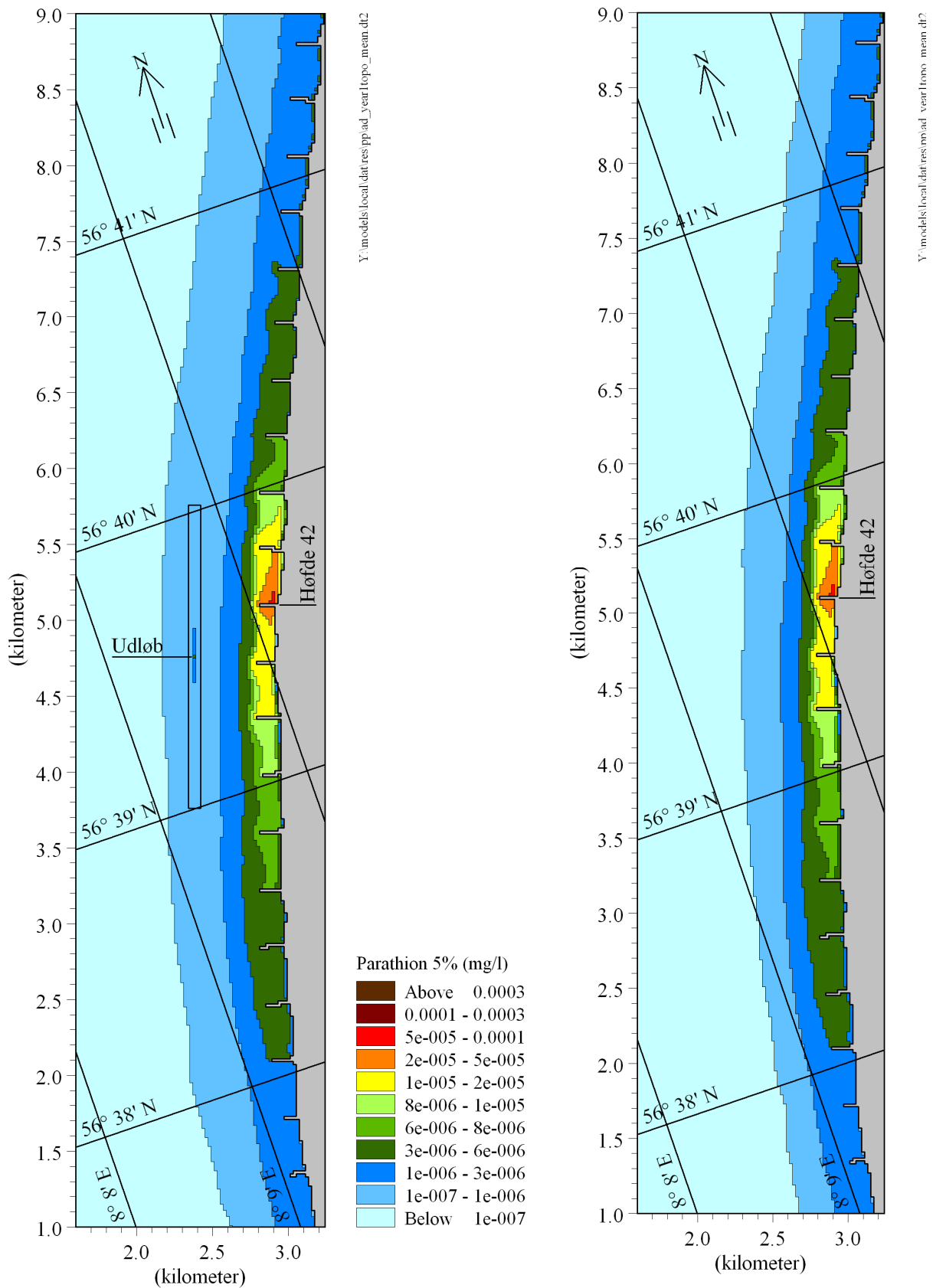


Fig. A.1 Beregnede årlige middelmålinger af Parathion med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Parathionudslippet fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l.

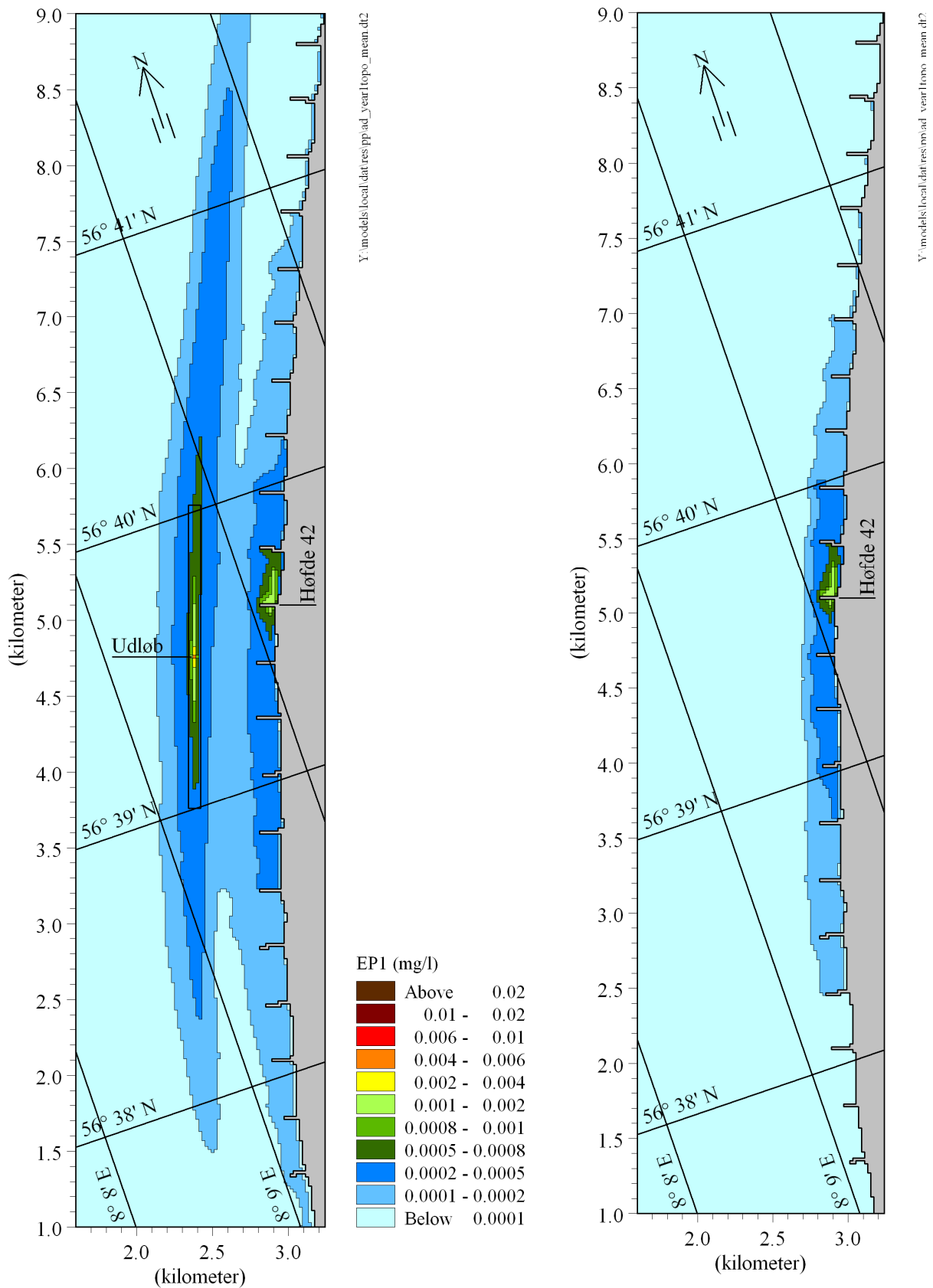


Fig. A.2 Beregnede årlige middelmålinger af EP1 med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for EP1 er $0,5 \cdot 10^{-3}$ mg/l.

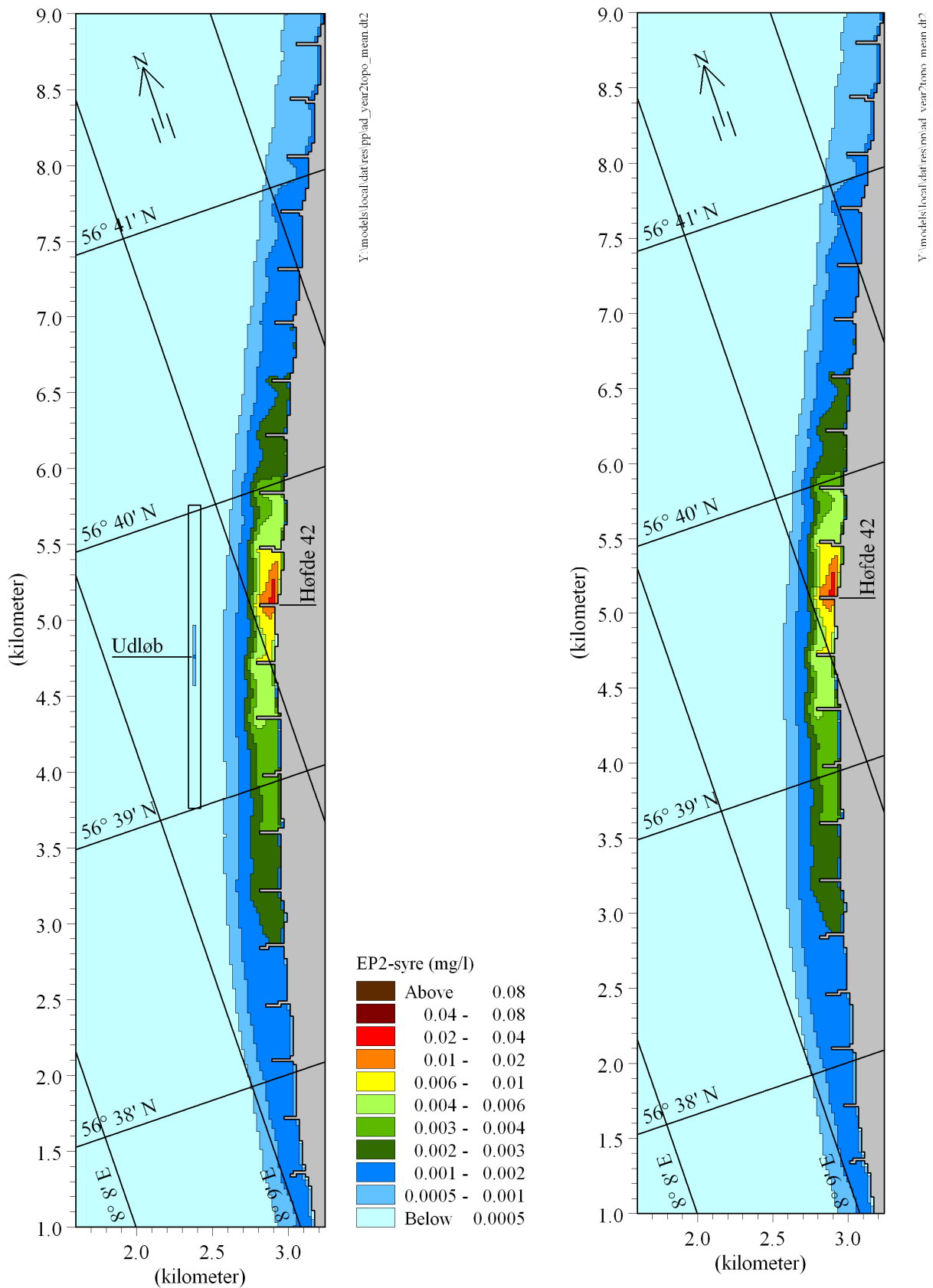


Fig. A.3 Beregnede årlige middelmålinger af EP2-syre med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for EP2-syre er 0,04 mg/l.

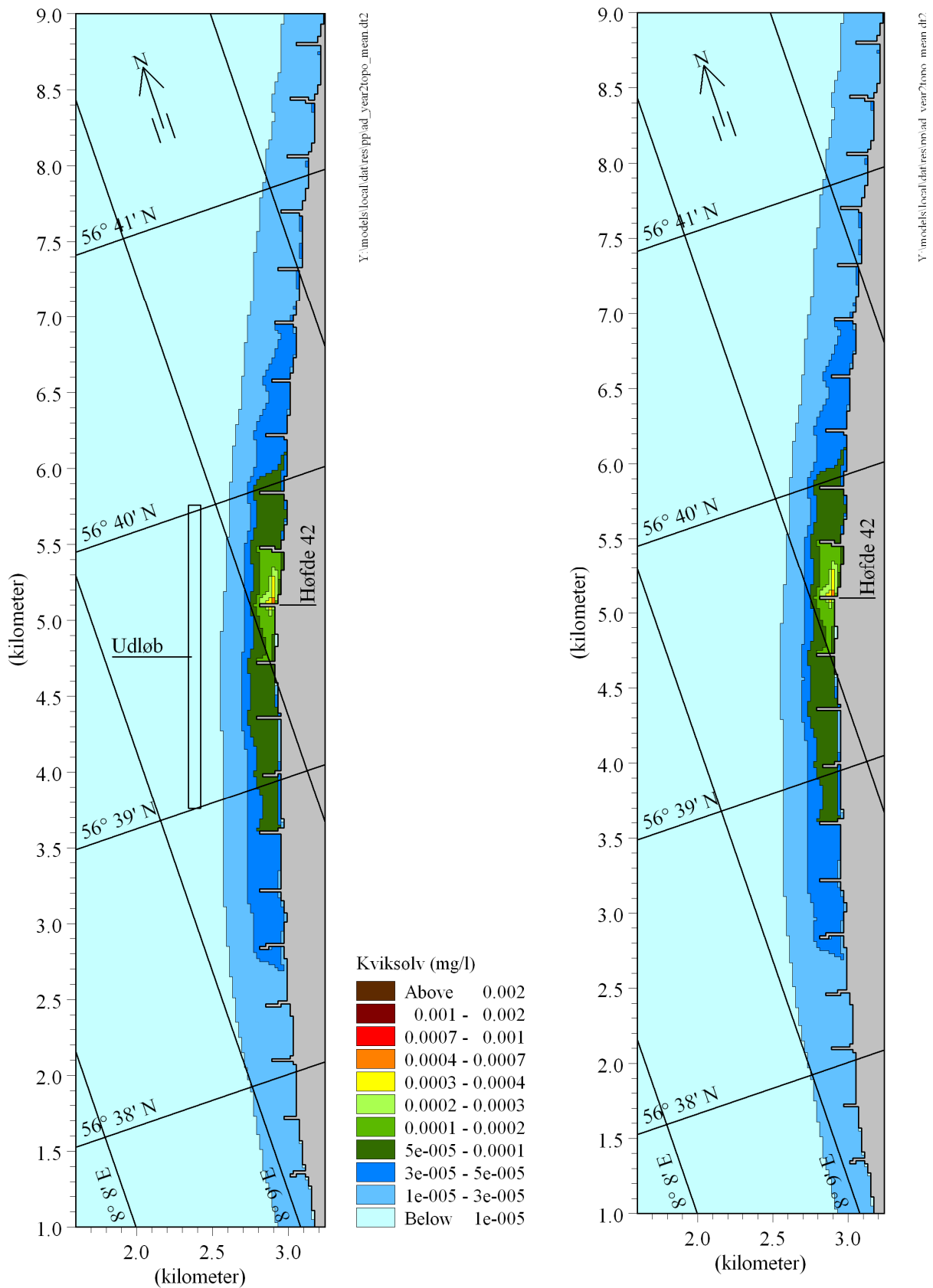


Fig. A.4 Beregnede årlige middelmålinger af Kviksølv med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for Kviksølv er $0,3 \cdot 10^{-3}$ mg/l.

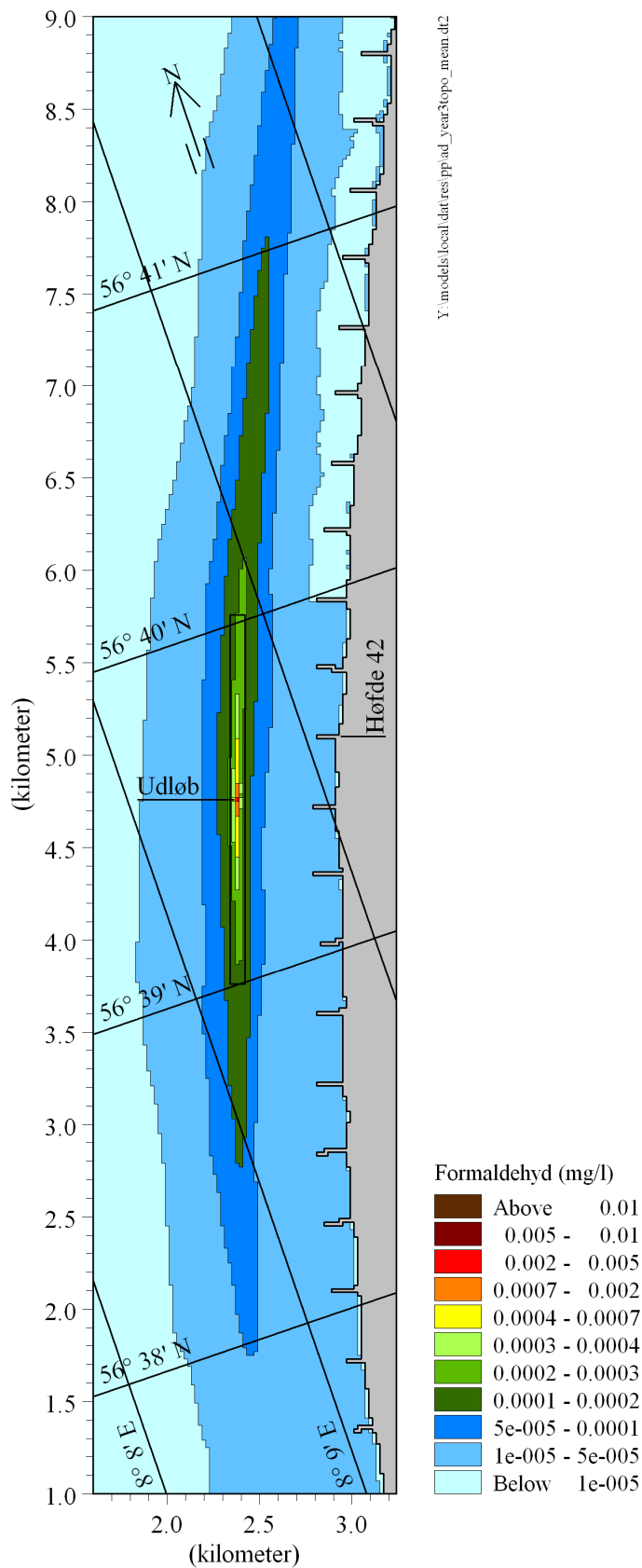


Fig. A.5 Beregnede årlige middelmålinger af Formaldehyd. Vandkvalitetskravet for Formaldehyd er 0,01 mg/l.



B I L A G B

Plots af koncentrationsfelter med beregnede årsmaksima

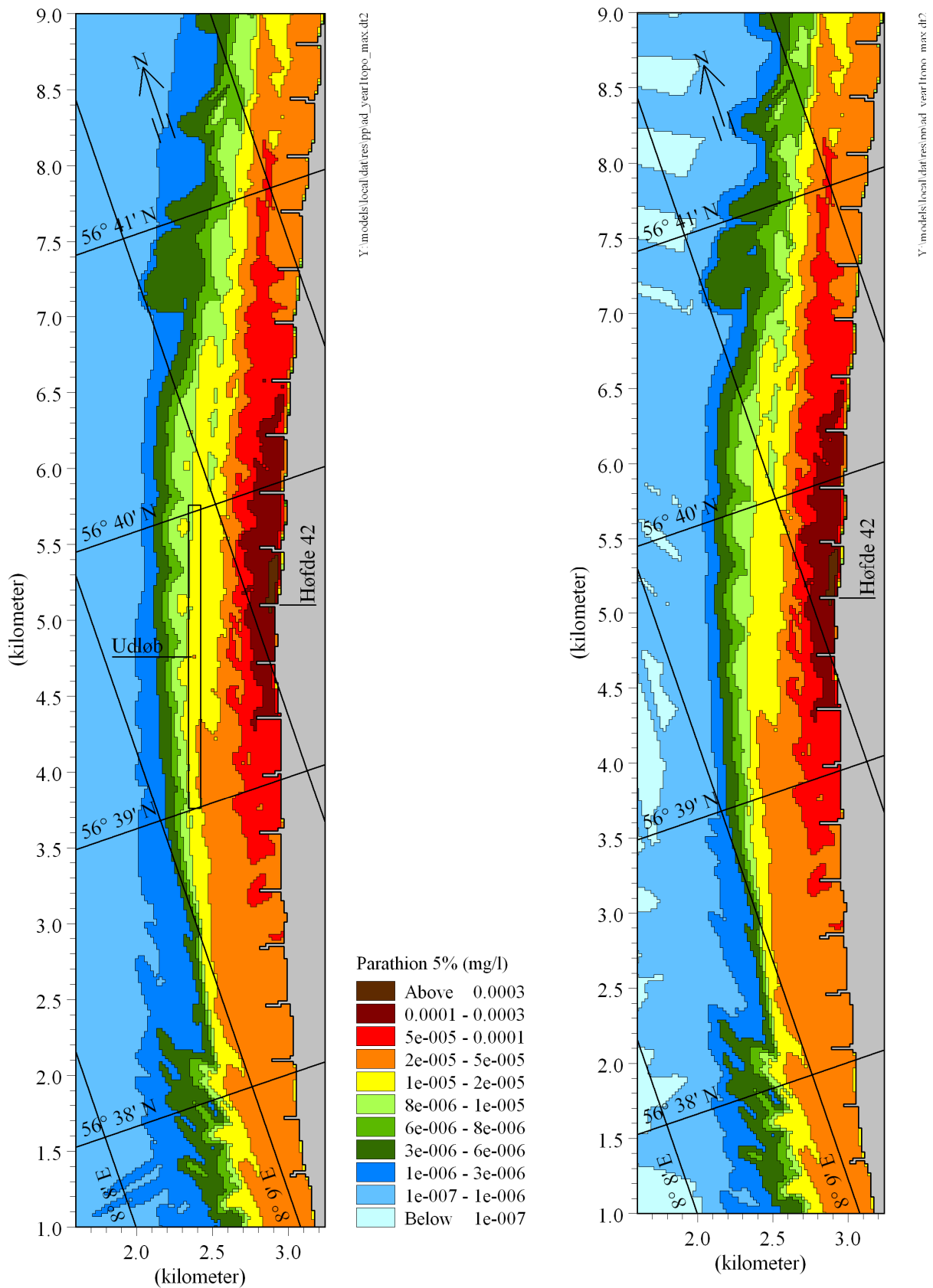


Fig. B.1 Beregnede årlige maksimalkoncentrationer af Parathion med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Parathionudsivningen fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimerede nuværende udledning.

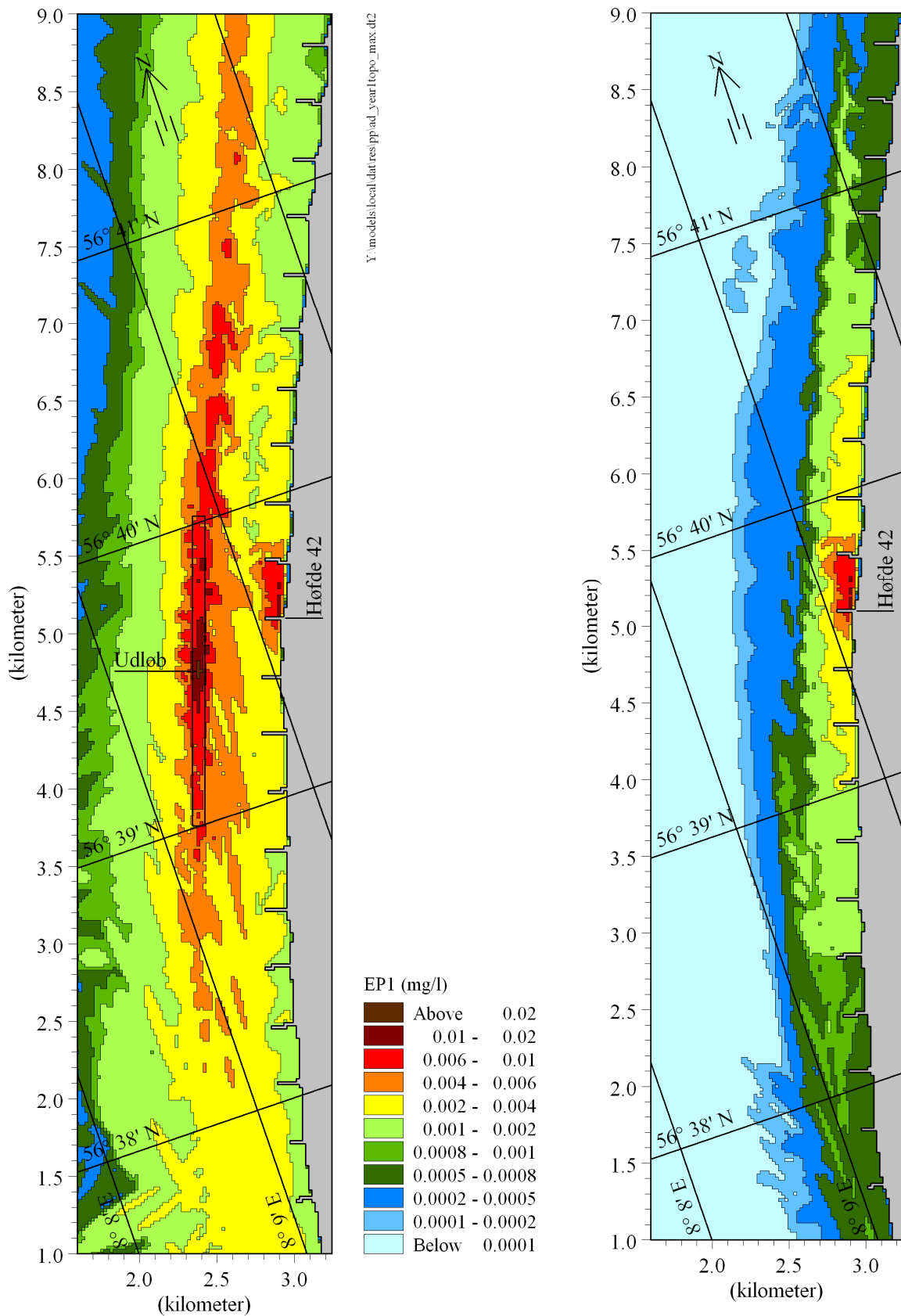


Fig. B.2 Beregnede årlige maksimalkoncentrationer af EP1 med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre).

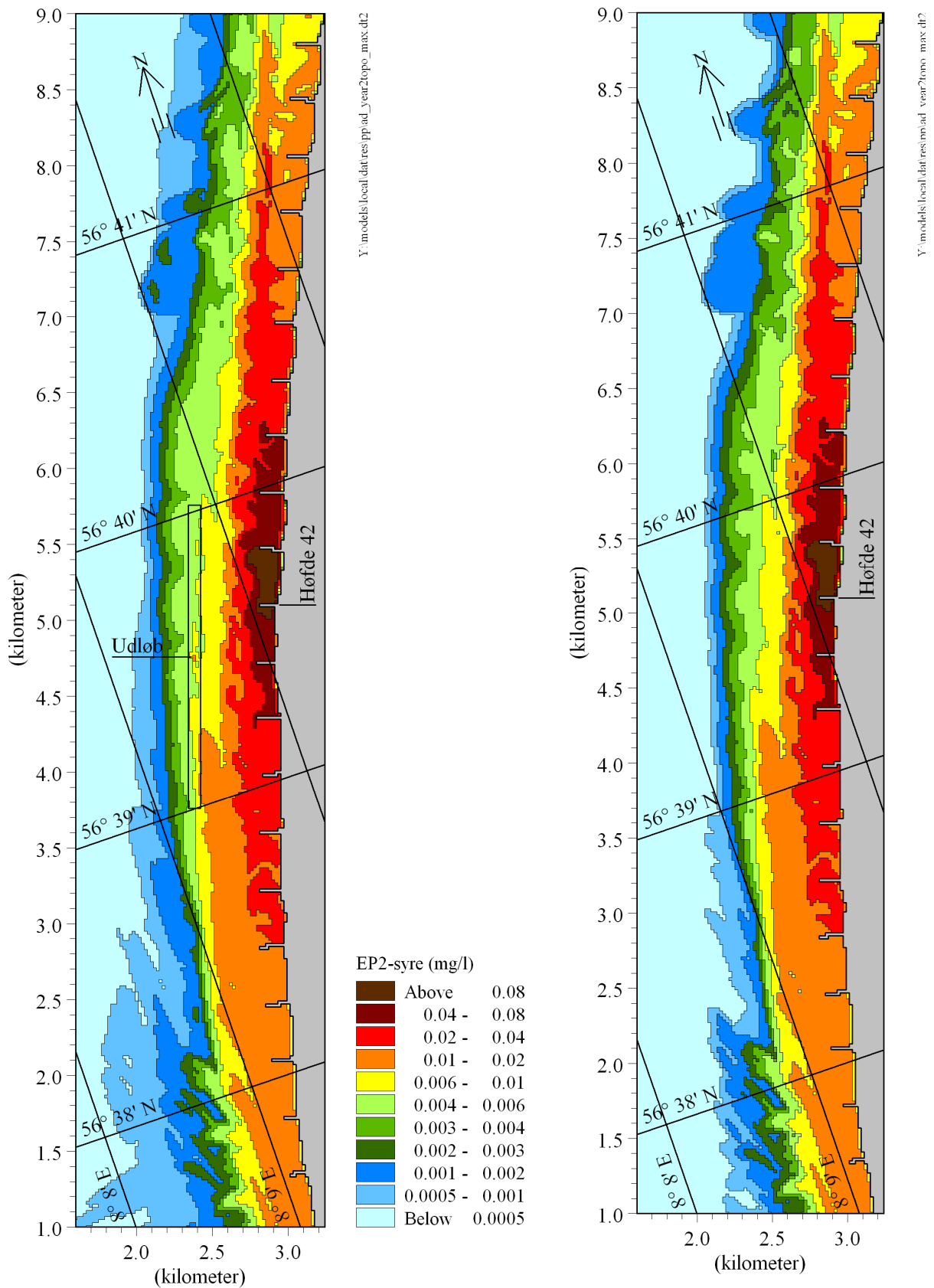


Fig. B.3 Beregnede årlige maksimalkoncentrationer af EP2-syre med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre).

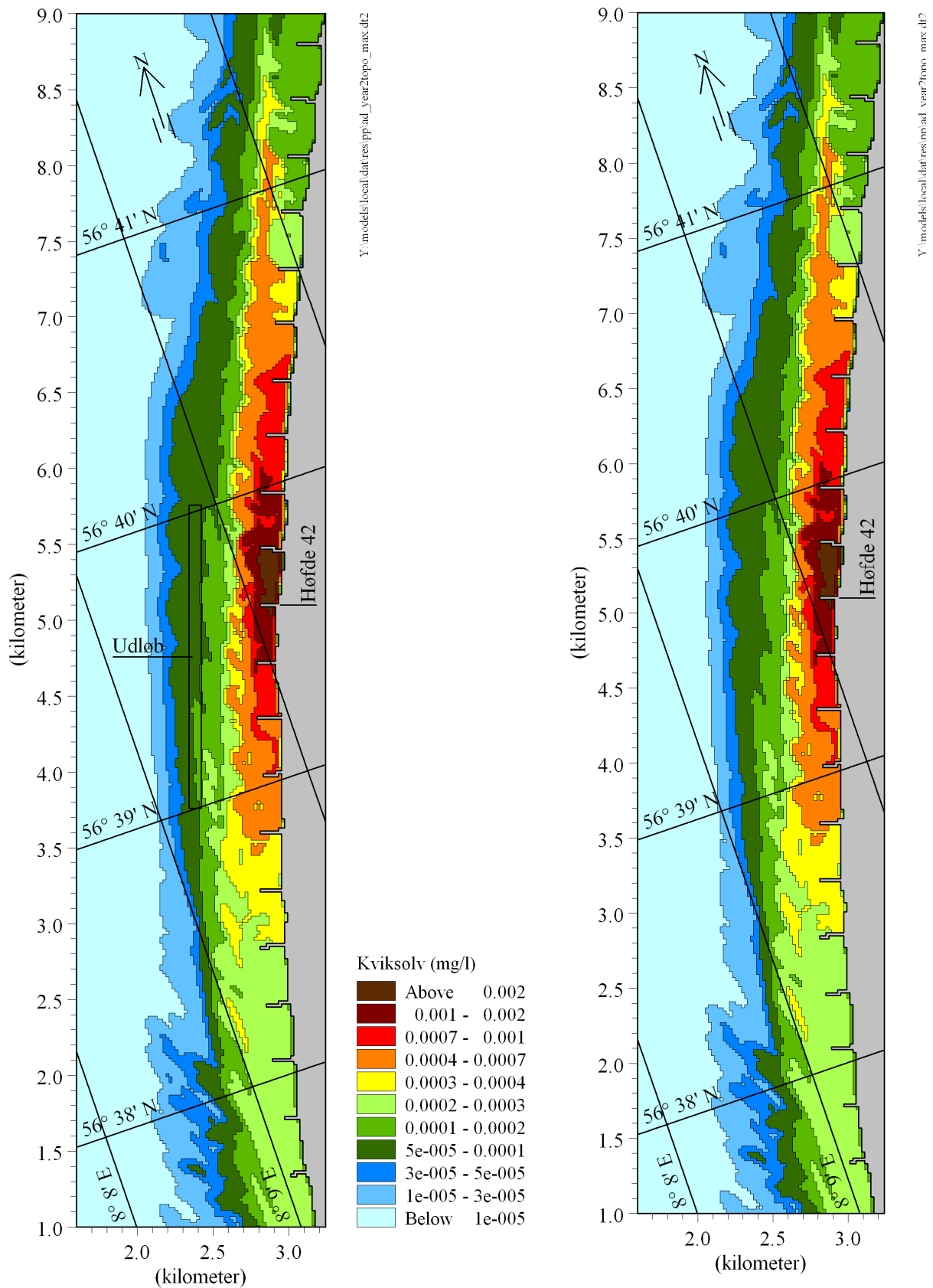


Fig. B.4 Beregnede årlige maksimalkoncentrationer af Kviksølv med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre).

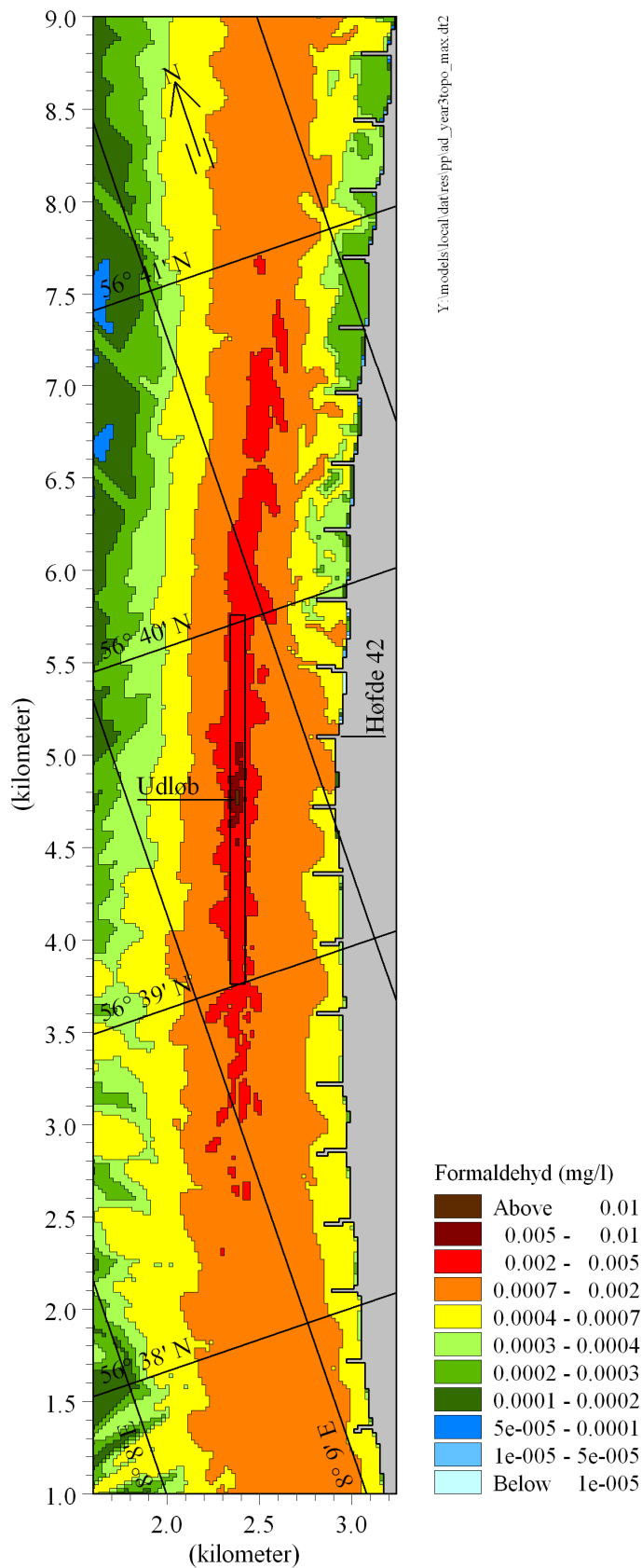


Fig. B.5 Beregnede årlige maksimumkoncentrationer af Formaldehyd.



B I L A G C

Plots af felter med beregnede overskridelsessandsynligheder

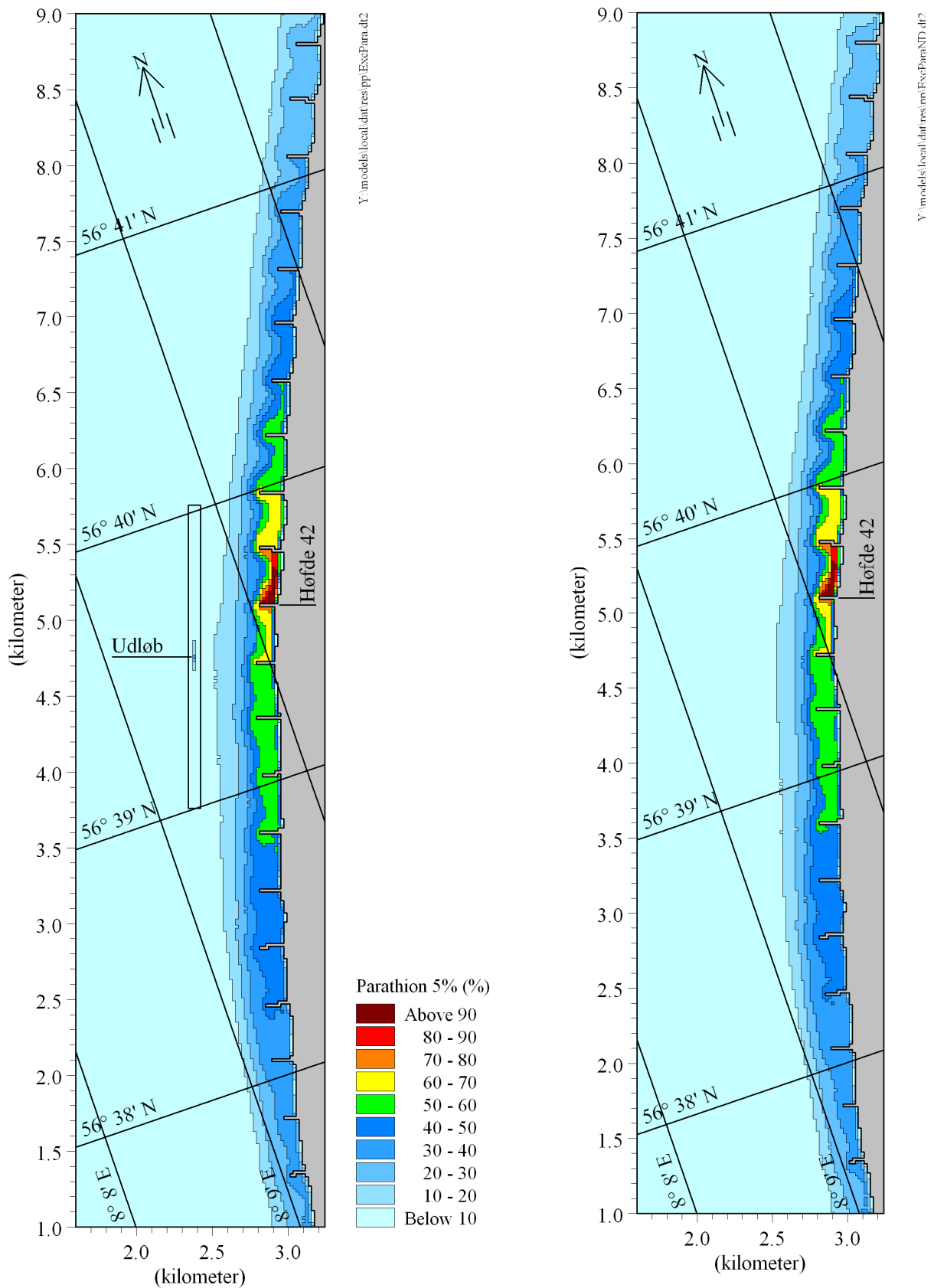


Fig. C.1 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for Parathion med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Parathionudslivningen fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l.

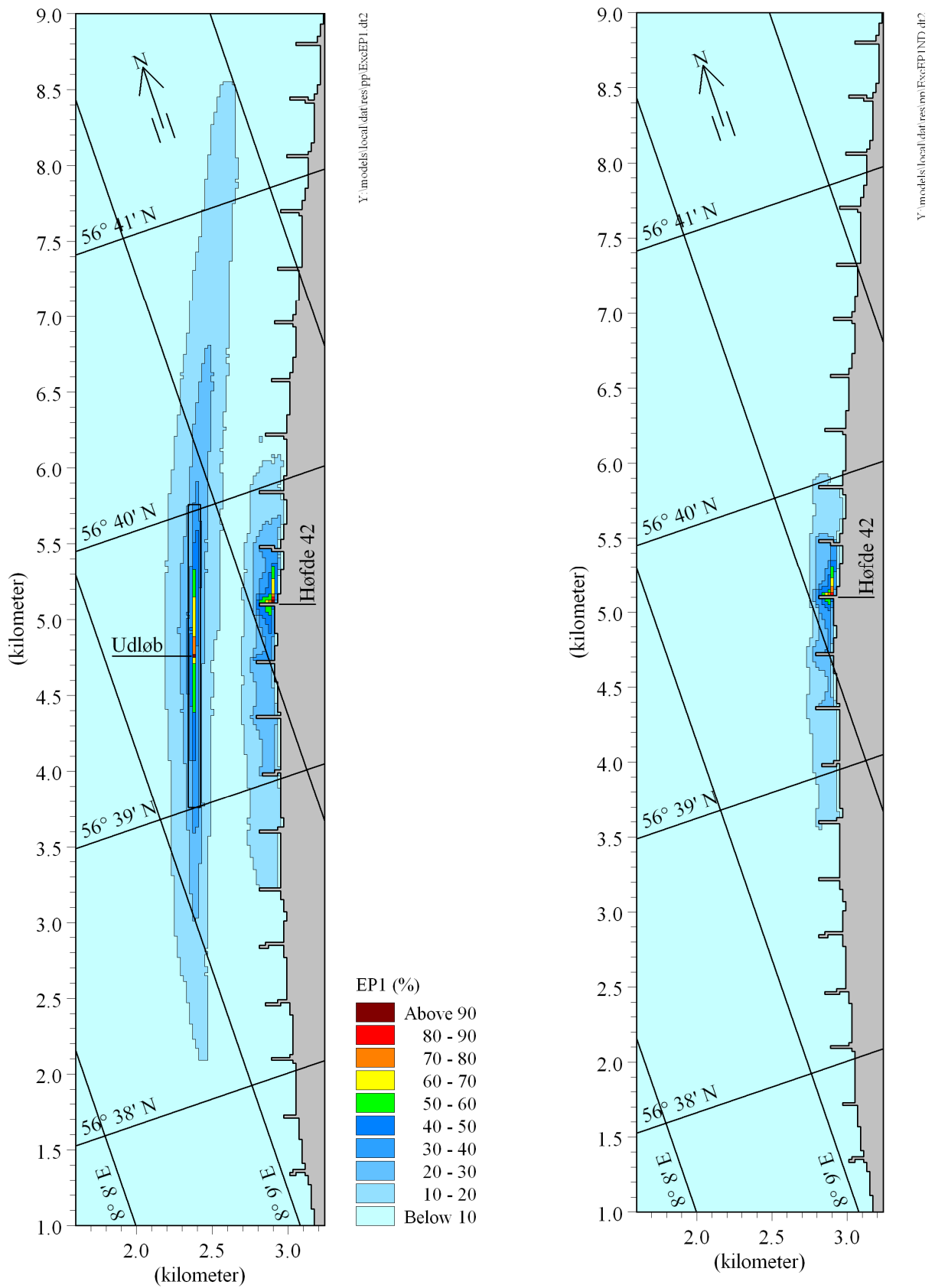


Fig. C.2 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for EP1 med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for EP1 er $0,5 \cdot 10^{-3}$ mg/l.

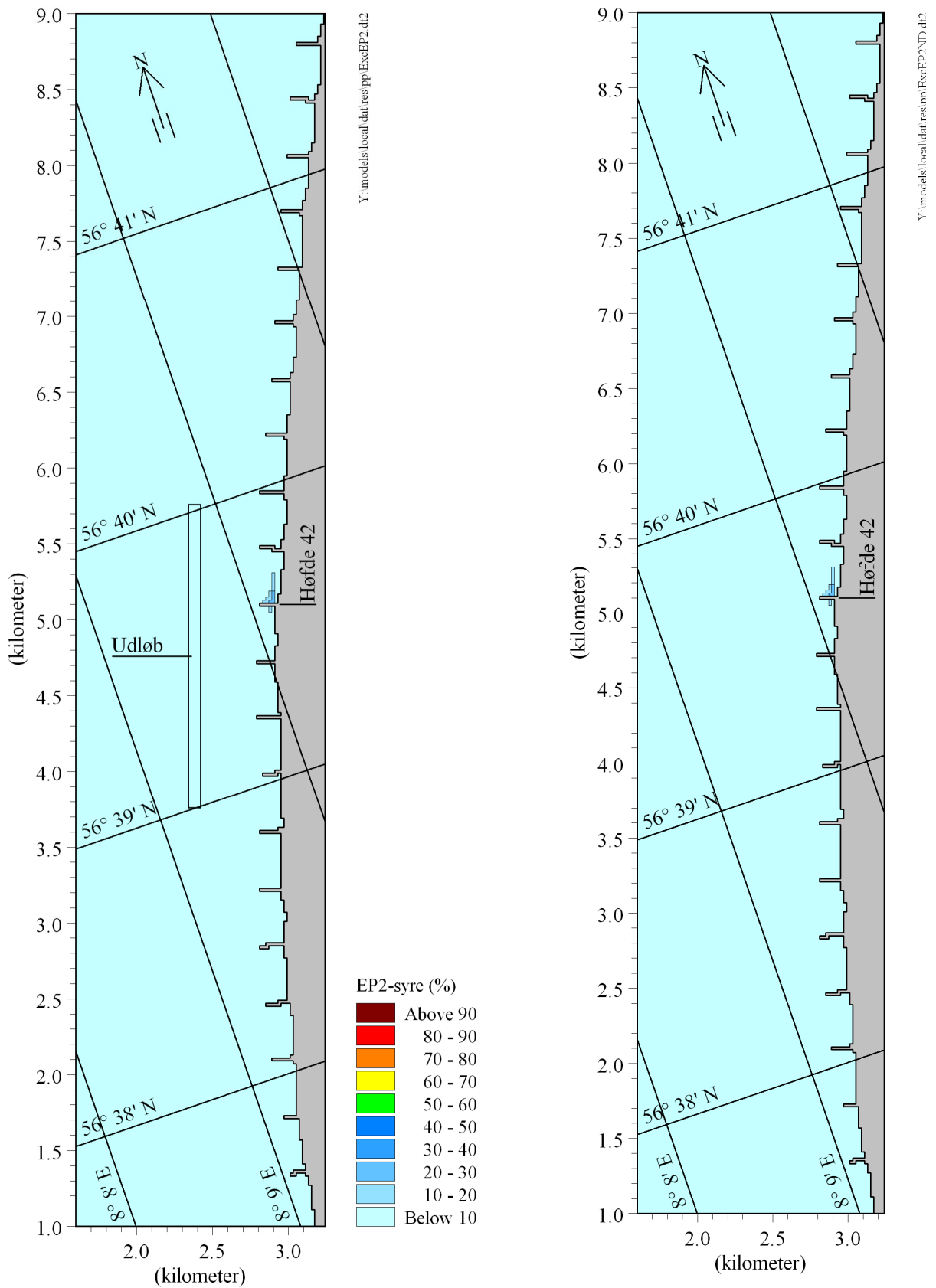


Fig. C.3 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for EP2-syre med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for EP2-syre er 0,04 mg/l.

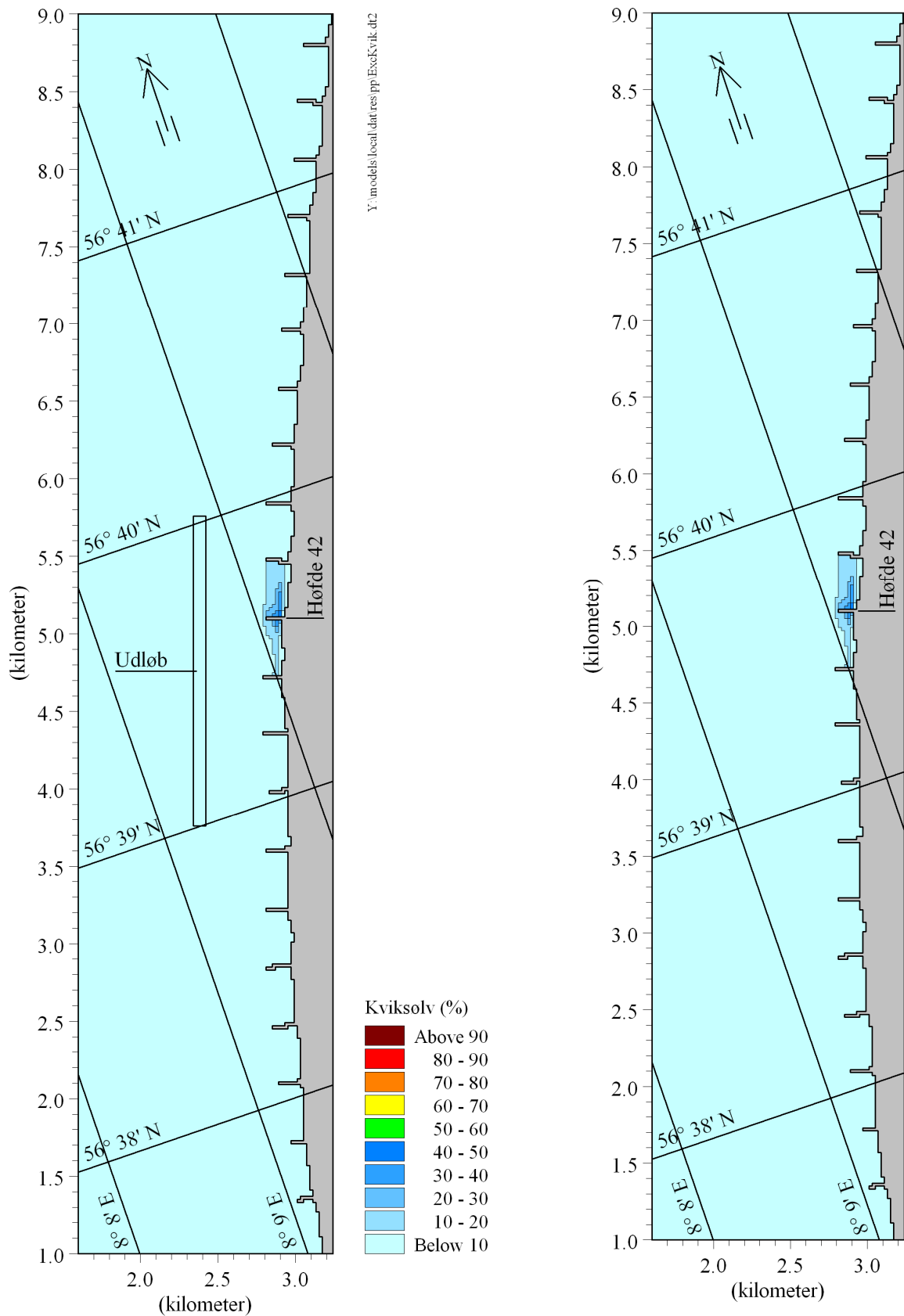


Fig. C.4 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for Kviksølv med alle tre kilder (venstre) og Høfde 42 depotet alene (højre). Vandkvalitetskravet for Kviksølv er $0,3 \cdot 10^{-3}$ mg/l.

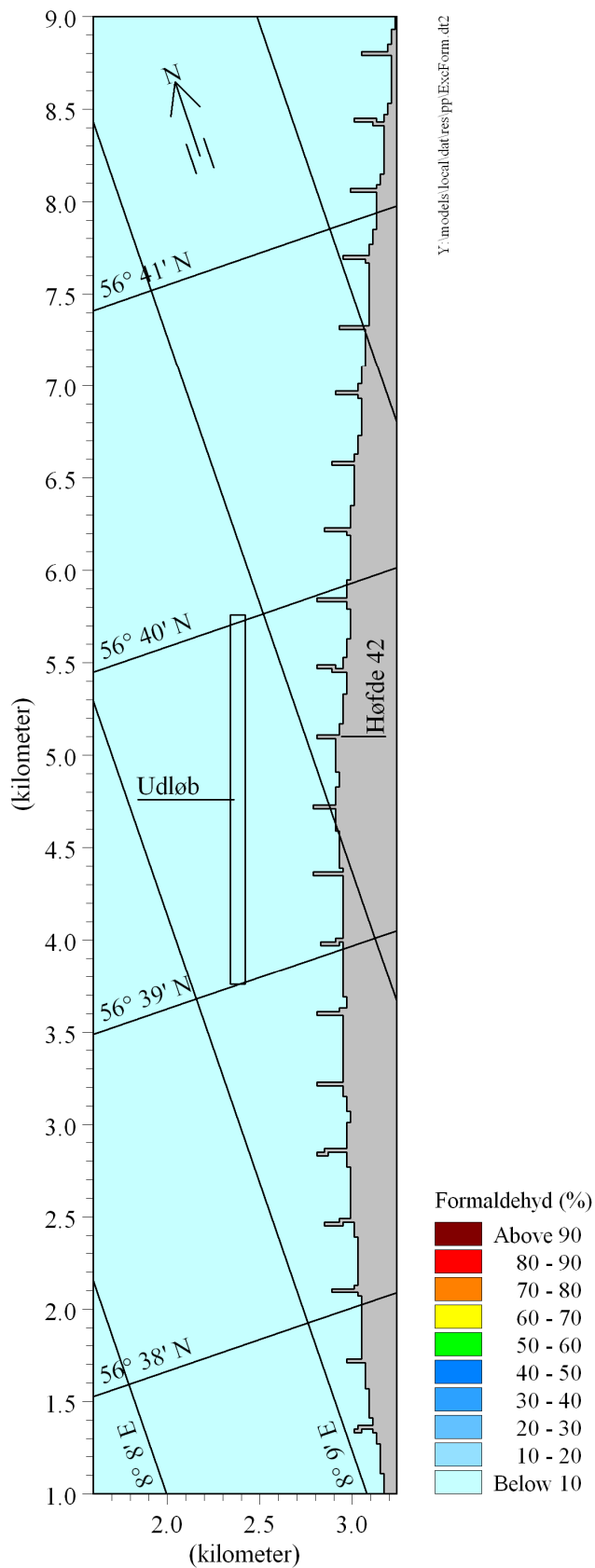


Fig. C.5 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for Formaldehyd. Vandkvalitetskravet for Formaldehyd er 0,01 mg/l.



B I L A G D

Plots af specialkørsel med femdobbel dispersion

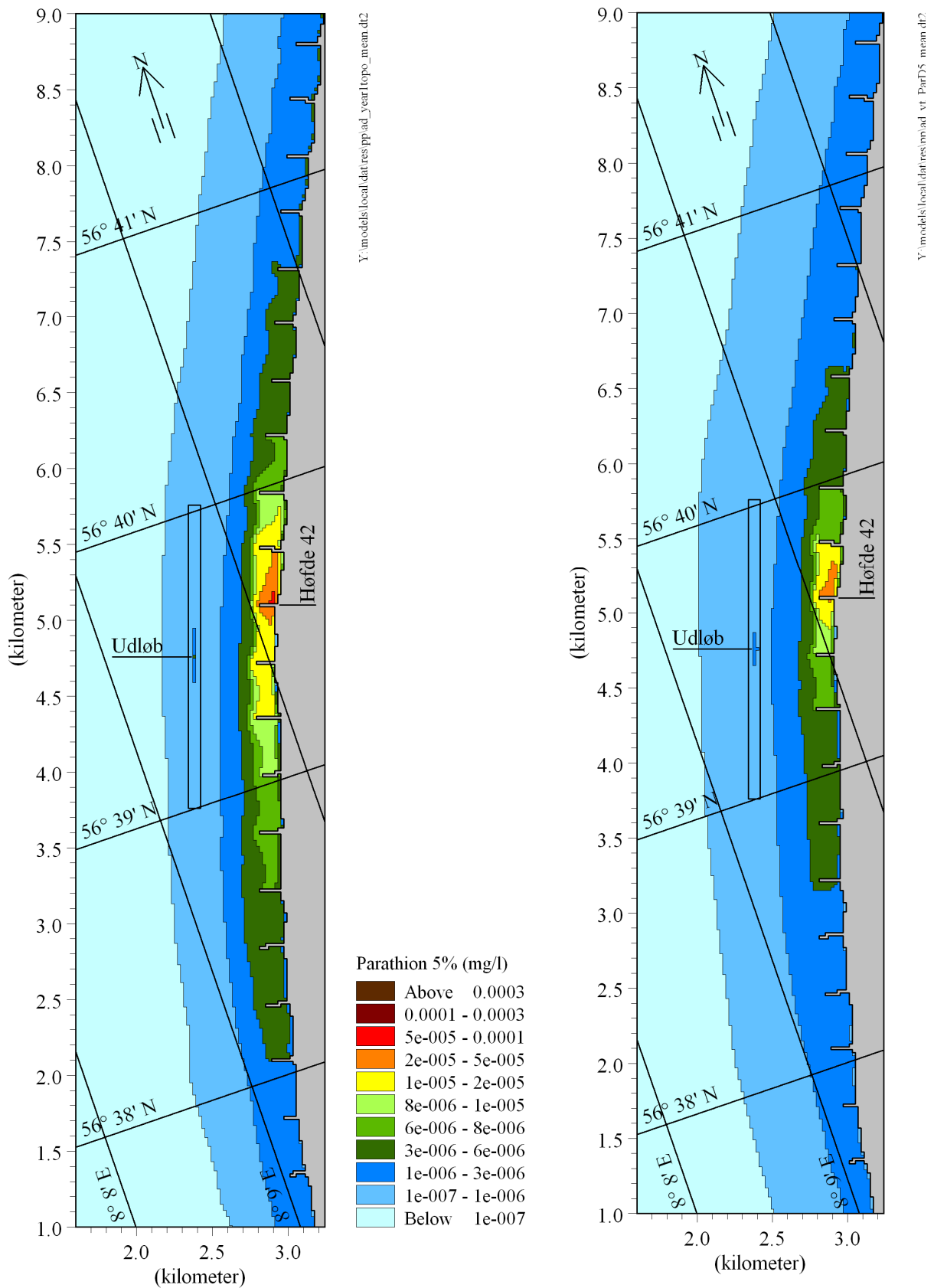


Fig.D.1 Beregnede årlige middelmålkoncentrationer af Parathion med referencedispersion (venstre) og femdobbel dispersion (højre). Parathionudslippet fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l.

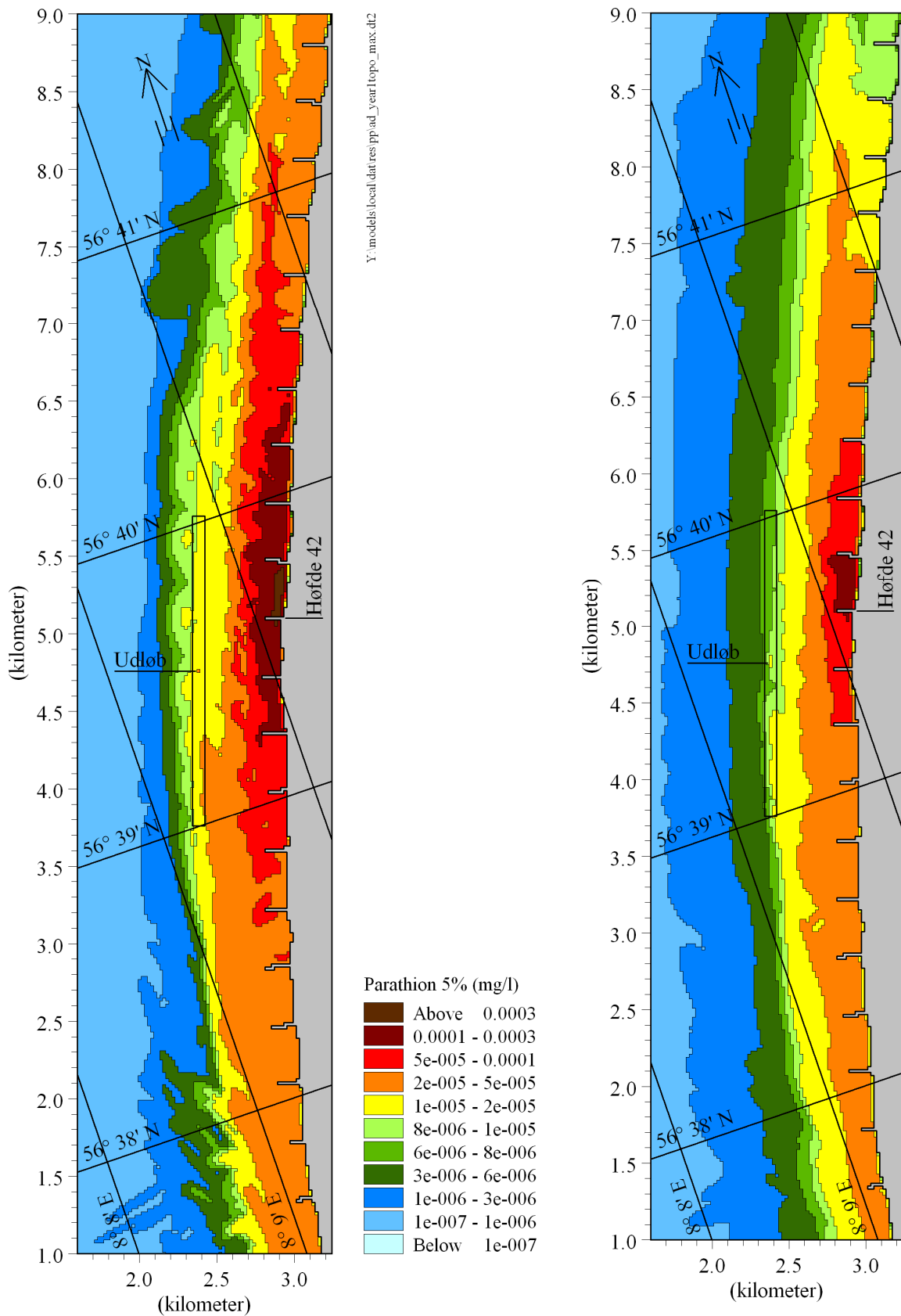


Fig. D.2 Beregnede årlige maksimumskoncentrationer af Parathion med referencedispersion (venstre) og femdob-
belt dispersion (højre). Parathionudsivningen fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimate-
rede nuværende udledning.

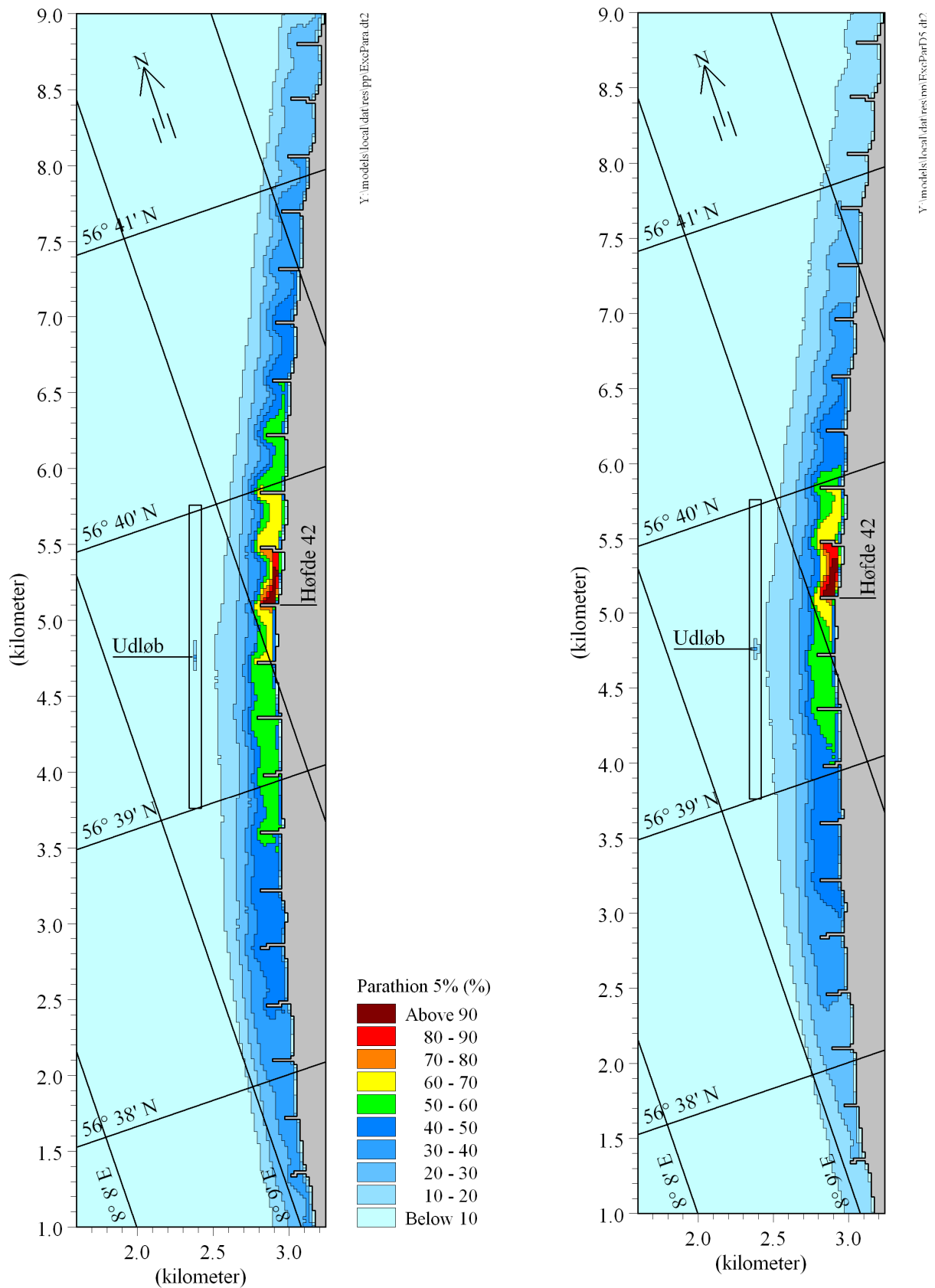


Fig. D.3 Beregnede årlige overskrideshyppigheder af vandkvalitetskravet for Parathion med referencedispersion (venstre) og femdobbel dispersion (højre). Parathionudslivningen fra depotet er i beregningen reduceret til 5% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l.



B I L A G E

Plots af specialkørsel med Parathion i 100 m modellen

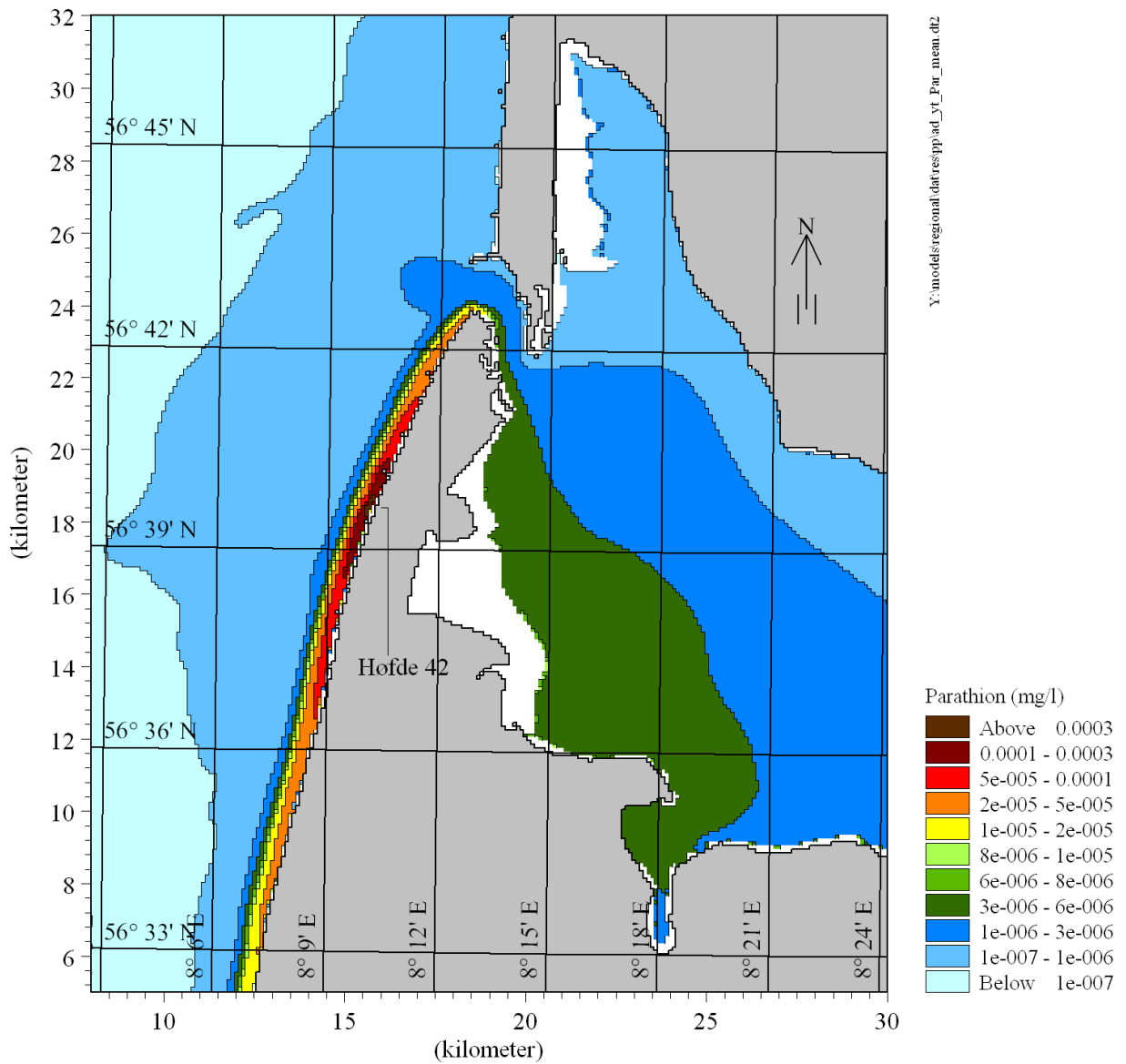


Fig.E.1 Beregnede årlige middelmålkoncentrationer af Parathion i 100 m modellen. Parathionudslippet fra depotet er i denne beregning 100% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l. De hvide områder i figuren angiver flade områder, som ikke oversvømmes under simuleringen.

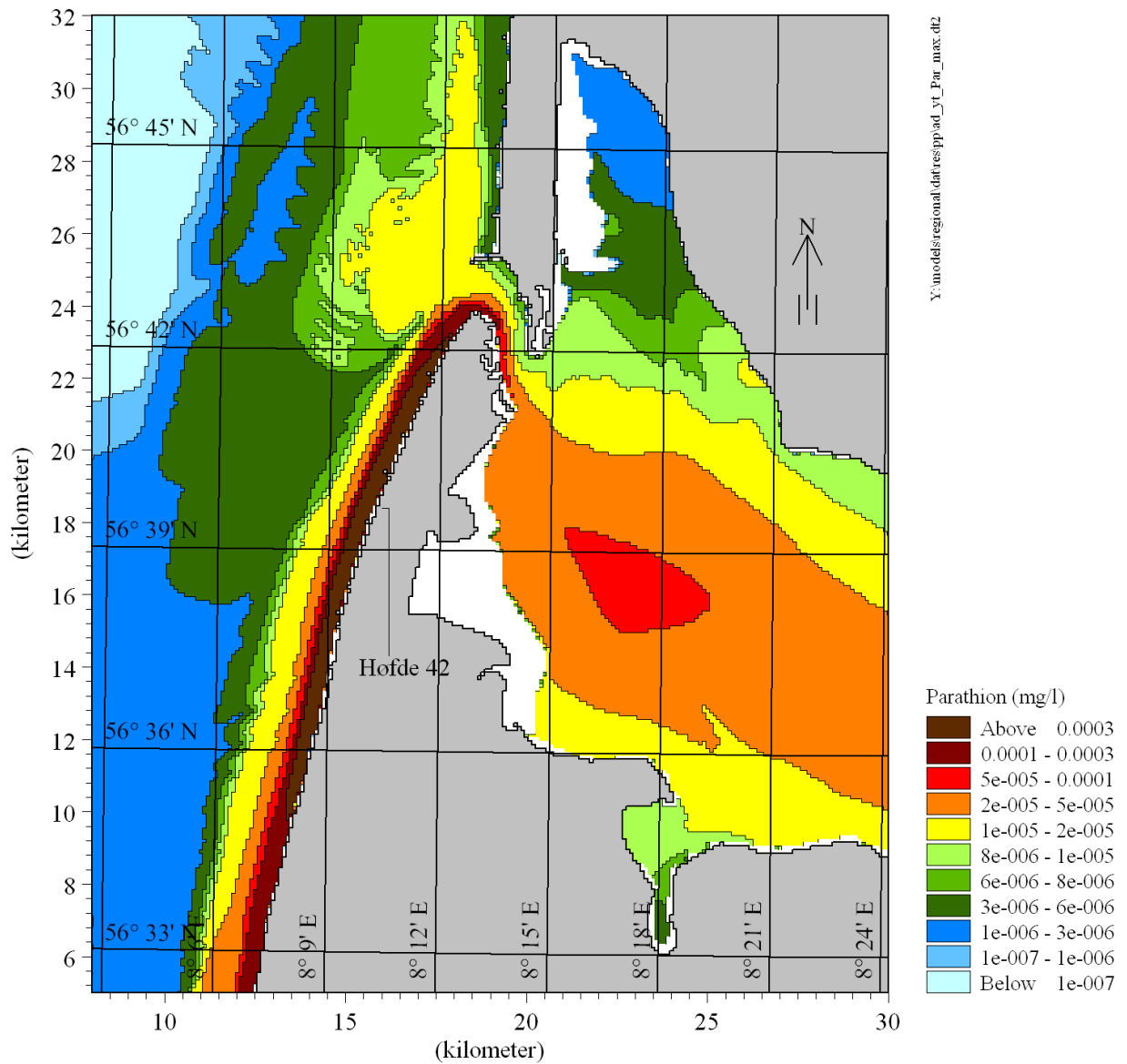


Fig. E.2 Beregnede årlige maksimalkoncentrationer af Parathion i 100 m modellen. Parathionudslivningen fra depotet er i denne beregning 100% af den estimerede nuværende udledning. De hvide områder i figuren angiver flade områder, som ikke oversvømmes under simuleringen.

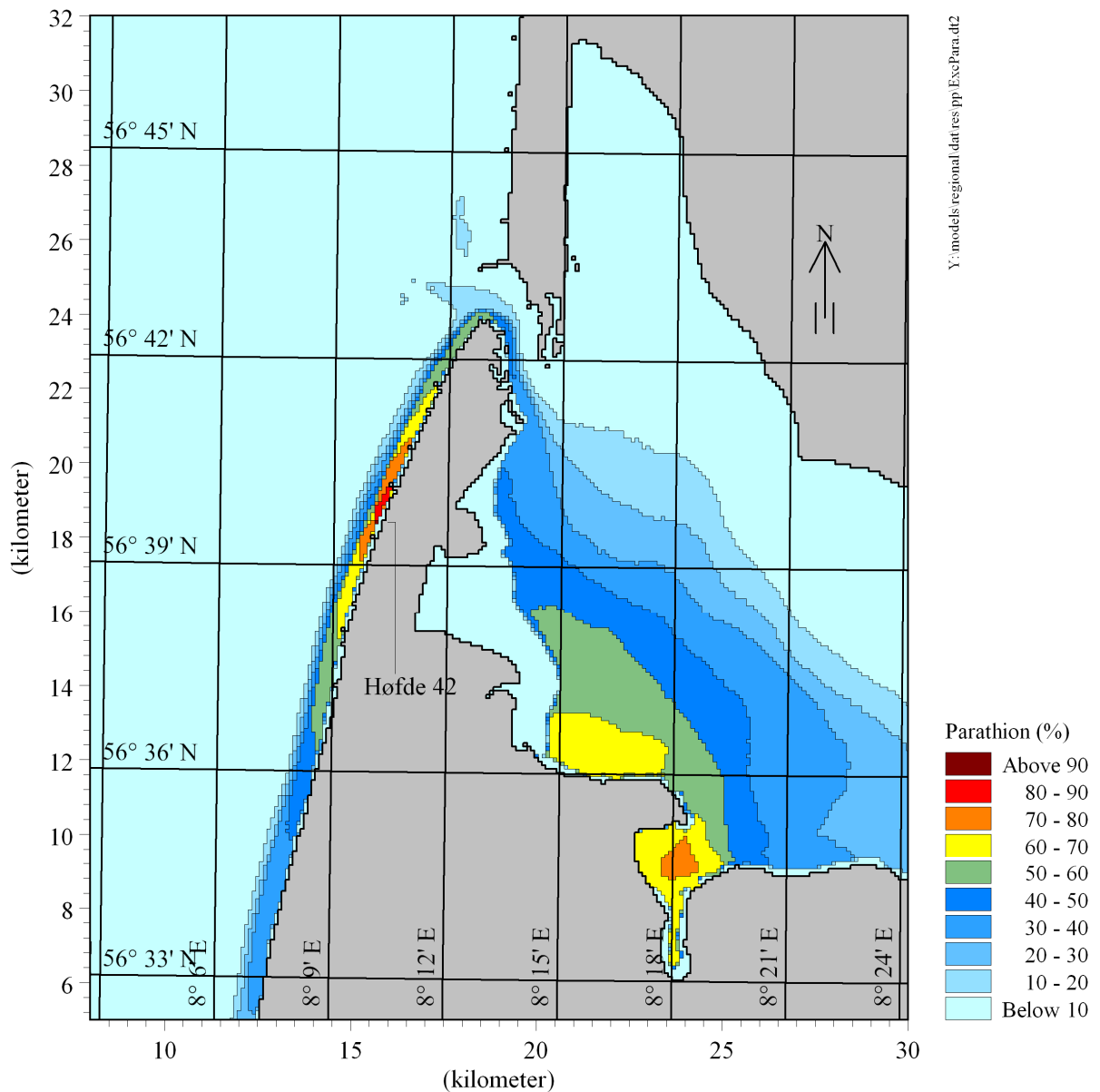


Fig. E.3 Beregnede årlige overskridelseshyppigheder af vandkvalitetskravet for Parathion i 100 m modellen. Parathionudslivningen fra depotet er i denne beregning 100% af den estimerede nuværende udledning. Vandkvalitetskravet for Parathion er $3,0 \cdot 10^{-6}$ mg/l. Den lyseblå farve i området omkring Rønland markerer flade områder, som ikke oversvømmes under simuleringen.