

2019:01030 - Åpen

Rapport

In situ brenning

Erfaringer med ISB og forarbeid for systemet rundt ISB mhp operative forhold

Forfatter(e)

Liv-Guri Faksness



SINTEF Ocean AS

Postadresse:
Postboks 4762 Torgarden
7465 Trondheim
Sentralbord: 46415000Foretaksregister:
NO 937 357 370 MVA

Rapport

In situ brenning

Erfaringer med ISB og forarbeid for systemet rundt ISB mhp operative forhold

RAPPORTNR	PROSJEKTNR	VERSJON	DATO
2019:01030	302004559	1.0	2019-10-07

FORFATTER(E)
Liv-Guri Faksness**OPPDRAGSGIVER(E)**
Kystverket

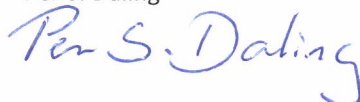
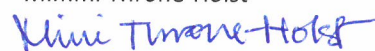
OPPDRAGSGIVERS REF.	ANTALL SIDER:
Hilde Dolva og Hanne Solem Holt	33

GRADERING	GRADERING DENNE SIDE	ISBN
Åpen	Åpen	978-82-14-06376-9

SAMMENDRAG

SINTEF har de siste årene gjennomført flere prosjekter for Kystverket relatert til in situ brenning (ISB) av olje, og ISB var en del av Olje-på-vann i 2018. Resultater og erfaringer fra disse prosjektene er sammenstilt og vurdert, også mhp hva som er gjort av andre (fra litteraturen).

Det er fremdeles nødvendig med mer kunnskap og dokumentasjon før ISB kan bli en operativ metode på nivå med bruk av kjemisk dispergering, og rapporten oppsummerer noen av kunnskapshullene som bør være på plass før ISB kan velges som responsmetode.

**UTARBEIDET AV**
Liv-Guri Faksness**KONTROLLERT AV**
Per S. Daling**GODKJENT AV**
Mimmi Throne-Holst

Innholdsfortegnelse

Summary	3
1 Bakgrunn.....	5
2 Innledning	6
3 Oljer	7
4 Antennbarhet.....	8
5 Estimering av brenneeffektivitet	10
5.1 Olje-på vann 2016	10
5.2 Olje-på-vann 2018.....	11
5.3 Kontrollerte laboratorie- og småskalaforsøk for estimering av BE.....	11
6 Røygassanalyser	14
6.1 Partikulært materiale og Black Carbon	15
6.2 Gassmålinger i røyken.....	16
7 Brenneresiduets egenskaper	18
7.1 Fysikalske egenskaper.....	18
7.2 Kjemisk sammensetning i residue og sot.....	18
7.3 Akutt giftighet av residue.....	21
7.4 Stranding av brenne-residue og potensiale for synking	22
7.5 Kort oppsummering ISB residue:	23
8 Oppsummering.....	24
9 Planlegging for operativ bruk av in situ brenning	25
9.1 Introduksjon	25
9.2 Forslag til kriterier som bør inngå i beslutningsskjema for ISB.....	25
9.3 Fremtidig dokumentasjonsbehov	26
10 Referanser.....	27
A Vedlegg A Oljenes kjemiske sammensetning	30
B Vedlegg B Oversikt over komponenter analysert i sot og residue.....	33

Summary

Controlled in-situ burning (ISB) has proven effective for oil spills in ice conditions and has been used successfully to remove oil from spills in ice-affected waters in several large-scale field trials since the 1970s. ISB is a response option that has rarely been used on marine oil spills, but its successful use during the Gulf of Mexico Deepwater Horizon (Macondo) response in 2010 has generated interest in use also in other areas than the Arctic.

As a part of a NOFO strategy document for 2016-2020, the goal is to make ISB an operative oil spill response method within 2020, and also the Norwegian Coastal Administration (NCA) is considering establishing ISB as an operative response method, such as use of dispersants has been since 2002. SINTEF has the last years conducted several projects for NCA related to ISB of different marine fuel oils, reported in Hellstrøm et al. (2017), Faksness et al. (2018a, 2018b, 2019a), Faksness and Krause (2018), Faksness and Altin (2019).

In situ burning was the main activity during the field trials "Oil on water" in 2018 and 2019 where the oils were released into a fire-proof containment boom and then ignited with a "Pyro-drone". There are still several challenges to be raised when it comes to providing necessary knowledge and documentation for operative use of ISB in Norwegian waters: Based on the findings and experience for these projects and a limited literature review, suggestions for further work to gain sufficient knowledge to establish ISB as an operative response method for Norwegian waters are summarized below:

- Oil types:
 - Mainly tested fresh, water free oils previously. Weathered and emulsified oils should be more systematically studied in order to establish the operative "time-window" for ISB for different oil spill situations.
- Ignitability:
 - Develop and test other ignitors, especially for ignition of emulsions
 - Ignitors that can increase the ignition temperature
 - Ignitors that can break emulsion before ignition
 - Optimize ignitor-blends for different oil types and weathering degrees
 - Further development and testing of alternative ignition methods and platforms (in addition to drones)
- Estimate burn efficiency:
 - Further development of the laboratory methods established in Faksness et al. (2019), such as establish a similar system as SL Ross with flow-through water and ISB of larger oil volume
 - Use of chemical analysis of the ISB residue (GC/FID) should be tested in future field trials, e.g. OPV2019 and in planned field trials in Canada in 2021 (MPRI-program)
 - Better monitoring of burned area during burning for documentation of burning rate vs film thickness
- Analysis of smoke emissions
 - Improve the strategy for using drones for monitoring in the smoke plume.
 - Continue to improve the quantification methods for smoke gases, soot particles and black carbon
 - Consider if smoke emission monitoring should be implemented in a future standard monitoring program for actual incidents
 - Summarize and compare the results from OPV 2016, 2018 and 2019, e.g. to study trends regarding oil types and burn efficiency
- Properties of burn residue:
 - Analytical methods to quantify oil and residue with GC/FID and GC/MS are established. Consider if more advanced analytical instruments should be tested for some of the samples

to gain more information about other oil components (e.g. so-called unresolved complex materials).

- Tracking the drift of burned residues (e.g. AIS buoys)
- Toxicity studies of WAF of ISB residue to get a more comprehensive data set (Copepods)
- Toxic effects of ISB residue on fish eggs and larvae
- Alternative methods to handle residue on sea (operative)

1 Bakgrunn

Under Deepwater Horizon i Gulf of Mexico i 2010 ble det under svært gunstige forhold utført mer enn 400 in situ branner (ISB) i brannsikre lenser, og ca 43.000 m³ olje ble brent. Denne delen av responsaksjonen ble betraktet som såpass vellykket at ISB nå har blitt en aktuell responsmetode også i andre områder enn i Arktis og isfylte farvann. Bl.a. har NOFO i sin strategiplan for 2016-2020 som mål operasjonalisere ISB som bekjempelsesmetode, og også Kystverket har interesse av at ISB blir en operasjonell responsmetode på nivå med bruk av dispergeringsmidler. I den forbindelse har SINTEF de siste årene gjennomført flere prosjekter for Kystverket på in situ brenning av olje:

- In situ brenning av olje: Analyse av røyk og residue (Faksness et al., 2018a).
- Antennelse av oljer til OPV. Forprosjekt til olje-på-vann 2018 (Faksness et al., 2018 b).
- Olje på vann 2018: Analyse av residue, sot og røykgasser fra in situ brenning (Faksness og Krause, 2018).
- Field- and laboratory generated in situ burning residues. Chemical characteristics and burn efficiencies (Faksness et al., 2019a)
- Chemical characteristics and acute toxicity of field generated in situ burning residues. From Oil-on-water 2018 (Faksness og Altin, 2019).
- Stranding av brenneresidue og potensiale for synking (Leirvik og Faksness, 2019).

I denne rapporten er resultatene fra disse prosjektene sammenstilt og vurdert mhp hva som tidligere er gjort av andre (fra litteraturen) og forslag til hva som gjenstår av forskning før ISB kan anses som en operativ metode (som bruk av kjemisk dispergering). Da dette i utgangspunktet er en meget omfattende jobb, er det fokusert på resultatene fra tre av de oljene som ble brent under "Olje-på-vann" (OPV) i 2018 og 2019, dvs ULSFO, MGO og IFO180. Tabell 1.1 gir en kort oppsummering av en del fordeler og ulemper med bruk av ISB.

Rapporten peker på hva som bør være på plass for at ISB kan bli en operasjonell responsmetode på nivå med bruk av kjemisk dispergering. For dispergering er et viktig beslutningsgrunnlag gjennomgangen av et kontroll- og beslutningsskjema som bl.a. bygger på en god forhåndsdokumentasjon omkring oljens dispergerbarhet og "tidsvindu" for effektiv bruk av dispergeringsmiddel. Pr. i dag er dette for tidlig for ISB, da man trenger mer dokumentasjon. Et eget notat med utkast til et kontroll- og beslutningsskjema er utarbeidet og vil bli brukt som grunnlag i de videre diskusjonene om hvilke faktorer som må tas i betraktning før ISB kan velges som en aktuell responsmetode ved en hendelse (Daling og Faksness, 2019).

Tabell 1.1 Kort oppsummering av fordeler og ulemper med ISB

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none"> • Potensiale til å håndtere store mengder olje • Krever relativt få ressurser: <ul style="list-style-type: none"> ○ Kan brukes i øde områder ○ Reduserer behovet for båter, fly, personell mm • Lavere kostnader enn andre metoder • Oljen kan behandles på sjøen for å unngå/reducere strandpåslag av olje • Mindre avfallshåndtering enn for eksempel mekanisk oppsamling • Kan være det eneste "Arktiske alternativet" i enkelte tilfeller 	<ul style="list-style-type: none"> • Produserer svart røyk <ul style="list-style-type: none"> ○ Sotpartikler (inkl Black Carbon) ○ Røykgasser • Krever en minimum oljefilmtykkelse: <ul style="list-style-type: none"> ○ For å antenne oljen ○ For at oljen skal fortsette å brenne • Ikke alle oljer er antennebare (for høy forvitningsgrad og vanninnhold) • Mulig eksplosjonsfare (sikkerhetsproblem) • Eksisterende brannsikre lenser er hovedsakelig til bruk i rolige farvann med begrenset gjenbruk etter ISB • Oppsamling av residue kan være forholdsvis tidkrevende

2 Innledning

Det er tidligere gjort forholdvis omfattende studier og prosjekter på in situ brenning (ISB) bl.a. i Canada, USA og også her i Norge (hovedsakelig på Svalbard). Mange større feltforsøk med ISB er gjennomført, spesielt i Arktis, med de første feltforsøkene i Alaska i 1971-1972 (referert i Buist et al., 2013a).

I forbindelse med til The Arctic Response JIP, finansiert av The International Oil and Gas Producers, ble flere "state-of-the-art" og litteratur-review-rapporter for ISB utarbeidet. Alle finnes på IOGPs nettside <http://arcticresponse.wpengine.com/reports/>. En av rapportene er en "state of knowledge report" med tittelen "In situ burning in ice-affected waters" av Buist et al. (2013a). En oppsummering av rapporten ble gitt i et paper til AMOP Technical Seminar (Buist et al., 2013c). Tabell 2.1 gjengir tommelfinger-reglene for gjennomføring av ISB på vann og i is fra dette paperet. Reglene må betraktes som svært generelle og bør revideres etter hvert som vi får mer erfaring og ny kunnskap om ISB, for eksempel gjennom OPV.

Tabell 2.1 *Generelle "tommelfinger-regler" for gjennomførelse av ISB på vann og i is (Buist et al., 2013c). Reglene må betraktes som svært generelle og bør revideres etter hvert som vi får mer erfaring og ny kunnskap om ISB, for eksempel gjennom OPV.*

For antennelse av olje på vann:	
<ul style="list-style-type: none"> • Minimum filmtykkelse for fersk råolje • Minimum filmtykkelse for forvitret, vannfri råolje og diesel • Minimum filmtykkelse for bunkeroljer (f.eks. IFO380) og emulsjoner • Antennelsen kan betraktes som vellykket når 1 m² av oljeflaket brenner 	ca 1 mm ca 2 til 5 mm ca 10 mm
Brennehastigheter for olje på vann:	
<ul style="list-style-type: none"> • Bensin > 10 mm filmtykkelse • Destillater (diesel og kerosen) > 10 mm • Råolje > 10 mm • Bunkersolje > 10 mm • 5 mm filmtykkelse • 2 mm filmtykkelse 	4.5 mm/min 4.0 mm/min 3.5 mm/min 2.0 mm/min 90% av brennehast for 10 mm 50% av brennehast for 10 mm
Estimerte brennehastigheter for branner med crudes, og større enn 3.5 m diameter	
<ul style="list-style-type: none"> • Vannfri • 10% vann • 25% vann • 50% vann 	3.5 mm/min 3.0 mm/min 2.5 mm/min 2.0 mm/min
Effekter av emulsifisering	
<ul style="list-style-type: none"> • Opp til ca 12.5% vanninnhold • Vanninnhold >12.5% • Vanninnhold over 25% 	Liten effekt på BE (residuets filmtykkelse) Merkbar reduksjon i BE, spesielt for forvitrede oljer. Ingen BE for stabile emulsjoner med 25% vann og mer. Noen råoljer (bl.a. parafinske) kan danne meso-stabile emulsjoner som kan brennes effektivt med høyere vanninnhold
ISB residuets tykkelse etter at brannen har slukket naturlig	
<ul style="list-style-type: none"> • Vannfri olje opp til 40 mm filmtykkelse • Vannfri olje opp til 50 mm filmtykkelse • Vannfri olje opp til 100 mm filmtykkelse • For emulsjoner • For lette og middel-destillat fuels • I løs pakkis (brash) eller slush-is under rolige forhold • I løs pakkis (brash ice) med bølger 	Residue på ca 1 mm Residue på ca 3 til 5 mm Residue på ca 6 mm Residue tykkelsen kan være mye høyere Residue 1mm, uavhengig av flakets tykkelse Residue 50%>enn på åpent vann (1.5mm) Residue ca 2x i rolige åpent vann (2 mm)

3 Oljer

Det fokuseres her på de tre oljene som ble brukt under OPV i 2018 (ULSFO) og 2019 (marin gass olje (MGO) og IFO 180). Rapporter fra 5 prosjekter oppsummeres og en oversikt over batchene brukt i de ulike prosjektene er gitt i Tabell 3.1. GC kromatogrammene av oljene og deres kjemiske sammensetning er vist i Vedlegg A. Resultater fra OPV 2019 diskuteres ikke i denne rapporten.

Tabell 3.1 Oversikt over olje-batcher brukt i ulike prosjekter med referanser til rapportene. Resultater fra OPV2019 diskuteres ikke her.

Oljetype	Prosjekt SINTEF ID	Hybridoljer	Analyse røyk og residue	For-prosjekt OPV 2018	OPV 2018	Brenne-effektivitet	WAF og tox residue	OPV 2019
MGO	2018-3883			x		x		x
	2014-0551	x	x					
ULSFO	2018-3881			x	x	x	x	x
	2016-0233	x	x					
IFO180	2018-3882			x		x		x
	2013-0594		x					
Oseberg 200 °C+	2018-4052				x			
	2019-5232							x
Oseberg emulsjon	2019-5236							x
	Referanse	Hellstrøm et al. 2017	Faksness et al. 2018a	Faksness et al. 2018b	Faksness og Krause, 2018	Faksness et al. 2019a	Faksness og Altin, 2019	Faksness et al., 2019

Måling av oljens fysiske egenskaper er gitt i Tabell 3.2.

Tabell 3.2 Oljenes fysiske egenskaper: Flammepunkt, tetthet og viskositet.

Oljetype	SINTEF ID	Flamme punkt (°C)	Tetthet (15.56 °C)	Viskositet (cP) v/10 °C 10 s ⁻¹
ULSFO	2018-3881	82	0,917	17700*
ULSFO	2016-0233	75	0,872	4300
IFO180	2018-3882	88,5	0,961	11340*
IFO180	2013-0594	NA	0,973	7426
MGO	2018-3883	74	0,841	6
MGO	2014-0551	63	0,852	3

* Viskositet fra temperatur-sweep fra 50 til -3 °C (1 grad/minutt ved skjær 10).

Anbefaling:

- Har stort sett vært fokus på ferske, vannfrie oljer. Forvitrede og emulgerte oljer bør også testes.

4 Antennbarhet

SINTEF har utviklet en brennecelle for å teste brennbarhet/antennelse av en oljeprøve under standardiserte betingelser (Figur 4.1, beskrevet bl.a. i Brandvik et al., 2010) ved at oljen ble forsøkt antent med en gassflamme i 3 x 10 sekunder (betegnes som standard tid). Dersom oljen ikke antente etter tre forsøk ble oljen definert som "ikke antennbar". Hensikten med cellen var å teste oljeprøver med økende forvitningsgrad for å finne tidsvindu for bruk av ISB som beredskapsmetode. Pga at cella er liten (10 cm i diameter, ca 100 mL olje) egner den seg for eksempel ikke til å studere brenneeffektiviteten, men si noe om en olje er antennbar eller ikke.

Brennecella (100 mL olje) ble brukt i Hellstrøm et al. (2017) for antennelsestesting av bl.a. fersk MGO og ULSFO. Begge oljene ble antent i løpet av 3 x 10 sekunder ved bruk av gassflamme. Ved testing av forvitret (til 250 °C+), antente ingen av dem etter standard tid, men etter et fjerde forsøk med 30 sekunders oppvarming.



Figur 4.1 *SINTEF's brennecelle til venstre og brennekar brukt på Nutec til høyre.*

Falck-Nutec har et utendørsanlegg i Trondheim hvor brenning i litt større skala kan gjennomføres. SINTEF har i flere prosjekt (Hellstrøm et al. (2017) og Faksness et al. (2018b)) gjennomført brenning i karet som er vist i Figur 4.1 (60 x 60 x 20 cm, 5 L olje). I begge prosjektene ble det brukt en såkalt igniter i tillegg til propan-flammen. Igniteren består av en brennbar væske og en gelling-agent (Surefire). Det ble brent ulike oljebatcher i de to prosjektene.

I forsøkene rapportert i Hellstrøm et al. (2017) ble igniteren laget av bensin (500 mL) tilsatt Surfired til en relativt fast masse som ble antent med en propan-flamme. Antennelsestiden (dvs fra gelen ble antent til selve oljeflaket tar fyr) for MGO var 3:30 min, brennetiden ca 16 min og det ble beregnet en BE på 65%. For ULSFO var antennelsestiden ca 1 min, brennetiden 11 min og BE 58%. IFO180 ble ikke testet i dette prosjektet. Mulig støtkoking under brenningen er ikke nevnt i rapporten.

I 2018 (Faksness et al., 2018b) ble gelen (500 mL) laget etter samme oppskrift som Desmi bruker i sin Pyro-drone: 20% bensin og 80% diesel tilsatt 1.5% Surefire. Denne gelen ble forholdsvis tyntflytende og ble antent med en propan-flamme. Antennelsestiden for både MGO, ULSFO og IFO180 var ca 1 min, og brennetiden var ca 12 min for MGO, ca 13 min for ULSFO og ca 10 min for IFO180. I og med at det var en del støtkoking mot slutten av brennetiden (alle oljer) og dermed svinn av residue, ble den beregnede BE for høy. Estimerte BE ble beregnet til 87% for MGO, og 92% for både ULSFO og IFO180 (ikke tatt hensyn til tap under støtkoking og dermed overestimerte). I tillegg ble det testet antennelse av ignitor ved bruk av nødbluss. Under den planlagte OPV i 2018 skulle antennelse skje med en Pyro-drone (håndtert av eksperter fra DESMI), men dersom dette ikke fungerte, var antennelse av gel med nødbluss en reserveløsning. Da skulle et flyteelement festes rundt nødbluss og gel før antennelse. Metoden ble testet for MGO og IFO180, og fungerte godt for begge oljer, og ga omtrent samme antennelsestid, brennetid og BE, som ved antennelse med gel og propanflamme.

Som nevnt over, ble to ulike batcher av MGO og ULSFO brukt. For MGO ser forskjellen mellom de to batchene ut til å være liten (Tabell 3.2), mens forskjellen er større for de to ULSFO-oljene, bl.a. målt tetthet på hhv 0.87 og 0.92, noe som kan indikere at batchen fra 2016 inneholder mer av de lettere komponentene enn den fra 2018.

Ut fra resultatene kan det se ut som at en mer lettflytende gel som inneholder både bensin og diesel antenner MGO raskere enn den mer "solide" gelen brukt i 2017.

Alle tester gjennomført på Nutec i disse to prosjektene har vært med ikke-emulgerte, ferske oljer. Erfaringsmessig vil det bli mer utfordrende å antenne forvitrede og emulgerte oljer. SINTEF har i forbindelse med et annet prosjekt ("FATEICE") testet fire ulike ignitor-blandinger ved bruk av brenne-cella (Faksness et al., 2019b). Det ble testet forvitrede råoljer (200 og 250 °C+) med vanninnhold opp til 50%, samt fersk og forvitret MGO. Den mest lovende ignitor-blandingen besto av 25% bensin, 25% diesel og 50% IFO380, som deretter ble tilsatt 10% Surefire og 4% emulsjonsbryter. Teorien er at sammensetningen får det lave flammepunktet den trenger for en rask antennelse, kombinert med at den tyngre bunkersoljen gjør at gelens brennetid blir lengere slik at ignitoren får lengere tid til å produsere de antennebare gassene i oljeflaket. Emulsjonsbryteren ble tilsatt for om mulig å bryte emulsjonen under ignitoren. Denne ignitorblandingen har tidligere vært brukt av Guenette et al. (1995) i feltforsøk på Svalbard. De testet også tilsetning av ferrocene og såkalte "anti-foaming agents" (f.eks. silikon (Dow Corning 210H fluid). Ferrocene (2-5%) skulle øke brennetemperaturen og redusere mengde svart røyk, mens silikon øker spredningen av flammene ved å redusere dannelse av vanddamp tidlig i antennelsesprosessen. Vanddampen kan vanskeliggjøre antennelse av emulsjoner.

Anbefaling:

- *Utvikle og teste flere typer ignitors, særlig mhp antennelse av emulsjoner. For eksempel ignitors med høyere antentennelsestemperatur, lengre brennetid, tilsatt emulsjonsbryter for å bryte emulsjoner før antennelse. Teste ulike ignitor-typer for forskjellige oljetyper og forvitningsgrader).*
- *Videreutvikle alternativ antennelsesmetode i tillegg til drone.*

5 Estimering av brenneeffektivitet

Det er ofte stor usikkerhet i estimater fra brenneeffektivitet (BE) av offshore ISB, da det kan være utfordrende å samle inn alt residuet som er igjen etter brenning. Man har derfor beregnet en estimert BE basert på en antatt brennehastighet på 3.5 mm/min for ikke-emulgerte råoljer og 4 mm/min for diesel (se Tabell 2.1 og Buist et al., 2013a). Brenneeffektivitet (BE) kan estimeres ut fra brennetid, brennearealet til oljeflaket, oljens tetthet og initiell oljemengde, også kalt "Integrated Time Area" (ITA). Imidlertid vil det også her være stor usikkerhet i BE, da brennehastigheten i tillegg påvirkes av bl.a. oljefilmtykkelse, oljetype, forvitring, vind og temperatur.

Brenneeffektiviteten kan beregnes etter følgende formel:

$$BE (\%) = 100 \times (1 - (\text{mengde residue})/(\text{mengde opprinnelig olje}))$$

5.1 Olje-på vann 2016

Under OPV 2016 ble flere brenneforsøk med fritt drivende oljeflak gjennomført, både med og uten bruk av herders (Singsaas et al., 2017). Disse testene var et samarbeid mellom SINTEF og SL Ross og ble finansiert av IOGP (International Oil and Gas Producers). Brenneeffektiviteten ble beregnet som beskrevet over av SL Ross, og de brukte fotografier/video av oljeflaket under ISB for å estimere mengde brent olje, samt estimere effekten av herder. Det var utfordrende å estimere BE, slik at det i den endelige rapporten ble det ikke angitt BE i prosent. I Singsaas et al. (2017) ble BE beregnet på tre ulike måter: Gravimetrisk (formel over), "Analysis of spreading and herding for burning" (ASHB), and "Integrated time-area" (ITA). Det er stor usikkerhet i alle tre metodene, og i sluttrapporten ble kun ASHB og ITA rapportert, og estimatene for disse to metodene var sammenlignbare. Alle tre metodene er beskrevet i Appendix G i Singsaas et al. (2017).

I det første forsøket (HISB1) ble 6 m³ Grane Blend herdet. Før antennelse ble omtrent 80% av den tykkeste delen av flaket behandlet med herder. Det ble estimert at 3.5 m³ (mellom 2.5 og 4.4 m³) olje ble antent, trolig pga oljeflaket var blitt splittet opp i mange enheter, og at bare noen av disse ble forsøkt antent. I en tidligere versjon av Singsaas et al (2017) ble BE estimert til mellom 57 og 98%. I den endelige rapporten var estimert oljevolum brent 3.4 m³ (i området 2.5 til 4.3 m³).

Det neste forsøket (HISB2) var et referanseforsøk, uten bruk av herder. Samme oljetype og volum som i HISB1 ble brukt. Det ble estimert at omtrent 1.4 m³ (mellom 1.1 og 1.7 m³) av flaket ble antent. Her ble det estimert en BE mellom 53 og 90%. I den endelige rapporten var estimert oljevolum brent 1.2 m³ (i området 0.9 til 1.5 m³).

Dette viser at det er utfordrende å beregne BE for fritt drivende oljeflak, da flaket ble splittet opp i mange enheter, også for ekspertene hos SL Ross. Dersom man hadde tatt utgangspunkt i mengde olje sluppet ut på sjøen, ville estimert BE blitt hhv 57 og 53%. Med utgangspunkt i hvor mye av oljeflaket som ble antent og å bruke dette estimatet ved beregning av BE, økte BE til hhv 98 og 90%. Det er ikke uvanlig at residuet består av både brent og ubrent olje, og for å få et så realistisk som mulig estimat på mengde olje fjernet under ISB, bør man ta utgangspunkt i volumet på oljeutslippet og beregne BE ut fra denne mengden. Ikke-antent olje vil fremdeles være på sjøen og man bør muligens vurdere en annen responsmetode for denne oljen.

5.2 Olje-på-vann 2018

Etter OPV 2018 ble brenneeffektiviteten forsøkt estimert på flere måter (Faksness og Krause, 2018). To ISB i lense ble gjennomført, en med forvitret Oseberg Blend (200 °C+) og en med ULSFO. Oseberg (6 m³) ble sluppet ut i en DESMI Pyroboom og antent med en Pyrodrone. Lensen var påkoblet et nett for innsamling av residuet etter brenning. Nettet med residuet ble i ettertid veid på land. Det oppgitt fra NOFO at 523 kg residue ble samlet i nettet, samt at man antok 300-400 liter lenselekkasje. Da lensa ble tatt opp på dekk etter brenning var det en del olje igjen på den, sannsynligvis ca 100 kg, dvs totalt ca 1000 kg residue igjen. Basert på disse antagelsene ble brenneeffektiviteten estimert til ca 80% for Oseberg. Ved å bruke GC/FID-analysene, ble BE estimert til 54%, men dette var trolig en underestimert. Det var ikke mulig å estimere BE ut fra gassmålingene og heat-flux, da det innsamlede datamaterialet varierte for mye. Man estimerte derfor en BE for Oseberg mellom 54 og 80% (Faksness og Krause, 2018).

Den samme Pyroboom ble brukt for ISB av ULSFO (5.8 m³). Imidlertid ble den bakerste delen av lensen skadet under den første ISB, slik at ca 30 m måtte kobles fra og nettet for innsamling av residue kunne ikke brukes. OV "Utvær" ble benyttet for å samle opp residuet av ULSFO etter brannen, men da opptaket kom i gang litt sent var det derfor usikkert hvor stor andel av residuet som egentlig ble samlet opp. Mengde residue fra "Utvær" ble estimert til 60 kg, samt at man estimerte ca 100 kg olje på lensa. Basert på disse antagelsene ble BE estimert til ca 95%, noe som var for høyt pga at man ut fra observasjoner visste at en vesentlig del av residuet ikke ble samlet opp. Ved beregning fra GC/FID ble gjennomsnittlig BE estimert til 49%, noe som nok var litt for lavt. Videre ble gassmålingene og heat-flux brukt til å estimere en BE på 57%, men dette tallet var det også usikkerhet for. BE ble derfor estimert til høyere enn 57% for ULSFO (Faksness og Krause, 2018).

5.3 Kontrollerte laboratorie- og småskalaforsøk for estimering av BE

Som en alternativ måte for å estimere BE, ble kontrollerte ISB gjennomført i laboratoriet (Faksness et al., 2019a). Hensikten med prosjektet var å utvikle og teste ut en metodikk for om mulig å estimere BE basert på kjemiske analyser (GC/FID og GC/MS) ved at ISB-residue fra felt ble sammenlignet med residue dannet etter kontrollert brenning av olje i laboratoriet. Der ble en definert mengde olje brent til kjente BE (ca 50, 70 og 90% BE). Målet er at metodikken skal bli et supplement til eksisterende metoder for estimering av BE og bidra til å gjøre fremtidige estimat mer realistiske.

Prosjektet var koblet sammen med prosjektet "Better characteristics of burned residues from field- and laboratory-generated in-situ burning" som er en del av det kanadiske forskningsprogrammet Multi Partner Research Initiative (MPRI) og er et samarbeid mellom SINTEF og SL Ross Environmental Research Ltd (SL Ross). SINTEF og SL Ross brukte to forskjellige brennemetoder (Figur 5.1): SINTEF gjorde sine tester i et modifisert konkalorimeter (150 g olje, 15 mm filmtykkelse), mens SL Ross gjennomførte forsøkene på gjennomstrømmende vann (for å forhindre støtkoking) i en ring (1.9 L olje, 15 mm filmtykkelse).

Både SINTEF og SL Ross testet samme batch av ULSFO. SINTEF testet ULSFO, MGO og IFO180, samt Grane Blend fra OPV 2016 og Oseberg 200 °C+ fra OPV 2018, mens en kanadisk råolje (Mixed Sweet Blend) og Grane 200 °C+ ble testet i tillegg til ULSFO hos SL Ross. Alle kjemiske analyser av residuene ble gjort hos SINTEF.

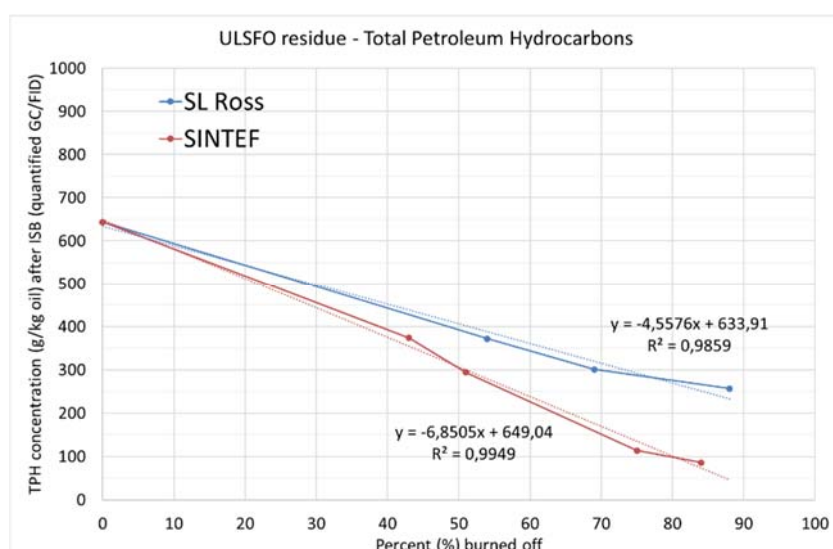
Konsentrasjonen av TPH (total petroleum hydrocarbons) ble beregnet fra GC/FID-resultatene (fra C₁₀ til C₄₀) og "kaliberingskurver" med TPH-konsentrasjoner versus % avbrent olje (%BE) ble laget for hver olje. Regresjons-ligningen (beregnet av Excel) ble brukt for å estimere BE i ISB-residuene fra feltforsøkene (Tabell 5.1).



Figur 5.1 Test-opplett med modifisert konkolorimeter brukt av SINTEF (venstre bilde) og oppsett med ISB med vanngjennomstrømning brukt av SL Ross (høyre bilde)

De to brenne-metodene ble sammenlignet, da både SINTEF og SL Ross testet samme ULSFO-batch. Korrelasjonen mellom TPH-konsentrasjon i brenneresiduene og % olje brent av for begge metodene er vist i Figur 5.2. Resultatene indikerte at tap av komponenter var høyere i konkolorimeteret enn når ULSFO ble brent på vannet. Selv om samme initielle oljefilmtykkelse (15 mm) ble brukt, kan det mindre oljevolumet (150 mL) i konkolorimeteret sammenlignet med oljevolumet (1.9 L) brent på vann ha påvirket brenningen. Basert på resultatene for ULSFO, ser det ut til at metoden ved å brenne olje på gjennomstrømmende vann gir mer realistiske estimat av BE etter ISB i en brannsikker lense. Men dette kan være oljespesifikt, da metoden med konkolorimeter korrelerte godt med estimert BE for Oseberg 200 °C+, særlig med tanke på at vi hadde bedre kontroll med mengde residue etter ISB under OPV.

Ved å estimere BE i ISB-residuet fra OPV2018 med regresjonsligningene for de to brenne-metodene, ga en forskjell i BE på ca 20%: Regresjonsligningen fra konkolorimeteret resulterte i en BE for ULSFO 47%, mens regresjonsligningen fra olje brent med gjennomstrømmende vann ga 68% BE. Figur 5.2 viser at tapet av komponenter var høyere under ISB i konkolorimeteret enn ved brenning av olje på vann. Dette illustreres også i GC-kromatogrammene i Figur A 7.



Figur 5.2 Korrelasjon mellom TPH-konsentrasjon kvantifisert fra GC/FID og % ULSFO brent i laboratorietester hos SL Ross (blå linje) og SINTEF (rød linje). Regresjonskonstanten (R²) og regresjonsligningen er vist på figuren.

Residue-prøver tatt etter ISB under OPV2018 ble analysert i juni 2018, og ble re-kalkulert ved bruk av regresjons-ligningene gitt i Tabell 5.1. ISB-residuene fra ULSFO hadde forskjellig konsistens, og dette vises også i de estimerte BE som varierte fra 20% ("liquid" oil in boom) til 59% ("lumps" in boom). BE-estimerer for ISB residues fra Oseberg varierte fra 60 til 71% (Faksness et al., 2019a).

Tabell 5.1 Estimert BE (i %) basert på TPH-konsentrasjon fra GC/FID for laboratorietester i konkalorimeter (SINTEF) og olje på vann (SL Ross). Estimert BE rapportert etter felttesting er også gitt (Nutec (5L olje) og OPV2018 (ca 6 m³ olje)).

Oil burned	Linear regression equation (y=mx+b)	Correlation coeff (R ²)	ISB residue	Estimated BE (%) (Present method)	Previously estimated BE (%) (after field ISB)
ULSFO SINTEF	y = -6,8505x + 649,04	0,995	OPV prøve S11	47	49 - 57
			Nutec	54	Ca 90%, men støtkoking
ULSFO SL Ross	y = -4,5567x + 633,91	0,986	OPV prøve S11	68	49 - 57
			Nutec	78	
IFO180	y = -5,9035x + 568,55	0,998	Nutec	44	Ca 90%, men støtkoking
MGO	Ikke lineær				
Oseberg 200°C+	y = -13,604x+1306,5	0,987	OPV 2018	84	80
Grane Blend	y = -9,3989x + 897,76	0,998	OPV 2016 HISB1	64	57 - 98
			OPV 2016 HISB2	56	53 - 90

Resultatene viste det er mulig å bruke kjemiske analyser for å estimere BE. Selv om det er forskjellig skala på laboratorietestene versus feltforsøkene, indikerer resultatene at laboratorietestene, spesielt med olje på gjennomstrømmende vann, kan bli et godt supplement til eksisterende metoder for å estimere BE og få mer pålitelige BE fra offshore ISB. Det ble også forsøkt å bruke de detaljerte SVOC-analysene fra GC/MS-analysene for å estimere BE, men det viste seg at hopan (som i utgangspunktet er en robust biomarkør mhp forvitring og biodegradering) også ble påvirket av ISB, slik at konsentrasjonstap for enkeltkomponenter beregnet relativt til hopan ble underestimert. Det ble derfor konkludert at GC/MS ikke egner seg til estimering av BE, men at GC/FID ser ut til å fungere forholdsvis greit for de testede oljene, bortsett fra for MGO. Ved avbrenning av MGO viste det seg at den beregnede TPH-konsentrasjonen ikke avtok med økt avbrenning som for de øvrige oljene. Til tross for at de letteste komponentene forsvant, økte andelen andre komponenter (uidentifiserte) med høyere kokepunkt. Der var derfor ikke mulig å etablere en lineær regresjonsligning for MGO.

Anbefaling:

- *SINTEF bør etablere et lignende testsystem som SL Ross med større prøvevolum og muligheter for vanngjennomstrømning da dette ser ut til å være en bedre tilnærming.*
- *Bruk av GC/FID for beregning av TPH (total petroleum hydrocarbons) også bør testes i fremtidige feltforsøk, i første omgang etter OPV 2019 og videre i forbindelse med planlagte feltforsøk i Canada i 2021 (del av MPRI-programmet).*
- *Må jobbes mer med metode for beregning av BE for MGO (alternativ til å estimere størrelse og tykkelse på ISB-residue).*

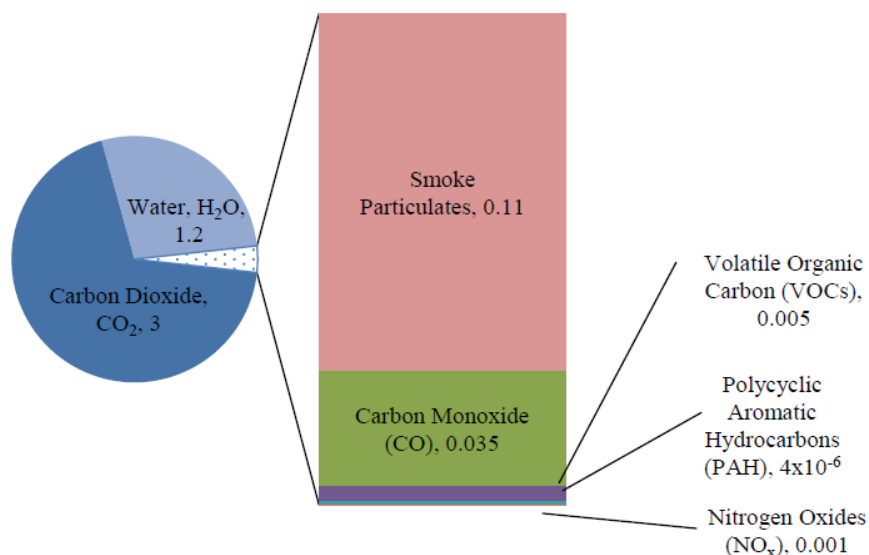
6 Røykgassanalyser

SINTEF har gjennomført monitorering av røykgasser og partikler fra ISB av olje både i små-skala i laboratoriet (Faksness et al., 2018a) og under "Olje-på-vann" i 2018 (Faksness og Krause, 2018) og i 2019 (Faksness et al., 2019c).

I Faksness et al. (2018a) ble ISB-tester gjennomført under kontrollerte forhold i småskala på 8 ulike oljeproduktet (hvorav to forskjellige kvaliteter av WRG), fire av dem var i tillegg forvitret til 250 °C+. Flere av oljene var såkalte hybridoljer med lavere svovelinhold, de øvrige rangerte fra gassoljer til IFO180 (LS). Ingen råoljer ble testet i dette prosjektet. Oljene hadde ulike egenskaper, kjemisk sammensetning og svovelinhold. Testene ble gjennomført hos RISE Fire Research (tidligere SINTEF Norges branntekniske laboratorium, NBL) på deres modifiserte konkalorimeter, og det ble tatt prøver for røykgassanalyser, sot og residue.

Under Olje-på-vann i 2018 gjennomførte SINTEF, i samarbeid med Maritime Robotics og Universitetet i Bergen, en omfattende monitorering under ISB av ULSFO og forvitret Oseberg Blend som inkluderte karakterisering av røykgasser og sotpartikler fra droner og på sjøoverflaten. Universitetet i Bergen målte potensialet for yrkeshygienisk eksponering av personell (Gjesteland et al., 2018).

Røyksammensetningen varierer med oljetype og størrelsen på brannen. Figur 6.1 er hentet fra Buist et al. (2013b) og viser 7 røykkomponenter i røyken fra ISB (per kg olje brent) og estimert andel av hver. Figuren viser at hovedkomponentene er CO₂ (3 kg/kg brent olje) og vann (1.2 kg/kg olje brent), mens sotpartikler (inkl Black Carbon) utgjør omtrent 110 g/kg olje brent (11%). Røyksammensetningen vil variere noe avhengig av forholdene under brannen.



Figur 6.1 Hovedkomponenter i røykplumen fra en in situ brann, vist som estimert masse (kg) emittert per kg olje brent (Buist et al, 2013b).

Røyk produsert av et brennende oljeflak er det mest visuelle under ISB, og sotpartiklene bidrar til dette. Mengde sot per mengde olje brent har vært diskutert i mange år, men det er stort sett enighet om at:

- Sotproduksjonen fra dusinvis av eksperimentelle ISB gjennomført på 1980- og 90-tallet, samt oljebrannene i Kuwait, varierte fra 2 til 20% av olje brent.
- Partikkelkonsentrasjonene i en plume er størst nærmest brannen og avtar med økende avstand, hovedsakelig ved forfynning, spredning, nedfall, men også ved utvasking med regn og snø. Under

NOBE ble partikkelkonsentrasjonen målt til 800-1200 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ nær brannen, men avtok til 100-150 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ etter 30-40 km (Buist et al., 2013a). Buist et al. (2013a) nevner også eksempler på at det ble detektert sotpartikler både 4 km (ISB-forsøk i Alaska) og 11 km (ISB-forsøk i Mobile i 1994) fra brannstedet.

I følge Buist et al. (2013a) representerer ikke gasser som produseres under ISB en alvorlig fare for sikkerhet eller human helse. Dette er hovedsakelig pga at grenseverdiene for når gassene blir skadelige er mye høyere enn for sotpartiklene. Gasskonsentrasjonen i røykplumen kan overstige grenseverdiene i umiddelbar nærhet av brannen, men de avtar raskt til under grenseverdiene i meget kort avstand fra brannen.

6.1 Partikulært materiale og Black Carbon

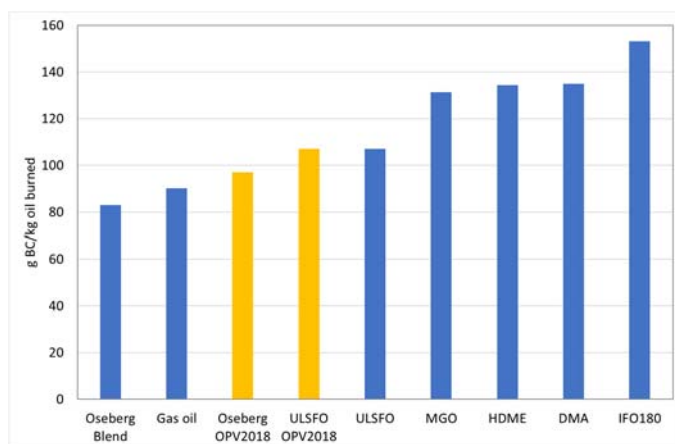
Black Carbon (BC) er den lysabsorberende delen av fine partikler (PM_{2.5}), mens den lysreflekterende delen av PM_{2.5} defineres som organic carbon (OC). Sot er summen av BC og OC. Det totale utslippet av BC til luft i Norge i 2011 var 5100 tonn (Aasestad, 2013), hvorav 12 % var fra olje og gassindustrien og 18 % fra innenriks sjøfart og fiske.

Partikler mindre enn 100 μm pustes inn og inndeles i helserelevante størrelsesfraksjoner som avsettes i ulike deler av luftveiene avhengig av partikkelstørrelsen. De største partiklene (inhalerbar fraksjon) avsettes i de øvre luftveiene (nese og svelg), partikler $<10 \mu\text{m}$ (thorakal fraksjon) avsettes i de midtre luftveiene, partikler $<4 \mu\text{m}$ (respirabel fraksjon) kan trenge ned i de dypeste delene av lungene. I de senere årene har det blitt økende fokus også på de ultrafine partiklene ($<1 \mu\text{m}$). Fra de yrkeshygeniske målingene som ble gjort av MOB-båt på sjøen under OPV 2018, konkluderte Gjesteland et al. (2018) at konsentrasjonen av PM_{2.5} var høyest inntil ca 200 m fra brannen, men avtok raskt i ytterkant av røyksøylen og at en betydelig andel av røyknedfallet var i den ultrafine fraksjonen. I likhet med målingene fra OPV2018, tydet resultatene fra OPV2019 på at mesteparten av partikkelmassen i røyknedfallet besto av ultrafine partikler, uavhengig av oljetype brent (Szwangruber og Bråtveit, 2019). De observerte også at røyknedfallet var sterkt konsentrert og begrenset hovedsakelig til synlig røyk, og at svevestøvnivået avtok relativt raskt etter at brannen var avsluttet.

I laboratorietestene i konkalorimeteret viste sotpartikkelbestemmelsene at PM₁ dominerte, dvs at det ble dannet svært små partikler under brenningen, og også fra OPV2018 viste målingene fra dronene at røyken ble dominert ($>90\%$) av partikler mindre enn 2.5 μm (PM_{2.5}) og at PM₁ dominerte. Dvs at mesteparten av partiklene i røyken var i den ultrafine fraksjonen, slik at de kan trenge helt inni de dypeste delene av lungene. Dette betyr at man i brannens nærsone må bruke egnet åndevernbeskyttelse slik at man hindrer eksponering. Under Deepwater Horizon i Gulf of Mexico i 2010 ble det utført ca 400 ISB. Gullett et al. (2017) har i ettertid simulert ISB av Macondo-oljen i lab og fant at andel PM₁ ($<1 \mu\text{m}$) utgjorde ca 80% av total partikkelfraksjon. Dette ble rapportert å være høyere andel enn i andre branner, bl.a. NOBE, som hadde en gjennomsnittlig PM₁-fraksjon på ca 65%. I følge Gullett et al. (2017) avtar den ultrafine fraksjonen for branner med større diameter.

Fra laboratorietestene i konkalorimeter (Faksness et al., 2018a) ble BC beregnet ut fra mengde sot samlet opp på filter og mengde olje brent. Mengde Black Carbon produsert under brenningen ble estimert til å være høyest for forvitret IFO180 (250 g BC/kg olje brent), og ca 120 g BC/kg olje for de øvrige testede oljene (Figur 6.2). BC kan beregnes ut fra mengde olje brent, men fra OPV 2018 hadde man ikke helt eksakte tall på dette, slik at BC ble estimert fra mengde C og PM_{2.5} i røyken. Ut fra disse beregningene ble BC for Oseberg estimert til 9.7% og for ULSFO ble BC estimert til 10.7 % av olje brent. Under de kontrollerte lab-forsøk hvor alle målinger er gjennomført for hele røykplumen og eksakt mengde brent olje var kjent, ble BC produsert beregnet til 107 g BC/kg olje for ULSFO (10.7%) og for en Oseberg Blend fersk olje til 83 g

BC/kg olje brent. Dette viser at våre estimat for BC fra OPV2018 var i overensstemmelse med forsøkene gjort i konkalorimeteret som vist i Figur 6.2.



Figur 6.2 Black Carbon (BC) produsert under brenning av ferske oljer (g BC/kg olje brent) i konkalorimeteret. Estimerte verdier for BC fra OPV2018 er også inkludert (gule søyler).

In situ brenning ble brukt som en av responsmetodene i Gulf of Mexico i 2010, og det ble der estimert at 42,000 tonn olje ble brent. NOAA estimerte at det ble frigjort mellom 600 og 2,100 tonn BC til atmosfæren i løpet av de 9 ukene responsaksjonen varte og at det utgjorde ca 4 % av den totale mengden brent (NOAA, 2011). I storskala laboratorieforsøk med ISB av Alberta Sweet Crude ble det produsert ca 10% sot. Testene ble gjennomført som en del av et 5-års forskningsprogram (1985-1990) som ble referert til som "The NIST Research Program" av Evans et al. (1990)).

6.2 Gassmålinger i røyken

I laboratorietestene i konkalorimeteret (Faksness et al., 2018a) ble det gjennomført gassmålinger av CO, CO₂, NO_x og SO₂. Målingene viste at det ble generert høyere gasskonsentrasjoner under ISB av IFO180 (fersk og forvitret) enn de øvrige testede oljene. I den mest intense brenneperioden (fra ca 1 til 5 min) var gjennomsnittlig CO₂ konsentrasjon for IFO180 ca 4500 og 5100 ppm for hhv fersk og forvitret olje, mens den for de øvrige oljene var mellom 2600 og 4300 ppm. For CO var konsentrasjonen 170 og 190 ppm for IFO180 og < 130 ppm for de øvrige. NO_x-målingen indikerte at røyken fra IFO180 inneholdt mellom 6 og 9 ppm NO_x, mens NO_x-konsentrasjonen for de øvrige oljene varierte fra ca 1 til 2.3 ppm. SO₂-konsentrasjonene for IFO180 var også høyere enn de øvrige oljene, med hhv 15 og 19 ppm for fersk og forvitret olje. For de øvrige oljene variert SO₂-konsentrasjoene fra 5 til 11 ppm. Verdiene fra våre kontrollerte laboratorie-forsøk i konkalorimeteret er høyere enn det andre har rapportert og det som er observert i felt, men det kan trolig forklares ved at våre resultater er basert på målinger gjennomført for hele røykplumen og eksakt mengde brent olje.

Under OPV 2018 (Faksness og Krause, 2018) indikerte resultatene fra røykgassmålingene at det ble produsert lave konsentrasjoner av SO₂ (< 1.2 ppm) og NO_x (<2.1 ppm) under brenningen av både ULSFO og Oseberg. De høyeste CO₂-konsentrasjonene som ble målt lå mellom 200 og 400 ppm (over antatt bakgrunnsnivå) og maksimalt CO-nivå ble målt til 12-14 ppm.

Det mest refererte prosjektet når det gjelder gassmålinger under ISB er feltforsøkene gjort under NOBE (The Newfoundland offshore burn experiment) som ble gjennomført i august 1993 med ISB av 29 og 48 m³ råoljen Alberta Sweet Mix Blend (Fingas et al., 1995a og b). Det ble der rapportert at de målte konsentrasjonene av CO, SO₂ og NO_x var lavere enn deteksjonsgrensen, og ble antatt å være på

bakgrunnsnivå, men at SO₂ trolig fantes i en "acid aerosol form" som ikke kunne detekteres med deres online måleinstrumenter. CO₂ ble målt rundt brannene og de høyeste konsentrasjonene ble detektert på bakken og ikke i røyken, og at CO₂-gassen hadde sin egen plume som var forskjellig fra selve røyk-plumen. Dette er forskjellig fra hva SINTEF observerte under OPV i 2018 og 2019, hvor målinger med drone i røyken viste at CO₂ følger røyk-plumen. I følge Fingas et al. (1995b), ble konsentrasjonsnivået av CO₂ i luftprøvene målt til maksimalt 629 ppm under de to brannene. Hovedkonklusjonen var at for sot og partikler var det "no concern past 500 m from the burn". Under Deepwater Horizon i Gulf of Mexico i 2010 ble det utført ca 400 ISB. Gullett et al. (2017) har i ettertid simulert ISB av Macondo-oljen i lab og målte CO₂ på ca 500 til 2200 ppm, CO opp til ca 30 ppm og gjennomsnittlig PM2.5 på ca 60 mg/m³ under brenning.

I Tabell 6.1 er kriterier fra ulike standarder for luftforurensning fra hhv USA, Canada, Europa og Norge vist sammen med de verdiene som ble målt under ISB ved brenning av ULSFO under OPV2018, og i konkalorimeteret (gjennomsnittsverdier), maksimalverdier fra OPV2019, samt fra en laboratoriestudie i etterkant av Gulf of Mexico (DWH). De ulike nasjonene har forskjellige kriterier for de fleste gassene, og de kan se ut som at de norske kriteriene er strengere enn de øvrige for alle parametere, bortsett fra CO der Canada har laveste verdi. Som forventet vil partikkelinnhold og gasskonsentrasjoner være høyere i en røykplum fra ISB av olje enn de anbefalte kriteriene for luftforurensning. Gasskonsentrasjonen i røykplumen kan overstige grenseverdiene i umiddelbar nærhet av brannen, men de avtar raskt til under grenseverdiene i kort avstand fra brannen.

Tabell 6.1 Sammenligning av kriterier i standarder for luftforurensning fra hhv USA, Canada, Europa og Norge. Kriteriene fra USA, Canada og EC er hentet fra Buist et al., 2013a. Fra OPV2018 og konkalorimeter er verdier for ULSFO vist, mens for OPV2019 er maksimalkonsentrasjonene vist. Ingen verdier gitt for SO₂ og NO₂ for DHW.

Komponent	Midlingstid	Luftkvalitetskriterier				Målte verdier under ISB			
		USA ¹⁾	Canada ²⁾	EC ³⁾	Norge ⁴⁾	OPV 2018 ⁵⁾	OPV 2019 ⁸⁾	Konkal ⁶⁾	DWH ⁷⁾
PM10	24 t	150 µg/m ³	-	50 µg/m ³	30 µg/m ³				
PM2.5	24 t	35 µg/m ³	30 µg/m ³	-	15 µg/m ³	8-60 g/m ³	<80 mg/m ³	230 mg/m ³	60 mg/m ³
CO ₂		Ingen verdi gitt	Ingen verdi gitt	Ingen verdi gitt	Ingen verdi gitt	200-400 ppm 360-720 mg/m ³	<420 ppm <760 mg/m ³	3500 ppm 6300 mg/m ³	500-2200 ppm 900-3960 mg/m ³
CO	1 t	35 ppm 40 mg/m ³	13 ppm 15 mg/m ³	-	21.8 ppm 25 mg/m ³	<14 ppm <16 mg/m ³	< 4 ppm < 4.6 mg/m ³	86 ppm 99 mg/m ³	<30 ppm <34 mg/m ³
NO ₂	1 t	100 ppb 188 µg/m ³	220 ppb 400 µg/m ³	110 ppb 200 µg/m ³	53 ppb 100 µg/m ³	< 2.1 ppm <4 mg/m ³	<2 ppm <3.8 mg/m ³	1.4 ppm 2.6 mg/m ³	
SO ₂	1 t	75 ppb 196 µg/m ³	170 ppb 450 µg/m ³	130 ppb 350 µg/m ³		< 1.2 ppm <3.1 mg/m ³	<2 ppm <5.2 mg/m ³		
SO ₂	15 min				115 ppb 300 µg/m ³			9.1 ppm 23.8 mg/m ³	

¹⁾ U.S. National Ambient Air Quality Standards (US EPA, 2012)

²⁾ Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 1999)

³⁾ European Commission (2012)

⁴⁾ Folkehelseinstituttet (fhi.no/nettpub/luftkvalitet)

⁵⁾ Faksness og Krause, 2018. OPV2018

⁶⁾ Faksness et al., 2018a (laboratoriestudie i konkalorimeter)

⁷⁾ Gullett et al., 2017 (Laboratoriestudie med Macondo-olje fra Deepwater Horizon (DWH))

⁸⁾ Faksness et al. (2019c). OPV2019

Anbefaling:

- Fortsette å forbedre monitorings- og beregningsmetoder for røykgasser, sotpartikler og BC
- Vurdere om monitorering av røykgasser og partikler bør være en del av et fremtidig standard måleprogram ved reelle hendelser.
- Sammenstille resultater fra OPV2018 og 2019 for å se etter trender, f.eks. mhp oljetyper og BE

7 Brennerresiduets egenskaper

7.1 Fysikalske egenskaper

Tetthet og/eller en enkel "synketest" ble gjort på residuer fra ISB gjennomført både i småskala i konkalorimeter (Faksness et al. (2018a; 2018b) og Faksness et al. (2019a)), i meso-skala på Nutec (Faksness et al., 2018b), og OPV 2018 (Faksness og Krause, 2018). Nesten alle residue hadde tetthet < 1 g/mL og fløt i synketesten, mens et av dem sank. Residue av IFO180 brent av 81% i konkalorimeteret ble liggende på bunnen av en flaske med sjøvann uten å flyte opp, men pga residuets konsistens (som en hard skorpe) var det ikke mulig å måle tettheten (Faksness et al., 2019a).

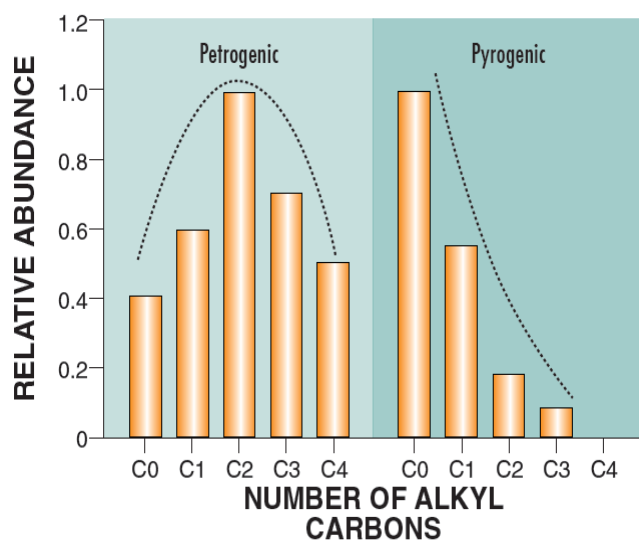
Viskositet ble også forsøkt målt i ISB-residuene nevnt over. SINTEFs har erfart at pga at en del av residuene har svært høy viskositet, er det en bedre tilnærming å gjøre et viskositets-sweep istedenfor måling ved en bestemt temperatur ved at viskositets-sweep (1 °C/minutt) ble måles fra 60 °C ned til -2 °C ved skjær 10. Som forventet øker viskositeten med økende brenneeffektivitet og konsistensen på noen av de mest avbrente oljene gjorde det vanskelig å måle viskositeten (Faksness et al., 2019a).

Brennerresiduet etter ISB kan synke, og Fritt-Rasmussen et al. (2015) oppsummerte i en litteratur-review at residuenes tetthet er relatert til brenneeffektiviteten, og dermed oljetype, oljeflaktykkelse og oljens forvittringsgrad. Flere teorier på dette ble nevnt:

- Buist et al. (1995) har utført ISB laboratorietester på 8 råoljer og diesel (tetthet fra 0.955-1.145 g/mL) med initiell oljefilmtykkelse på 5, 10 og 15 cm. De rapporterte at tendensen til om residuet kom til å synke var relatert til tykkelsen av oljeflaget, dvs større sannsynlighet for at residuet sank ved brenning av tykkere oljeflak. De mente at dette var pga en økning av tyngre komponenter når residuet blir helt avkjølt etter slukking (avhengig av oljetype og forvittringsgrad). Generelt er det mer sannsynlig at residue fra tyngre oljer synker.
- Residues temperatur er også viktig for flyteegenskapene, da brennerresiduene må avkjøles før de kan synke (Buist et al., 1995).
- Walton (2003) lanserte en tommelfingerregel om at oljer med en initiell tetthet høyere enn 0.865 g/mL vil danne residue som kan synke, og estimerte at 40-60% av brennerresiduet fra verdens råoljetyper har potensialet til å synke. Hvis man følger Walton (2003), har alle utgangsoljene vi testet, bortsett fra MGO, en tetthet høyere enn 0.865 g/L og dermed potensiale til å synke (Tabell 3.2).
- Det ble også observert noen residue-klumper på sjøbunnen etter DWH som Stout and Payne (2016) mente kommer fra ISB av Macondo-oljen (fersk Macondo har tetthet 0.833, mens 150 °C+ har 0.873 (antatt < 1 time på sjøen)).

7.2 Kjemisk sammensetning i residue og sot

Det var av interesse å se om man kunne identifisere typiske pyrogene PAH-mønster i brennerresiduene og sotprøvene. Boehm og Saba (2008) har definert petrogene og pyrogene PAH som: Petrogene PAH dannes ved moderate temperaturer (100-300 °C) over tid og er assosiert med fossilt brensel (petroleum og kull). Pyrogene PAH dannes gjennom en rask forbrenning ved høy temperatur, dvs over 700 °C. Pyrogene PAH domineres av ikke-alkylerte PAH, mens petrogene PAH ofte har mer av de alkylerte PAH, som vist i Figur 7.1.



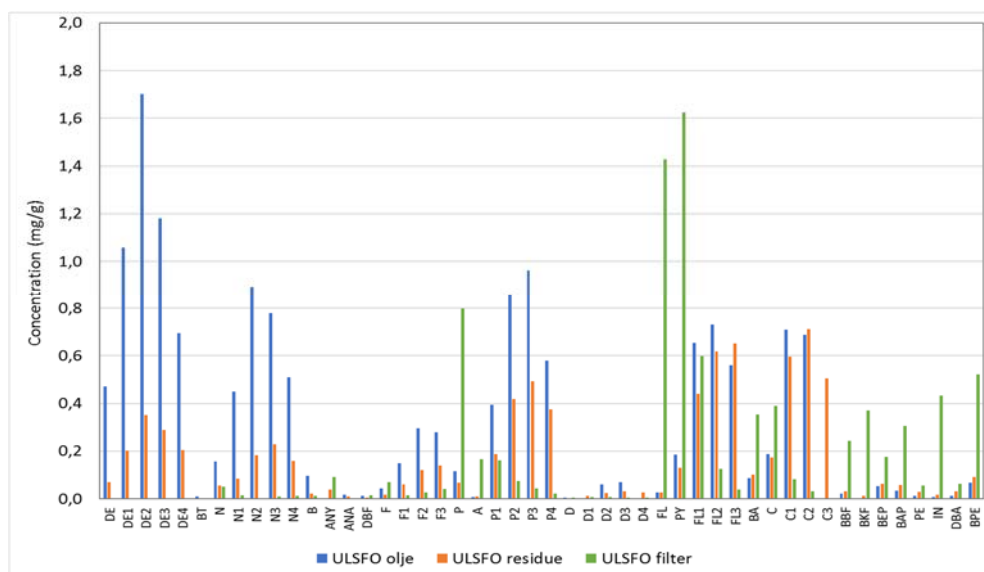
Figur 7.1 Eksempel på fordeling av alkylerte PAH dannet ved ulike temperaturer: Petrogene PAH til venstre og pyrogene PAH til høyre (Boehm and Saba (2008)).

Kjemisk karakterisering av utgangsoljene og brennerresiduen for ISB utført i konkalorimeteret er gitt i Faksness et al. (2018a). SVOC-resultatene viser at brennerresiduen domineres av naftalener og 2-3 ring PAH, og at residuet fra fersk og forvitret DMA (Rotterdam diesel) inneholder høyeste konsentrasjon av naftalener og PAH, men at også ULSFO inneholdt en del 4-6 ring PAH. I sotprøvene økte andelen 4-6 ring PAH og utgjorde mer enn 70 % av total SVOC i alle oljer, bortsett fra fersk og forvitret IFO 180. Der var andel 4-6 ring PAH ca 40 % av total SVOC, men 2-3 ring PAH-konsentrasjonen var høyere enn de øvrige oljene. Resultatene fra analysene av sotprøvene viste samme trend som Boehm og Saba (2008), med høyere konsentrasjon av de ikke-alkylerte PAH enn de alkylerte for alle oljer, bortsett fra IFO180. Vi så også at mengde 5 og 6-ring PAH økte, og da spesielt fluoranten (FL) og pyren (PY). I brennerresiduen så vi ikke samme trenden. Der var det fremdeles en mer petrogen profil for de alkylerte PAH. Disse observasjonene kan også sees i Figur 7.2.

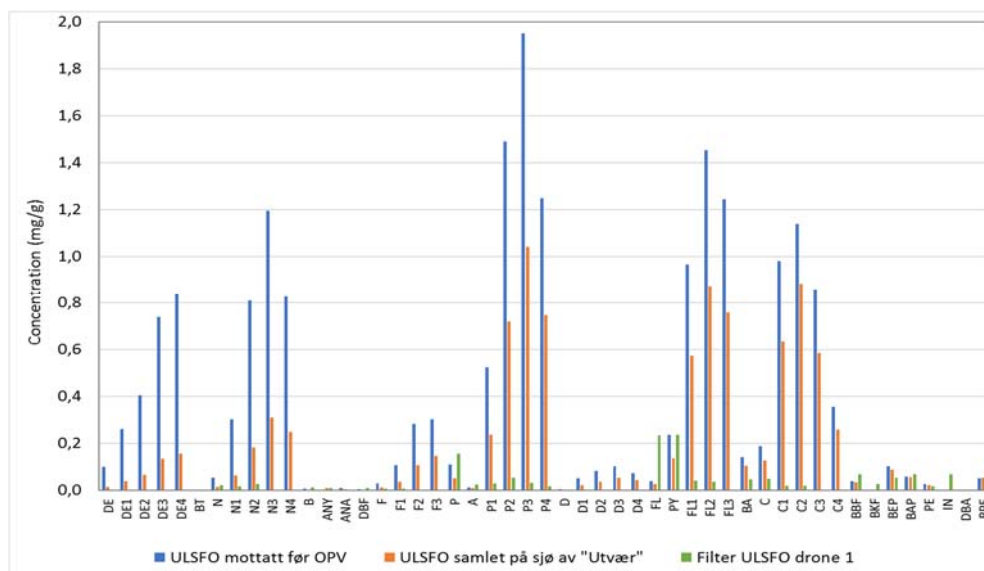
Tilsvarende analyser ble gjort på residuen fra OPV2018 (Faksness og Krause, 2018). De kjemiske analysene av residuen viste at den totale PAH-konsentrasjonen ble redusert med mer enn 80% for Oseberg og ca 50% for ULSFO ved sammenligning med ubrent olje. Dette har også sammenheng med at de to utgangsoljene hadde svært forskjellig kjemisk sammensetning: Oseberg inneholdt mer av de lettere komponentene, som naftalener, enn ULSFO (12 ppb vs 3 ppb), mens ULSFO hadde høyere konsentrasjoner av 2-3 ring PAH (4 vs 6 ppb) og 4-6 rings PAH (0.8 vs 8 ppb). Dette ble også illustrert ved at totalkonsentrasjon av SVOC i ISB-residuen reduserte med mer enn 80% for Oseberg og med ca 50% for ULSFO ved sammenligning med utgangsoljene. Residuet fra ULSFO kan ha vært en blanding av brent og ubrent olje, og dette kan ha påvirket resultatet.

Resultatene for begge oljene viste at sotprøvene fra brenningen ikke hadde en typisk pyrogen profil med dominans av ikke-alkylerte PAH, men fremdeles en petrogen profil (ULSFO vist i Figur 7.3). Det ble målt mer sot på filteret fra ULSFO enn Oseberg (0.32 mg vs 0.12 mg), noe som var i overensstemmelse med DustTrak-målingene hvor mer partikulært materiale registrert under ISB av ULSFO. Ved kvantifisering av SVOC fra filtrene, indikerer resultatene at PAH-konsentrasjonene er lavere i sotpartiklene fra ULSFO enn fra Oseberg. Imidlertid var sotkonsentrasjonen på filtrene fra begge ISB lav, for eksempel ca 10x lavere under feltforsøket enn oppnådd i laboratoriet, slik at det blir større usikkerhet i analysene. Dette kan være en medvirkende årsak til at man ikke ser de samme trendene mhp pyrogent PAH-mønster som observert i lab-testene i konkalorimeteret. Som vist i Tabell 3.2, det ble brukt to ulike batcher med ULSFO i de to

prosjektene og som det sees i histogrammene, de blå søylene som viser sammensetningen til utgangsoljene, er forskjellig.



Figur 7.2 SVOC i utgangsolje, brenneresidue og sotfilter for ULSFO fresh oil brent i konkalorimeter. Annen batch enn i Figur 7.3. Forkortelser på x-akse er gitt i Vedlegg B.



Figur 7.3 SVOC i utgangsolje, brenneresidue og sotfilter for ULSFO fra OPV2018. Annen batch enn i Figur 7.2. Forkortelser på x-akse gitt i Vedlegg B.

Fritt-Rasmussen et al. (2015) har også inkludert kjemisk karakterisering av ISB-residue i deres litteratur-review. Basert på de relativt få referansene som var tilgjengelige, oppsummerer de at man som et resultat av ISB vil få en økning i tyngre PAH, trolig pyrogene. Videre at økning av tyngre PAH i oljens residue ble kompensert med et redusert olje-volum som et resultat av brenning. Den kjemiske sammensetningen av ISB-residuet vil være avhenge av oljetypen (Buist et al., 1999) og av brenneeffektiviteten (Fritt-Rasmussen et al., 2013).

7.3 Akutt giftighet av residue

I Faksness og Altin (2019) ble den vannløselige fraksjonen (WAF) av fersk ULSFO og residue etter brenning av ULSFO (fra OPV 2018) karakterisert, både mhp kjemisk sammensetning og akutt toksisitetstesting av to stadier av hoppekrepsen *Calanus finmarchicus* (raudåte). Totale WAF konsentrasjoner var lav, 1.104 mg/L i WAF av fersk ULSFO og 0.332 mg/L i WAF av ISB residue. Det har tidligere blitt antatt at residuet etter ISB ikke inneholder løselige komponenter som kan lekke ut i vannet, men det viste seg at både olje og WAF fra ISB residue fremdeles inneholdt flyktige komponenter (lavere kokepunkt enn C10), noe som viser at residuet etter ISB kan bestå av en blanding av brent og ubrent/mindre brent olje.

Både voksne *Calanus* (CV) og unge nauplii (N3) ble eksponert for WAF fra fersk ULSFO, mens WAF fra ISB residue ble kun testet for nauplii. Resultatene viste at nauplii var mer sensitiv til WAF fra fersk olje enn voksne *Calanus* (CV) i dette studiet. Spesifikk toksisitet (% fortynt WAF normalisert til total WAF-konsentrasjon) indikerte at WAF fra ISB residue var litt mer toksisk til nauplii enn WAF fra fersk olje (LC_{50} på 0.12 vs 0.95 mg/L). I tillegg ble estimert giftighet, uttrykt som "toxic unit" (TU), predikert basert på den kjemiske sammensetningen av WAF'en og K_{ow} (oktanol-vann koeffisienten) for de individuelle komponentene. Dersom TU er større enn 1 indikerer dette at WAF-systemet potensielt kan forårsake mer enn 50% dødelighet i testorganismene. TU for begge WAF var mindre enn 1, WAF fra fersk ULSFO var 0.63 og WAF fra ISB residue 0.44. Beregningene indikerte at spesielt PAH'ene bidro til toksisiteten. Konsentrasjonen av vannløselige komponenter var 0.332 mg/L, og kan muligens ha en potensiell lokal miljøpåvirkning, men dette vil bl.a. avhenge av brenneeffektivitet, residuets utlekkingspotensiale og fortynningspotensiale i sjøen. I forbindelse med et større feltforsøk med Troll råolje (7 m³) i den marginale issonen i Barentshavet i 2009 ble fulgt i 6 døgn (Faksness et al., 2011). Bl.a. ble de vannløselige oljekomponenter i vannsøylen målt, og de høyeste konsentrasjonene som ble målt i nærheten av oljeflaket på ca 3 meters dyp var 30 ppb, dvs ca 10 ganger lavere enn WAF-konsentrasjonen fra ISB-residuet testet her.

Ifølge Fritt-Rasmussen et al. (2015) er det forholdvis få studier som har undersøkt toksisitet av brenneresidue, og alle har studert effekter av residue fra råoljer, ikke drivstoff.

- The Newfoundland Oil Burn Experiment (NOBE, oppsummert i for eksempel Fingas et al., 1995a) så på potensielle toksiske effekter til marine organismer av ISB og ubrent olje (Alberta Sweet Mix Blend). Prøver av det underliggende vannet etter brenning, både fra laboratoriet og NOBE, så vel som forvitret olje og brenneresiduet ble testet (Blekingsopp et al. (1996) og Daykin et al. (1994). Begge konkluderte at ISB produserer ikke et brenneresidue som er mer toksisk enn den forvitrede oljen.
- Gulec og Holdway (1999) studerte akutt toksisitet av sjøvann etter ISB og ISB-residue. De brukte to marine organismer (amfipode og snegle) på ulike utviklingsstrinn i lethal og sub-lethal bioassays, og fant svært lav toksisitet i alle studiene. Basert på sammenligning med andre studier, foreslår de at toksisitet assosiert med ISB av olje er mindre enn ved bruk av kjemisk dispergering.
- Cohen og Nugegoda (2000) gjorde kort-tids giftighetstester hvor Australian bass (abbor) ble eksponert til WAF, WAF av dispergert olje og WAF av brent olje i laboratoriet. Resultatene viste at den dispergerte oljen var mer akutt toksisk enn råoljen og at brenneresiduet var minst giftig. Men de observerte at abboren hostet under testingen, og indikerte at årsaken kunne være en økning av de tyngre PAH-komponentene i fiskens gjeller eller som et resultat av de høyere konsentrasjonene av aromater i WAF fra brent olje. Videre konkluderte de at økt konsentrasjon av PAH i ISB-residuene trolig økte eksponeringen av PAH til de marine organismene.
- Faksness et al. (2012) undersøkte akutt toksisitet til *Calanus finmarchicus* og *Microtox* av vannet under olje før og etter ISB av Troll i laboratoriet (Ca 80 L vann, 0.8 L olje, filmtykkelse på 2.7 mm). Det var de vannløselige oljekomponentene som var av interesse, og resultatene viste at det var ingen økning i toksisiteten i vannet etter ISB sammenlignet med toksisiteten av vannet fra ubrent forvitret olje.

Som en del av IOGP's forskningsprogram Arctic Spill Response Technology som ble avsluttet i 2016, ble de utført et studie på miljøeffekter bl.a. ISB-residue fra Kobb crude i såkalte mesocosms-systemer i fjordisen på Svalbard (Camus et al., 2017). Dvs at ISB-residuet ble laget i laboratoriet og frosset inn i mesocosms i februar, med tre prøvetakninger av vannet under isen inntil forsøkene ble avsluttet i juli. Ingen effekter på organismene i sjøis-samfunnet ble observert under forsøkene, men det ble også utført effektstudier i laboratoriet av ISB-residue på bl.a. copepoder (*Calanus glacialis*) og polartorsk (Bender et al., (2018). Camus (2017) oppsummerte at ingen kvantifiserbar effekt ble observert for voksne copepoder, men at det var indikasjoner på effekter på utviklingen til nauplii. Ingen generell effekt på vekst og overlevelse for voksne polartorsk ble observert, men det så imidlertid ut til at reproduksjonssystemet til modne hunn-polartorsk var betydelig påvirket ved eksponering til ISB-residue. Det ble imidlertid konkludert med at man trenger flere studer for å validere den fysiologiske effekten av ISB-residuet, da ingen langtidseffekter på polartorskens overlevelse og vekst ble observert under akutte dynamiske eksponeringsbetingelser.

7.4 Stranding av brenne-residue og potensiale for synking

Potensialet for at ISB-residue kan synke hvis de eksponeres for sand og partikler i vannet når de nærmer seg land har blitt studert (Leirvik og Faksness, 2019). Testene ble gjennomført i en apparatur laget for småskala simulering av bølger mot strand som består av 12 vippekar med 2 kg sand i hvert (hhv fin og grov sand). Det ble brukt residue av IFO180 fra test-brenninger på Nutec i forkant av OPV 2018 (rapportert i Faksness et al., 2018b) og ULSFO fra OPV 2018 (Faksness og Krause, 2018). Tre replikater av hver olje og sandtype ble testet. Residuene ble formet til kuler med diameter på 2.5 - 3 cm. Oljeklumpene ble veid før oppstart og etter 5 timers bølgeeksponering, men en visuell vurdering ble gjort etter 10 min, 30 min, 1 time, 2 timer, 3 timer og 5 timer.

De to oljene viste seg forskjellig allerede ved påføringen. ULSFO-residuet holdt kuleformen gjennom hele forsøket, mens IF180-residuet hadde spredt seg til en disk på ca 5 cm allerede før vippingen ble startet. Etter 1 timer hadde alle, bortsett fra et av IF180-residuene, negativ oppdrift. Alle ULSFO-residuene holdt seg flytende under hele testen. ULSFO-residuet hadde lavere tetthet enn IF180-residuet slik at den kombinerte tettheten av olje/sand til residue fra ISB av ULSFO ble ikke høy nok til at den sank selv med høyere mengde adsorbent sand enn IF180-residuet.

Under de forsøksbetingelsene brukt her, indikerer resultatene at det testede ISB-residue av IF180 eksponert for sand og bølger kan få såpass høy tetthet at det kan synke, mens tettheten til det testede ULSFO-residuet ikke ble høy nok til at det sank.



Figur 7.4 Strandkarene fra siden og ett av karene ovenfra

7.5 Kort oppsummering ISB residue:

- Det er rapportert at residue fra ISB kan synke, men at residuet må avkjøles først. Det er også observert at tykkere oljeflak har større tendens til å synke og at det er større sannsynlighet at tyngre oljer kan synke. Dette ble også vist av SINTEF i småskala tester hvor ISB-residue av IF180 og ULSFO ble eksponert for sand og bølger for å simulere stranding. IF180, med høyeste tetthet, sank, mens ULSFO holdt seg flytende, selv med mer sand adsorbent enn IF180-residuet. SINTEF har også observert i laboratorieforsøk at residue fra brenning av IFO180 med 81% BE sank.
- Sammenlignet med ubrent olje, vil total PAH-konsentrasjon avta (med minst 50%, men ofte >80%), mens konsentrasjonen av tyngre, petrogene PAH vil vanligvis øke.
- Flere har observert i laboratoriestudier (WAF og tilsvarende) at det er ingen økning i akutt toksisitet i vannet etter brenning sammenlignet med toksisiteten av vannet fra ubrent forvitret råolje.
- Effektstudier i laboratoriet av ISB-residue på bl.a. copepoder (*Calanus glacialis*) og polartorsk indikerte effekter på utviklingen til nauplii og at reproduksjonssystemet til modne hunn-polartorsk var betydelig påvirket ved eksponering til ISB-residue. Det ble imidlertid konkludert med at man trenger flere studier for å validere den fysiologiske effekten av ISB-residuet, da ingen langtidseffekter på polartorskens overlevelse og vekst ble observert under akutte dynamiske eksponeringsbetingelser.

Anbefaling:

- *Analysemetoder for å analysere olje og residue med GC/FID og GC/MS er etablert. Vurdere om mer avansert instrumentering skal testes ut for enkelte prøver for å få mer informasjon om øvrige oljekomponenter.*
- *Gjennomføre tilsvarende WAF og toksisitetsstudier (Calanus) på flere brenne-residuer, for eksempel fra OPV 2019, for å få et bedre data-grunnlag.*
- *Vurdere studier for å undersøke mulige effekter av ISB-residue på fiskeegg.*
- *Alternative operative metoder for å håndtere residue på sjø*

8 Oppsummering

SINTEF har de siste årene gjennomført flere prosjekter for Kystverket relatert til in situ brenning av olje. I tillegg ble det gjort ISB-forsøk under Olje-på-vann i 2018 og 2019 (samt i 2016). Ut fra erfaringer fra disse prosjektene og en begrenset litteraturstudie, foreslås i første omgang følgende anbefalinger for videre arbeid:

- Oljetyper:
 - Har stort sett vært fokusert på ferske, vannfrie oljer. Forvitrede og emulgerte oljer bør også testes på en systematisk måte med økende grad av forvitring og emulgering får å definere grenser for antennbarhet. Viktig for beregning av potensielle tidsvindu ved ulike utslipp.
- Antennbarhet:
 - Utvikle og teste flere typer ignitors, særlig mhp antennelse av emulsjoner
 - Ignitorer med høyere brennetemperatur og lengere brennetid
 - Ignitorer som kan bryte emulsjoner før antennelse
 - Optimalisere ignitorblandinger for forskjellige oljetyper og forvitningsgrader
 - Videreutvikle alternativ antennelsesmetode og andre mulige plattformer i tillegg til drone.
- Estimering av brenneeffektivitet:
 - SINTEF bør etablere et lignende testsystem som SL Ross med større prøvevolum og muligheter for vanngjennomstrømning da dette ser ut til å være en bedre tilnærming.
 - Bruk av GC/FID for beregning av TPH (total petroleum hydrocarbons) også bør testes i fremtidige feltforsøk, i første omgang etter OPV 2019 og videre i forbindelse med planlagte feltforsøk i Canada i 2021 (del av MPRI-programmet).
 - Må jobbes mer med metode for beregning av BE for MGO (alternativ til å estimere størrelse og tykkelse på ISB-residue).
- Røykgassanalyser:
 - Fortsette å forbedre monitorerings- og beregningsmetoder for røykgasser, sotpartikler og BC.
 - Vurdere om monitorering av røyken skal inngå som en del av et fremtidig standard måleprogram ved reelle hendelser
 - Sammenstille resultater fra OPV2018 og 2019 for å se etter trender for eksempel mhp oljetyper og BE
- Brennerresiduets egenskaper:
 - Analysemetoder for å analysere olje og residue med GC/FID og GC/MS er etablert. Vurdere om mer avansert instrumentering skal testes ut for enkelte prøver for å få mer informasjon om øvrige oljekomponenter
 - Fysisk drift og skjebne til ISB-residue (for eksempel ved testing med AIS-bøye i residuet)
 - Gjennomføre tilsvarende WAF og toksisitetsstudier (Calanus) på flere brenne-residuer, for eksempel fra OPV 2019, for å få et bedre data-grunnlag
 - Vurdere studier for å undersøke mulige effekter av ISB-residue på fiskeegg
 - Alternative operative metoder for å håndtere residue på sjø

9 Planlegging for operativ bruk av in situ brenning

9.1 Introduksjon

For at ISB skal kunne bli et operativt beredskapstiltak, som er beskrevet og inngår i en virksomhets beredskapsplan, må det foreligge tilstrekkelig faglig underlag som grunnlag for beslutning om bruk / ikke bruk av ISB i en aksjon mot akutt forurensning. Dette på lik linje med dokumentasjonsbehov knyttet til operativ bruk av dispergeringsmiddel i Norge, hvor, [forurensingsforskriften kapittel 19](#). (Miljødirektoratet, a og b). "Sammensetning og bruk av dispergeringsmidler og strandrensemidler for bekjempelse av oljeforurensning" åpner for dokumentert og planlagt bruk av dispergeringsmidler for å bekjempe akutt oljeforurensning både fra virksomhet på kontinentalsokkelen, fra utslipp i kystnære strøk og fra landbasert virksomhet.

Det foreslås at man tar utgangspunkt i tilsvarende nivå av dokumentasjonsbehov som for bruk / ikke-bruk av dispergeringsmiddel også for in situ brenning. For bruk av dispergeringsmiddel stiller Miljødirektoratet et krav at det skal benyttes et Beslutningsskjema, med en rekke forhold som bør vurderes og tas hensyn til. Beslutningsskjemaet skal først og fremst fungere som beslutningsstøtte for aksjonsansvarlig under en aksjon, og i praksis utgjør bruk av beslutningsskjemaet grunnlaget for utfylling av et Kontrollskjema. Det foreligger en egen veiledning som vedlegg til beslutningsskjemaet. I tillegg har Miljødirektoratet utarbeidet en detaljert veiledning: "Bruk av dispergeringsmidler som beredskapstiltak" (Miljødirektoratet, 2017) som synliggjør og eksemplifiserer hvilket dokumentasjonsbehov som bør foreligge i virksomhetens beredskapsplaner for at dispergeringsmiddel skal være et mest mulig effektivt, operativt og miljømessig tiltak.

9.2 Forslag til kriterier som bør inngå i beslutningsskjema for ISB

Bruk av ISB som et effektivt beredskapstiltak kan i mange situasjoner ha et "operativt tidsvindu" etter utslippet som vil kunne ha klare begrensninger (avhengig av både oljetype, forvitningsgrad, værforhold etc). Det er derfor en viktig forutsetning at dokumentasjonsgrunnlaget for ISB foreligger, slik at beslutningsskjema / kontrollskjema kan fylles ut, og en rask beslutning om bruk / ikke bruk av ISB under en hendelse kan tas.

ISB Beslutningsskjema er ikke alene et NEBA-verktøy, men vil kunne inngå som en del av en total NEBA vurdering i relasjon til ingen tiltak, dispergering eller mekanisk opptak, eller i kombinasjon med disse, som mulig avbøtende ved en hendelse med akutt oljeforurensning.

Et beslutningsskjema bør inneholde kriterier som:

- Vurdering av miljøskade
 1. Oljens egenskaper, forvitningsgrad, naturlig dispergering og forventet levetid på sjøen
 2. Sikkerhet / avstand til brennbar kilde / infrastruktur / mennesker:
 3. Naturressurser (i sjø / iskant) i forhold drivbaner
 4. Mulighet for synking / stranding av brent residue / gjenværende residue i is – Egenskaper
 5. Eksponering av røyk plume til atmosfære (drift / fortykning i atmosfæren) /Avstand til land / Human Eksponering
- Operative betingelser
 6. Oljens / emulsjonens antennbarhet
 - 6b: Antennbarhet i forhold til emulsjonens vanninnhold
 7. Oljens / emulsjonens brenneeffektivitet (BE)
 8. Vindforhold/sjøtilstand

9. Metode for oppkonsentrering i forhold til isdekningsgrad (herder / brannsikre lenser / is-barrierer)
10. Metode for oppkonsentrering av initiell oljefilmtykkelse til antennbar tykkelse (herder / brannsikre lenser / is-barrierer)
11. Antennelsesstrategi (helikopter/ drone / fra båt)
12. Behandlings kapasitet (mht til oppkonsentrasjon / antennelse, oppsamling av residue)
13. Fjernmåling og overvåking
14. Monitorering: i luft og gjenværende residue med hensyn til avslutning av ISB-aksjon

Rammer for de enkelte kriteriene vil bli gitt i veiledningen til beslutningsskjemaet for ISB (neste fase). Mer detaljer om kriteriene er gitt i et foreløpig utkast til beslutningsskjema (Daling og Faksness (2019)).

9.3 Fremtidig dokumentasjonsbehov

På sikt bør det utarbeides en egen retningslinje / veiledning (på samme måte som for bruk av dispergeringsmidler) også for ISB. Der bør det gis eksempler på type dokumentasjon som bør foreligge i forbindelse med planlegging og implementering av ISB i virksomhetens operative beredskap. Dokumentasjonen skal være tilstrekkelig for at den som aksjonerer mot en akutt oljeforurensning raskt kan gjøre en faglig dokumentert vurdering av hvilke tiltak som totalt sett vil gi minst belastning i den gitte forurensningssituasjon. Dette skal gjenspeiles i virksomhetens scenariobaserte beredskapsplan i form av "*generiske aksjonsplaner*". Dersom dette foreligger, vil beslutningsskjemaet raskt kunne fylles ut og tiltak settes i gang i henhold til den mest nærliggende aksjonsplan.

10 Referanser

Bender, M.L., M. Frantzen, L. Camus, S. Le Floch, J. Palerud, J. Nahrgang (2018). Effects of acute exposure to dispersed oil and burned oil residue on long-term survival, growth, and reproductive development in polar cod (*Boreogadus saida*). *Marine Environmental Research* 140: 4668-477.

Blekinsopp, S.A., Sergy, G., Doe, K., Wohlgeschaffen, G., Li, K., Fingas, M., 1996. Toxicity of the weathered crude oil used at the Newfoundland Offshore Burn Experiment (NOBE) and the resultant burn residue. *Spill Science & Technology Bulletin*, 3(4): 277-280.

Boehm, P., T. Saba (2008). Identification and allocation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Exponent Environmental Forensics Notes* 4/2008.

<http://announce.exponent.com/practice/environmental/ef/vol4/index.html> (downloaded 9.jan, 2018).

Brandvik, P.J., J. Fritt-Rasmussen, R. Daniloff, F. Leirvik (2010). Using a small scale laboratory burning cell to measure ignitability for in situ burning of oil spills as a function of weathering. *Proceedings of the 33th AMOP Technical Seminar*, Environment Canada, pp. 755-772.

Buist, I., K. Trudel, J. Morrison, D. Aurand (1995). Laboratory studies of the physical properties of in-situ burn residues. In *Proceedings of the 18th AMOP Technical Seminar*, Environment Canada, pp. 1027-1051.

Buist, I., J. McCourt, S. Potter, S. Ross, K. Trudel (1999). In situ burning. *Pure and Applied Chemistry*, 71(1): 43-65.

Buist, I.A., S.G. Potter, B.K. Trudel, S.R. Shelnut, A.H. Walker, D.K. Scolz, P.J. Brandvik, J. Fritt-Rasmussen, A.A. Allen, P. Smith (2013a). In situ burning in ice-affected waters: State of knowledge report. Final report 7.1.1 to the Arctic Response Technology Oil Spill Preparedness JIP. http://arcticresponse.wpengine.com/wp-content/uploads/2017/09/Report-7.1.1-OGP_State_of_Knowledge_ISB_Ice_Oct_14_2013.pdf

Buist I. et al. (2013b). In situ burning in iced-affected waters: A technology summary and lessons from key experiments. Final report 7.1.2 to the Arctic Response Technology Oil Spill Preparedness JIP. <http://arcticresponse.wpengine.com/wp-content/uploads/2017/09/Report-7.1.2-A-TECHNOLOGY-SUMMARY-AND-LESSONS-FROM-KEY-EXPERIMENTS.pdf>

Buist, I., S. Potter, K. Trudel, S. Shelnut, A.H. Walker, D. Scolz, P.J. Brandvik, J. Fritt-Rasmussen, A. Allen, P. Smith (2013c). In situ burning in ice-affected waters: State of knowledge report. In *Proceedings of the 36th AMOP Technical Seminar*, Environment Canada, pp. 828-836.

Camus, L. (2017). Unique Arctic communities and oil spill response consequences: "oil biodegradation & persistence" and "Oil spill response consequences resilience and sensitivity". Report to the Arctic Response Technology Oil Spill Preparedness JIP. <http://arcticresponse.wpengine.com/wp-content/uploads/2017/11/Report-Environmental-Effects-Phase-2-report.pdf>

Cohen, A.M., D. Nugegoda (2000). Toxicity of three oil spill remediation techniques to the Australian Bass *Macquaria novemaculeata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47: 178-185.

Daling P., og L.G. Faksness (2019). Planlegging for operativ bruk av in situ brenning. Konfidensielt SINTEF notat.

Daykin, M., Sergy, G., Aurand, D., Shigenaka, G., Wang, Z., Tang, A., 1994. Aquatic toxicity resulting from in situ burning of oil-on-water, in *Proceedings of the 17th Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar*, June 1994, Vancouver, Canada, 1165-1193.

Evans, D., W. Walton, H. Baum, R. Lawson, R. Rehm, R. Harris, A. Ghoiem, J. Holland (1990). Measurement of large scale oil spill burn. *Proceedings of the 13th AMOP Technical Seminar*, Environment Canada, pp. 1-38

Faksness, L.G., Brandvik, P.J., Daae, R.L., Leirvik, F., and Børseth, J.F. (2011). Large-scale oil-in-ice experiment in the Barents Sea: Monitoring of oil in water and MetOcean interactions. *Marine Pollution Bulletin* 62: 976-984

Faksness, L.G., B.H. Hansen, D. Altin, T. Nordtug (2012). Chemical composition and acute toxicity in the water after in situ burning – A laboratory experiment. *Marine Pollution Bulletin* 64: 49-55.

Faksness, L.G., K. Storesund, D. Krause (2018a). In situ brenning av olje: Analyse av røyk og residue. SINTEF rapport OC2018 A-019, ISBN 978-82-7174-330-7.

Faksness, L.G., F. Leirvik, M. Johnsen (2018b). Antennelse av oljer til OPV. Forprosjekt til olje-på-vann 2018. SINTEF rapport OC20158 A-065, ISBN 978-82-7174-337-6.

Faksness, L.G., D. Krause (2018). Olje på vann 2018: Analyse av residue, sot og røykgasser fra in situ brenning. SINTEF rapport OC2018 A-096, ISBN 978-82-7174-342-0.

Faksness, L.G., T.A. Pettersen, I. Buist, J. McCourt (2019a). Field- and laboratory generated in situ burning residues. Chemical characteristics and burn efficiencies. SINTEF report 2019:000819 (restricted)

Faksness, L.G., M. Johnsen, T. Nordam (2019b). In situ burning: Testing of ignitors and ignition in bench scale. SINTEF Project Memo D2-4B Fateice WP2.

Faksness L.G., F. Leirvik, T.A. Pettersen, D. Krause (2019c). Olje på vann 2019: Analyse av residue, sot og røykgasser fra in situ brenning. SINTEF draft rapport, datert 20.september, 2019.

Faksness, L.G., D. Altin (2019). Chemical characteristics and acute toxicity of field generated in situ burning residues. From Oil-on-water 2018. SINTEF report 2019:0818, ISBN 978-82-14-06398-1.

Fingas et al. (1995a). The Newfoundland Offshore Burn Experiment – NOBE. *Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference*, pp. 123-132.

Fingas et al. (1995b). The Newfoundland Offshore Burn Experiment: Further results of emissions measurement. In *Proceedings of the 18th AMOP Technical Seminar*, pp. 915-996.

Fritt-Rasmussen, J., B.E. Ascanius, P.J. Brandvik, A. Villumsen, E.H. Stenby (2013). Composition of in situ burn residue as a function of weathering conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 67: 75-81

Fritt-Rasmussen, J., S. Wegberg, K. Gustavson (2015). Review on burn residues from in situ burning of oil spills in relation to Arctic waters. *Water Air Soil Pollut*, 226: 329, 12 pp.

Gjesteland, I., M. Bråtvedt, B.E. Hollund (2018). ISB – Målinger av partikler og hydrokarboner i luft ved havnivå. *Arbeids- og miljømedisin*, Universitetet i Bergen.

Gulec, I., Holdway, D.A. 1999. The toxicity of laboratory burned oil to the amphipod *Allorchestes compressa* and the snail *Polinices conius*. *Spill Science & Technology Bulletin*, 5(2): 135-139.

Gullett, B.K., J. Aurell, A. Holder, W. Mitchell, D. Greenwell, M. Hays, R. Conmy, D. Tabor, W. Preston, I. George, J.P. Abrahamson, R. V. Wal, E. Holder (2017). Characterization of emissions and residues from simulations of the Deepwater Horizon surface oil burns. *Marine Pollution Bulletin*, 117: 392-405.

Guenette, C.C. and P. Sveum (1995). Emulsion breaking igniters: Recent developments in oil spill igniter concepts. In *Proceedings of the 18th AMOP Technical Seminar*, pp. 1011-1025.

Hellstrøm, K.C., M. Johnsen, F. Leirvik (2017). Ignitability study – Marine diesel fuel oils and hybrid fuel oil. Memo datert 11.sept, 2017, også en del av OC2017 A-123.

Leirvik, F., L.G. Faksness (2019). Stranding av brenneresidue og potensiale for synking. SINTEF rapport 2019:01029, ISBN 978-82-14-06375-2.

Miljødirektoratet (a)

<https://tema.miljodirektoratet.no/no/Regelverk/Forskrifter/Forskrift-om-begrensning-av-forurensning-forurensningsforskriften/Forurensningsforskriftens-kapittel-19-Sammensetning-og-bruk-av-dispergeringsmidler-og-strandrensemidler-for-bekjempelse-av-oljeforurensning>

Miljødirektoratet (b)

<https://tema.miljodirektoratet.no/no/Regelverk/Forskrifter/Forskrift-om-begrensning-av-forurensning-forurensningsforskriften/Kommentarer-til-forurensningsforskriftens-kapittel-19/>

Miljødirektoratet (2017)

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M747/M747.pdf>

Singsaas, I., D. Cooper, S. Potter, A. Lewis, P.S. Daling, M. Bråtveit (2017). Field experiment to validate herder and in situ burning use in open water. HISB (Herder and In-Situ Burning) project. SINTEF report OC2017 A-034, ISBN 978-82-7174-279-9.

Stout, S.A., J.R. Payne (2016). Chemical composition of floating and sunken in-situ burn residues from the Deepwater Horizon oil spill. Marine Pollution Bulletin 108: 186-202.

Szwangruber, M., M. Bråtveit (2019). Olje på vann 2019. Målinger av partikkelnedfall fra røyksøylen under in situ brenning. Yrkeshygeniske målinger. Rapport fra Arbeids- og miljømedisin, Universitetet i Bergen.

Walton, W.D. (2003). Fact sheet: Residues from in situ burning of oil on water, January 2000. NRT Science and Technology committee. NIST SP995. In situ burning of oil spills: Resource collection.

Aasestad, K. (2013). Emission of Black carbon and Organic carbon in Norway 1990-2011. Statistics Norway 13/2013. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/attachment/107884?ts=13dfd568678> (Downloaded 6.januar, 2018)

A Vedlegg A Oljenes kjemiske sammensetning

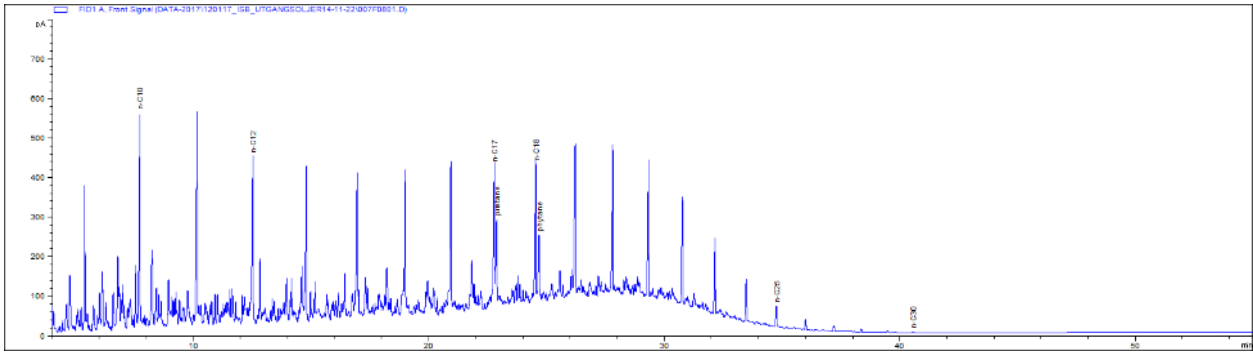
Tabell A 1 Kjemisk sammensetning av oljer (i g analytt/kg olje) testet i konkalorimeter (Faksness et al. (2018a)).

SINTEF ID	2014-0551	2013-0594	2016-233
	MGO*	IFO 180 Fersk	ULSFO*
	g/kg	g/kg	g/kg
Sum SVOC	27,6	24,65	18,0
Decalins	6,41	1,03	5,10
Naphthalenes	10,6	16,41	2,79
2-3 ring PAH	9,96	5,32	3,96
4-6 ring PAH	0,71	1,89	6,16

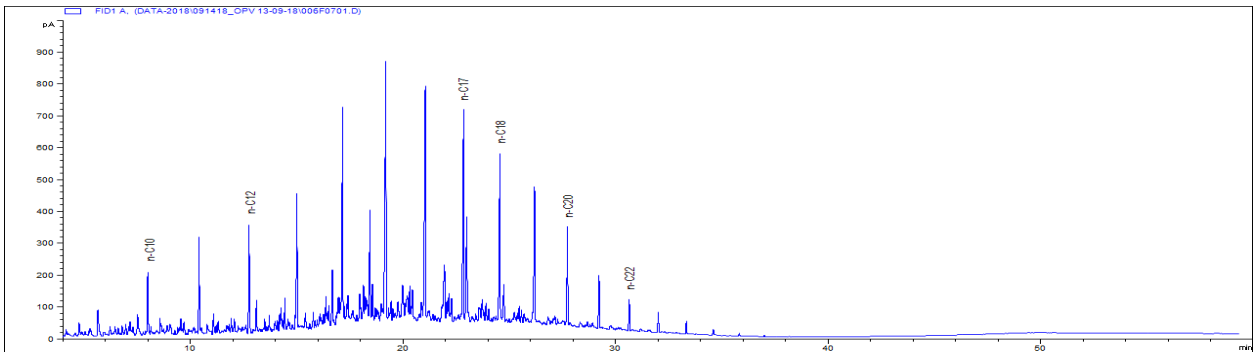
*) Fra Faksness og Altin, 2017

Tabell A 2 Kjemisk sammensetning av utgangsoljer (i g analytt/kg olje) testet på Nutec (Faksness et al. (2018b)), OPV 2018 (Faksness og Krause, 2018), og brennetester i konkalorimeter (Faksness et al., 2019a).

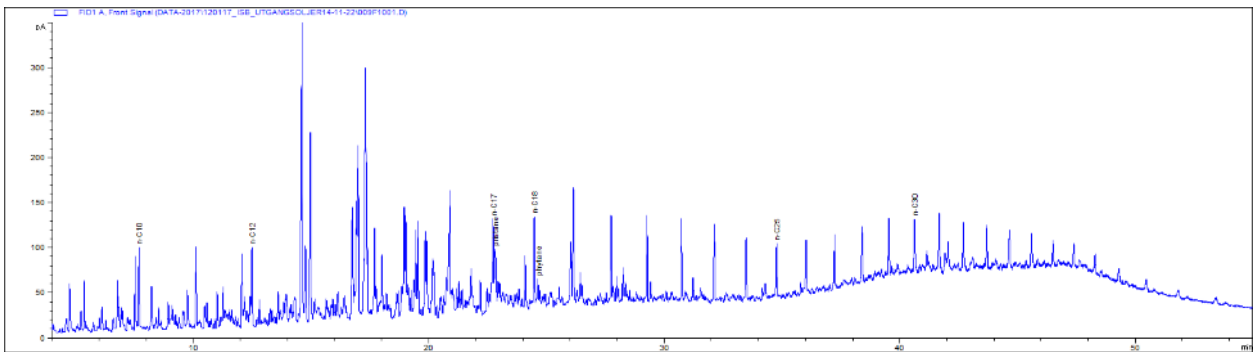
SINTEF ID	2018-3881	2018-3882	2018-3883
	S1-S2	S1-S2	S1-S2
	ULSFO	IFO180	MGO
	g/kg	g/kg	g/kg
Sum SVOC	20,6	31,6	40,2
Decalins	3,30	1,10	12,4
Naphthalenes	3,33	21,1	21,6
2-3 ring PAH	6,61	7,28	6,07
4-6 ring PAH	7,30	2,07	0,16



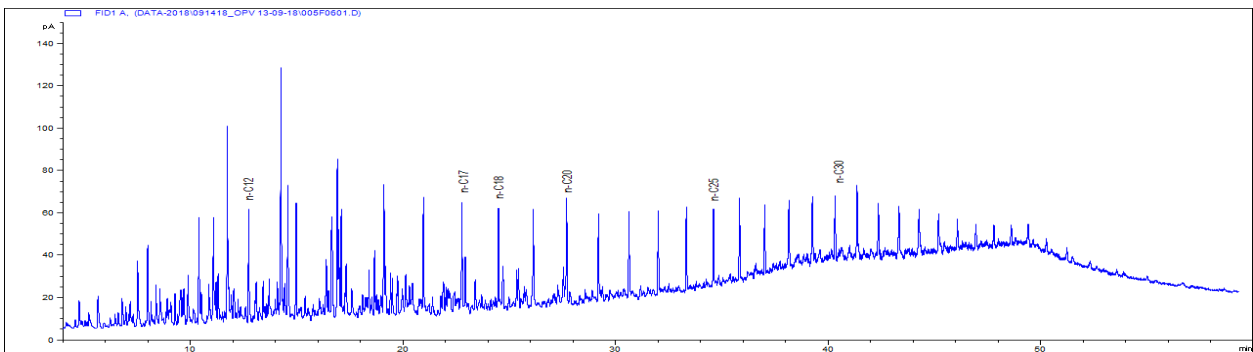
Figur A 1 Fresh marine gas oil (MGO, 500 ppm S (SINTEF ID 2014-551)).



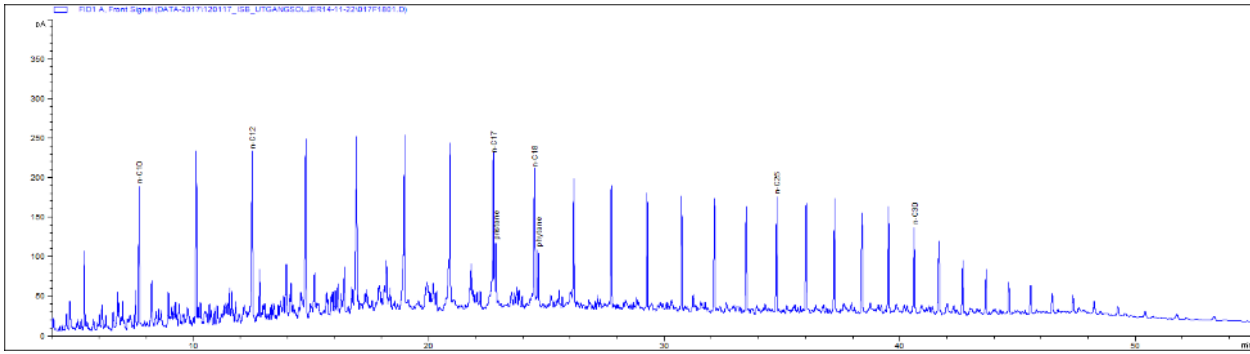
Figur A 2 MGO fresh oil (2018-3883)



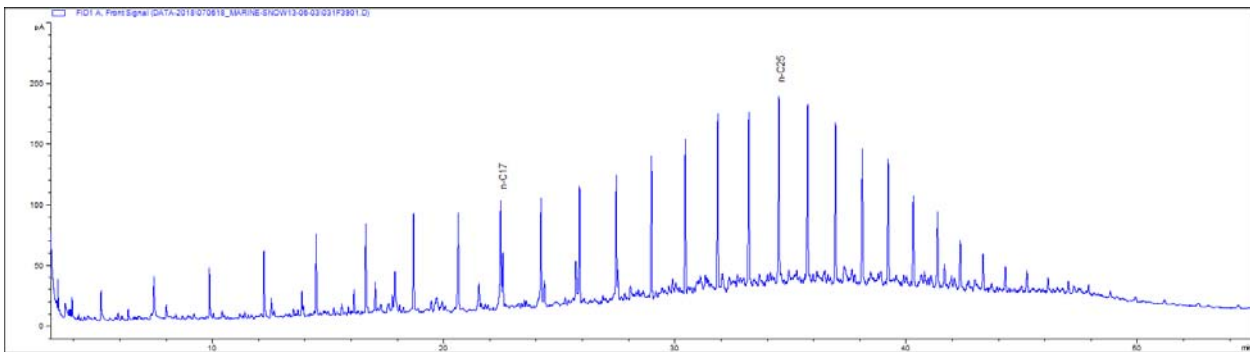
Figur A 3 Fresh IFO 180 LS (SINTEF ID 2013-0594)



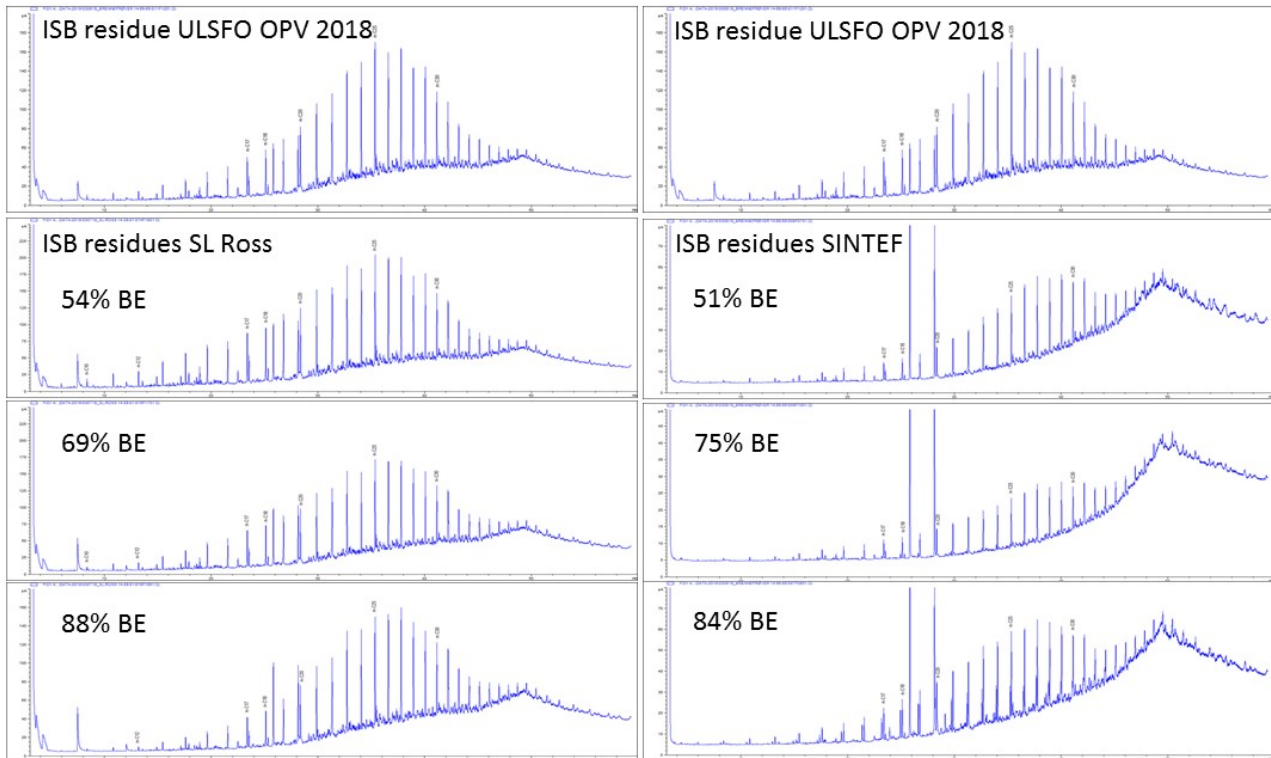
Figur A 4 IFO 180 fresh oil (2018-3882)



Figur A 5 Fresh ULSFO (SINTEF ID 2016-0233)



Figur A 6 ULSFO fersk olje (2018-3881).



Figur A 7 GC chromatograms of ISB residues of ULSFO comparing field burn with laboratory burns. The two upper chromatograms are the same, both from OPV 2018. Left chromatograms are ISB residues from burning oil floating on water (SL Ross) and the right chromatograms are ISB residues from burning oil in the cone calorimeter (SINTEF). The two dominating peaks are added internal standards.

B Vedlegg B Oversikt over komponenter analysert i sot og residue.

	Compound	Abb	
GC/MS-analyse			
	Decalins	Decalin C1-decalins C2-decalins C3-decalins C4-decalins	DE DE1 DE2 DE3 DE4
Naphthalenes	Naphthalene	N	
	C1-naphthalenes	N1	
	C2-naphthalenes	N2	
	C3-naphthalenes	N3	
	C4-naphthalenes	N4	
2-3 ring PAHs	Benzo(b)thiophene	BT	
	Biphenyl	B	
	Acenaphthylene	ANY	
	Acenaphthene	ANA	
	Dibenzofuran	DBF	
	Fluorene	F	
	C1-fluorenes	F1	
	C2-fluorenes	F2	
	C3-fluorenes	F3	
	Phenanthrene	P	
	Anthracene	A	
	C1-phenanthrenes/anthracenes	P1	
	C2-phenanthrenes/anthracenes	P2	
	C3-phenanthrenes/anthracenes	P3	
	C4-phenanthrenes/anthracenes	P4	
	Dibenzothiophene	D	
	C1-dibenzothiophenes	D1	
	C2-dibenzothiophenes	D2	
	C3-dibenzothiophenes	D3	
	C4-dibenzothiophenes	D4	
	4-6 ring PAHs	Fluoranthene	FL
		Pyrene	PY
		C1-fluoranthrenes/pyrenes	FL1
C2-fluoranthrenes/pyrenes		FL2	
C3-fluoranthrenes/pyrenes		FL3	
Benz[a]anthracene		BA	
Chrysene		C	
C1-chrysenes		C1	
C2-chrysenes		C2	
C3-chrysenes		C3	
C4-chrysenes		C4	
Benzo[b]fluoranthene		BBF	
Benzo[k]fluoranthene		BKF	
Benzo[e]pyrene		BEP	
Benzo[a]pyrene		BAP	
Perylene		PE	
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene		IN	
Dibenz[a,h]anthracene	DBA		
Benzo(g,h,i)perylene	BPE		
GC/FID	Screening total hydrokarbon (THC, C10-C36)		