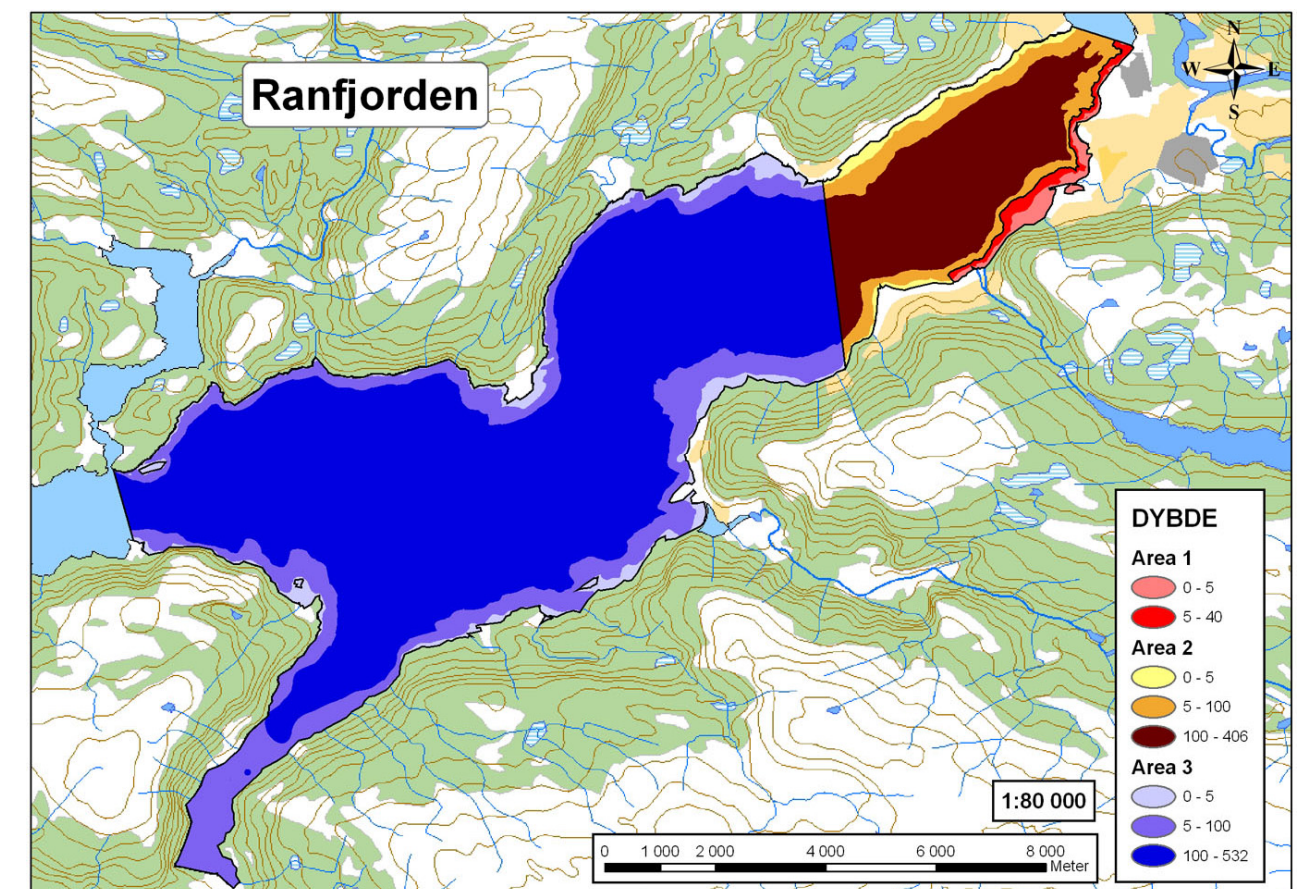




RAPPORT 5172-2006

Simuleringer av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH) i Ranfjorden



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Simuleringer av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH) i Ranfjorden	Løpenr. (for bestilling) 5172-2006	Dato 6. 3. 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-25395	Sider Pris 29
Forfatter(e) Tuomo M. Saloranta	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Nordland	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

I forbindelse med tiltaksplaner mot PAH-forurensing i Ranfjorden ønsket Fylkesmannen i Nordland å utføre modellsimuleringer (vha. modelpakken SF-Tool), samt usikkerhet- og følsomhetsanalyser for modellen, for å belyse viktigheten av sedimentene og andre landbaserte kilder til PAH-forurensingen i Ranfjorden og for å simulere fremtidsutviklingen og effekter av ulike forurensingsreducerende tiltak.

Generelt ser sedimentet i Nordrana ut til å utgjøre et lite netto sluk for PAH hvis man betrakter medianestimater fra usikkerhetsanalysen. Innenfor 5 % og 95 % konfidensintervaller (fra usikkerhetsanalysen) kan likevel sedimentet være både netto sluk og kilde. Simulert tildekking av sediment i kaiområdene (Area 1 i modellen) har ubetydelig effekt på konsentrasjonene i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne ved kaiområdene så lenge landbaserte PAH-emisjoner ikke reduseres. Hvis de landbaserte emisjonene derimot fjernes er effekten veldig tydelig og konsentrasjoner i blåskjell reduseres med ca. en størrelsesorden. Tildekking av sediment etter landbaserte PAH-emisjoner er fjernet gir en ytterligere reduksjon på konsentrasjonsnivået i blåskjell i simuleringene. Hvis man vil ta utgangspunkt i for eksempel 80 % percentilen i usikkerhetsanalysen vil en simulert reduksjon i landbaserte emisjoner på et sted mellom 40-60 % (både uten og med tildekking) i 2007 gi PAH₁₆-konsentrasjoner i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne ved kaiområdene (Area 1 i modellen) under kostholdsrådgrensen i 2009. Lignende emisjonsreduksjon på et sted mellom 60-80 % gir predikert B[a]P-konsentrasjoner i blåskjell under kostholdsrådgrensen i 2009.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Modellering 2. Ranfjorden 3. PAH 4. SF-tool 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Modelling 2. Ranfjorden 3. PAH 4. SF-tool
--	--

Frode Uriansrud

Frode Uriansrud
Prosjektleder

Kristoffer Næs

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Øyvind Sørensen

Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Simuleringer av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH) i Ranfjorden

Forord

NIVA har på oppdrag for Fylkesmannen i Nordland ved Kristina Myrvang utført modellsimuleringer, samt usikkerhet- og følsomhetsanalyser for å belyse viktigheten av sedimentene og andre landbaserte kilder til PAH-forurensingen i Ranfjorden. I tillegg er fremtidsutviklingen og effekter av ulike forurensningsreducerende tiltak modellert. Prosjektet er et ledd i SFTs pålegg om utarbeidelse av fylkesvise tiltaksplaner (fase 2) for forurensede bunnsedimenter.

Jeg takker Frode Uriansrud, Aud Helland, Kristina Myrvang og Norman Green for kommentarer, data og gode råd, Robert Abelsen for GIS-arbeid, og James Armitage for grunnarbeid for SF-tool oppsettet for PAH.

Oslo, 6. 3. 2006

Tuomo M. Saloranta

Innhold

Sammendrag	5
1. Introduksjon	6
2. Modelloppsett	8
2.1 Ranfjordens fysisk-kjemiske egenskaper	8
2.2 Blåskjell i Ranfjorden	13
3. Resultater	13
3.1 Følsomhetsanalyse av modellresultater	13
3.2 Usikkerhetsanalyse av modellresultater	16
4. Konklusjoner	22
5. Referanser	24
Vedlegg	26

Sammendrag

Ranfjorden i Nordland har vært betydelig forurenset av bl.a. PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) mest pga. utslipp fra industri rundt Mo i Rana. Etter 1970-tallet er forurensingssituasjonen i fjorden blitt bedre pga. utslippsreducerende tiltak, men fjorden har fremdeles problemer med forhøyede PAH-konsentrasjoner i sedimentet og blåskjell. Det er for tiden kostholdsråd i indre delen av Ranfjorden knyttet til blåskjell. I forbindelse med tiltaksplaner mot PAH-forurensing i Ranfjorden ønsket Fylkesmannen i Nordland å utføre modellsimuleringer (vha. modellpakken SF-Tool), samt usikkerhet- og følsomhetsanalyser for modellen, for å belyse viktigheten av sedimentene og andre landbaserte kilder til PAH-forurensingen i Ranfjorden og for å simulere fremtidsutviklingen og effekter av ulike forurensingsreducerende tiltak.

Modellresultater ble brukt til svare på de fire hovedspørsmålene for dette studiet:

1) Hvor stor er netto kilden av PAH fra sedimentet i forhold til kilder fra land/avrenning?

Generelt ser sedimentet i Nordrana ut til å utgjøre et lite netto sluk for PAH hvis man betrakter medianestimer fra usikkerhetsanalysen. Innenfor 5 % og 95 % konfidensintervaller (fra usikkerhetsanalysen) kan likevel sedimentet være både netto sluk og kilde. Lokalt ved kaiområdene (Area 1 i modellen) var fluksen fra sedimentet i 90 % av modellkjøringer i usikkerhetsanalysen estimert fra ca. -100 til 20 kg/år i 2006, og fra -50 til 10 kg/år i 2015, dvs. aldri dominerende i forhold til kilden fra land/avrenning. (positive verdier=fluks fra sedimentet; negative verdier=fluks til sedimentet).

2) Hvilken effekt har forskjellige tiltaksalternativer på PAH-nivåer i blåskjell på kaiområdene ved Mo i Rana?

Simulert tildekking av sediment i kaiområdene (Area 1 i modellen) har ubetydelig effekt på konsentrasjonene i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne ved kaiområdene så lenge landbaserte PAH-emisjoner ikke reduseres. Hvis de landbaserte emisjonene derimot fjernes er effekten veldig tydelig og konsentrasjoner i blåskjell reduseres med ca. en størrelsesorden. Tildekking av sediment etter landbaserte PAH-emisjoner er fjernet gir en ytterligere reduksjon på konsentrasjonsnivået i blåskjell i simuleringene.

3) Hvor mye burde man redusere kilder fra land/avrenning i 2007 (med eller uten følgende tildekking av forurenset sediment i kaiområdene i 2008) for å kunne heve kostholdsråd på blåskjell ved for eksempel i 2009?

Hvis man vil være "føre var" og ta utgangspunkt i for eksempel 80 % percentilen i usikkerhetsanalysen (dvs. at 80 % av de 3000 simuleringene ligger under kostholdsrådgrensen), vil en simulert reduksjon i landbaserte emisjoner på et sted mellom 40-60 % (både uten og med tildekking) i 2007 gi PAH₁₆-konsentrasjoner i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne ved kaiområdene (Area 1 i modellen) under kostholdsrådgrensen i 2009. Lignende emisjonsreduksjon på et sted mellom 60-80 % gir predikerte B[a]P-konsentrasjoner i blåskjell under kostholdsrådgrensen i 2009.

4) Hva er netto PAH transporten ut av kaiområdene innerst i Ranfjorden?

Modellresultater tyder på at transporten av PAH ut av kaiområdene (Area 1 i modellen) er omtrent like stor som tilførselen fra landbaserte emisjoner dit, dvs. bare en liten fraksjon av landbaserte PAH tilførsler blir lagret innen Area 1.

1. Introduksjon

Ranfjorden i Nordland har vært betydelig forurenset av bl.a. PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) mest pga. utslipp fra industri rundt Mo i Rana. Etter 1970-tallet er forurensingssituasjonen i fjorden blitt bedre pga. utslippsreducerende tiltak, men fjorden har fremdeles problemer med høyere PAH-konsentrasjoner i sedimentet og blåskjell (Helland & Uriansrud, 2006). Det er for tiden kostholdsråd i indre delen av Ranfjorden knyttet til blåskjell (sist vurdert i 2005; Økland (2005)).

I forbindelse med tiltaksplaner mot PAH-forurensing i Ranfjorden ønsket Fylkesmannen i Nordland å utføre modellsimuleringer for å belyse viktigheten av sedimentene og andre landbaserte kilder til PAH forurensingen i Ranfjorden og for å simulere fremtidsutviklingen og effekter av forskjellige tiltak. Dette modelleringsprosjektet har hatt tett kobling til, og brukt mye av resultater fra undersøkelsene til Helland & Uriansrud (2006) utført i 2005 i Ranfjorden.

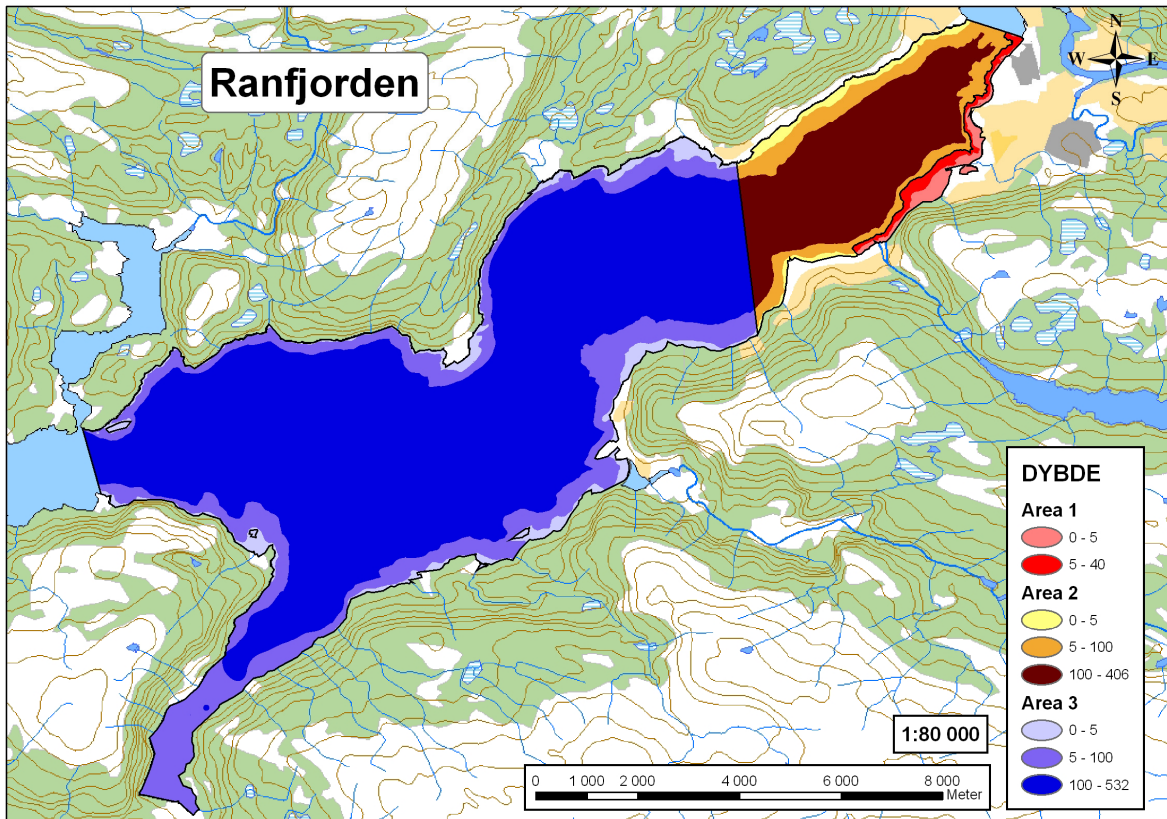
Modellpakken SF-Tool (SedFlex-tool) ble benyttet i dette studiet. SF-Tool er nylig blitt utviklet på Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) gjennom forskningsprosjektene *DIG* og *SEDFLEX* (finansiert av Norges Forskningsråd og Norsk Hydro) for å simulere kilder, sluk og flyt av miljøgifter i akvatisk miljø. Den består av (1) en abiotisk modellkode for å simulere fysisk-kjemiske prosesser av persistente organiske miljøgifter i vann og sediment i fjorder og innsjøer, (2) en biotisk modellkode for å simulere opptak, utskillelse og bioakkumulering av disse miljøgiftene i akvatiske næringskjeder, og (3) programverktøy for å gjennomføre usikkerhets- og følsomhetsanalyser på de to modellene. Ytterligere informasjon om modellene er gitt i Mackay (2001), Persson et al. (2006) og Saloranta et al. (2006a, b). SF-Tool er blitt brukt i forbindelse med å beregne effekter av eventuelle tiltak mot forurensete sedimenter i Grenlandsfjordene og i Sunndalsfjorden. En modellapplikasjon for Mjøsa er under utvikling (ToxLake prosjektet 2006-2007).

I den abiotiske modellen blir vannkolonnen og sedimentet i fjorden delt både horisontalt og vertikalt i såkalte "bokser", som utgjør modellens romlig oppløsning (innen hver boks antas homogene egenskaper). I indre Ranfjorden (Figur 1) ble vannmassene vertikalt delt i et overflatelag (0-5 m), et intermediært lag (5-100 m), og et dyplag (100 m - max. dybde). Horisontalt ble fjorden delt i et kaiområde (Area 1, kaiområdene ved Mo i Rana på sørøstsiden av fjorden), indre Nordrana ut til linjen Alterneset-Bjørnbærvika (Area 2, kostholdsrådområdet, Area 1 ekskludert), og ytre Nordrana (Area 3) ut til Straumsnes.

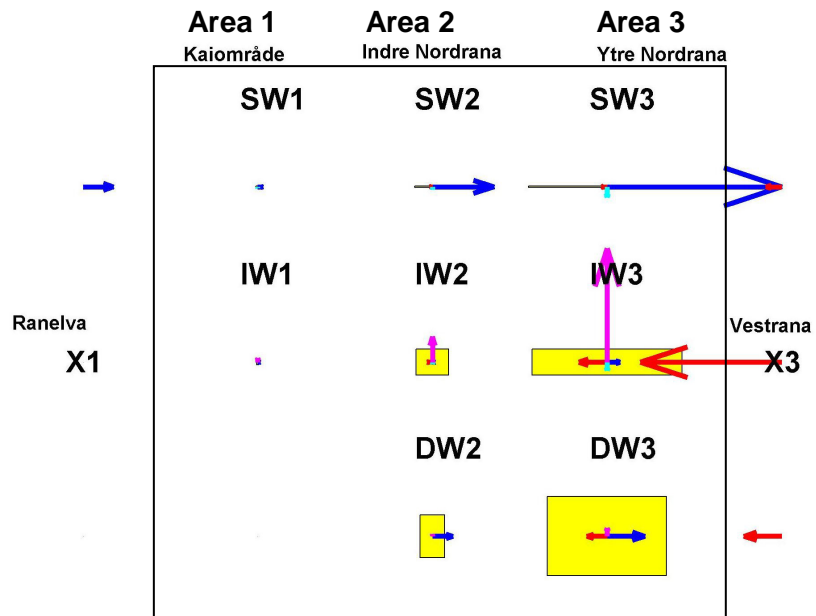
I simuleringene skulle det belyses følgende spørsmål:

- 1) Hvor stor er netto kilden av PAH fra sedimentet i forhold til kilder fra land/avrenning?
- 2) Hvilken effekt har forskjellige tiltaksalternativer (for eksempel, ingen tiltak, redusere kilder fra land/avrenning, tildekking av forurensete sedimentarealer) på PAH nivåer i blåskjell på kaiområdene ved Mo i Rana?
- 3) Hvor mye burde man redusere kilder fra land/avrenning i 2007 (med eller uten følgende tildekking av forurenset sediment i kaiområdene i 2008) for å kunne heve kostholdsråd på blåskjell ved for eksempel i 2009 eller 2015?
- 4) Hva er netto PAH transporten ut av kaiområdene innerst i Ranfjorden (Area 1)?

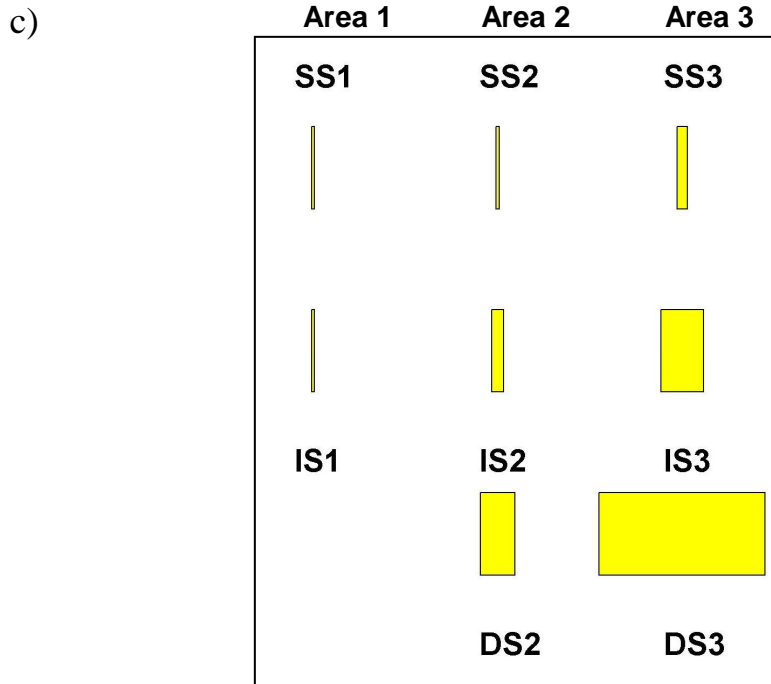
a)



b)



Figur 1. (Fortsetter på neste side)



Figur 1. (a) Kart over sedimentarealer på de åtte modellboksene i Ranfjorden. (b) Skematisk illustrasjon av de åtte vannboksene i modellen i Ranfjorden. Høyde og bredde av "boksene" viser relativ overflateareal og høyde av vannbokser. Pilene illustrerer vanntransport mellom boksene. (c) Skematisk illustrasjon av de åtte sedimentboksene i modellen i Ranfjorden. Høyde og bredde av "boksene" viser relativ overflateareal og aktiv sedimentlagdybde av sedimentbokser. Boksnavnene er forklart i kapittel 2.1.

2. Modelloppsett

Når SF-tool skal settes opp på en fjord eller innsjø trengs det en del inngang- og pådrivdata som beskriver fjordens fysisk-kjemiske egenskaper, simulerte kjemikalienes egenskaper og emisjoner til vann/luft, og initial-/bakgrunnskonsentrasjoner av disse kjemikalier i vann og luft. I følgende to kapitler vil estimering og kilder til disse data beskrives (for alle nominelle numeriske verdier, se datatabeller i Vedlegg; for usikkerhetestimater se Tabell 2).

2.1 Ranfjordens fysisk-kjemiske egenskaper

Ranfjorden var først delt horisontalt i tre hovedområder (Figure 1):

Area 1: Kaiområdene ved Mo i Rana ut til Andfiskåga på sørøstsiden av fjorden, ned til 40 m dybdekurven

Area 2: Indre Nordrana ut til linjen Alterneset-Bjørnbærvika (kostholdrådområdet, Area 1 ekskludert)

Area 3: Ytre Nordrana ut til Straumsnes.

Det helt innerste utløpsareal til Ranelva (se Figur 1), der sedimentene er noe renere pga. høyere sedimentasjon av partikler fra elven og partikkelutslipp fra Rana Gruber (Helland & Uriansrud, 2006), var betraktet så forskjellig fra resten av Area 2 at det ble derfor ikke tatt med. Videre ble vannmassene

vertikalt delt i et overflateag (0-5 m) strekt påvirket av ferskvannsavrenning fra Ranelva, et intermediært lag (5-100 m) ned til dypet på terskelen ved øyen Løkta ytterst i Ranfjorden (Olsson et al., 2003), og et dyplag (100 m-max. dybde). Denne inndelingen resulterte i alt 2+3+3=8 ”vannbokser” i modellen (Area 1 har ingen dypvannsboks). Videre defineres åtte tilsvarende sedimentbokser henholdsvis av de sedimentarealene som er i direkt kontakt med de åtte vannboksene. De fysisk-kjemiske egenskapene innenfor hver modellboks antas å være homogene. Heretter kalles disse 16 modellboksene følgende:

SW1 (Surface Water in Area 1): Overflatevann (0-5 m) ved Area 1 (kaiområdene)
IW1 (Intermediate Water in Area 1): Intermediært vann (5-40 m) ved Area 1 (kaiområdene)

SW2 (Surface Water in Area 2): Overflatevann (0-5 m) ved Area 2 (indre Nordrana)
IW2 (Intermediate Water in Area 2): Intermediært vann (5-100 m) ved Area 2 (indre Nordrana)
DW2 (Deep Water in Area 2): Dypvann (100-406 m) ved Area 2 (indre Nordrana)

SW3 (Surface Water in Area 3): Overflatevann (0-5 m) ved Area 3 (ytre Nordrana)
IW3 (Intermediate Water in Area 3): Intermediært vann (5-100 m) ved Area 3 (ytre Nordrana)
DW3 (Deep Water in Area 3): Dypvann (100-532 m) ved Area 3 (ytre Nordrana)

Tilsvarende sedimentbokser kalles SS1, IS1, SS2, etc. (”W” for ”water” erstattes i navnet med ”S” for ”sediment”). Etter at disse boksgrenser var opprettet ble arealer og gjennomsnittsdybder kvantifisert ved hjelp av digitalt sjøkart og GIS-verktøy. En piksel-oppløsning på 10 x 10 m var brukt i dette arbeidet. De pikslene som var delvis på stranden og dermed viste negative dybdeverdier var erstattet med 1 m dybde i beregninger av gjennomsnittsdybder.

Modellen inkluderer også en luftboks og denne ble definert til å være 1 km høy og 780 km² i areal (ti ganger overflatearealet til Nordrana). En bakgrunnskonsentrasjon defineres i luften og eventuelle emisjoner til luften antas å bli jevnt blandet i denne boksen med en gitt oppholdstid. Hvis en mer detaljert simulering av luftemisjonenes skjebne skulle være ønsket, burde en egen atmosfærisk dispersjonsmodell benyttes (se for eksempel Gjerstad, 2003).

For å karakterisere/estimere det fysisk-kjemiske miljøet i fjorden ble følgende data/datakilder benyttet.

Temperatur i vann og sedimentbokser (brukt til å justere PAH-fordelingskoeffisienter for temperatur) var estimert basert på Johnsen et al. (2001). Ingen steds spesifikke data var tilgjengelig for konsentrasjoner av løst organisk karbon (DOC) i vann og sediment porvann, heller ikke for partikulært organisk karbon (POC) i vann. Verdier for disse parametrene ble grovt estimert basert på Armitage & Saloranta (2005).

Parameterverdier for kjemiske egenskaper for PAH er definert slik som i Armitage & Saloranta (2005). Det største avvik fra teoretiske verdier i vårt studie knyttes til partiklenes økt affinitet for PAH, dvs. økt partikkel-vann fordelingskoeffisient K_d . Gjennomsnittet av de estimerte \log_{10} -transformerte karbon-normaliserte K_d -verdier (K_{oc}) fra Helland & Uriansrud (2006) (1-3 observasjoner for 13 PAH-kongenerer) ble benyttet. Forskjell mellom målt og teoretisk beregnet $\log_{10}(K_{oc})$ var 2.65 (med standardavvik på 0.16) og for de tre PAH-kongenerer som målinger av K_{oc} ikke eksisterte, ble verdiene estimert til å være 442 ($=10^{2.65}$) ganger høyere enn de teoretiske K_{oc} -verdiene. K_{oc} -verdiene var antatt å gjelde både i vannkolonnen og i sedimentet.

Data fra Helland & Uriansrud (2006) og Walday et al. (2004) ble brukt til å estimere fraksjon organisk karbon (OC) og porositet i sedimentbokser SS1 og SS2, samt i DS2 og DS3. For resten av boksene ble verdiene estimert utfra disse målte verdier. Tykkelse på aktiv sedimentlag var estimert til 5 cm i alle sedimentbokser (Persson et al., 2006).

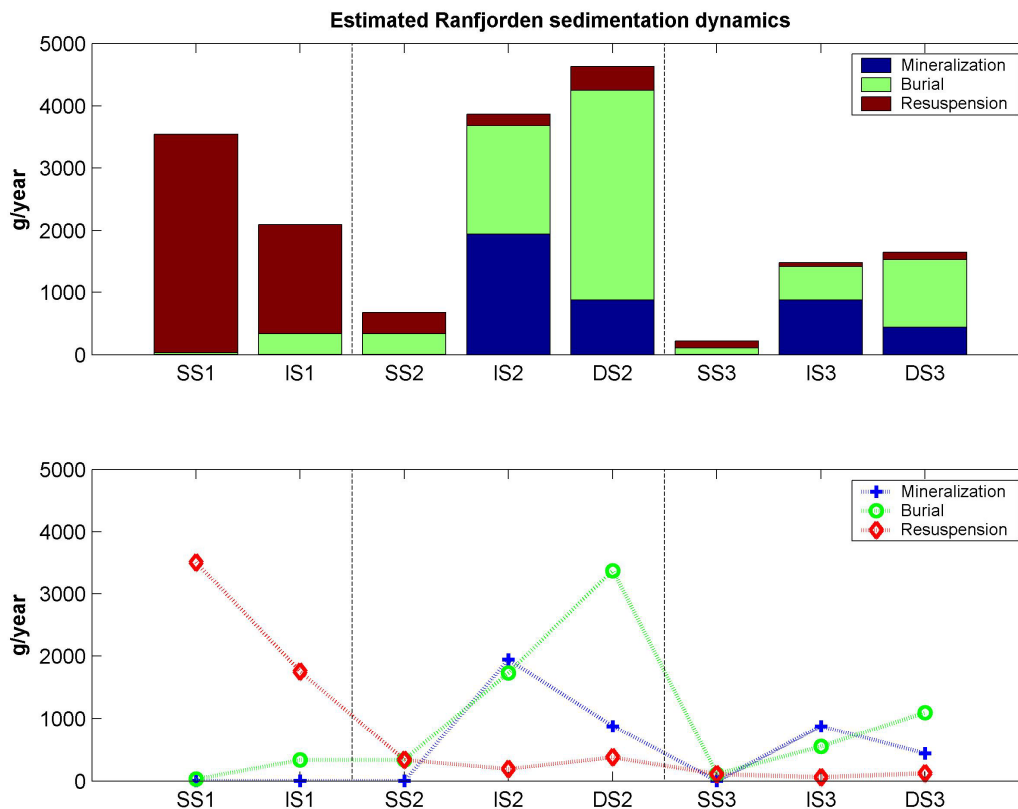
Høye sedimentasjonsrater pga. gruveavgang preger hele Ranfjorden, spesielt i Nordrana (Johnsen et al., 2001). Daterte sedimentkjerner fra 1993 (Helland et al., 1994) viste begravningsrater på 300 m dyp utenfor Mo i Rana og lenger ut på Ranfjorden (forbi Hemnesberget) på 3400 og 1100 g m⁻² år⁻¹, henholdsvis. Disse begravningsrater tilsvarer permanent netto begravning og var antatt å gjelde for DS2 og DS3 henholdsvis. Begravningsrater i tilsvarende intermediære- og overflatesedimentbokser var definert til å være henholdsvis 50 % og 10 % av disse. Begravningsrater (preget av skipsoppvirvling) i IS1 var estimert til å være lik den i SS2, og i SS1 1/10 av den i SS2. Resuspensjonsrater var estimert til å være 10 %, 10 %, og 50 % av gross sedimentasjon henholdsvis i dype, intermediære og overflate sedimentbokser (gross sedimentasjon = begravning + resuspensjon). For Area 1 var resuspensjonsrater estimert ut fra antatt skipsoppvirvling (Helland & Uriansrud (2006); antatt 3000 skipsankomster/-avganger per år, 400 kg oppvirvlet sediment per ankomst/avgang, og en 1:2 fordeling mellom IS1 og SS1). Mineraliseringsrater i sediment for dype og intermediære sedimentbokser var definert til 35 g organisk karbon per år per m² (Persson et al., 2006), og neglisjert for overflatebokser, samt for Area 1. Figur 2 viser estimerte resuspensjons-, begravnings-, og mineraliseringsrater i alle sedimentbokser. I vannbokser ble synkehastigheten til POC estimert til 1 m/døgn.

På grunn av manglende representative strømmålinger/havmodellsimuleringer måtte vanntransporten mellom vannboksene estimeres utfra skjønsmessig, temmelig grov vurdering av strømningsforholdene. Vanntransporten mellom overflateboksene (Figure 1) estimeres utfra gjennomsnittelig vannføring fra Ranelva på 174 m³/s (Walday et al., 2004) og estimert brakkvannstransport ut av Nordrana på 910 m³/s (Kirkerud et al. 1977, sitert i Walday et al., 2004). For dypvannbokser ble 50 % årlig vannfornyelsesrate antatt (Haakstad 1984, sitert i Walday et al., 2004). Resten av vanntransportene var estimert ut fra antatt estuarin sirkulasjonsmønster (se Walday et al., 2004), skalering ved boksarealer og dybder, antatt 10 % motstrøm til hovedstrømmenene mellom overflate- og intermediære bokser, forsterket vannfluks i Area 1 pga. skipsoppvirvling og boksens lang og smal form, og samme vertikale vanntransportflukser (per m²) mellom overflate- og intermediære, og mellom intermediær- og dypbokser (mindre tetthetsstratifisering mellom intermediær- og dyplag var antatt å balansere for mindre kinetisk energi tilgjengelig for miksing). Vannfluksmatrisen måtte selvsagt tilfredstille vannbalansen mellom boksene, dvs. at like mye vann kommer inn som går ut i hver boks.

Initiale PAH-konsentrasjoner i sediment i 2005 er basert på data fra Helland & Uriansrud (2006) som presenterte målinger av PAH-konsentrasjon i intermediær lag (5-40/100 m) i to av våre modellområder (14 prøver i Area 1, og 6 prøver i Area 2). Samme sedimentkonsentrasjon var antatt å gjelde for alle vertikale sedimentbokser innenfor et område. Konsentrasjonsnivået for Area 3, der Helland & Uriansrud (2006) ikke hadde observasjoner, var estimert til å være det samme som i Area 2, siden sedimentprøver i Walday et al. (2004) fra 2003 viste ingen vesentlig forskjell mellom Area 2 og 3 (1271 vs. 1184 µg/kg tørrvekt henholdsvis på stasjonene RN 2-6 og RN 8-9&19; geometriske middelveier). Initialkonsentrasjoner av PAH₁₆ (sum av de 16 simulerte PAH kongenerer, se Vedlegg) på Area 1-3 ble da henholdsvis 3637, 1920, og 1920 µg/kg tørrvekt. De seks stasjonene i Helland & Uriansrud (2006) nærmest utløpet til Ranelva var utenfor vårt modellområde og dermed ekskludert fra alle beregninger. Initial PAH-konsentrasjoner i vann var estimert på en iterativ måte ved hjelp av modellen slik at likevektsbetingelser blir oppfylt ved starten av modellkjøringer. Siden PAH-mengden i vann er liten i forhold til sedimentet vil valg av initialkonsentrasjoner i vann ikke spille noen betydelig rolle, bortsett fra helt i begynnelsen av simuleringperioden.

Ingen data for bakgrunnskonsentrasjoner i luften, i den vestlige delen av Ranfjorden eller i Ranelva var tilgjengelig, men i følge Helland & Uriansrud (2006) var konsentrasjonsnivå i Ranelva lav, under deteksjonsgrensen. Derfor var disse bakgrunnskonsentrasjoner av PAH₁₆ (og kongenersammensetningen) definert slik som i Armitage & Saloranta (2005), 1 ng L⁻¹ i elve- og

sjøvann, og 1 ng m^{-3} i luften. Simulerte PAH₁₆ belastning fra Ranelva og fra den vestlige delen av Ranfjorden vil da være på 42 kg/år (nominell verdi; dette vil variere i usikkerhetsanalysen).



Figur 2. Resuspensjons-, begravnings-, og mineraliseringsrater (g tørrmateriale/år) brukt i Ranfjorden modellstudiet.

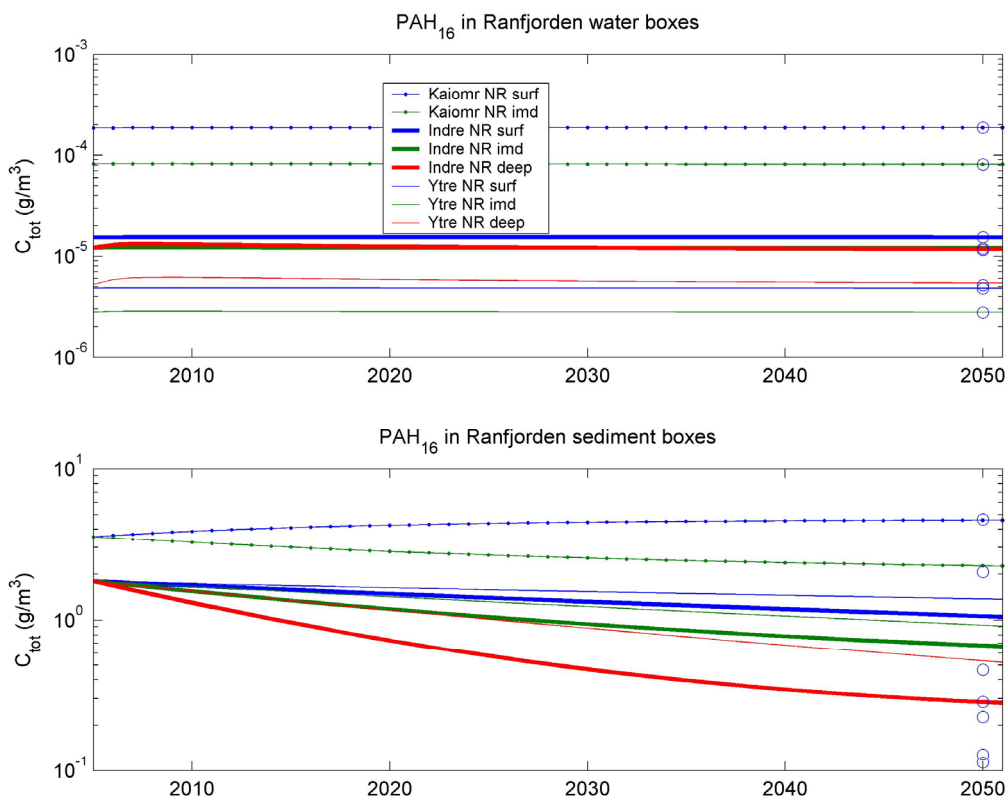
For nominell tall for landbaserte emisjoner av PAH ble det brukt maksimum estimatet på ca. 200 kg/år fra Helland & Uriansrud som beregnet (kun løst) PAH₁₆-belastningsnivå fra de tre dominerende landbaserte kildene (MIP-hovedkloakktløp, Kokskanalen, Mobekken) til Area 1 (kaiområdene). Siden PAH har stor evne til å feste seg til organiske partikler, vil en stor andel PAH kunne potensielt være tilknyttet partikler i vann, avhengig av partikkelmengden og partikkel-vann fordelingskoeffisienten (K_d) for PAH. For eksempel, i modellens vannbokser er mengden partikkelbundet PAH₁₆ 5-8 ganger mengden løst i vann (inkl. DOC-bundet PAH). Derfor var et noe høyere estimat på 100-1000 kg/år for landbaserte emisjoner benyttet senere i usikkerhetsanalysen (Kapittel 3.2).

Utslipp av PAH₁₆ til luft antas å være 500 kg/år (fra Rana kommune; Helland & Uriansrud (2006)). I modellens luftboks med antatt volum på 780 km^3 og oppholdstid på ett døgn vil en emisjon på 500 kg/år resultere en luftkonsentrasjon på ca. 3 ng m^{-3} (2 ganger høyere enn antatt bakgrunnsnivå). Simulerte PAH₁₆-belastning fra luften til hele Nordrana (Area 1-3) vil da være på 27 kg/år, dvs. ca. 5 % av de antatte emisjoner fra Rana kommune havner i Nordrana i modellen (nominell verdi; dette vil variere i usikkerhetsanalysen). Pga. manglede observasjoner av PAH i luft over Ranfjorden er disse antagelser selvsagt nokså usikre og tentative. De årlige emisjonsnivåene estimert ovenfor antas å være

konstante fra år til år i simuleringsperioden 2005-2050 (bortsett fra i tiltaksscenariosimuleringer i Kapittel 3.2). Samme kongenersammensetning som observert i sediment (IS1) var antatt for emisjoner.

Figur 3 viser resultater fra simuleringer av total PAH₁₆-konsentrasjon i vann og i sediment i 2005-2050 i de 16 vann- og sedimentboksene (nominelle parameterverdier brukt, se Vedlegg). Man ser at nivåer i vannboksene og i sedimentbokser i Area 1 er omtrent i likevekt med de antatt konstante emisjoner til vann og luft, mens nivåer i resten av sedimentboksene går ennå sakte ned mot likevektsnivåer.

Hvis man sammenligner den simulerte løste konsentrasjonen i boksene SW1, IW1, og IW2 med SPMD målinger av Helland & Uriansrud (2006) i tilsvarende lokaliteter i juli 2005 (SPMDene var i vann i 3 uker), så ser man at de målte løste PAH-fraksjonene er ca. en størrelsesorden større enn de simulerte. Årsaken til denne forskjellen kan være bl.a. tilfeldige og sesongmessige korttidsvariasjoner i fjorden (for eksempel liten vannføring fra Ranelva eller økt PAH-utslipp i juli), plassering av SPMDer utenfor akkurat kaiområder og utløp, større totale landbaserte emisjoner en de antatt 200 kg/år (allerede diskutert ovenfor), usikkerhet forbundet med beregning av PAH-konsentrasjon fra SPMDer (Helland & Uriansrud (2006) antok en usikkerhet på faktor 2; deres SPMD målinger viste også gjennomgående høyere løste konsentrasjoner enn totale (løst + partikkelbundet) konsentrasjoner målt i vannprøver fra avløpsvann), eller feil i parameteriseringen av modellen (følsomhetsanalysen (Figur 4) pekte på parametere tilknyttet karbon-vann PAH-fordelingsdynamikken (K_{OC}^{OBS} , POC_{WATER} , A_{DOC}), og vanntransportmatrisen (Flow) som de mest følsomme parametere for løst PAH-konsentrasjon i SW1). Pga. manglende målinger er det ikke mulig å si om en slik avvik mellom observasjoner og modellen også ville finnes for total PAH-konsentrasjon i vann (som blåskjell blir eksponert for).



Figur 3. Simulerte total PAH₁₆-konsentrasjoner i de 16 vann- og i sedimentboksene i 2005-2050 (nominelle parameterverdier vist i Vedlegg er brukt i simuleringer). Sirkler til høyre viser likevektkonsentrasjonssnivåer (steady-state).

2.2 Blåskjell i Ranfjorden

Metodikken beskrevet i Saloranta et al. (2006b) og Armitage & Saloranta (2005) er brukt til å overføre konsentrasjonsnivåer av PAH i vann til konsentrasjonsnivåer i blåskjell. I denne metoden bruker man observerte konsentrasjoner i blåskjell som startverdier (i 2005), og antar at 1) blåskjell tar opp PAH fra både vannfasen og partikler i vann (dvs. de blir eksponert for total PAH-konsentrasjon i vann), 2) at deres responstid til forandringer i vannkonsentrasjonen er rask (responstid antatt lik null), og 3) at blåskjell responderer på forandringer i vannkonsentrasjon på en lineær måte, dvs. at for eksempel halvering av PAH-konsentrasjoner i vann vil lede til halvering av PAH-konsentrasjoner i blåskjell. I modellstudiet fokuseres det på de mest forurensede blåskjellforekomster rund kaiområdene (Helland & Uriansrud, 2006), og i modellen defineres blåskjellenes habitat dermed som 0-10 m dybdeintervall i vannkolonnen av Area 1. Blåskjellene blir dermed eksponert til totale PAH-konsentrasjoner i vann i boksene SW1 og IW1 ($C_{exp} = 0.5*(C_{SW1} + C_{IW1})$; dvs., det antas at blåskjell ikke inntar sedimentpartikler eller porevann direkte fra sediment; se Armitage & Saloranta (2005)). Dette betyr imidlertid ikke nødvendigvis at PAH-konsentrasjonen i sedimentet er ubetydelig for blåskjell. PAH-konsentrasjonen i sedimentet kan nemlig påvirke PAH-konsentrasjon i vann (og omvendt) og dermed også konsentrasjonen i blåskjell. Initialkonsentrasjoner av PAH i blåskjell i Area 1 i 2005 var estimert utfra målte konsentrasjoner i 2001-2004 innen Area 1 på Moholmen (2001-2004) og Toraneskaien (2002-2004) (JAMP-data, NIVA, Norman Green, pers. comm.; i alt 21 prøver, 3 replikater per lokalitet). Median (min-max) i 2001-2004 i disse observasjoner var for summen av PAH 363 (85-1940) µg/kg våtvekt, og for benzo[a]pyrene (B[a]P) 12 (4-48) µg/kg våtvekt. Det er verdt å notere at blåskjellene som ble satt ut for tre uker i sommer 2005 (Helland & Uriansrud, 2006) viste mer enn 10 ganger lavere konsentrasjoner.

3. Resultater

3.1 Følsomhetsanalyse av modellresultater

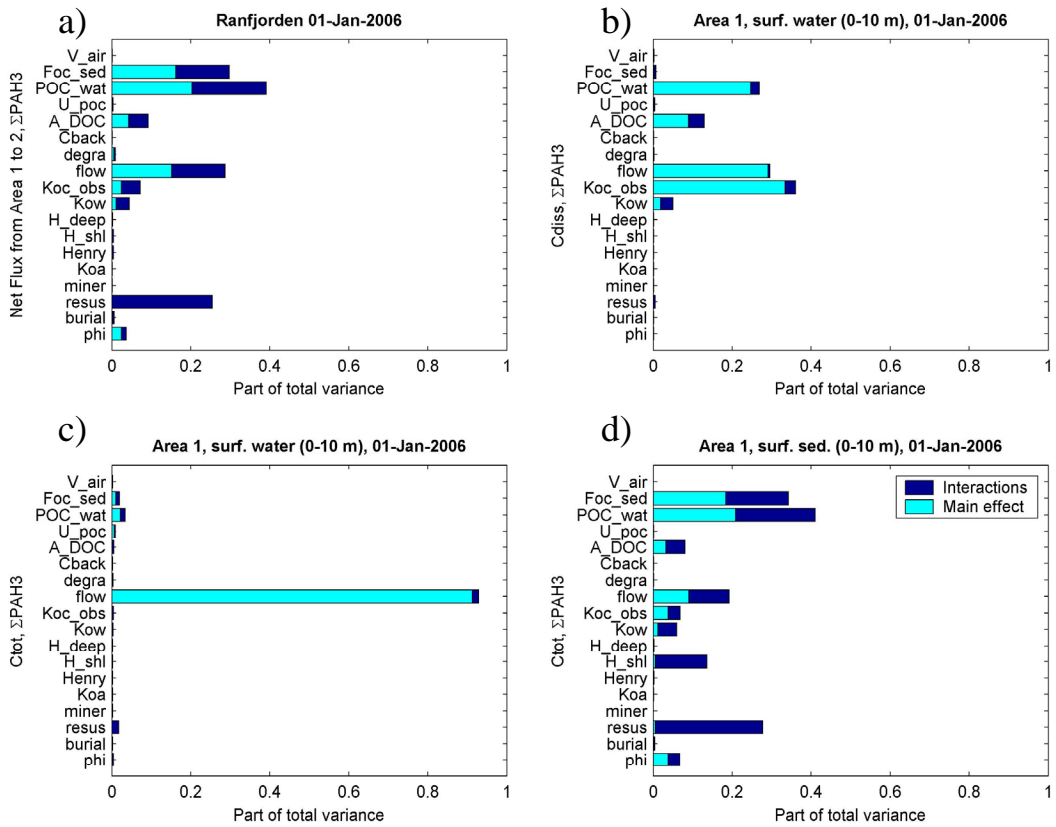
Følsomhetsanalyseteknikken Extended FAST (Saltelli et al., 2000) er brukt for å kvantifisere modellresultatenes følsomhet for forskjellige modellparameterverdier. Tabell 1 lister min-max intervaller av de 18 parametrene som ble analysert i følsomhetsanalysen (mesteparten av disse er faktisk skaleringsfaktorer for de nominelle parameterverdiene). Parameterutvelgelse og intervaller er basert på Armitage & Saloranta (2005) og modifisert ved steds spesifikke vurderinger for Ranfjorden.

Begrensinger på regnekapasitet gjorde at kun tre PAH kongenerer var inkludert i følsomhetsanalysen. Disse var acenaphthene, fluoranthene og dibenzo[ah]anthracene og valgt for å representere forskjellige kjemiske egenskaper. I følsomhetsanalysen ble det fokusert på konsentrasjoner av summen av de tre kongenerer i 0-10 m vannkolonne og sedimentområde i Area 1, samt fluksen ut av Area 1 i år 2006 og 2015. Totalt ble modellen kjørt ca. 60000 ganger i følsomhetsanalysen.

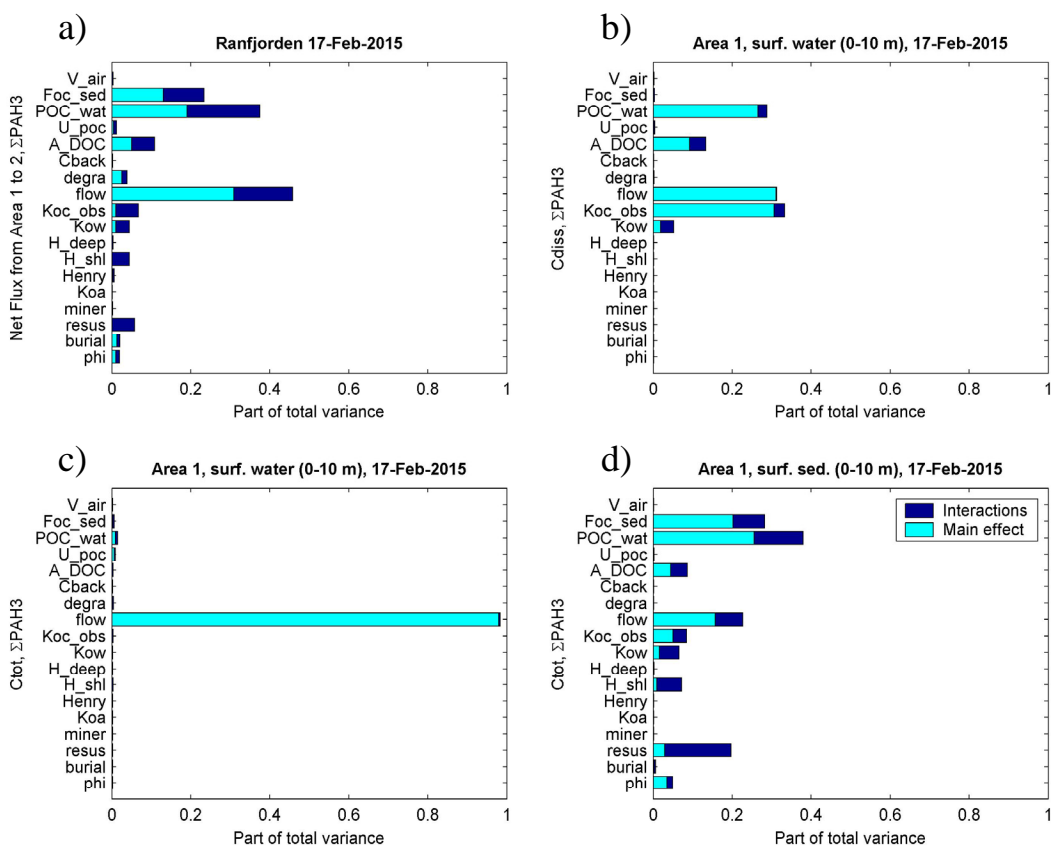
Tabell 1. Minimum-maksimum intervaller for de 18 parameterne som var inkludert i følsomhetsanalysen. "(scal.)" betyr at nominelle parameterverdien er skalert ved gitt intervall.

<i>Parameter</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Enhet</i>	<i>Merknad</i>
phi	0.5	0.7	-	sediment vanninnhold (porøsitet)
f _{OC}	0.5	2	(scal.)	skalering av volumfraksjon av org. karbon i sediment
H _{SED_shl}	0.5	2	(scal.)	skalering av aktiv sedimentlagdybde ved grunnere områder (<100 m)
H _{SED_deep}	0.5	2	(scal.)	skalering av aktiv sedimentlagdybde ved dype områder (>100 m)
Burial	0.2	5	(scal.)	skalering av sediment begravningsrate
Resus	0.2	5	(scal.)	skalering av sediment resuspensjonsrate
Miner	0.5	2	(scal.)	skalering av sediment mineraliseringsrate
Degrad	1/3	3	(scal.)	skalering av halveringstid for degradering av PAH
K _{OW}	1/3	3	(scal.)	skalering av K _{OW}
H	1/3	3	(scal.)	skalering av Henry's Law koeffisient
K _{OA}	1/3	3	(scal.)	skalering av K _{OA}
K _{OC} ^{OBS}	1/3	3	(scal.)	skalering av K _{OC} ^{OBS}
A _{DOC}	0.04	28	(scal.)	skalering av DOC-vann fordelingskoeffisient
Flow	0.5	2	(scal.)	skalering av vanntransport mellom bokser
C _{BACK}	0.2	5	(scal.)	skalering av bakgrunns kons. i luft, elve- og sjøvann utenfor modelldomenet
U _{POC}	1/3	3	(scal.)	skalering av synkehastighet for POC i vann
POC _{WATER}	1/3	3	(scal.)	skalering av POC-konsentrasjon i vann
V _{AIR}	0.2	5	(scal.)	skalering av volumet av luftboksen

Resultater fra følsomhetsanalyse i Figur 4 viser de mest følsomme modellparametere for fluksen av PAH₁₆ ut fra Area 1 (kaiområdet), samt for løst og total PAH-konsentrasjon i 0-10 m vannsøyle og for total PAH i tilsvarende sedimentområde i Area 1. Når det gjelder vår fokusorganisme blåskjell ved kaiområdene (Area 1), som var antatt å bli eksponert for total vannkonsentrasjon av PAH i 0-10 m vannkolonne, viser følsomhetsanalyse (Figur 4c) at denne konsentrasjonen er først og fremst følsom for vanntransportmatrisen ("Flow") i modellen. Dette er jo egentlig ikke overraskende siden vanntransport inn og ut av SW1 bestemmer hvor effektivt landbaserte emisjoner til SW1 transporteres videre ut til fjorden fra denne boksen. Følsomhetsanalysen av modellen indikerer dermed at hvis man vil øke nøyaktigheten på prediksjoner av PAH-konsentrasjonen i SW1 (og i IW1) bør man først fokusere på å øke nøyaktigheten i beskrivelsen av vanntransport mellom bokser (og spesielt ut og inn av SW1 og IW1). Figur 4 viser også at parameterfølsomhet er omtrent det samme i 2015 som i 2006 for alle fire studerte modell-output variabler, bortsett fra at resuspensjon spiller noe mindre rolle for fluksen av PAH ut av Area 1 i 2015. Dette skyldes trolig det at PAH i vann og sediment i 2015 har kommet nærmere likevekt. Resuspensjonen spiller dermed mindre rolle i å jevne fugasitetsgradienten ("ubalansen" i konsentrasjonene) mellom vann og sediment. Det er viktig å huske at konstante emisjoner var antatt i følsomhetsanalysen (200 kg/år til SW1 og 500 kg/år til luft), og at resultatene vil tydeligvis også være følsomme for forskjellige emisjonsestimater.



Figur 4. (Fortsetter på neste side)



Figur 4. Følsomhetsanalyse av modellresultater i Ranfjorden. “Main effect” viser parameterens egen effekt og “Interactions” effekten med andre parametere. De studerte modellresultater er (a) PAH-fluxen fra Area 1 til 2, (b) løst og (c) total PAH-konsentrasjon i 0-10 m vannkolonne i Area 1, og (d) total PAH-konsentrasjon i 0-10 m sedimentområde i Area 1 i år 2006 (figuren på forrige side) og 2015 (figuren på denne siden). Parameterforkortelser er forklart i Tabell 1.

3.2 Usikkerhetsanalyse av modellresultater

Siden en del av parameterverdiestimaterne er temmelig usikre pga. manglede steds spesifikke observasjoner (se Kapittel 2) vil det være riktig å ta hensyn til dette og produsere resultater i form av sannsynlighetfordelinger (enn som bare enkelte tall), dvs. kjøre en usikkerhetsanalyse av modellen. De estimerte usikkerhetene i parameterverdiene gjenspeiles da i modellresultatene. Det er viktig å huske likevel at denne teknikken, som kvantifiserer (teknisk) usikkerhet tilknyttet parameterestimaterne, dekker nødvendigvis ikke alle typer usikkerheter knyttet til modellering; for eksempel usikkerheter i modellens struktur (metodiske) eller i vår (u)vitene om prosesser tilknyttet miljøgiftens dynamikk (epistemologisk) kan ikke inkluderes i vår usikkerhetsanalyse.

I alt 14 parametere ble valgt for denne analysen og deres verdier ble tilfeldig trukket fra bestemte fordelinger i hver av de totalt 3000 modellkjøringer som ble kjørt i usikkerhetsanalysen. Med andre ord, forskjellige parametersett ble brukt i hver av disse modellkjøringer. Resultatene ble lagret etter hver modellkjøringsrunde og til slutt kunne dette datamaterialet analyseres statistisk. Tabell 2 viser sannsynlighetsfordelingene for de 14 parametere. Verdier på de parametere som ikke var inkludert i usikkerhetsanalysen var fikset på deres nominell verdi (se Vedlegg). Modellen ble kjørt for perioden 2004-2050, og det første simuleringsåret 2004 ble betraktet som en ”spin-up” periode der simulerte

vannkonsentrasjoner når nær likevekt med varierende emisjonsnivå, vanntransport og andre parametere i usikkerhetsanalysen; dette gjør konverteringen (se kapittel 2.2) fra relative forandringer i abiotiske PAH-konsentrasjoner til konsentrasjoner i blåskjell (i perioden 2005-2050) mindre følsom for usikkerheter i modellparametere og for valg av initialkonsentrasjoner for PAH i vann.

Tabell 2. Sannsynlighetsfordelinger (PDF) og rank-korrelasjoner (nederst i tabellen) av de 14 parameterne inkludert i usikkerhetsanalysen. "CF" betyr "confidence factor", som gir lavere og høyere 95% konfidensintervaller når den nominelle verdien henholdsvis deles og ganges med CF. "(scal.)" betyr at den nominelle parameterverdien er skalert ved gitt PDF. C_{INIT} =initialkonsentrasjoner, $E_{MISSWATER}$ =landbaserte emisjoner; for forklaring på øvrige parameterforkortelsene, se Tabell 1.

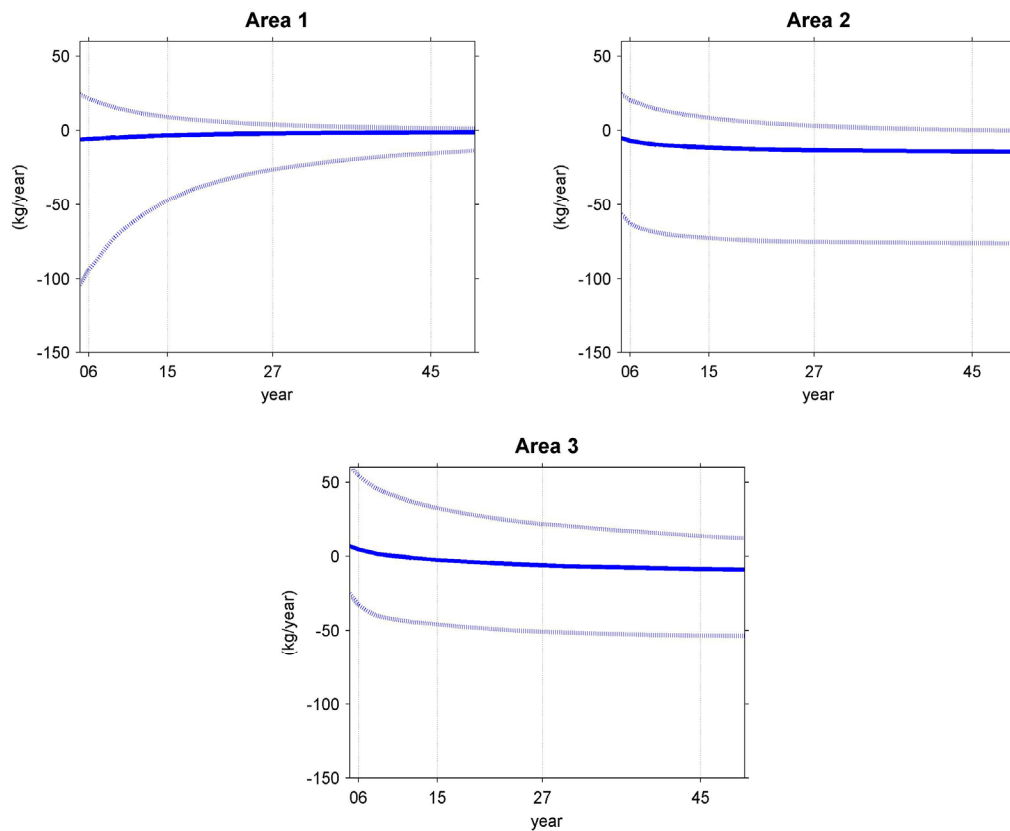
<i>Parameter</i>	<i>PDF</i>	<i>Middel/median/mode</i>	<i>Spredningstall</i>
phi [-]	Triangulær	0.62	0.52-0.72 (min-max)
Burial (scal.)	Lognormal	1	5 (CF)
Resus (scal.)	Lognormal	1	5 (CF)
H_{SED_shl} [m]	Uniform	0.05	0.03-0.07 (min-max)
K_{OC}^{OBS} (scal.)	Lognormal	1	3 (CF)
A_{DOC} (scal.)	Lognormal	1	28 (CF)
Flow (scal.)	Lognormal	1	2 (CF)
C_{INIT} (scal.)	Lognormal	1	3 (CF)
f_{OC} (scal.)	Lognormal	1	2 (CF)
C_{BACK_OCEAN} (scal.)	Lognormal	1	5 (CF)
U_{POC} (scal.)	Lognormal	1	2 (CF)
POC_{WATER} (scal.)	Lognormal	1	3 (CF)
V_{AIR} (scal.)	Lognormal	1	3 (CF)
$E_{MISSWATER}$ [kg/år]	Loguniform	316	100-1000 (min-max)

Rank-korrelasjoner

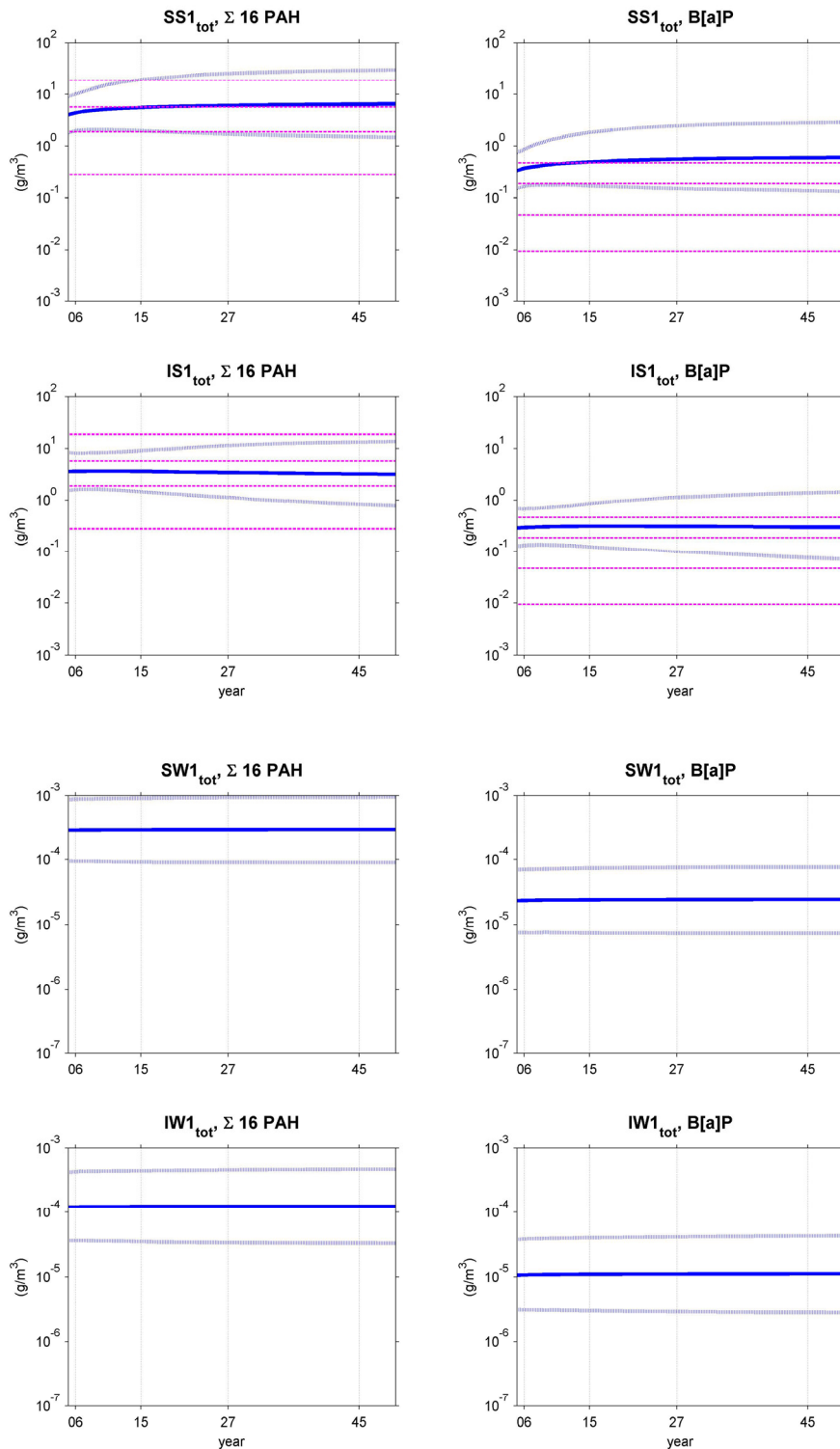
H_{SED}	Resus	0.5
phi	H_{SED}	-0.5

Figur 5 viser netto bidrag av PAH_{16} ut fra de forskjellige modellområdene (Area 1-3) sedimentarealer. Medianestimatet i disse resultater viser at sedimenter i Area 1-3 fungerer stort sett som et lite nettosluk (for vannfasen) for PAH. Dette betyr at PAH-konsentrasjoner i sediment er i gjennomsnitt i nær likevekt med PAH-emisjoner og -konsentrasjoner i vannfasen. Innenfor 5 % og 95 % konfidensintervaller (fra usikkerhetsanalyse) kan likevel sedimentet være både netto sluk og kilde. Modellresultater tyder også på at transporten av PAH ut av Area 1 er omtrent like stor som tilførselen fra landbaserte emisjoner til SW1. Dette er pga. betydelig vannutvekslingsrate mellom Area 1 og resten av fjorden, samt økte resuspensjon- og lavere begravningsrater pga. skipsoppvirvling (se Kapittel 2).

Figur 6 viser den simulerte tidsutviklingen i vann- og sedimentboksene i Area 1 for PAH_{16} og for B[a]P. Medianestimatet for PAH_{16} (B[a]P) sedimentkonsentrasjoner viser at i SS1 øker disse litt i perioden 2005-2050, dvs. fra SFTs kvalitetsklasse III (IV) til nedre del av klasse IV (V). I IS1 holder medianestimatet for PAH_{16} (B[a]P) seg stort sett på samme nivå i perioden 2005-2050, dvs. i SFTs kvalitetsklasse III (IV). Vannkonsentrasjoner er i likevektsituasjon (først og fremst med emisjoner) hele simuleringsperioden.



Figur 5. Netto bidrag (kg/år; fluks ut fra minus fluks inni sedimentet) av PAH₁₆ (sum av 16 PAH-kongenerer) fra de forskjellige modellområdenes (Area 1-3; Figur 1) sedimentarealer. Tykke linjen viser median og de stiplede linjene 5 % og 95 % percentilen av de 3000 modellsimuleringer i usikkerhetsanalysen.



Figur 6. Simulert tidsutvikling i total PAH-konsentrasjon i vann- (SW1, IW1) og sedimentboksene (SS1, IS1) i Area 1 for PAH₁₆ (sum av 16 PAH-kongenerer) og B[a]P (benzo[a]pyrene). Tykke linjen viser median og de stiplede linjene 5 % og 95 % percentilen av de 3000 modellsimuleringer i usikkerhetsanalysen. Horisontale linjer i sedimentfigurene markerer grenser mellom SFTs kvalitetsklasser I-V [<300 , 2000 , 6000 , 20000 $<$] $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for summen av PAH (19 kongenerer) og [<10 , 50 , 200 , 500 $<$] $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for B[a]P.

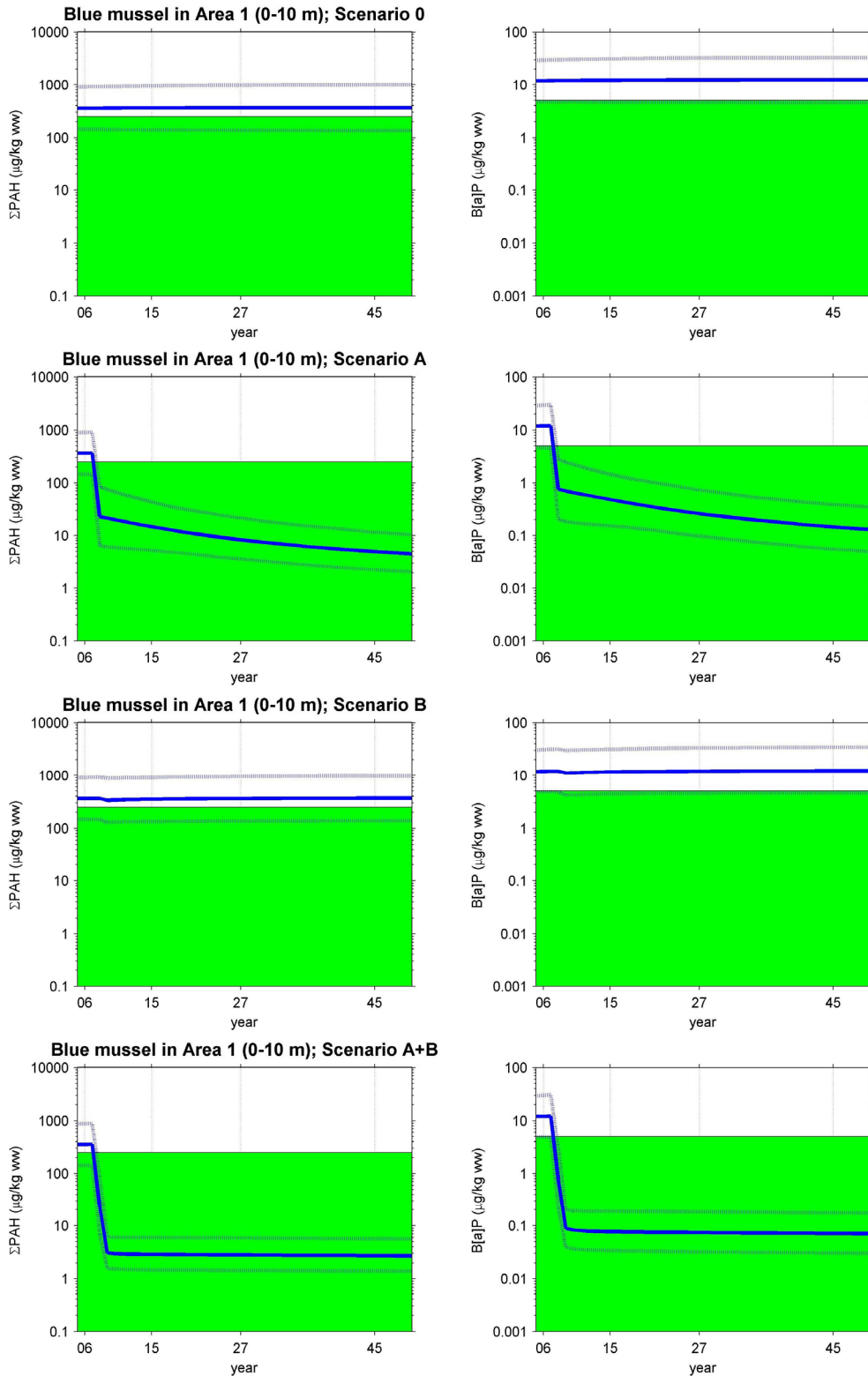
Figur 7 viser simulert utvikling i PAH₁₆- og B[a]P-konsentrasjoner i blåskjell i 0-10 m vannkolonne i Area 1 ved forskjellige tiltakscenarier. I konverteringen fra abiotiske til biotiske konsentrasjoner var det antatt (1) at blåskjellenes initialkonsentrasjoner (se Kapittel 3.2) har en usikkerhet på faktor 3 i hver retning, og at denne initialkonsentrasjonen har en rank-korrelasjon på 0.95 med det abiotiske konsentrasjonsnivået i 2005, og (2) at kongenersammensetningen i blåskjell er den samme som i vann (dvs. at en for eksempel en 50 % reduksjon i PAH₁₆-konsentrasjon i vann gir en 50 % reduksjon av PAH₁₆ i blåskjell). Noter at den observerte økningen i PAH-konsentrasjon i vannlaget nær bunnen i forhold til overflatevann, vist i tre av fire SPMDer i Helland & Uriansrud (2006), ikke blir reproduert i modellen pga. grov vertikal oppløsning (kun tre vertikale lag, ingen bunnvannlagsbokser i modellen). Man må også huske at siden alt er antatt å være homogent innen modellboksene, vil modellresultater også gjelde for gjennomsnittlig blåskjell, ikke for enkeltindivider.

De simulerte hovedscenarier er følgende:

- Scenario 0:** Ingen tiltak
- Scenario A:** Landbaserte emisjoner av PAH til Area 1 blir i 2007 fjernet (dvs. redusert med 100 %)
- Scenario B:** De forurensede sedimentområdene i Area 1 blir i 2008 erstattet med rene masser, enten ved mudring og/eller tildekking (heretter bare kalt "tildekking") (100 % tildekking av Area 1).
- Scenario A+B:** Både scenarier A og B

Disse resultatene viser at tildekking av sediment i Area 1 har ubetydelig effekt på konsentrasjonene i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne i Area 1 så lenge landbaserte emisjoner ikke reduseres. Hvis de landbaserte emisjonene derimot fjernes er effekten veldig tydelig og konsentrasjoner i blåskjell reduseres med ca. en størrelsesorden. Tildekking av sediment etter at landbaserte emisjoner er fjernet gir en ytterligere reduksjon på konsentrasjonsnivået i blåskjell.

Konsentrasjonsforskjellen av PAH i vann mellom Area 1 og 2 (Figur 3) tyder på at blåskjellene som lever i Area 2 (kostholdsrådområdet, Area 1 ekskludert) skulle ha neste en størrelsesorden lavere PAH-konsentrasjoner enn de som lever ved kaiområdene, og dermed skulle de i gjennomsnitt allerede være under grensen for kostholdsråd (PAH₁₆<250 µg/kg våtvekt, B[a]P<5 µg/kg våtvekt).



Figur 7. Simulert utvikling i konsentrasjoner av PAH₁₆ (sum av 16 PAH kongenerer) og B[a]P (benzo[a]pyrene) i blåskjell i 0-10 m vannkolonne i Area 1 ved forskjellige tiltakscenarier (se teksten for definisjon av scenariene). Tykke linjen viser median og de stiplede linjene 5 % og 95 % percentilen av de 3000 modellsimuleringer i usikkerhetsanalysen. Grønn område viser konsentrasjoner lavere enn grensen for kostholdsrad (PAH₁₆ < 250 µg/kg våtvekt, B[a]P < 5 µg/kg våtvekt).

Til slutt ble det kjørt ekstrascenarier der landbaserte emisjoner var redusert med 0, 20, 40, 60, 80, og 100 % (med og uten full tildekning av sedimentene i Area 1). Tabell 3 viser sannsynligheten på at konsentrasjonen av PAH₁₆ eller B[a]P i blåskjell i Area 1 (0-10 m vannkolonne) er under kostholdsgrensen i januar 2009 og 2015 ved de forskjellige delvise emisjonsreduksjonsscenarioer.

Tabell 3. Sannsynligheten (Pr) på at den simulerte konsentrasjonen av PAH₁₆ (sum av 16 PAH-kongenerer) eller B[a]P (benzo[a]pyrene) i blåskjell i Area 1 (0-10 m vannkolonne) er under kostholdsgrensen (dvs., PAH₁₆<250 µg/kg våtvekt (C₂₅₀), B[a]P<5 µg/kg våtvekt (C₅)) i januar 2009 og 2015 ved forskjellige reduksjonsscenarioer (satt i verk i januar 2007) på landbaserte emisjoner, med og uten full tildekning av sedimentene i Area 1 i 2008. Sannsynligheter er beregnet ut i fra de 3000 modellsimuleringer kjørt i usikkerhetsanalysen.

Uten tildekning

Reduksjon i emisjoner	Pr[<C ₂₅₀] i Jan-09 %	Pr[<C ₂₅₀] i Jan-15 %	Pr[<C ₅] i Jan-09 %	Pr[<C ₅] i Jan-15 %
100 %	100	100	99	100
80 %	97	97	80	84
60 %	79	80	44	47
40 %	55	55	22	23
20 %	38	38	11	12
Ingen	25	25	6	6

Med 100 % tildekning av Area 1

Reduksjon i emisjoner	Pr[<C ₂₅₀] i Jan-09 %	Pr[<C ₂₅₀] i Jan-15 %	Pr[<C ₅] i Jan-09 %	Pr[<C ₅] i Jan-15 %
100 %	100	100	100	100
80 %	99	98	92	90
60 %	86	84	56	53
40 %	62	59	30	27
20 %	45	43	17	15
Ingen	31	28	10	8

4. Konklusjoner

Modellresultater kan nå brukes til svare på de fire hovedspørsmålene for dette studiet formulert i Kapittel 1.

1) *Hvor stor er netto kilden av PAH fra sedimentet i forhold til kilder fra land/avrenning?*

Sedimentet generelt ser ut til å være en liten netto sluk for PAH i Nordrana hvis man betrakter medianestimater fra usikkerhetsanalysen. Innenfor 5 % og 95 % konfidensintervaller (fra usikkerhetsanalyse) kan likevel sedimentet være både netto sluk og kilde. Lokalt i Area 1 var fluksen i 90 % av modellkjøringer i usikkerhetsanalysen estimert fra ca. -100 til 20 kg/år i 2006, og fra -50 til

10 kg/år i 2015, dvs. aldri dominerende i forhold til kilden fra land/avrenning på ca. 300 kg/år i usikkerhetsanalysen (medianverdi, av verdispenn på 100-1000 kg/år) i simuleringer. Noter at dette er netto fluks fra sedimentet, mens for eksempel estimatet til Helland & Uriansrud (2006) for PAH-fluks ut av sedimentet i grunnområder i indre del av Ranfjorden (1.5-3 kg PAH₁₆ per år) representerte kun utgående fluks og var basert på en annen type tilnærming og beregningsmetodikk.

2) *Hvilken effekt har forskjellige tiltaksalternativer (for eksempel, ingen tiltak, redusere kilder fra land/avrenning, tildekking av forurensede sedimentarealer) på PAH nivåer i blåskjell på kaiområdene ved Mo i Rana?*

Som Figur 7 viser, simulert tildekking av sediment i Area 1 har ubetydelig effekt på konsentrasjonene i blåskjell som lever i 0-10 m vannkolonne i Area 1 så lenge landbaserte emisjoner ikke reduseres. Hvis de landbaserte emisjonene derimot fjernes er effekten veldig tydelig og konsentrasjoner i blåskjell reduseres med ca. en størrelsesorden. Tildekking av sediment etter at landbaserte emisjoner er fjernet gir en ytterligere reduksjon på konsentrasjonsnivået i blåskjell i simuleringene. (Det var ikke simulert noen reduksjoner i emisjoner av PAH til luften.)

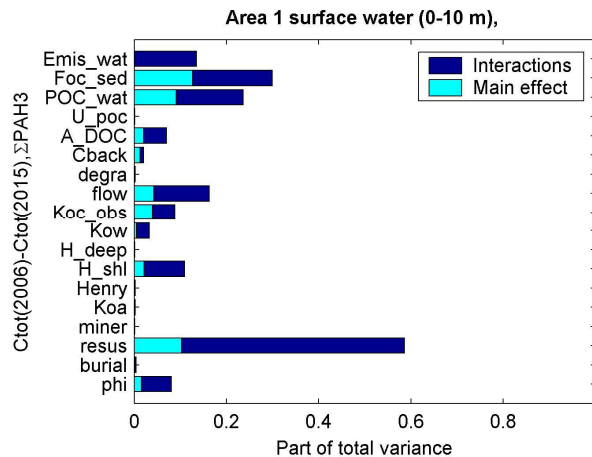
3) *Hvor mye burde man redusere kilder fra land/avrenning i 2007 (med eller uten følgende tildekking av forurenset sediment i kaiområdene i 2008) for å kunne heve kostholdsrad på blåskjell ved for eksempel i 2009?*

Som Tabell 3 viser, hvis man vil være "føre var" og ta utgangspunkt i for eksempel 80 % percentilen i usikkerhetsanalysen (dvs. at 80 % av de 3000 simuleringene ligger under kostholdsradgrensen), da vil en simulert reduksjon i landbaserte emisjoner på et sted mellom 40-60 % (både uten og med tildekking) i 2007 gi PAH₁₆-konsentrasjoner i blåskjell (som lever i 0-10 m vannkolonne i Area 1) under kostholdsradgrensen i 2009. Lignende emisjonsreduksjon på et sted mellom 60-80 % gir predikert B[a]P-konsentrasjoner i blåskjell under kostholdsradgrensen i 2009.

4) *Hva er netto PAH transporten ut av kaiområdene innerst i Ranfjorden (Area 1)?*

Modellresultater tyder på at transporten av PAH ut av Area 1 er omtrent like stor som tilførselen fra de landbaserte emisjoner til SW1, dvs. bare en liten fraksjon av de landbaserte PAH tilførsler blir eventuelt lagret innen Area 1. Dette skyldes først og fremst betydelig vannutveksling mellom Area 1 og 2, og den antatt store resuspensjonen og lave begravningsraten pga. skipsoppvirvling.

Det er viktig å legge merke til modellresultatene usikkerheter og deres følsomhet for forskjellige parameterverdier, som vist i Figurene 4-8. Siden vi mangler gode observasjoner for mange nøkkelparametere, ville nye målrettede undersøkelsesprogrammer kunne hjelpe til å redusere usikkerhetene ved modellprediksjonene. Følsomhetsanalyse (Figurer 4 & 8) kan brukes til å peke ut de spesielt viktige måleparametere, som vil være forskjellig avhengig av hvilken del av fjorden, når, for hvilke kjemikalier, og for hvilken fase (partikler/vann) man er interessert å fokusere på. For eksempel, resultater fra en følsomhetsanalyse for den simulerte reduksjonen i total vannkonsentrasjon av PAH i Area 1 (0-10 m) fra 2006 til 2015, antatt en 50 % reduksjon i landbaserte emisjoner i 2007, viser (Figur 8) at denne output-variabelen er mest følsom for resuspensjonsraten (Resus), karboninnholdet i vann og sediment (f_{OC} , POC_{WATER}) og vanntransportmatrisen (Flow). En ytterligere kartlegging av konsentrasjonsnivået i blåskjell ville også kunne redusere usikkerheten i deres startnivåer i 2005 i simuleringer, og muligens bidra til å klargjøre hvorfor blåskjellene satt ut av Helland & Uriansrud (2006) i 2005 hadde så avvikende lave konsentrasjoner av PAH.



Figur 8. Følsomhetsanalyse av modellresultater i Ranfjorden. “Main effect” viser parameterens egen effekt og “Interactions” effekten med andre parametere. Det analyserte modellresultatet er her reduksjonen i total vannkonsentrasjon av PAH i Area 1 (0-10 m) fra 2006 til 2015, antatt en 50 % reduksjon i landbaserte emisjoner i 2007. Parameterforkortelser og verdi-intervaller er forklart i Tabell 1, bortsett fra for “Emis_wat” (landbaserte emisjoner til vann) som har en verdi-intervall på 100-1000 kg/år.

5. Referanser

- Armitage, J. & Saloranta, T.M. (2005). Simulating the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Sunndalsfjord, NIVA-report 5113, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo.
- Gjerstad, K. I. (2003). Luftkvalitet ved Hydro Aluminium Sunndal etter Su4-utbygging. NILU rapport OR 88/2003, Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), Oslo.
- Helland, A. & Uriansrud, F. (2006). Kvantifisering av kilder til PAH-forurensing i indre del av Ranfjorden. NIVA-rapport (in prep.), Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Oslo.
- Helland, A., Rygg, B. & Sørensen, K. (1994). Ranfjorden 1992/93: Hydrografi, sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 3087, Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Oslo.
- Johnsen, T. M., Golmen L. G., Helland, A., Rygg, B. & Sørensen, K. (2001). Miljøundersøkelser i Ranfjorden 1994-96. NIVA-rapport 4366, Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Oslo.
- Mackay, D. (2001). Multimedia Environmental Models : The fugacity approach 2nd Edition. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA.
- Olsson, K., Andersen, Å., Jenssen, C. B., Rasmussen, H. & Torsvik, M. (2003). Fylkesvise tiltaksplaner Fase I: Ranfjorden og Vefsnfjordsystemet i Nordland fylke. SFT-rapport, Statens

- Forurensingstilsyn (SFT), Oslo. (http://www.sft.no/arbeidsomr/sedimenter/tiltaksplaner/nordland_vefsn-ranfjorden.pdf)
- Persson, N.J., Cousins, I.T., Molvaer, J., Broman, D. & Næs, K. (2006). Modelling the Long-Term Fate of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Furans (PCDD/Fs) in the Grenland Fjords, Norway. *Environmental Pollution* (in press).
- Saloranta, T. M., Armitage, J. & Cousins, I. (2006a). SF-Tool (vs.1.1): Model code description and setup guide. SedFlex project note. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo.
- Saloranta, T.M., Andersen, T. & Næs, K. (2006b). Flows of dioxins and furans in coastal food webs: Inverse modelling, sensitivity analysis and applications of linear system theory. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 253-264.
- Saltelli, A., Chan, K. & Scott E.M. (2000). Sensitivity analysis. Wiley, New York, pp. 181-190.
- Walday, M., Helland, A., Magnusson, J., Moy, F. & Rygg, B. (2004). Environmental assessment of Ranfjorden, northern Norway, 2003. NIVA-report 4839, Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Oslo.
- Økland, T. (2005). Kostholdsråd i norske havner og fjorder. Rapport fra Mattilsynet, Oslo.

Vedlegg

Følgende tabeller viser pådriv- og parameterdata (nominelle verdier) brukt i modellen for Ranfjorden.

Kjemiske egenskaper for PAH

Microsoft Excel - SF_RAN_Chemicals_v11.xls

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
1		-999 copy of SF_SUN_Chemicals_v11.xls								
2										
3	Param./Subst.	Acenaphthene	Acenaphthylene	Anthracene	Benz[a]anthracene	Benzo[a]pyrene	Benzo[b]fluoranthrene	Benzo[ghi]perylene	Benzo[k]fluoranthrene	
4	log ₁₀ K _{ow} (-)	3.92	3.94	4.45	5.76	6.13	5.78	6.5	5.78	
5	log ₁₀ K _{oc} obs (L/kg) (optional) WATER	6.11	6.13	6.78	7.83	8.41	8.12	8.52	7.97	
6	log ₁₀ K _{oc} obs (L/kg) (optional) SED	6.11	6.13	6.78	7.83	8.41	8.12	8.52	7.97	
7	log ₁₀ K _{oa} (-)	6.23	6.47	7.34	9.54	10.861487	10.97012485	11.01918357	10.97012485	
8	MW (g/mol)	154.21	150.2	178.2	228.3	252.3	252.3	268.36	252.3	
9	minus_log ₁₀ H (kPa m ³ /mol) AT 25oC	1.914709422	2.075720714	2.402304814	3.238572006	4.337242168	4.795880017	4.124938737	4.795880017	
10	TEF (-)	1	1	1	1	1	1	1	1	
11	Degrad. half-life water (d)	22.92	22.92	22.92	70.83	70.83	22.92	70.83	22.92	
12	Degrad. half-life sediment (d)	708.33	708.33	708.33	2291.67	2291.67	708.33	2291.67	708.33	
13	Internal energy change dU _{oa} (kJ mol ⁻¹)	-80.61	-80.61	-68.5	-89.7	-62.29	-92.6	-92.6	-92.6	
14	Internal energy change dU _{ow} (kJ mol ⁻¹)	-28.71	-28.71	-19.7	-23.3	-25.4	-18	-18	-18	
15	Internal energy change dU _{aw} (kJ mol ⁻¹)	51.9	51.9	48.8	66.4	36.89	74	74	74	
16	Simulated chemicals switch (1=on; 0=off)	1	1	1	1	1	1	1	1	

Microsoft Excel - SF_RAN_Chemicals_v11.xls

	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R
1											
2											
3	Benzo[ghi]perylene	Benzo[k]fluoranthrene	Chrysene	Dibenzo[a,h]anthracene	Fluoranthrene	Fluorene	Indeno[1,2,3-cd]	Phenanthrene	Pyrene	Naphthalene	
4	6.5	5.78	5.91	6.75	5.16	4.18	6.72	4.46	4.88	3.37	
5	8.52	7.97	7.89	8.96	7.04	6.43	9.16	6.70	7.03	5.56	
6	8.52	7.97	7.89	8.96	7.04	6.43	9.16	6.70	7.03	5.56	
7	11.01918357	10.97012485	10.44	13.91	8.6	7.87	11.56724493	7.45	9.61	5.14	
8	268.36	252.3	228.3	278.4	202.3	166.2	276.31	178.2	202.3	128.19	
9	4.124938737	4.795880017	4.187086643	6.765755166	2.982966661	2.104025268	4.453	2.48945499	3.036212173	1.36630557	
10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
11	70.83	22.92	70.83	70.83	70.83	22.92	70.83	70.83	70.83	7.08	
12	2291.67	708.33	2291.67	2291.67	2291.67	708.33	2291.67	2291.67	2291.67	229.17	
13	-92.6	-92.6	-123.6	-92.6	-81.61	-77.89	-92.6	-73.95	-71.56	-60.35	
14	-18	-18	-22.7	-18	-23.75	-24.05	-18	-20.52	-23.93	-15.7	
15	74	74	100.9	74	57.86	53.85	74	53.42	47.63	44.65	
16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Modellparametere

Microsoft Excel

SF_RAN_Abio16_parameters_v11.xls

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
3										
4	Water compartments	Name	Compartment code	A (m2)	H (m)	C_POC (mg/m³)	U_POC (m/d)	C_DOC (mg/m³)	Degradation (1-on; 0-off)	Te
5	SV1	Kalomr_NR_surf		11 1.52E+06	3.45	300		3000		1
6	IV1	Kalomr_NR_lmd		12 7.79E+05	16.61	300	#N/A	3000		1
7	SW2	Indre_NR_surf		21 1.41E+07	4.76	300		3000		1
8	IV2	Indre_NR_lmd		22 1.31E+07	83.88	300		3000		1
9	DW2	Indre_NR_deep		23 9.84E+06	139.56	300	#N/A	3000		1
10	SW3	Ytre_NR_surf		31 6.27E+07	4.86	300		3000		1
11	IV3	Ytre_NR_lmd		32 5.98E+07	84.49	300		3000		1
12	DW3	Ytre_NR_deep		33 4.75E+07	258.64	300	#N/A	3000		1
13	X1	Planaelva	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
14	X3	Sør_Plana	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
15										
16										
17	Sediment compartments	Name	Compartment code	A (m2)	H (m)	f_POC (-)	Thalf_MIN (d)	C_DOC (mg/m³)	PHI (-)	U
18	SS1	Kalomr_NR_sed_surf		11 7.40E+05	0.05	0.024	9.00E+10	30000		0.62
19	IS1	Kalomr_NR_sed_lmd		12 7.79E+05	0.05	0.024	9.00E+10	30000		0.62
20	SS2	Indre_NR_sed_surf		21 9.84E+05	0.05	0.018	9.00E+10	30000		0.62
21	IS2	Indre_NR_sed_lmd		22 3.27E+06	0.05	0.018	1.63E+04	30000		0.62
22	DS2	Indre_NR_sed_deep		23 9.84E+06	0.05	0.014	3.61E+04	30000		0.61
23	SS3	Ytre_NR_sed_surf		31 2.96E+06	0.05	0.02	9.00E+10	30000		0.69
24	IS3	Ytre_NR_sed_lmd		32 1.23E+07	0.05	0.02	3.61E+04	30000		0.69
25	DS3	Ytre_NR_sed_deep		33 4.75E+07	0.05	0.02	7.23E+04	30000		0.69
26	X1									
27	X3									
28	Air compartments	PR (m/d)	k_YA (m/d)	k_YV (m/d)	Q (-)	v_Q (-)	U_Q (m/d)	tau (d)	Y (m3)	Ta
29	AIR	0.003		100	1	200000	4.00E-12	25		7.80E+11
30										
31										

Microsoft Excel

SF_RAN_Abio16_parameters_v11.xls

	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
3				Water Flow (m³/s)	To:									
4	Degradation (1-on; 0-off)	Temp (deg C)		From:	SV1	IV1	SW2	IV2	DW2	SW3	IV3	DW3	X1	X3
5	1	6		SV1	#N/A	7	30	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
6	1	6		IV1	22	#N/A	#N/A	15	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
7	1	6		SW2	15	#N/A	#N/A	13	#N/A	353	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
8	1	6		IV2	#N/A	30	145	#N/A	10	#N/A	15	#N/A	#N/A	#N/A
9	1	4		DW2	#N/A	#N/A	#N/A	10	#N/A	#N/A	#N/A	117	#N/A	#N/A
10	1	6		SW3	#N/A	#N/A	32	#N/A	#N/A	#N/A	59	#N/A	#N/A	1001
11	1	6		IV3	#N/A	#N/A	#N/A	162	#N/A	648	#N/A	47	#N/A	74
12	#N/A	#N/A		DW3	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	117	#N/A	47	#N/A	#N/A	217
13	#N/A	#N/A		X1	#N/A	#N/A	174	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
14	#N/A	#N/A		X3	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	91	810	217	#N/A	#N/A
15														
16														
17	PHI (-)	U_BUR (m/d)	U_RES (m/d)	k_sw (m/d)	Degradation	Temp (deg C)								
18	0.62	3.70E-08		3.84E-06	2.40E-03	1	6							
19	0.62	3.70E-07		1.92E-06	2.40E-03	1	6							
20	0.62	3.70E-07		3.70E-07	2.40E-03	1	6							
21	0.62	1.90E-06		2.11E-07	2.40E-03	1	6							
22	0.61	3.70E-06		4.11E-07	2.40E-03	1	4							
23	0.69	1.20E-07		1.20E-07	2.40E-03	1	6							
24	0.69	6.00E-07		6.67E-08	2.40E-03	1	6							
25	0.69	1.20E-06		1.33E-07	2.40E-03	1	4							
26														
27														
28	Y (m3)	Tair (deg C)												
29	7.80E+11	10												
30														
31														

Bakgrunn- og initialtilstand, samt tidsserier på emisjoner

The image displays two screenshots of a Microsoft Excel spreadsheet titled "SF_RAN_Abio16_emissions_v11.xls".

The top screenshot shows columns A through L. Column A is labeled "Initialbackgr. conc. (g/m3)" and lists various pollutants: Air, SV0, IV0, SV1, IV1, DV1, SV2, DV2, SS0, IS0, SS1, IS1, DS1, SS2, IS2, DG2, R, and D. Columns B through L contain numerical values representing concentrations for these pollutants across different scenarios. The values are generally in scientific notation (e.g., 5.00E-12, 1.45E-06).

The bottom screenshot shows columns L through V. Column L is labeled "Chrysene", M is "Dibenzo[a,h]fluoranthrene", N is "Fluoranthrene", O is "Fluorene", P is "Indeno[1,2,3-cd]perylene", Q is "Phenanthrene", R is "Pyrene", S is "Naphthalene", T is "Benzo[a]anthracene", U is "Benzo[b]fluoranthrene", and V is "Benzo[k]fluoranthrene". Column L lists these pollutants, and columns M through V contain numerical values representing concentrations for these pollutants across different scenarios. The values are generally in scientific notation (e.g., 5.20E-11, 3.00E-12).

Bakgrunn- og initialtilstand, samt tidsserier på emisjoner (fortsetter)

Microsoft Excel

SF_RAN_Abio16_emissions_v11.xls

Year	Month	Day	Air	D	E	F	G	H	I	J	K	L
2004	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2005	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2007	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2010	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2020	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2030	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2040	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	
2050	1	1	1.07E-01	7.35E+00	4.71E-01	1.05E-02	1.11E-02	1.83E-02	8.48E-01	5.65E-01	1.13E-02	

Year	Month	Day	SW0	D	E	F	G	H	I	J	K	L
2004	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2005	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2007	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2010	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2020	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2030	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2040	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01
2050	1	1	1	4.29E+00	2.94E+00	1.88E-01	4.22E-01	4.45E-01	7.31E-01	3.39E-01	2.26E-01	4.52E-01

Microsoft Excel

SF_RAN_Abio16_emissions_v11.xls

Year	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
2004	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2005	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2007	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2010	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2020	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2030	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2040	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		
2050	1.13E-02	2.69E-01	1.88E-02	1.94E-01	1.07E-02	1.30E-02	1.51E-02	2.84E-01		

Year	M	N	O	P	Q	R	S	T
2004	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2005	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2007	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2010	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2020	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2030	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2040	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01
2050	4.52E-01	1.08E-01	7.53E-01	7.76E-00	4.29E-01	5.20E-01	6.03E-01	1.14E-01