

Utvikling av Fingeravtrykkmetoden med analysedata fra passive prøvetakingsenheter

Bruk av kjemiske fingeravtrykk i kildesporing
knyttet til miljøovervåkning av hydrokarboner
i vannforekomster

Ingvild Bjelland Lende

Geologi

Innlevert: mai 2018

Hovedveileder: Randi Kalskin Ramstad, IGP

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geovitenskap og petroleum

Oppgavetekst

Student: Ingvild Bjelland Lende

Hovedveileder NTNU IGP: Førsteamanuensis Randi Kalskin Ramstad

Medveileder COWI AS: Seniorrådgiver Roger M. Konieczny

Tittel: Utvikling av Fingeravtrykkmetoden med analysedata fra passive prøvetakingsenheter

Oppgaveteksten er i hovedsak utarbeidet av Roger M. Konieczny

Bakgrunn om passiv prøvetaking

Passive prøvetakingsenheter er absorberende enheter som kan plasseres ut i vann for å fange opp kjemiske forbindelser i lave konsentrasjoner. Tradisjonelle vannprøver gir kun et øyeblikksbilde av forurensningene, hvor forurensningene kan være gjenstand for nedbrytning, før man foretar analyser. De passive prøvetakingsenhetene simulerer opptaket i organismer og gir kunnskap om eksponeringen vannlevende organismer blir utsatt for over tid

(<http://www.niva.no/fagomraader/miljoeovervaaking>).

I dag er det en rekke typer membraner tilgjengelig og de fleste passive prøvetakingsenheter f.eks. en SPMD har en permeabilitet som tilsvarer den i biologiske membraner (ca. 0,98 nm). Det vil si at en SPMD-enhet tar opp kjemiske forbindelser på samme måte som mange vannlevende organismer. Membranen har samme porestørrelse (cut off) som naturlige biomembraner og en kan derfor si at en SPMD måler biotilgjengeligheten til stoffene. På denne måten vil akkumulasjonen i enhetene indirekte belyse potensielle biologiske effekter i vannforekomstene som resultat av belastningen, i tillegg til å kvantifisere mengder av forurensning (Konieczny, 2016).

Bakgrunn om Fingerprintmetoden og fremstilling av kjemiske fingeravtrykk

En tidlig fase i utvikling av kjemiske fingeravtrykk i Norge startet med behovet for å håndtere stadig voksende datasett som ble generert i den statlige miljøovervåkingen av fjordområdene tidlig på 90-tallet. Særlig gjaldt dette data fra sedimentundersøkelser i industrifjorder, hvor kildene utelukkende og entydig ble knyttet til smelteverkene på en kvantitativ måte. Data ble rapportert i tabellform og spredningsgradienter etablert basert på konsentrasjoner, uten særlig

tanke på miljøgiftsammensetning og andre kilder. Blant annet var aluminiumsindustrien kjent som en forurensende virksomhet hvor forekomst og fordeling av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) i stor grad ble tillagt størst vekt.

Ved å betrakte analysedata på en kvalitativ måte, ble det oppdaget både faste mønstre og store avvik i sammensetningen av PAH-forekomster. PAH i sedimenter kunne ha en sammensetning dominert av tyngre PAH-forbindelser som stammet fra ufullstendig forbrenning (pyrogene kilder), eller av lettere forbindelser som tydet på en relasjon til oljeprodukter (petrogene kilder). Fram til da var ingen tradisjon for å tolke og rapportere data kvalitativt.

Første gang kjemiske fingeravtrykk ble brukt og rapportert i noe omfang var i forbindelse med kartleggingsprogrammet «Sonderende undersøkelser i 52 norske havner og kystområder» i 1994 - 1995. Store datamengder ble generert og resultatene for PCB (polyklorerte bifenyler), PAH og oljehydrokarboner ble fremstilt på en forholdsvis enkel, men visuell måte og sammenholdt mot potensielle kilder.

Særlig fremsto kvalitative tolkninger av PCB-forekomster som egnet og det ble i 1997 utviklet en fingerprint-metodikk for denne miljøgiftgruppen. Gjennom statistiske tester ble det utviklet 20 typeprofiler for kommersielle PCB-blandinger som kunne knyttes direkte til opphavskildene. Gjennom denne kvalitative metoden kunne man blant annet identifisere både PCB-produsenter, opphavsprodukter, bruksområder og forurensningers alder, og ut i fra dette kunne man også finne den ansvarlige forurensner. Denne metodikken har senere funnet en bred anvendelse.

I de senere år har det oppstått behov for å utvide prinsippet med kvalitative vurderinger og visuell fremstilling av også andre typer forurensning, og da særlig knyttet til ulike typer hydrokarboner. Undersøkelser knyttet til blant annet gamle kreosotverk, oljeterminaler og tilførsel fra samferdsel (vei, jernbane, havn og flyplasser) skaper stadig behov for å lokalisere kilder til stoffgrupper som PAH, BTEX (benzen, toluen, etylbenzen og xylener), oljehydrokarboner (fraksjoner av alifater og aromater), PFAS (perfluoroktylsulfonat) og TBT (tributyltinn) med flere. Et betydelig arbeid i så måte var undersøkelsene i Hommelvik og Muruvik i 2013 hvor det var mulig å etablere typeprofiler for blant annet produktrelatert PAH som tjærekreosot, steinkull, koks og veiavrenning. Andre forstadier til videreutvikling av Fingerprint-metoden har vært knyttet til ulike typer oljesøl som Bjørnsvika (Bærum), Tyrimyra (Hønefoss) og Kopphola (Nordkapp) med flere. Her har både lette og tunge

fraksjoner av ulike typer hydrokarboner blitt knyttet sammen i diagrammer for mer detaljerte visuelle tolkninger.

COWIs prosjekt på Klett i Sør-Trøndelag vil bli brukt som feltområde i oppgaven

Utslipet fra Circle K-stasjonen (tidligere Statoil) på Klett i Sør-Trøndelag blir brukt som utgangspunkt og feltområde for å undersøke bruken av kjemiske fingeravtrykk som metode. Lekkasjen, som hadde et omtrentlig volum på rundt 180 m³ av autodiesel, ble oppdaget fra tankanlegget på Statoilstasjonen i april 2014, og det ble antatt at lekkasjen hadde pågått siden 2012. Tiltak for å begrense spredning av forurensningen til Gaula ble iverksatt umiddelbart etter oppdagelsen, og rundt 60 % av utslippet ble fanget opp. I dag ligger det igjen en del forurensning både i grunnen på skadestedet og nedstrøms i vannforekomstene Sørabekken og en tilstøtende kroksjø i Gaula.

Miljødirektoratet gav i 2017 tillatelse til opprydding i grunnen på Klett. Tiltakshaver Circle K Norge AS har godkjent bruk av NTNU og mastergradsstudent Ingvild Bjelland Lende som en bistående tredjepart i overvåkingen av tiltaket og etterfølgende bruk av innsamlede data (masteroppgave, presentasjoner og publisering).

Innhold:

- Litteraturstudie:
 - Fingeravtrykkmetoden relatert til hydrokarboner i vann – bruk, muligheter og begrensninger.
 - Kort gjøre rede for utvalgte hydrokarboners kjemiske sammensetning og egenskaper med fokus på kilder og oppførsel i vann.
 - Passiv prøvetaking som metode i vannmiljø – metodikk og bruk.
- Feltarbeid, metodeutvikling for bearbeiding, systematisering og presentasjon av analyseresultater.
- Grundig beskrivelse av Fingeravtrykkmetoden.
- Vurderinger og diskusjon av resultater. Hensikten er å avklare passiv prøvetaking og «kjemiske fingeravtrykk» (det vil si sluttresultatet av Fingeravtrykkmetoden) sine muligheter og begrensninger for forståelse og kvalitativ bestemmelse av forurensningers opphav og omfang. Det skal legges vekt på å utarbeide gode presentasjoner av analyseresultatene.
- Konklusjoner og videre arbeid.

Sammendrag

Utvikling av Fingeravtrykkmetoden med analysedata fra passive prøvetakingsenheter er en masteroppgave skrevet av Ingvild Bjelland Lende høst 2017/vår 2018. Arbeidet er gjort i forbindelse med emnet GEOL 3090, Masteroppgave i geologi, ved Institutt for Geovitenskap og Petroleum ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet. Oppgaven er på 116 sider.

Bakgrunnen for studien var at COWI AS ønsket å utvikle en beskrivende metode for visuell fremstilling av hydrokarbondata. Metoden kalles Fingeravtrykkmetoden og er en videreutvikling av COWIs arbeid med fremstilling av idealiserte kildeprofiler for hydrokarboner.

Sluttproduktet i metoden er et «kjemisk fingeravtrykk» som indikerer hvordan karbonfraksjoner og hydrokarbonforbindelser fordeler seg i en resipient. Avtrykket gir et bilde på den kvalitative sammensetningen av forbindelser, og den sier i sin tur noe om opprinnelsen (det vil si kilden/-ene). I tilfeller der en har flere målestasjoner i en resipient (for eksempel i en bekk) er det mulig å finne kvalitative forskjeller innbyrdes i resipienten (for eksempel oppstrøms og nedstrøms i bekken), og ved å sammenligne avtrykk fra forskjellige resipienter finnes kvalitative avvik og likheter mellom disse (for eksempel forskjeller mellom to elver).

Fingeravtrykkmetoden anvendes som en innledende kvalitativ tolkning i arbeid med kildeprosporing, og kjemiske fingeravtrykk kan anvendes som en start for å spisse videre arbeidsoppgaver. Gjennom sin enkle visuelle fremstilling av data fungerer de utmerket som et kommunikasjons- og formidlingsverktøy mellom interessenter (for eksempel konsulent, skadevolder, naboer, entreprenører og media).

Analysedata fra passive prøvetakingsenheter ble brukt som grunnlag for utvikling av Fingeravtrykkmetoden. Selv om metoden er tenkt for bruk av data fra passive prøvetakingsenheter, kan den også benyttes ved bruk av data fra tradisjonelle vann- og sedimentprøver. Passiv prøvetaking har likevel flere fordeler over konvensjonelle metoder. En av de største fordelene er at enhetene gjør det mulig å detektere og konsentrere svært lave konsentrasjoner av forbindelser. Passiv prøvetaking gir også en tidsvektet gjennomsnittskonsentrasjon av forurensningers påvirkning på en resipient. Kjemiske fingeravtrykk basert på data fra passive prøvetakingsenheter gir dermed et mer nøyaktig bilde

av sammensetningen av forbindelser. I tillegg gir tidsintegrerte konsentrasjoner et mer pålitelig bilde av forurensningskonsentrasjoner (i forhold til konsentrasjoner funnet fra øyeblikksprøver).

EU og USA aksepterer passiv prøvetaking som prøvetakingsmetode, og det finnes en egen europeisk ISO-standard for passiv prøvetaking fra overflatevann (EN ISO 5667-23:2011). Likevel er resultatene ikke helt kompatible med standardene i de fleste av dagens vanddirektiver, men det arbeides med dette. Nyttverdien av selve Fingeravtrykkmetoden er likevel stor da fokuset er på sammensetning av stoffer i en resipient, og ikke på konsentrasjoner (metoden er kvalitativ og kvantitet er underordnet).

Fingeravtrykkmetoden er primært utviklet for hydrokarbondata, og begrenses her for BTEX ($C_6 - C_8$), alifater ($C_5 - C_{40}$), aromater ($C_{10} - C_{36}$), PAH-16 ($C_{10} - C_{22}$) og NPD ($C_{10} - C_{17}$). Datamaterialet i forbindelsen med oppgaven er forholdsvis begrenset, og de kjemiske fingeravtrykkene kan sees som en basis for videre arbeid med kildesporing. I videre arbeider kan avtrykkene blant annet utvides og optimaliseres med finere inndeling av fraksjoner, for eksempel for alifater mellom $C_4 - C_{50}$, C_3 -aromater og C_{40} -aromater. Det vil også være mulig å studere mønstre i de kjemiske fingeravtrykkene og videreutvikle avtrykkene til typeprofiler. Inndelingen benyttet i studien var likevel tilfredsstillende, og fra fremstillingen av kjemiske fingeravtrykk kunne lette hydrokarbonprodukter skilles fra tyngre. Fremstilling av kjemiske fingeravtrykk kan sees som en liten revolusjon i arbeidet med å finne «miljøsynderne».

Abstract

Development of «The Fingerprint Method» based on data collected with passive samplers is a master's thesis written by Ingvild Bjelland Lende autumn 2017/spring 2018. The thesis is the final requirement for completing a Master of Science in Geology, at the Department of Geoscience and Petroleum at The Norwegian University of Science and Technology. The thesis consists of 116 pages.

The aim of this thesis is to develop a descriptive method for visual representation of hydrocarbon data, as requested by COWI AS. The method is called «The Fingerprint Method». It has been developed by the student as a further development of COWI's work on presentation of idealized hydrocarbon profiles.

The final product of the method is a chemical fingerprint which indicates how carbon fractions and hydrocarbon products are distributed in a recipient. The print presents a picture of the qualitative composition of compounds which in turn says something about the origin (i.e. the source/-es). In cases where one has multiple stations for measurement in a recipient (such as a river), it is possible to find qualitative differences between the recipient (e.g. upstream and downstream in the river), and by comparing prints from different recipients one can find qualitative deviations and similarities between these (e.g. differences between two rivers).

The Fingerprint Method is used as an initial qualitative interpretation in the field of source tracking, and chemical fingerprints can be used as a basis for focusing on further tasks. Through their simple visual representation of data, they function very well as a communication and dissemination tool between different groups (e.g. consultants, wrongdoers, neighbors, contractors and media).

The method has been developed using analytical data from passive sampling units. Although the method is intended for the use of data from passive sampling units, it can also be used with data from traditional water and sediment samples. Passive sampling, however, has several advantages over conventional methods. One of the main advantages is that the device makes it possible to detect and concentrate very low concentrations of compounds. Passive sampling also provides a time-weighted average concentration of pollutant impact on a recipient. Chemical fingerprints based on data from passive sampling units thus provide a

more accurate picture of the composition of compounds. In addition, time integrated concentrations will provide a more reliable picture of the concentration of compounds (relative to concentrations found in samples taken “in the moment”).

The EU and the US allow passive sampling as a sampling method, and there is a separate European ISO standard for passive sampling from surface water (EN ISO 5667-23:2011). Nevertheless, the results are not fully compatible with the standards in most of today’s water directives, but work is currently being done to resolve this. The Fingerprint Method itself is nevertheless very useful, seeing as the focus is on the composition of substances in a recipient and not on concentrations (the method is qualitative and the quantity is subordinate).

The Fingerprint Method has been developed for hydrocarbon data, and in this study, it is limited to BTEX (C₆ – C₈), aliphatic compounds (C₅ – C₄₀), aromatic compounds (C₁₀ – C₃₆), PAH-16 (C₁₀ – C₂₂) and NPD (C₁₀ – C₁₇). The data in the thesis is relatively limited, and the chemical fingerprints can be seen as a basis for further work in the field of source tracking. In future work, the prints can be expanded and optimized with finer division of fractions, for example for aliphatic compounds between C₄ – C₅₀, C₃-aromatic compounds and C₄₀-aromatic compounds. It will also be possible to study patterns within the chemical fingerprints and further develop the prints to type profiles. The division used in the study was nonetheless satisfactory, and from the production of chemical fingerprints, light hydrocarbon products could be separated from heavier ones. The production of chemical fingerprints can be seen as a small revolution in the search for «environmental sinners».

Innholdsfortegnelse

Oppgavetekst	i
Sammendrag	v
Abstract	vii
Innholdsfortegnelse	ix
Figurliste	xiii
Tabelliste	xvii
Forord	xix
1 Innledning	1
2 Teori	3
2.1 Fingeravtrykkmetoden	3
2.1.1 Kjemiske fingeravtrykk	3
2.1.2 Påvirkningsfaktorer for hydrokarboner	4
2.2 Kjemiske hovedgrupper	7
2.2.1 Alifater	7
2.2.2 Aromater	7
2.2.3 Benzen, Toluen, Etylbenzen og Xylener (BTEX)	8
2.2.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	10
2.2.5 Naftalen, fenantren/antracen og dibenzotiofen (NPD)	11
2.3 Passiv prøvetaking i vannmiljø	12
2.3.1 Metodikk og hovedgrupper	12
2.3.2 Ytelsesreferanseforbindelser (PRC)	14
2.3.3 Opptakskinetikk	15
2.3.4 Typer passive prøvetakingsenheter	16
2.4 Fordeler og utfordringer med prøvetaking med SPMD-enheter	22
2.4.1 Fordeler med SPMD i forhold til biologiske undersøkelser	22
2.4.2 Fordeler med SPMD i forhold til vann- og sedimentprøver	23
2.4.3 Samlet oppsummering av generelle fordeler med SPMD-enheter	24
2.4.4 Utfordringer med passiv prøvetaking ved bruk av SPMD-enheter	25

3	Områdebeskrivelse	29
3.1	Problembeskrivelse.....	29
3.2	Skadeomfang	29
3.3	Områdebeskrivelse	30
3.3.1	Skadestedet.....	31
3.3.2	Sørabekken	32
3.3.3	Gaula	32
4	Metode	33
4.1	Feltarbeid	33
4.1.1	Generelle vurderingspunkter før utplassering av passive prøvetakingsenheter .	34
4.1.2	Plassering av målestasjoner på Klett	37
4.1.3	Prosedyrer ved utplassering og innhenting av membraner på Klett.....	38
4.2	Laboratoriearbeid.....	40
4.3	Arbeidshypotese	41
4.3.1	Metodikk med samlegrupper for PAH og fremstilling av PAH-profiler	41
4.3.2	Karbonfraksjoner.....	44
4.4	Fingeravtrykkmetoden	46
4.4.1	Steg 1 – Datavask	46
4.4.2	Steg 2 – Alifat- og aromatanalyse	47
4.4.3	Steg 3 - Analyse av PAH-profiler	51
4.4.4	Steg 4 - Sluttvurdering	53
5	Resultat	57
5.1	Steg 1 – Datavask	58
5.2	Steg 2 – Alifat- og aromatanalyse	58
5.3	Steg 3 – Analyse av PAH-profiler	69
5.4	Steg 4 – Sluttvurdering	74
6	Diskusjon	87
6.1	Tolkning av sentrale observasjoner fra anvendelsen av Fingeravtrykkmetoden på data fra Klett	87
6.1.1	Steg 2, alifat- og aromatvariasjoner	87
6.1.2	Steg 3, PAH-profiler	88
6.2	Tolkning av kjemiske fingeravtrykk for Sørabekken og Gaula.....	90
6.2.1	Kjemisk fingeravtrykk, Sørabekken.....	90
6.2.2	Kjemisk fingeravtrykk, Gaula	93

6.3	Kjemiske fingeravtrykk sine muligheter og begrensninger for bruk i kildesporing..	94
6.4	Mulige kilderelasjoner i Sørabekken og Gaula	95
6.4.1	Kilderelasjoner for tunge fraksjoner ($C_{21} - C_{36}$ og $C_{36} - C_{40}$) i Sørabekken.....	95
6.4.2	Kilderelasjoner for lette fraksjoner ($C_{10} - C_{12}$, $C_{12} - C_{16}$ og $C_{16} - C_{21}$) i Sørabekken.....	97
6.4.3	Kilderelasjoner i Gaula.....	97
6.4.4	Utvikling over tid	98
6.4.5	Ansvarsfordeling	102
6.5	Helhetsvurdering av metodene	103
6.5.1	Passiv prøvetaking.....	103
6.5.2	Fingeravtrykkmetoden	105
7	Konklusjon	107
8	Anbefalinger og videre arbeid	109
9	Referanser	111
	Vedlegg	117
	Analysedata	117
	A Vaskede data etter Fingeravtrykkmetoden Steg 1	117
	B Ubehandlede data	122

Figurliste

Figur 2.1 Kjemisk fingeravtrykk basert på eksempeldata for målestasjon X. Avtrykket er fremstilt fra konsentrasjoner av akkumulerte, oppsamlede, forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon X.....	4
Figur 2.2 Faktorer som påvirker hydrokarboners kjemiske fingeravtrykk (Modifisert, omsatt til norsk, Stout og Wang, 2016).....	6
Figur 2.3 Strukturer av de 16 US-EPA PAH-er (Modifisert, oversatt til norsk, etter Lundstedt, 2003)..	8
Figur 2.4 Strukturformel for benzen (Mathisen, 2015).....	9
Figur 2.5 Skjematisk fremstilling av en passiv prøvetakingsenhet i vann (modifisert, omsatt til norsk, Stuer-Lauridsen, 2005).....	12
Figur 2.6 De tre opptaksfasene for passive prøvetakingsenheter (Modifisert, omsatt til norsk, Huckins et al., 2006).....	15
Figur 2.7 Skjematisk fremstilling av en SPMD-membran i vann. «LDPE» er plastmaterialet membranen er bygd opp av, «triolein» er fettstoffet i membranen og «forbindelser» refererer til forbindelsene i vannet. Noen av disse samles opp i membranen, mens andre forblir i vannfasen på grunn av at de enten er for store eller har større affinitet til vannet enn til membranen (Modifisert, oversatt til norsk, Esteve-Turillas et al., 2007).	17
Figur 2.8 SPMD-membran.	17
Figur 2.9 Oppbygning av en POCIS-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Affinisep, u.å.).	19
Figur 2.10 Oppbygning av en DGT-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Knutsson et al., 2014).	20
Figur 2.11 Skjematisk fremstilling av oppbygningen av en SPME-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Merck, 2010).....	21
Figur 2.12 EWV-VOC-enhet fylt med destillert vann (Huckins et al., 2006).....	21
Figur 3.1 Det øverste kartet er et regionkart som viser Trondheim kommune samt nabokommunene til Klett (rød prikk). Det nederste kartet viser plasseringen av målestasjonene SOR-1, SOR-2, SOR-3 og GAU-ref under langtidsovervåkingen av Sørabekken og Gaula høst 2017/vår 2018.....	30
Figur 3.2 Kvartærgeologisk kart som viser at Circle K-stasjonen der diesellekkasjen skjedde ligger i et leirrikt område (havavsetninger) (Løsmassedatabase, NGU). Kroksjøen er markert med en mørkegrønn sirkel.	31
Figur 4.1 Avlangt stålburt brukt i Sørabekken.....	33
Figur 4.2 Stålburt brukt i Gaula (markert med rød sirkel).	33
Figur 4.3 EWV-VOC-membran (i rød sirkel).....	34
Figur 4.4 SPMD-membran fylt med triolein.....	34
Figur 4.5 En grein har hengt seg opp i stålburet (markert med rød sirkel) og fører til at den ene enden av buret blir løftet over vannoverflaten.	35
Figur 4.6 Montering av nye membraner ved SOR-2 (Åkesson, 2018).....	35

Figur 4.7 Målestasjon SOR-1 lå godt skjult under en bro i nærheten av et byggefelt.	35
Figur 4.8 Oversiktsbilde oppstrøms SOR-2. Pilen øverst i bildet viser skadestedet, og pilen nederst i bildet viser hvor Sørabekken renner ut av kulvert. SOR-2 er plassert ca. 50 m nedstrøms kulvertens utløp. Området mellom bensinstasjonen og SOR-2 er sterkt preget av pågående anleggsvirksomhet. .	38
Figur 4.9 Forenklet skjematisk fremstilling av stegene SPMD-membranene gjennomgår på laboratoriet (Ing. Kateřina Grabicová, Provodi Labe, personlig kommunikasjon, 20.02.18).	40
Figur 4.10 Eksempel på stolpediagram som viser samlegrupper av akkumulert PAH-16.	42
Figur 4.11 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for oljerelatert PAH.	43
Figur 4.12 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for forbrenningsrelatert PAH.	43
Figur 4.13 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for produktrelatert (bearbeidet) PAH.	43
Figur 4.14 Eksempel på relativ prosentfordeling av alifater (her n-, iso- og sykloalkaner) i diesel og dieselpartikler (Modifisert, oversatt til norsk, Liang et al., 2005).	44
Figur 4.15 Vanlige spenn i karbonfraksjoner for noen utvalgte hydrokarboner (Modifisert, noen stoffer er fjernet, oversatt til norsk, etter ALS Environmental, 2018).	45
Figur 4.16 Variasjon i sum alifater og aromater ved målestasjon X, Y og Z fra periode 1 – n.	48
Figur 4.17 Eksempel på nedbørs- og vannføringsdiagram for periode 1 – n.	49
Figur 4.18 Eksempel på stolpediagram som viser variasjon av akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjonene C ₁₀ – C ₁₂ , C ₁₂ – C ₁₆ , C ₁₆ – C ₂₁ og C ₂₁ – C ₃₆ i løpet av prøvetakingsperiodene 1 - n.	50
Figur 4.19 Eksempel på stolpediagram som viser analysedata fra periode 1 – n av samlegrupper av akkumulert PAH-16 ved målestasjon X.	52
Figur 4.20 Eksempel på stolpediagram som viser gjennomsnittsdata fra periode 1 – n av samlegrupper av akkumulert PAH-16 ved målestasjon X.	53
Figur 4.21 Eksempel på kjemisk fingeravtrykk for en resipient. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnitts-konsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon X i periode 1 – n.	55
Figur 4.22 Eksempel på sammenlagt kjemisk fingeravtrykk for målestasjonene X, Y og Z.	56
Figur 5.1 Forskjeller i henholdsvis sum alifater og sum aromater ved målestasjon SOR-1 og SOR-2 fra periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) og SOR-3 fra periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).	59
Figur 5.2 Diagram som viser nedbør og vannføring fra en uke før overvåkningsstart, og ut periode 5, det vil si fra 26.08 – 12.11.17. Vannføringsdata er målt i Sørabekken, og målingene er utført av Trondheim kommune. Nedbørsdata fra 26.08 – 08.11.17 er hentet fra yr.no, mens data etter 08.11.17 er tilsendt fra Meteorologisk Institutt.	61
Figur 5.3 Diagram som viser nedbør og vannføring fra periode 6 - 10, det vil si fra 14.11.17 – 30.01.18. Vannføringsdata er målt i Sørabekken, og målingene er utført av Trondheim kommune. Nedbørsdata er tilsendt fra Meteorologisk Institutt.	61
Figur 5.4 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C ₁₀ - C ₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).	63

Figur 5.5 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} – C_{36} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17).	64
Figur 5.6 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} - C_{40} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17).	65
Figur 5.7 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} – C_{36} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).	65
Figur 5.8 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} - C_{40} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17).	66
Figur 5.9 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} – C_{36} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17).	66
Figur 5.10 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} - C_{40} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).	67
Figur 5.11 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ i fraksjoner fra C_{10} – C_{36} i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).	68
Figur 5.12 Stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode for målestasjon SOR-1 og SOR-2 fra periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17), og for målestasjon GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) ut fra samlegrupper av PAH. Andelene er i prosent av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.	73
Figur 5.13 Stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode for målestasjon SOR-3 fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18) ut fra samlegrupper av PAH. Andelene er i prosent av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.	73
Figur 5.14 PAH-profil for gjennomsnittsverdier for andelen av PAH ved målestasjonene SOR-1 (n = 6), SOR-2 (n = 6), GAU-ref (n = 5) og SOR-3 (n = 4) gjennom langtidsovervåkingen. Andelene er i % av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.	74
Figur 5.15 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).	81
Figur 5.16 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).	82
Figur 5.17 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).	83
Figur 5.18 Kjemisk fingeravtrykk for Gaula. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17).	84
Figur 5.19 Sammenlagte kjemiske fingeravtrykk for SOR-1, SOR-2 og SOR-3 i Sørabekken, og for GAU-ref i Gaula fra overvåking i 2017 – 2018. SOR-2 har en annen oljepåvirkning enn SOR-1 og SOR-3. Sammensetningen i Gaula skiller seg fra sammensetningen i Sørabekken.	85
Figur 6.1 Typeprofil for kreosot basert på data fra Hommelvikbukta (Konieczny et al., 2014).	93

Figur 6.2 PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref fremstilt fra et gjennomsnitt av konsentrasjonene målt i periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17).	93
Figur 6.3 Oversiktskart som viser hvor Heggstadbekken renner inn i Sørabekken.	95
Figur 6.4 Kjemisk fingeravtrykk for SOR-1, SOR-3 og HEG-01. Avtrykket for SOR-1 er fremstilt fra målinger i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), avtrykket for SOR-3 er fremstilt fra målinger i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18), og avtrykket fra HEG-01 er fremstilt fra målinger av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon i perioden 09. – 29.11.17.	96
Figur 6.5 Alifat- og aromatfordeling for SOR-1 fra 2014 - 2015. Avtrykket er fremstilt ved bruk av gjennomsnittskonsentrasjoner målt fra perioden 29.05.14 – 02.06.15.	99
Figur 6.6 Alifat- og aromatfordeling for SOR-1 fra periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for SOR-1 fra 2017 (se figur 5.15).	99
Figur 6.7 Alifat- og aromatfordeling for SOR-2 fra 2015. Avtrykket er fremstilt ved bruk av gjennomsnittskonsentrasjoner målt fra perioden 10.07 – 02.06.15.	100
Figur 6.8 Alifat- og aromatfordeling for SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 - 28.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 fra 2017 (se figur 5.16).	100
Figur 6.9 Alifat- og aromatfordeling for Gaula fra 2014. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-1 fra 29.05 - 05.16, 11. – 18.06, 11. – 25.06, 18.06 – 02.07 og 05.09 – 13.10.14.	101
Figur 6.10 Alifat- og aromatfordeling for GAU-ref i periode 1 – 5 (04.09 - 14.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref fra 2017 (se figur 5.18).	101

Tabelliste

Tabell 2.1 Stoffgrupper av hydrokarboner som er inkludert i utviklingen av metodikk.	7
Tabell 2.2 Eksempler på naturlige og antropogene kilder til PAH-forbindelser. Kategoriseringen er ikke absolutt (modifisert, et utvalg av eksempler er vist, Konieczny et al., 2014).	10
Tabell 2.3 Oversikt over hvilket materiale de utvalgte passive prøvetakingsenhetene (SPMD, SPME, POM, POCIS, DGT og VOC) er bygd opp av, og hvilke stoffgrupper de kan fange opp. Tabellen viser også om det er vanlig å legge til PRC for samtlige enheter. Oversatt og revidert (VOC er lagt til) etter Smedes et al. (2010).	22
Tabell 2.4 Eksempler på fordeler ved bruk av SPMD-enheter.	25
Tabell 2.5 utfordringer tilknyttet passiv prøvetaking ved bruk av SPMD-enheter.	27
Tabell 4.1 Viktige vurderingspunkter før valg av plassering av passive prøvetakingsenheter i felt.	37
Tabell 4.2 Verdier under deteksjonsgrensen (LOD) erstattes med LOD/2. Usikre eller urealistiske prøvedata (rødt felt) fjernes og erstattes med LOD.	47
Tabell 4.3 Sum akkumulerte alifatiske og sum akkumulerte aromatiske hydrokarboner ved målestasjon X, Y og Z fra periode 1 til periode n.	47
Tabell 4.4 Akkumulerte alifatiske hydrokarboner for fraksjon C ₅ - C ₄₀ til venstre, og akkumulerte aromatiske hydrokarboner i fraksjon C ₁₀ - C ₃₆ til høyre.	50
Tabell 4.5 Verdier for PAH-16 for periode 1 – n, samt gjennomsnittsverdi for periode 1 – n for målestasjon X.	51
Tabell 4.6 Oppsett for fremstilling av kjemiske fingeravtrykk, basert på konsentrasjoner. Tallmaterialet og enhetene i datasettet kan korrigeres i datavaskprosedyren for eksempel til µg (1000 ng = 1 µg), slik at den visuelle fremstillingen forenkles.	54
Tabell 5.1 Oversikt over hvilke målestasjoner som var operative i periode 1 - 10. SOR-1 og SOR-2 var operative i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), GAU-ref var operativ fra periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17), og SOR-3 var operativ i periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18).	57
Tabell 5.2 Sum alifater og sum aromater ved målestasjonene SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 fra periode 1 – 10. SOR-1 og SOR-2 var operative fra 04.09 – 28.11.17, GAU-ref var operativ fra 04.09 – 14.11.17, og SOR-3 var operativ fra 05.12.17 – 30.01.18. Konsentrasjonene er oppgitt i µg/SPMD. ...	58
Tabell 5.3 Fraksjonsvis alifat- og aromatdata for SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 i samtlige måleperioder. SOR-1 og SOR-2 var operative fra periode 1 – 6 (04.09 - 28.11.17), GAU-ref var operativ fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17), og SOR-3 var operativ fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18). Konsentrasjonene er oppgitt i µg/SPMD.	62
Tabell 5.4 Verdier for periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 6) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-1 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).	69

Tabell 5.5 Verdier for periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 6) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-2 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).	70
Tabell 5.6 Verdier for periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 5) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon GAU-ref beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).	71
Tabell 5.7 Verdier for periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 4) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-3 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).....	72
Tabell 5.8 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C ₅ - C ₄₀ , aromatene fra karbonfraksjon C ₁₀ - C ₃₆ , BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-1 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 6) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).....	75
Tabell 5.9 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C ₅ - C ₄₀ , aromatene fra karbonfraksjon C ₁₀ - C ₃₆ , BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-2 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 6) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).....	76
Tabell 5.10 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C ₅ - C ₄₀ , aromatene fra karbonfraksjon C ₁₀ - C ₃₆ , BTEX, PAH og NPD for målestasjon GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 5) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).....	77
Tabell 5.11 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C ₅ - C ₄₀ , aromatene fra karbonfraksjon C ₁₀ - C ₃₆ , BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-3 fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18), samt gjennomsnittsverdier (n = 4) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).....	79
Tabell 5.12 Gjennomsnittlige prosentverdier av BTEX-forbindelser, alifat- og aromatfraksjoner, PAH- og NPD-forbindelser for samtlige måleperioder ved målestasjon SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3. Verdiene er i prosent av hovedgruppe. Gjennomsnittet for SOR-1 og SOR-2 er beregnet fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), gjennomsnittsverdiene for SOR-3 er beregnet fra periode 7 - 10 (05.12.17 - 30.01.18), og gjennomsnittsverdiene for GAU-ref er beregnet fra periode 1 - 5 (04.09 - 14.11.17). Spesielt viktige forskjeller er markert med rødt.....	80

Forord

Rapporten er gjennomført som en avsluttende masteroppgave i miljøgeologi ved Institutt for Geovitenskap og Petroleum ved NTNU, Trondheim. Arbeidet er gjort i samarbeid med COWI AS, avdeling Vann og miljø, i Oslo og COWIs samarbeidspartnere i Sverige og Tsjekkia. Litteraturstudiet er i hovedsak gjennomført av studenten som egensøk, men er også tilrettelagt av ekstern veileder, seniorrådgiver Roger M. Konieczny.

Arbeidet med oppgaven spente over to semestre, høst 2017 og vår 2018. I løpet av perioden ble det utført litteraturstudier, feltarbeid, behandling av analysedata, utvikling av metode for fremstilling av analysedata, samt arbeid med rapporten. Feltarbeidet strakk seg over en periode på seks måneder, og ble utført av Rickard Åkesson (COWI), Siw-Christin Taftø (COWI) og studenten selv. Løsningen med bruk av passive prøvetakingsenheter for langtidsovervåkning av BTEX, alifater, aromater, PAH-16 og NPD ble benyttet under feltarbeidet. Analysedata ble stilt til rådighet av Circle K Norway AS ved HMS-sjef Stein Lorentzen.

For opplæring i metoder og prinsipper for passiv prøvetaking, samt feltmetodikk har Dr. Per-Anders Bergqvist (ExposMeter AB, Umeå) bistått. Likeledes for innføring og forståelse i kjemisk analyser og beregningsmetoder har Dr. Roman Grabic (University of South Bohemia, Tsjekkia) og Ing. chem. Martin Ferencik (Povodi Labe, Tsjekkia) bidratt.

Jeg ønsker å rette en stor takk til veileder hos COWI AS, seniorrådgiver Roger M. Konieczny, og til veileder ved Institutt for Geovitenskap og Petroleum, Førsteamanuensis Randi Kalskin Ramstad.

I tillegg ønsker jeg å takke Miljøringen for Miljøringens studentstipend 2017. Dette bidro til at jeg kunne besøke University of South Bohemia i Tsjekkia for å få innføring i kjemiske analyser av forskjellige typer passive prøvetakingsenheter.

Til slutt vil jeg takke min kjære mann for god støtte gjennom arbeidet med oppgaven, og nær familie for støtte gjennom hele studieløpet.

Trondheim, mai 2018

Ingvild Bjelland Lende

1 Innledning

Hovedfokuset i oppgaven er rettet mot videreutvikling av Fingerprintmetoden (her kalt Fingeravtrykkmetoden) som en generell og anvendbar metode relatert til hydrokarboner i vannforekomster. Som del av metoden blir det utviklet et kjemisk fingeravtrykk som indikerer hvordan karbonfraksjoner og hydrokarbonforbindelser fordeler seg i en resipient. I tillegg til at metodeutviklingen er en del av studien, skal også passiv prøvetaking og kjemiske fingeravtrykk sine muligheter og begrensninger for forståelse og kvalitativ bestemmelse av forurensningers opphav og omfang avklares.

Bakgrunnen for studien var at COWI AS ønsket å utvikle en beskrivende metode for visuell fremstilling av hydrokarbondata som en videreutvikling av deres arbeid med fremstilling av idealiserte kildeprofiler for hydrokarboner i miljøprøver. Metodeutviklingen ble gjennomført med bruk av analysedata fra langtidsovervåkning av to resipienter (Sørabekken og Gaula, se delkapittel 3.3.2 og 3.3.3) i forbindelse med sanering av dieselforurensset grunn på Circle K-E6 (tidligere Statoil Fuel & Retail Norge AS) på Klett i Trøndelag (gnr./bnr. 204/21) (se figur 3.1). Det må presiseres at fokuset i oppgaven er rettet mot nytteverdien av metodikken, og ikke på mulige kilderelasjoner i Sørabekken og Gaula. Mulige kilderelasjoner blir likevel gjennomgått i delkapittel 6.4.

Langtidsovervåkingen ble utført med bruk av passive prøvetakingsenheter. Dette er enheter som kan akkumulere kjemiske forbindelser i lave konsentrasjoner. Konseptet for passive prøvetakingsenheter til bruk i miljøet ble utviklet på 1980-tallet, og enheter ble plassert i felt for forskningsformål på 1990-tallet. Siden den tid har de blitt brukt til å overvåke miljøgifter i vann, i porevann i jord og sedimenter, samt i luft (United States Environmental Protection Agency, 2012).

I **kapittel 2** introduseres Fingeravtrykkmetoden relatert til hydrokarboner i vann. Deretter blir det gjort rede for utvalgte hydrokarboners kjemiske sammensetning og egenskaper. Kapitlet avsluttes med en introduksjon til passiv prøvetaking, samt en oversikt over vanlige passive prøvetakingsenheter på markedet. I tillegg vil fordeler og utfordringer med passiv prøvetaking bli gjennomgått. I **kapittel 3** blir det gitt en beskrivelse av området der langtidsovervåkingen med passive prøvetakingsenheter ble gjennomført, før selve feltarbeidet blir beskrevet i **kapittel 4**. Kapittel 4 avsluttes med en beskrivelse av arbeidet med utvikling av Fingeravtrykkmetoden, og på slutten av kapitlet presenteres metoden i sin helhet. I **kapittel**

5 anvendes metoden på analysedata fra Klett, og tolkninger legges frem i delkapittel 6.1 og 6.2 i **kapittel 6**. Videre blir mulige kilderelasjoner i Sørabekken og Gaula drøftet, før kapitlet avsluttes med en helhetsvurdering av metodene (passiv prøvetaking og kjemiske fingeravtrykk). I **kapittel 7** følger konklusjoner, og i **kapittel 8** gis anbefalinger til videre arbeid.

2 Teori

2.1 Fingeravtrykkmetoden

Metoden er utviklet i studien som en videreutvikling av Roger M. Konieczny sitt arbeid med fremstilling av analysedata.

Fingeravtrykkmetoden gir en fremgangsmåte for å komme frem til et profil som beskriver forekomsten av benzen, toluen, etylbenzen og xylener (BTEX, C₆–C₈), alifater (C₅–C₄₀), aromater (C₁₀–C₃₆), polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, C₁₀–C₂₂) og naftalener, fenantrener/antracener og dibenzotiofener (NPD, C₁₀–C₁₇) (se delkapittel 2.2.). Det resulterende profilet kalles et kjemisk fingeravtrykk (se figur 2.1). Metoden må ikke forveksles med hydrokarbonkarakterisering med fremstilling av kromatografiske fingeravtrykk (teknikk fra 1970-tallet som bruker gasskromatogrammer for å identifisere petroleumshydrokarboner ut fra egenskaper som blant annet kokepunkt og flyktighet (Wigger et al., 1999)).

Fingeravtrykkmetoden er deskriptiv (beskrivende), og det vektlegges spesielt å gi en god visuell fremstilling av data. Dette blir blant annet gjort for å øke tilgjengeligheten av store datasett, for sortering av prøvepunkter og for rask sammenligning av likheter og avvik både innbyrdes og mellom målestasjoner. Ofte kan flere kilder påvirke en resipient samtidig (se delkapittel 2.1.2). Oppdagelse av utslipp i miljøet kan gjøres enten i fravær av en kjent hendelse eller kilde, eller i nærhet av flere kildekandidater. Fingeravtrykkmetoden kan gi svar på viktige spørsmål innenfor begge kategoriene. I tillegg tar metoden til en viss grad høyde for omsetning, det vil si aldring og endring, av totalnivået av hydrokarboner (THC, totale hydrokarboner) og PAH (se avsnitt 2.2.4) (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 03.05.18). Dette forklares nærmere i delkapittel 4.3.1.

2.1.1 Kjemiske fingeravtrykk

Et kjemisk fingeravtrykk indikerer hvordan karbonfraksjoner og hydrokarbonforbindelser fordeler seg i undersøkelsesmediet, og gir et bilde på den kvalitative sammensetningen av forbindelser (som i sin tur sier noe om opprinnelsen, det vil si kilden/-ene). I tilfeller der en har flere målestasjoner i en resipient (for eksempel i en bekk) er det mulig å finne kvalitative forskjeller innbyrdes i resipienten (for eksempel oppstrøms og nedstrøms i bekken), og ved å sammenligne avtrykk fra forskjellige resipienter finnes kvalitative avvik og likheter mellom disse (for eksempel forskjeller mellom to elver).

Primære faktorer

Primære faktorer inkluderer de geologiske forholdene der stoffer ble dannet og samlet opp under jordoverflaten. Kjemien til naturlig forekommende petroleum er et resultat av de geologiske prosessene som gjennom millioner av år førte til dannelsen. Vanligvis er hovedfokuset på tre primære faktorer; sammensetningen til kildebergarten, den termale historien til kildebergarten, samt forandringer som oppsto i løpet av hydrokarbonenes migrasjon frem til oppholdet i reservoarbergarten (Douglas et al., 2007). Disse faktorene bidrar til å produsere forskjellige kjemiske fingeravtrykk.

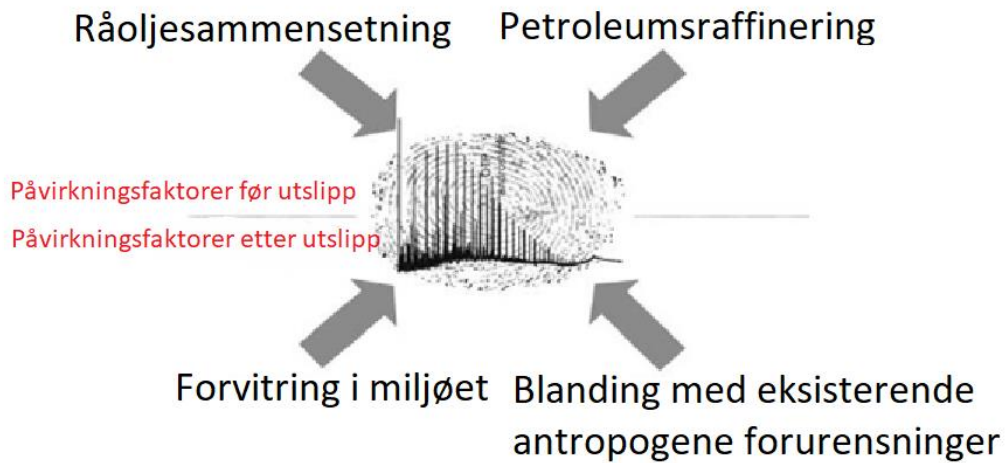
Sekundære faktorer

Sekundære faktorer er menneskeskapte endringer hydrokarbonene går gjennom under utvinning og videre behandling. Eksempelvis representerer raffinering av råolje en sekundær faktor. Noen av de primære kjemiske egenskapene er de samme i bearbeidede produkter som i naturlig forekommende hydrokarbonprodukter (for eksempel petroleum), men raffineringprosessen påvirker den kjemiske sammensetningen av de resulterende menneskeskapte produktene. Bearbeidede hydrokarbonprodukter inkluderer ulike brennstoff (for eksempel petroleumsgass, bilbensin og destillat), smøremidler og andre produkter (for eksempel voks, fett og asfalt) og avfallet fra disse (for eksempel spillolje) (Douglas et al., 2007; Constanza-Robinson, 2011).

Tertiære faktorer

Tertiære faktorer er endringene produktene går gjennom etter utslipp til miljøet. Både naturlig forekommende produkter og bearbeidede produkter blir transportert fra produksjonsområdet til området der de skal brukes. Når det skjer et utslipp i miljøet blir produktet umiddelbart utsatt for ulike fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som vil påvirke sammensetningen. Disse prosessene refereres til som forvitring, og kan betraktes som en tertiær påvirkning av petroleumproduktenes kjemiske fingeravtrykk. Eksempler på dette kan være fordampning, oppløsning i vann og biologisk nedbrytning (Douglas et al., 2007; Constanza-Robinson, 2011).

Når hydrokarboner blir sluppet ut i miljøet vil de i tillegg til å bli utsatt for forvitningsprosesser også blandes med eksisterende antropogene (det vil si menneskeskapte) forurensninger. Figur 2.2 kan sees på som en oppsummering av de ulike faktorene som påvirker hydrokarboners kjemiske fingeravtrykk.



Figur 2.2 Faktorer som påvirker hydrokarboners kjemiske fingeravtrykk (Modifisert, omsatt til norsk, Stout og Wang, 2016).

Oppsummert kan man si at den kjemiske sammensetningen av bearbeidet petroleum påvirkes av både primære, sekundære og tertiære faktorer. Det er summen av påvirkningene som er fingeravtrykket, og påvirkningsfaktorene danner dermed grunnlag for forskjellig utseende av kjemiske fingeravtrykk over tid (Douglas et al., 2007; Constanza-Robinson, 2011).

2.2 Kjemiske hovedgrupper

Fingeravtrykkmetoden kan benyttes for en rekke samlegrupper som det normalt analyseres for.

Som nevnt i delkapittel 2.1 er det for arbeidet med fremstilling av kjemiske fingeravtrykk analysert for alifater ($C_5 - C_{40}$), aromater ($C_{10} - C_{36}$), BTEX ($C_6 - C_8$), PAH-16 ($C_{10} - C_{22}$) og NPD ($C_{10} - C_{17}$) (se tabell 2.1).

Tabell 2.1 Stoffgrupper av hydrokarboner som er inkludert i utviklingen av metodikk.

Stoffgruppe	Hydrokarbontype	Karbonfraksjoner
BTEX	Lette aromater	$C_6 - C_8$
Alifater	Lette til tunge alifater	$C_5 - C_{40}$
Aromater	Lette til tunge aromater	$C_{10} - C_{36}$
PAH-16	Lette til tunge polisykliske aromater	$C_{10} - C_{22}$
NPD	Lette til moderat tunge alkylerte polisykliske aromater	$C_{10} - C_{17}$

2.2.1 Alifater

Alifatiske forbindelser omfatter alkaner, alkener, alkyner og noen sykliske forbindelser.

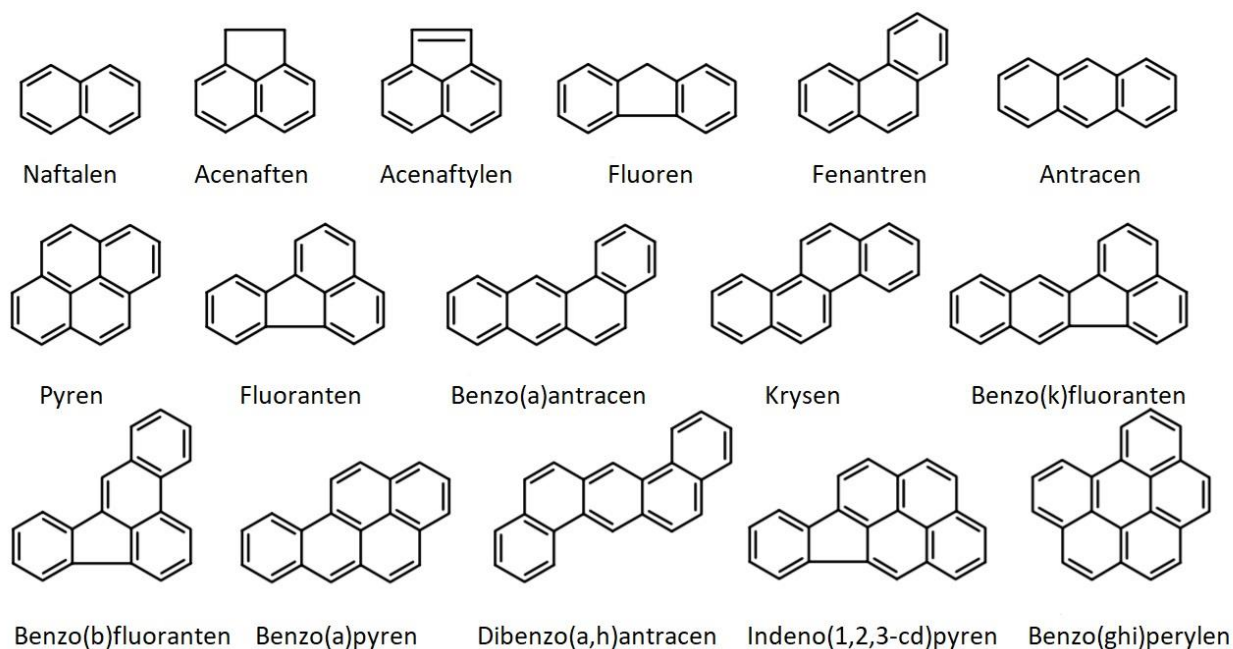
Diesel og bensin er eksempler på petroleumsprodukter som hovedsakelig er alifatiske.

Eksempelvis utgjør alkaner en av de viktigste bestanddeler av råolje og finnes i raffinerte petroleumsprodukter som blant annet bensin, parafin, dieselolje og fyringsoljer (Sørlid, 2014).

2.2.2 Aromater

Benzenringen er utgangspunktet for aromatene (se figur 2.4), og BTEX-, PAH-16- og NPD-forbindelser inngår i aromatgruppen. Aromatiske hydrokarboner er petroleumsdestillater som brukes som løsemiddel, som råstoff i industrien og som bestanddeler i drivstoff (Haraldsen et al., 1993; Sørlid, 2014; Mathisen, 2015).

Figur 2.3 viser strukturer av de 16 US-EPA PAH-er, samt noen utvalgte alkyl-PAHer og heterosykliske forbindelser. PAH-16 er et utvalg på 16 PAH-forbindelser (US EPA, United States Environmental Protection Agency) det er utarbeidet klassegrenser for i Norge, og det er derfor disse det normalt analyserer for (Ruus et al., 2015; Zelinkova og Wenzl, 2015).



Figur 2.3 Struktur av de 16 US-EPA PAH-er (Modifisert, oversatt til norsk, etter Lundstedt, 2003).

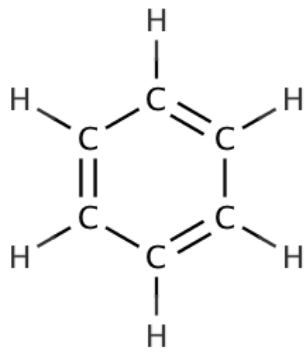
2.2.3 Benzen, Toluen, Etylbenzen og Xylener (BTEX)

BTEX er en gruppe av flyktige organiske forbindelser (VOC) som finnes i ulike konsentrasjoner i hydrokarboner fra petroleumsindustrien. I tillegg produseres BTEX i stor skala for industriell bruk som løsningsmiddel i plast, maling og syntetiske fibre.

På grunn av at forbindelsene er svært flyktige vil de fordampe hurtig fra overflatevann. Ved utslipp av hydrokarboner til grunnvann får BTEX-forbindelsene mer tid til å spre seg. I slike miljøer skjer en biologisk nedbrytning av forbindelsene der benzen bruker lengst tid på å bli brutt ned (grunnet lukket ring med «dobbelbindinger»). Benzen sprer seg derfor også mer i grunnvann enn de andre komponentene (toluen, etylbenzen og xylener) (Barker et al., 1987 Brattli, 2009).

Videre følger en kort presentasjon av kilder for de ulike BTEX-forbindelsene.

Benzen er det enkleste aromatiske hydrokarbonet (se figur 2.4), og som nevnt innledningsvis for delkapittelet er benzenringen utgangspunkt for aromatene (se figur 2.3). Benzen finnes i steinkulltjære og kan utvinnes teknisk fra denne. I tillegg brukes benzen mye i kjemisk industri til fremstilling av forbindelser som for eksempel styren og fenol. Disse kan igjen tjene som utgangsstoffer for kunststoffer av mange slag, fargestoffer og farmasøytiske preparater (Uggerud, 2018).



Figur 2.4 Strukturformel for benzen (Mathisen, 2015).

Toluen fremstilles i hovedsak fra petroleum. Stoffet benyttes også som løsemiddel i organisk syntese, mellom annet til fremstilling av fargestoffer, legemidler, luktstoffer, sprengstoffer og spesielle kjemikalier (for eksempel benzosyre, fenol eller sakkarin) (Uggerud, 2009a).

Etylbenzen fremstilles fra benzen og etylen. Etylbenzen benyttes nesten utelukkende til fremstilling av styren. Styren er et kjemisk mellomprodukt som er råstoff ved produksjon av polystyren (Blindheim, 2009a).

Xylener består vanligvis av en blanding av tre isomerer; orto-, meta- og paraxylen. Xylener finnes i steinkulltjære, men fremstilles i størst grad fra petroleum. Blandingen anvendes som løsemiddel, men mesteparten brukes som komponent i motorbensin (Uggerud, 2009b).

2.2.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH-forbindelsene utgjør en stor og kompleks gruppe av aromatiske hydrokarboner der forbindelsene inneholder hydrogen og karbon som er satt sammen av flere aromatiske ringer (se figur 2.3) (Miljødirektoratet, 2017).

PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, men finnes også naturlig i råolje, kull og følgelig i en rekke petroleumsprodukter. PAH-innholdet i brukte oljer kan være 10 - 100 ganger høyere enn i den opprinnelige oljen, hvilket betyr at brukt olje kan være mye mer helseskadelig enn ny olje (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 27.11.17).

Tabell 2.2 viser eksempler på ulike naturlige og antropogene opphavskilder til PAH-forbindelser. Kategoriseringen i tabellen er ikke absolutt (Konieczny et al., 2014).

Tabell 2.2 Eksempler på naturlige og antropogene kilder til PAH-forbindelser. Kategoriseringen er ikke absolutt (modifisert, et utvalg av eksempler er vist, Konieczny et al., 2014).

Forbrenningsrelatert PAH	Produktrelatert/bearbeidet PAH	Oljerelatert PAH
Aske, sot, slagg	Steinkull, trekull	Råolje, tjære
Brannrester	Gummivulkanisering, dekkslitasje	Diesel, bensin
Ovnskaker, elektroder	Bitumen, asfalt, bek, kreosot	Fyringsolje, Bunker C
Eksos, vedfyring	Sinter, petrolkoks, koks	Motorolje, smøreolje, hydraulikk
Vulkaner, skogbrann	«Carbon black»	Oljeskifer, oljesand

Vannløseligheten til de fleste PAH-forbindelser er relativt liten. De minst komplekse forbindelsene, som for eksempel naftalen, har den høyeste løseligheten. Dette er samtidig de forbindelsene som er mest flyktige og som raskest brytes ned i naturen. Som en konsekvens av den lave løseligheten i vann har samtlige PAH-forbindelser sterk affinitet til jord, og da særlig til humus. Humus er det organiske innholdet i jorda. Dette fører til at den mest omfattende transporten av PAH foregår adsorbent på partikler (Eriksen, 2000).

2.2.5 Naftalen, fenantren/antracenen og dibenzotiofen (NPD)

NPD er de alkylerte PAH-forbindelsene til naftalen, fenantren/antracenen og dibenzotiofen.

Alkylering er en kjemisk reaksjon hvor et hydrogenatom i et organisk molekyl erstattes med en alkylgruppe fra et annet molekyl eller fra en annen del av samme molekyl (Angeletti og Bjørseth, 1984; Klepp, 2016).

I Norge er det vanlig praksis å rapportere NPD som en egen parameter når man undersøker aromater. PAH-forbindelser som inngår i NPD dominerer i olje over de andre PAH-ene, og det er slik man kan bestemme om forhøyede PAH-nivåer stammer fra olje eller en annen kilde (Angeletti og Bjørseth, 1984; Boitsov, 2010).

Videre følger en kort presentasjon av kilder for NPD-forbindelser.

Naftalener finnes i bestemte petroleumsfraksjoner fra prosesser i oljeraffinerier. De benyttes som råstoff ved en rekke prosesser i kjemisk industri, til fremstilling av ulike mellomprodukter, garve- og fargestoffer, samt i løsemidler (Blindheim, 2009b).

Antracenen utvinnes av antracenenolje, som er en del av steinkulltjære, og anvendes til fremstilling av fargestoffer og andre organokjemiske produkter (Uggerud, 2017).

Fenantren er isomert med antracenen. Stoffet kan utvinnes fra steinkulltjære eller det kan fremstilles syntetisk (Uggerud, 2009c).

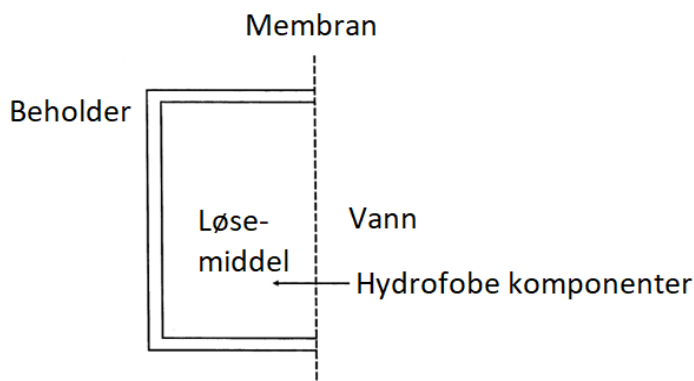
Dibenzotiofen ligner kjemisk sett på antracenen. Stoffet er fargeløst og forekommer ofte i tyngre petroleumsfraksjoner (Ho, 2004).

2.3 Passiv prøvetaking i vannmiljø

Fingeravtrykkmetoden er utviklet fra analysedata fra bruk av passive prøvetakingsenheter. Fra kapittel 1 vet vi at det er enheter som kan fange opp kjemiske forbindelser i lave konsentrasjoner. Testing har vist at resultater fra passiv prøvetaking har økt datakvalitet i forhold til resultater fra tradisjonell prøvetakning. Metoden har spesielt vist seg å være lovende for måling av vannløste konsentrasjoner for et bredt spekter av forurensende stoffer (Vrana et al., 2005; Allan et al., 2009; Center, 2014).

2.3.1 Metodikk og hovedgrupper

Figur 2.5 viser en skjematisk fremstilling av en av de mange variantene av passive prøvetakingsenheter. Bevegelsen fra vannet til den mottakende fasen (løsemiddelet) skjer som resultat av at forbindelsene i de to mediene har forskjellig kjemisk potensial. Netto bevegelse av forbindelser fra det ene mediet til det andre fortsetter til likevekt er etablert i systemet eller til prøvetakingsperioden er over (Stuer-Lauridsen, 2005; Manos et al., 2015).



Figur 2.5 Skjematisk fremstilling av en passiv prøvetakingsenhet i vann (modifisert, omsatt til norsk, Stuer-Lauridsen, 2005).

Prosessen der forbindelser akkumuleres i den passive prøvetakingsenheten kan forklares ved at en vannløst kjemisk forbindelse ledes til enheten ved konveksjon. Først diffunderer forbindelsen over grensefasen som omgir enheten, og deretter går den gjennom membranens porer ved konduksjon. Membranen fungerer slik at bare de stoffene som er selektivt valgt kan trenge inn i mottakerfasen, og i tillegg fungerer den som en fysisk barriere for å holde mottakerfasen på plass. Membraner kan lages av en rekke forskjellige, gjerne hydrofobe materialer. Mottakerfasen i den passive prøvetakingsenheten kan også varieres. Ved å kombinere barriere og mottakerfase kan enhetene optimaliseres til forskjellige formål (Stuer-Lauridsen, 2005; Larsen et al., 2009; Smedes et al., 2010).

Til slutt vil forbindelsene enten løses i løsemiddelet eller adsorberes til en mottakerfase, og man sier derfor at det finnes to hovedgrupper av passive prøvetakingsenheter; enheter der forbindelser absorberes i et løsemiddel, og enheter der forbindelser adsorberes, for eksempel ved binding til overflate. Prøvetakere der forbindelser løses opp kalles partisjonsprøvetakere, og prøvetakere der forbindelser adsorberes blir kalt adsorpsjonsprøvetakere (Šetková et al., 2005; Stuer-Lauridsen, 2005; Smedes et al., 2010, Vrana et al., 2012). Videre følger en kort introduksjon til de to hovedgruppene.

Adsorpsjonsprøvetakere

Adsorpsjonsprøvetaking er basert på binding til overflaten av en adsorbent i en membran eller i et filter. Forbindelser bindes sterkt til adsorpsjonsmaterialet, og likevekt vil vanskelig oppnås på grunn av adsorpsjonsmaterialets høye bindingskapasitet. Den sterke bindingen gjør at prøvetakeren ikke frigjør substanser til vannfasen. Dette gjør det vanskelig å bruke «Performance Reference Compounds» (PRC-er) og å bestemme prøvetakingsraten basert på frigjøring av disse (mer om PRC-er i avsnitt 2.3.2) (Smedes et al., 2010).

Adsorpsjonsprosessen innebærer overføring og akkumulering av målforbindelser (analyse-molekyler) ved en fasegrense, og resulterer i likevektsfordeling mellom væskefasen og adsorbenten. Fordelingskoeffisienten for væskefase og adsorbent avhenger hovedsakelig av temperaturen under adsorpsjonsprosessen, tykkelsen og porøsiteten av adsorbenten, samt av forbindelsenes stereokjemiske karakter (Šetková et al., 2005). Stereokjemisk karakter vil si at molekylene har samme konnektivitet, men at atomene er orientert forskjellig i rommet (Pedersen, 2017). Adsorpsjonsmaterialene som brukes i disse prøvetakingsenhetene binder polare forbindelser svært sterkt, og de blir derfor ofte kalt polare prøvetakere (Smedes et al., 2010; Vrana et al., 2012).

Partisjonsprøvetakere

Partisjonsprøvetaking er basert på absorpsjon av stoffene som skal analyseres, og prøvetakingsenhetene kan oppnå likevekt dersom eksponeringen forblir konstant lenge nok. Materialet brukt i denne typen passive prøvetakingsenheter er valgt slik at forbindelser løses mye bedre i materialet enn i vann. Konsentrasjon er derfor høyere der enn i vannet, og som et resultat blir konsentrasjonen lettere å måle. Forbindelser er ikke bare adsorbent til overflaten, men trenger også gjennom veggen av en naturlig eller syntetisk membran. Selektiv prøvetaking av molekyler med varierende fysiokjemiske egenskaper kan prøvetas under slike forhold. Partisjonsprøvetakere kalles ofte hydrofobe prøvetakere fordi de vanligvis blir benyttet for den typen forbindelser (Šetková et al., 2005; Smedes et al., 2010).

2.3.2 Ytelsesreferanseforbindelser (PRC)

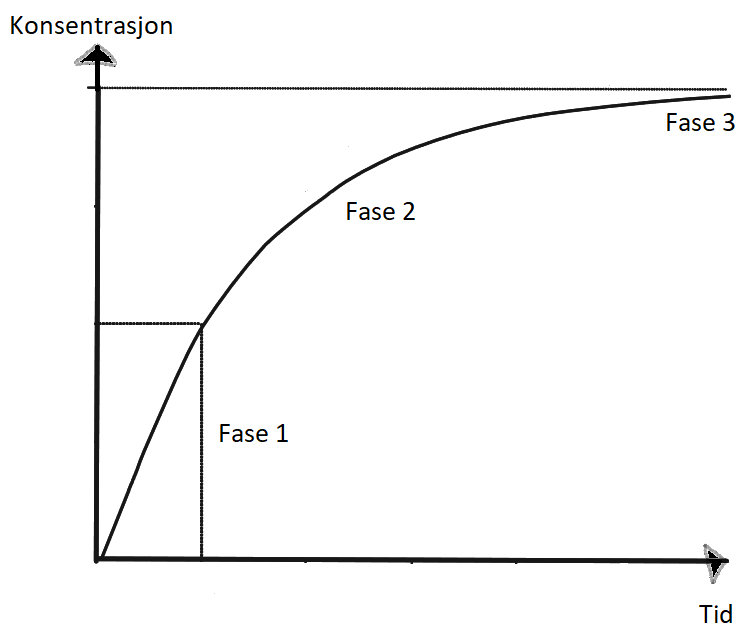
PRC-er er kjemikaler med moderat til høy flyktig tendens som settes til prøvetakingsenheter under produksjon. Lokale miljøfaktorer slik som varierende vannstrømning, temperaturforskjeller, samt dannelse av biofilm (begroing) på overflaten av prøvetakingsenheter kan påvirke hastigheten på hvor ofte kjemikaler slipper gjennom membranen. Faktorene er områdespesifikke, og kan i stor grad redusere nøyaktigheten av den estimerte konsentrasjon i vann. PRC-er ble utviklet for å forsøke å redegjøre for disse effektene. Ved å måle PRC-tap i løpet av tiden en passiv prøvetakingsenhet er i felt, kan justeringer av de teoretisk eller eksperimentelt avledede prøvetakingsratene for målforbindelsene gjøres. Dette blir gjort for å gjenspeile stedsspesifikk likevektsfluks (Booij et al., 1998; Alvarez, 2010).

Oppsummert kan man si at PRC-ene fungerer som interne kalibreringsstandarder. Bruken av laboratorieutviklede kalibreringsdata for estimering av forurensningskonsentrasjonen i omgivelsene er begrenset med mindre strømningsfølsomme PRC-er er brukt (Vrana og Schüürmann, 2002).

2.3.3 Opptakskinetikk

Adsorpsjon av forurensning eller absorpsjon fra vann til de fleste passive prøvetakingsenheter følger generelt mønsteret vist i figur 2.6, og opptaket av forbindelser kan forklares gjennom tre faser (Huckins et al., 2006, Smedes et al., 2010; Manos et al., 2015).

1. Fase 1: lineærfasen. Opptaket vil være tilnærmet lineært over tid. Det er ingen tendens til tilbakestrømning, og det vil derfor ikke være frigjørelse av forbindelser. Konsentrasjonen øker proporsjonalt med konsentrasjonen i vann og eksponeringstiden, og opptaket er tidsintegret. De fleste passive prøvetakingsenheter opererer i det lineære regimet.
2. Fase 2: krumlinjefasen. Forskjellen mellom konsentrasjonen i vannet og konsentrasjonen i prøvetakingsenheten vil være mindre og stoffer frigjøres igjen i vannfasen. Krumlinjefasen beskriver akkumulasjonen på overgangen mellom den lineære fasen og den påfølgende likevektsfasen. Frigjøringsraten øker ettersom Fase 3 nærmer seg.
3. Fase 3: likevektsfasen. Her er likevekt oppnådd, og opptaks- og frigjøringsraten vil være like. I likevektsfasen vil konsentrasjonen i prøvetakingsenheten stabiliseres. Opptakshastighetene er så høye eller eksponeringstiden er så lang at likevekt blir oppnådd. Opptaket av hydrofobe forbindelser med $\log K_{ow}$ (fordelingskoeffisient mellom olje og vann) på over 4,9 vil normalt ha nådd likevekt etter en eksponeringstid på 28 - 30 dager.



Figur 2.6 De tre opptaksfasene for passive prøvetakingsenheter (Modifisert, omsatt til norsk, Huckins et al., 2006).

Fordi hydrofobe forbindelser har en høy fordelingskoeffisient mellom prøvetakingsenheter og vann (høy K_{sw}) er prøvetakingskapasiteten for disse forbindelsene høy. Det fører til at opptaket forblir i Fase 1. Som resultat av dette kan disse forbindelsene prøvetas på et tidsintegret grunnlag. I tilfeller der mindre hydrofobe forbindelser ($\log K_{ow} < 3$) prøvetas, som for eksempel naftalen, er likevektstiden ofte kortere enn eksponeringstiden, og likevekt vil generelt oppnås (Smedes et al., 2010).

2.3.4 Typer passive prøvetakingsenheter

Enhetene har et bredt bruksområde. Avgjørelsen om hvilken type man skal bruke er avhengig av kjemikaliene det letes etter. Det finnes blant annet varianter av passive prøvetakingsenheter for å måle konsentrasjon av tungmetall i vann, og det finnes varianter for en rekke polare, upolare og flyktige organiske forbindelser. Eksempelvis brukes SPMD (Semi-Permeable Membrane Device) og POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) ofte sammen for å få en prøve som er mer representativ for hele spekteret av organiske forurensninger enn det som kan fås med en enkelt type prøvetaker. Dette er fordi de da prøvetar en kombinasjon av polare og upolare forbindelser (Petty et al., 2004).

I det følgende blir det gitt en kort presentasjon av et utvalg av de vanligste typene passive prøvetakingsenheter på markedet. I undersøkelsene som ble foretatt som bakgrunn for studien utgjør analysedata fra SPMD-enheter hoveddelen av resultatene, og SPMD forklares derfor noe grundigere enn de andre prøvetakingsenhetene.

Semi-Permeable Membrane Device (SPMD)

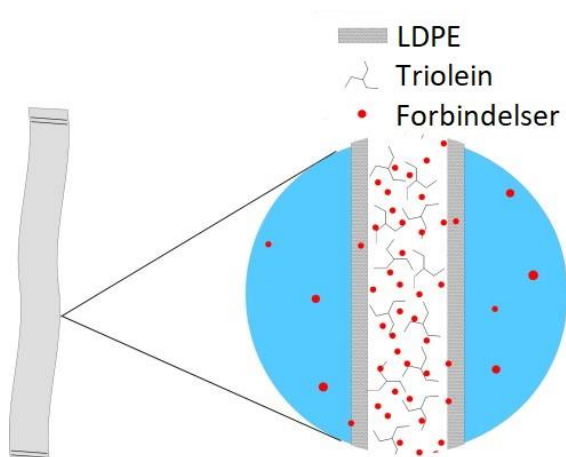
SPMD er en passiv prøvetakingsenhet som brukes for å overvåke spornivåer av hydrofobe organiske forurensninger. Den er bygd opp av lipofile membrantuber for å slippe gjennom lipofile stoffer. Når enheten plasseres i vannmiljø akkumuleres hydrofobe organiske forbindelser fra vannet. PAH, PCB, klorerte pesticider, polybromerte difenyletere (PBDE), dioksiner og furaner er eksempler på stoffer som kan måles ved hjelp av enheten (Hartnik og Amundsen, 2006; Alvarez, 2010; National Oceanic and Atmospheric Administration, 2013).

I delkapittel 2.3.3 ble det gitt en generell innføring i passive prøvetakingsenheters opptakskinetikk. Videre følger en mer detaljert forklaring for opptakskinetikken i SPMD-enheter.

Nær overflaten av enhetene domineres all transport av konveksjon og strømminger i vannet. Når forbindelser nærmer seg SPMD-overflaten er det i hovedsak diffusjon som dominerer transporten. Områder der transporten domineres av molekylær diffusjon blir ofte referert til

som et «vanngrenselag». Etter å ha trengt gjennom vanngrenselaget kan forurensningene møte en biofilm på den ytre overflaten av SPMD-membranen. Transport gjennom biofilmen foregår ved diffusjon. Etter å ha krysset biofilmen når forbindelsene membranoverflaten, de diffunderer gjennom og til slutt konsentreres de i løsningsmiddelet. Figur 2.7 viser skjematisk hvordan konsentrasjonsfordelingen er på ut- og innsiden av en SPMD-enhet i vann.

Løsningsmiddelet i SPMD-enheter er vanligvis en tynn film av det nøytrale triglyseridet triolein (1,2,3-tri-[cis-9-oktadecenoyl] glyserol) forseglet i «plasttuber» med tynne vegger av lavdensitetspolyetylen (LDPE) (se figur 2.8). Triolein er et lipid som ofte finnes i fett i vannlevende organismer, og det har svært høy affinitet overfor fettløselige organiske forbindelser (upolare forbindelser). Plasttuben/membranen absorberer ikke i seg selv, men absorpsjonen forekommer i løsningsmiddelet inne i prøvetakingsenhetene (Šetková et al., 2005; Esteve-Turrillas et al., 2007; National Oceanic and Atmospheric Administration, 2013).



Figur 2.7 Skjematisk fremstilling av en SPMD-membran i vann. «LDPE» er plastmaterialet membranen er bygd opp av, «triolein» er fettstoffet i membranen og «forbindelser» refererer til forbindelsene i vannet. Noen av disse samles opp i membranen, mens andre forblir i vannfasen på grunn av at de enten er for store eller har større affinitet til vannet enn til membranen (Modifisert, oversatt til norsk, Esteve-Turrillas et al., 2007).



Figur 2.8 SPMD-membran.

Polyetylenmembranen ligner en biologisk membran ved at den selektivt tillater organiske forbindelser å gå gjennom membranen. Membranen består av et ikkeporøst materiale, men tilfeldig termisk bevegelse av polymerkjedene danner små hulrom på 10 ångstrøm [Å], og bare små lipofile stoffer mindre enn 10 Å kan passere. Partikler, hydrofile stoffer, bakterier og lignende kan ikke passere membranen (Esteve-Turrillas et al., 2007; Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, e-post 19.10.17).

Konsentrasjonen av en løst organisk forbindelse i vann kan estimeres ut fra akkumulert mengde i den passive prøvetakingsenheten ved hjelp av følgende formel (formel 2.1) (Huckins et al., 2006):

$$C_W = \frac{C_{SPMD}}{K_{SPMD/Vann}} \cdot \left(1 - e^{\frac{-R_s \cdot t}{V_{SPMD} \cdot K_{SPMD/Vann}}} \right) \quad (\text{Formel 2.1})$$

Hvor C_w og C_{SPMD} er konsentrasjonen i henholdsvis vann og SPMD (relatert til volum), R_s er volum av vann som lekker ut av membranen hver dag (verdi finnes i litteraturen), V_{SPMD} er volum av SPMD (standardisert til 0,0047 L) og $K_{SPMD/Vann}$ er fordelingskoeffisienten mellom vann og SPMD ved likevekt (verdi finnes i litteraturen) (Huckins et al., 2006; Hartnik og Amundsen, 2006).

SPMD-enheter er standardiserte, og opptaket i membranen er direkte knyttet til overflateareal. Totalt har SPMD-membranen et overflateareal på 450 cm² (Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, e-post 19.10.17).

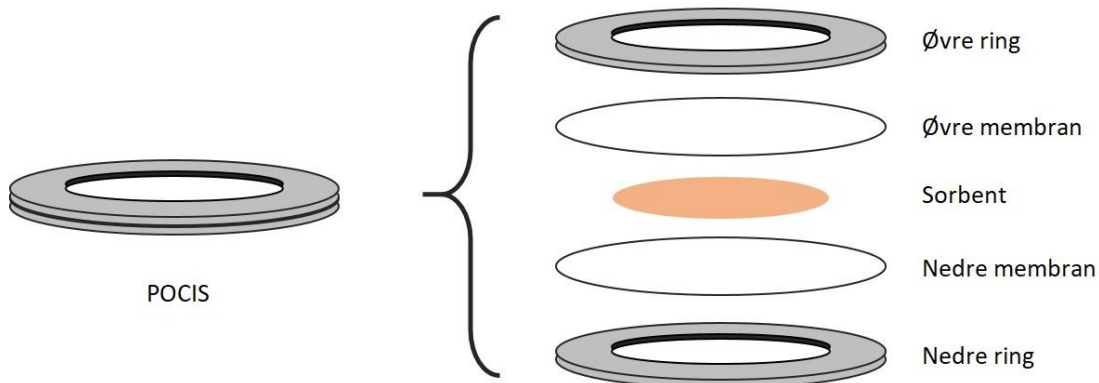
Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS)

POCIS tilhører gruppen adsorpsjonsprøvetakere. POCIS-membraner er polare og brukes for å prøveta polare, vannløselige, kjemikalier med en fordelingskoeffisient $\log K_{ow} < 3$. Disse inkluderer de fleste legemidler, illegale rusmidler, polare plantevernmidler, flammehemmere, surfaktanter (kjemisk forbindelse som reduserer overflatespenningen i en væske slik at den lettere kan blandes med andre væsker), samt metabolitter og nedbrytningsprodukter av ovennevnte (Alvarez, 2010; Manos et al., 2015).

POCIS består av et fast mottaksfasemateriale, det vil si en sorbent, plassert mellom to mikroporøse, diffusjonsbegrensende polyetersulfonmembraner (se figur 2.9). Valg av anvendt

sorbenttype vil være forskjellig ut fra hvilken kjemisk klasse målstoffet tilhører (Manos et al., 2015):

1. «Generisk konfigurasjon» inneholder en blanding av tre fastfasesorbenter (Isolute ENV+ polystyrene divinylbenzene og Ambersorb 1500 karbon dispergert på S-X3 «Biobeads»). Det brukes for å overvåke de fleste plantevernmidler, flere avløpsrelaterte kjemikalier og andre polare organiske kjemikalier.
2. «Farmasøytisk konfigurasjon» inneholder en enkelt fastfasesorbent (Oasis HLB), og er utviklet for legemiddelrester.



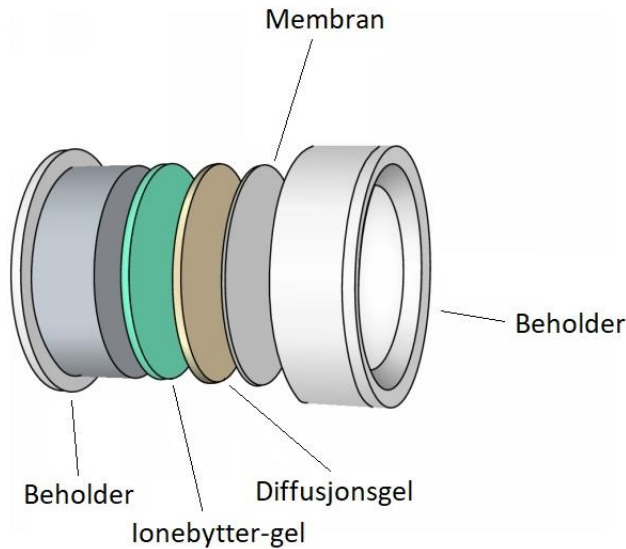
Figur 2.9 Oppbygning av en POCIS-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Affinisep, u.å.).

Low Density Polyethylene (LDPE)

LDPE blir brukt for å undersøke organiske miljøgifter. LDPE-enheter består av en LDPE-membran. Den er egnet for forbindelser med $\log K_{ow} > 3$. En svært tynn membran fører til at likevekt oppnås for forbindelser med en $\log K_{ow}$ på opptil 4 eller 5. Membranen kan lett revne eller brytes i stykker fordi den er så tynn. Fordelen med denne prøvetakingsenheten sammenlignet med SPMD er at preparat- og ekstraksjonsprosedyrene er enklere (Smedes et al., 2010).

Diffusion Gradients in Thin films (DGT)

DGT er en prøvetakingsenhet som kan brukes direkte i vann, sedimenter og i jord. Figur 2.10 viser en DGT-enhet. Enheten består av en plastbeholder som inneholder en diffusjonsgel, en ionebytter-gel og en membran (Smedes et al., 2010).



Figur 2.10 Oppbygning av en DGT-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Knutsson et al., 2014).

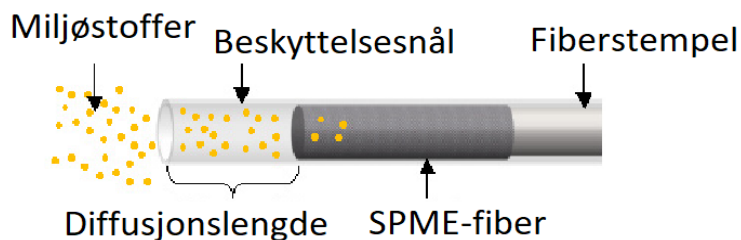
Under utplassering akkumuleres målsubstansene, som for eksempel metaller, næringsstoffer og noen organiske forbindelser på en kontrollert måte på bindingslaget. Mange forskjellige typer bindende lag er tilgjengelige for dette, og det fører til at DGT kan brukes for å måle et bredt spekter av forbindelser. Enheten brukes hovedsakelig for å undersøke forekomster av metaller som blant annet aluminium (Al), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), nikkel (Ni), sink (Zn) og bly (Pb). Ved å bruke alternative bindemidler, som for eksempel sulfider og flere radionuklider, kan man også måle fosfat (PO_4^{3-}), arsen (As), kvikksølv (Hg), molybden (Mo) og vanadium (V). DGT kan også akkumulere noen polare organiske forbindelser som for eksempel antibiotika (DGT Resarch, u.å.).

Polyoxymethylene (POM)

POM består av en enkelt fase av polyoksymetylen. Enheten brukes for å undersøke hydrofobe organiske miljøgifter med $\log K_{ow} > 3$. Opptak ved bruk av POM er langsomt i sammenligning med for eksempel LDPE og SPMD. Det fører til at det tar lang tid å oppnå likevekt (Smedes et al., 2010). POM er ikke standardisert, men er likevel en mye brukt prøvetakingsenhet (Smedes et al., 2010).

Solid Phase Micro Extraction (SPME)

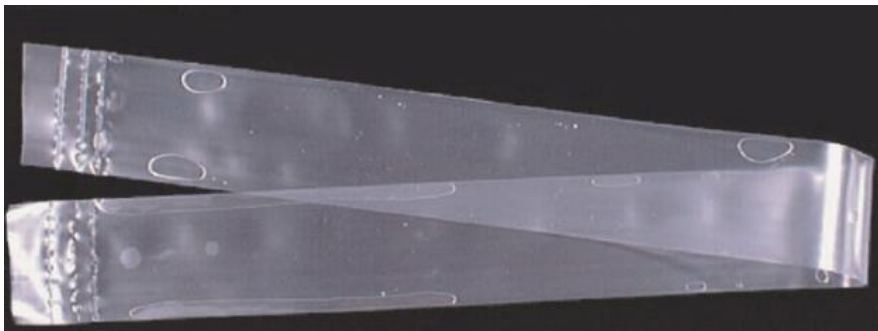
SPME består av et silikafiber belagt med en spesifikk polymer som virker som en adsorbent (Vrana et al., 2005). Figur 2.11 viser en skjematisk fremstilling av en SPME-enhet. Typen adsorbent kan varieres for å prøveta ulike typer stoffer. Etter eksponering desorberes et SPME-fiber og analyseres direkte i injektoren i en gasskromatograf. Det resulterer i at det ikke er nødvendig med løsningsmiddel for ekstraksjon av forbindelser (Smedes et al., 2010). SPME-enheter har lite volum og det fører til at bare en liten mengde av miljøstoffer absorberes. Dette gjør at prøvetakingen er mindre sensitiv og at deteksjonsgrensen er høyere sammenlignet med andre typer prøvetakingsenheter (Vrana et al., 2005). I tillegg kan fibrene avvike noe fra hverandre og dette har innvirkning på opptaksprosessen. SPME-metoden brukes hovedsakelig i laboratoriet og sjelden i felt fordi fibrene tåler lite (Smedes et al., 2010).



Figur 2.11 Skjematisk fremstilling av oppbygningen av en SPME-enhet (Modifisert, oversatt til norsk, Merck, 2010).

Volatile Organic Compounds (EWV-VOC)

EWV-VOC-enheter består av en LDPE-membran fylt med destillert vann. Enheten benyttes for å fange opp flyktige organiske forbindelser, som for eksempel BTEX. Figur 2.12 viser en EWV-VOC-enhet.



Figur 2.12 EWV-VOC-enhet fylt med destillert vann (Huckins et al., 2006).

Oppsummering av egenskapene til nevnte passive prøvetakingsenheter

I tabell 2.3 nevnes egenskaper til de seks passive prøvetakingsenheter som er gjennomgått i delkapittelet. Formålet er å gi en oversikt over de viktigste strukturelle forskjellene mellom disse, og hvilke stoffgrupper den enkelte prøvetakingsenheter kan fange opp.

Tabell 2.3 Oversikt over hvilket materiale de utvalgte passive prøvetakingsenheterne (SPMD, SPME, POM, POCIS, DGT og VOC) er bygd opp av, og hvilke stoffgrupper de kan fange opp. Tabellen viser også om det er vanlig å legge til PRC for samtlige enheter. Oversatt og revidert (VOC er lagt til) etter Smedes et al. (2010).

Prøvetakingsenhet	Materiale	Stoffgrupper	PRC
SPMD	Syntetisk lipid i en LDPE-membran	Hydrofobe organiske forbindelser (Log $K_{ow} > 3$)	Ja
SPME	Silikafiber med forskjellige typer belegg	Polare- og upolare forbindelser (avhenger av belegget)	Nei
POM	Polyoksymetylen	Hydrofobe organiske forbindelser (Log $K_{ow} > 3$)	Nei
POCIS	Fast sorbent mellom membraner og polyetersulfon	Avhenger av sorbent	Nei
DGT	To lag akrylamidgel montert i en holder. Det ene er en mottakerfase og det andre virker som et tynt diffusjonslag	55 metalliske stoffer inkludert de vanlige tungmetallene fosfor, sulfid, og ^{99}Tc (Radionuklider), samt dimetyl-Hg (organisk forbindelse)	Nei
VOC	Destillert vann i en LDPE-membran	Flyktige organiske forbindelser	Nei

2.4 Fordeler og utfordringer med prøvetaking med SPMD-enheter

Det er utfordringer knyttet til tradisjonell prøvetaking, og man har derfor forsøkt å finne alternativer for å unngå noen av disse vanskelighetene. Hovedfokuset i delkapittelet er spesielt rettet mot fordeler og utfordringer med passiv prøvetaking sammenlignet med tradisjonell prøvetaking. SPMD-enheter er valgt som utgangspunkt. Fordelene/utfordringene er likevel i stor grad generelle og gjelder de fleste passive prøvetakingsenheter på markedet.

2.4.1 Fordeler med SPMD i forhold til biologiske undersøkelser

Laboratorie- og feltstudier har vist at biologiske effekter i organismer ikke er relatert til den totale konsentrasjonen av forurensninger i matriksen, men heller til den biotilgjengelige fraksjonen (det som kan tas opp av levende organismer) (Šetková et al., 2005; European Commission, 2010; Manos et al., 2015).

Som nevnt i delkapittel 2.3.4 er SPMD designet for å etterligne prosessen som foregår i vannlevende organismer. Den biotilgjengelige fraksjonen akkumuleres i passive prøvetakingsenheter, og SPMD kan dermed brukes for å overvåke lave nivåer av vannbårne forurensinger. Dette fører til at SPMD med fordel kan brukes som et alternativ til bruk av for eksempel blåskjell, østers og fisk for å kartlegge forurensninger i vann (Šetková et al., 2005; European Commission, 2010; National Oceanic and Atmospheric Administration, 2013; Manos et al., 2015). I tillegg er SPMD-enheter lettere å ekstrahere fra enn fra vannlevende organismer. De er også lettere å sette ut og å hente inn enn fangst av organismer.

Andre fordeler med SPMD (og lignende passive prøvetakingsenheter) i forhold til metoder for biologisk prøvetaking, er at passive prøvetakingsenheter lettere kan standardiseres enn vannlevende organismer. I tillegg har dataene bedre kompatibilitet for studier utført i forskjellige årstider og på forskjellige steder. Et eksempel er at passive prøvetakingsenheter kan anvendes i forskjellige klima og miljøer. I tillegg kan SPMD-enheter brukes både i fersk- og i saltvann, samt i brakkvann. Ved prøvetaking med levende organismer, for eksempel muslinger, får man problemer med prøvetaking i slike blandingssoner. Problemer med migrasjon, dødelighet og metabolisme, som er vanlig for vannlevende organismer, er ikkeeksisterende ved bruk av passive prøvetakingsenheter (Smedes et al., 2010; Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

2.4.2 Fordeler med SPMD i forhold til vann- og sedimentprøver

Vannprøver kan påvirkes av kortvarige temporale hendelser som enten resulterer i en forhøyet eller redusert oppløst konsentrasjon, og reflekterer dermed ikke den langsiktige gjennomsnittskonsentrasjonen på stedet. Ved analyse av SPMD-enheter finnes en middelverdi av konsentrasjonen for perioden membranen har vært utplassert. Det må presiseres at en passiv prøvetakingsenhet måler der den er plassert og viser belastningen der (ikke generelt i resipienten). I serie kan man lokalisere kilden.

I den samlede vurdering av påvirkningen av forurensninger på miljøet vil tidsvektede gjennomsnittskonsentrasjoner være mer nyttig enn øyeblikkskonsentrasjoner. Det er fordi disse bedre reflekterer langtidsvirkningen av forbindelser (Smedes et al., 2010).

Det må likevel nevnes at resultater fra tradisjonelle metoder kan være verdifulle selv om de bare gir et øyeblikksbilde av konsentrasjonen. Dette gjelder spesielt i tilfeller der informasjon er nødvendig så fort som mulig.

En annen fordel med SPMD-enheter er at det bare er den fritt oppløste konsentrasjonen i vannet som måles, og derfor ikke forurensninger som er adsorbent til partikler (Smedes et al., 2010; Booij et al., 2015). I motsetning til konsentrasjoner fra vann- og sedimentprøver er det derfor ikke nødvendig å korrigere for lokale forhold. Slike forhold kan for eksempel være konsentrasjoner av suspendert materiale og oppløst organisk karbon (DOC).

Når det er lite suspendert materiale i en prøve vil konsentrasjonen av sterkt hydrofobe forbindelser være så lav at tradisjonelle metoder ikke kan detektere dem. Hydrofobe forbindelser er forbindelser med svært lav affinitet til vann. Ved prøvetaking med SPMD oppnås lavere deteksjonsgrense enn ved tradisjonell prøvetaking. Årsaken til de lave deteksjonsgrensene er at forbindelsene, det vil si miljøgiftene, oppkonsentreres. Ved bruk av passive prøvetakingsenheter kan deteksjonsgrensen være så mye som 200 - 1000 ganger lavere enn i en vannprøve på én liter vann (Namieśnik et al., 2004; Smedes et al., 2010; Oen, 2017).

2.4.3 Samlet oppsummering av generelle fordeler med SPMD-enheter

Oppsummert kan man si at SPMD er enkle i bruk, gir en tidsvektet gjennomsnittskonsentrasjon, trenger minimalt med håndtering, ikke metaboliserer akkumulerte forbindelser, samt at de kan detektere og konsentrere svært lave konsentrasjoner av forurensninger.

I tillegg til fordelene nevnt i delkapittel 2.4.1 og 2.4.2 trengs ikke elektrisk drevne pumper eller strøm til prøvetakingsroboter. Det er heller ingen bakterier eller humus i prøven, og det fører til sikrere og mer stabile resultater (med tanke på nedbrytning). Dette gjelder også i tilfeller med en vesentlig transporttid av prøven før den analyseres. Prekonsentrering i felt er også en stor fordel da det er mye enklere å transportere en prøvetakingsenhet på noen få gram enn å sende et stort volum vann til laboratoriet (Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

Tabell 2.4 oppsummerer de viktigste fordelene ved bruk av SPMD-enheter til bruk i miljøovervåkning i vann.

Tabell 2.4 Eksempler på fordeler ved bruk av SPMD-enheter.

Fordeler med SPMD	
Enkel å bruke	Etterligner biokonsentrering
Trenger ikke strøm	Bakterie- og partikkelfri
Kan benyttes for kort- og langtidsprøvetaking	Persistente organiske forurensninger (POPs) metaboliseres ikke
Kan benyttes under ekstreme forhold	Homogenitet
Enklere å ekstrahere fra enn fra dyrevæv	Vannløselig konsentrasjon
Vedlikeholdsfri	Enkel prøvetakingsprosedyre
Prekonsentrering	Kun avhengig av et lite volum vann
PRC	Kan lagres over lang tid
Kan benyttes under forhold med varierende vannkvalitet	Enkel å transportere (både før og etter prøvetaking)

2.4.4 Utfordringer med passiv prøvetaking ved bruk av SPMD-enheter

Noen begrensninger med metodikken vil være prøvetakingsprosedyrer (for eksempel prøveuttak/valg og håndtering), bruk av ulike analyselaboratorier over tid (for eksempel batch-problematikk), samt valg av analyseparametere (spesielt oljefraksjoner). Slike feilkilder er generelle både for passiv prøvetaking og for tradisjonelle metoder for miljøovervåkning, og kan til en viss grad elimineres med implementering av god forsøksplanlegging og ved bruk av standardprosedyrer og metoder (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 03.05.18).

En annen utfordring er at teknologien bak passiv prøvetaking for miljøovervåkning blir sett på som forskningsmetoder. Noen få stater i USA og noen få europeiske land begynte å akseptere passive prøvetakingsenheter som overvåkningsverktøy rundt 2009, og den Europeiske Union (EU) startet da studier for å bestemme potensiell aksept for metoden (European Commission, 2009). Passiv prøvetaking er nå en akseptert metode. Det finnes en europeisk ISO-standard for passiv prøvetaking fra overflatevann (EN ISO 5667-23:2011). Den engelskspråklige versjonen av standarden er fastsatt som Norsk Standard NS-EN ISO 5667-23:2011. Resultatene fra passiv prøvetaking er fremdeles likevel ikke helt kompatibel

med standardene i de fleste av dagens vanddirektiver (Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17). Dette kommenteres nærmere i delkapittel 6.5.1.

I tillegg har de fleste laboratorier arbeidet lite med passive prøvetakingsenheter. Det medfører at det er viktig å ha god dialog med laboratoriet som skal utføre analysene før oppstart av feltarbeid. Ifølge Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS (personlig kommunikasjon, 20.11.17), er passiv prøvetakning i bruk for å overvåke hydrokarboner i miljø høyst aktuelt. Et av hovedproblemene er at mange laboratorier kan være usikre på hvordan membraner skal behandles og hvordan målforbindelser ekstraheres fra disse. Dette på tross av at metodene er kompatible med vanlige metoder brukt i de fleste store laboratorier.

Et annet hovedproblem er rapporteringsprosedyrene ved laboratoriet. Mange laboratorier bruker automatiserte rapporteringssystemer som bruker nanogram per liter (ng/L) vann som enhet i rapporteringen. Denne enheten er ikke egnet for ekstrakter fra passiv prøvetaking. De ønskede enhetene ved bruk av passive prøvetakingsenheter skal rapporteres som total mengde mikrogram (μg) kjemikalier per prøvetakingsenhet, for eksempel $\mu\text{g}/\text{SPMD}$. Dette er viktig fordi $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ kreves for kalkuleringen som skal til for å estimere vannkonsentrasjon i SPMD-membranen (Alvarez, 2010; Dr. Roman Grabic, University of South Bohemia, personlig kommunikasjon, 20.02.17).

En annen problemstilling er at passive prøvetakingsenheter ikke sier noe om hvor mye av de aktuelle forurensningene som er knyttet til partikler. Dette kan være inntil et par størrelsesordener høyere enn den frie konsentrasjonen i vann. Sedimentfeller kan derfor benyttes parallelt for å fange opp eventuell spredning av forurensning via partikler. Primært er vi ute etter de løste fraksjonene (blant annet i effektstudier), men i kildesammenheng kan i enkelte tilfeller den totale tilførselen være mest interessant. Det er i slike tilfeller passiv prøvetaking skjer i kombinasjon med sedimentfeller (Konieczny, 2016).

Det må nevnes at tidligere utfordringer som for eksempel vekst av biofilm, temperaturvariasjoner, fotodegradering og varierende vannstrømning nå er løst ved bruk av PRC (se avsnitt 2.3.2). Det finnes også PRC-er som viser om det har gått hull i membranen (PRC-er som er større enn porene i membranen), og ut fra denne informasjonen kan man korrigere for mengde utlekket stoff/forbindelse. Fotodegradering kan fremdeles være en utfordring i grunne bekker, men det finnes også PRC-er som viser om forbindelsene i membranen har vært utsatt for slike prosesser. Med grunnlag i slik informasjon kan

laboratoriet regne ut graden av fotodegradering (Hartnik og Amundsen, 2006; Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

I tabell 2.5 oppsummeres noen av de mest sentrale utfordringer som finnes knyttet til bruk av passive prøvetakingsenheter.

Tabell 2.5 Utfordringer tilknyttet passiv prøvetaking ved bruk av SPMD-enheter.

Utfordringer med SPMD
Lett å forurense membranen
Sett på som forskningsmetoder
Kompliserte matematiske modeller for beregninger
Laboratoriers rapporteringsprosedyrer
Ikke helt kompatible med standardene i dagens vanndirektiver

3 Områdebeskrivelse

3.1 Problembeskrivelse

Som nevnt i kapittel 1 ble lekkasje av grønn autodiesel fra tankanlegget på Circle K-stasjonen (tidligere Statoil Fuel & Retail Norge AS) på Klett i Sør-Trøndelag, gnr./bnr. 204/21, oppdaget under gravearbeider i april 2014. Det ble påvist et rørbrudd i påfyllingen til en av undergrunnstankene, og lekkasjen kan ha pågått i to år før den ble oppdaget. Dette har ført til at totalt 180 kubikkmeter (m³) diesolje kan ha lekket ut i grunnen. Tiltak ble iverksatt umiddelbart etter oppdaging, og rundt 50 - 60 % av utslippet ble fanget opp (Konieczny, 2016).

Anslagsvis kunne det ligge inntil 30 m³ olje igjen i grunnen ved skadestedet, og det er bakgrunnen for at COWI AS ble engasjert med et ønske om gjennomføring av saneringstiltak på stasjonsområdet.

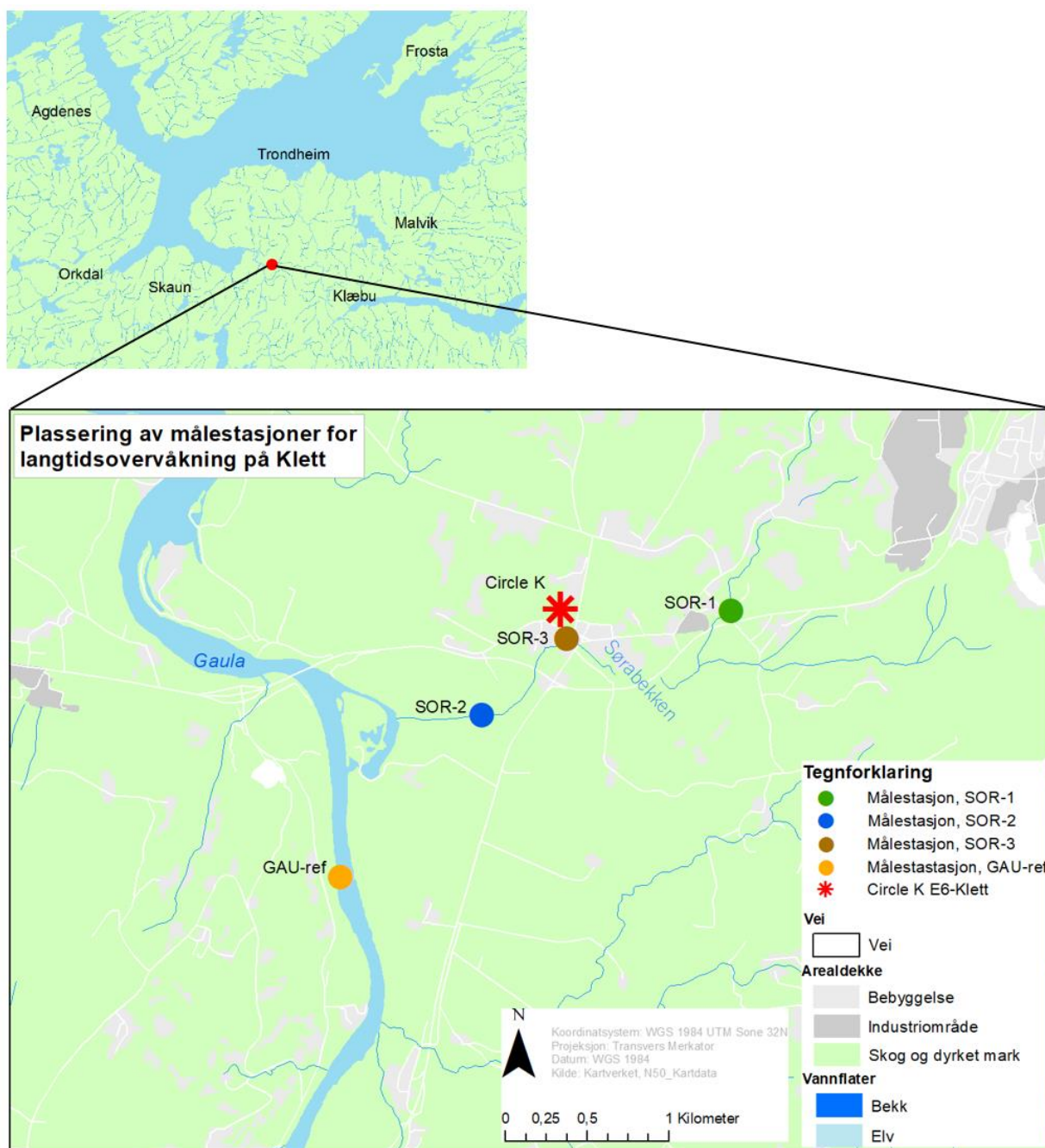
Miljødirektoratet gav i 2017 tillatelse til sanering av skadestedet etter forurensningsloven §11. I tillatelsen ble det lagt strenge krav til både kort- og langtidsovervåking av tiltaksarbeidet. Som tidligere nevnt ble løsningen med bruk av passive prøvetakingsenheter benyttet for gjennomføring av langtidsovervåkingen. Sanering ble utført de to siste ukene av oktober 2017. Saneringsprosessen blir ikke beskrevet nærmere i rapporten. Det er fordi fokuset i masteroppgaven er på metodeutvikling basert på analysedata fra langtidsovervåkingen.

3.2 Skadeomfang

Utslippet hadde et støtvis forløp med stor tilførsel, og det førte til at oljen delvis også trengte under grunnvannsnivået. Dette kan ha skjedd ved store fluktuasjoner i grunnvannet der olje adsorberer på store flater (blant annet steiner i løsmassene) ved lavt grunnvannsnivå og blir igjen når grunnvannet stiger. Oljefilm ble observert nedstrøms skadestedet (se 3.3.1) i vannforekomstene Sørabekken (se avsnitt 3.3.2), samt i den tilstøtende kroksjøen i Gaula (se markering med grønn sirkel i figur 3.2). Oljepåvirkningen foregikk lokalt i kroksjøen mellom Sørabekken og Gaula (Konieczny, 2016). Det henvises til COWIs miljøtekniske rapport, *Tiltaksrettet overvåking av Sørabekken og Gaula 2014-2015*, for nærmere beskrivelse av skadeomfanget.

3.3 Områdebeskrivelse

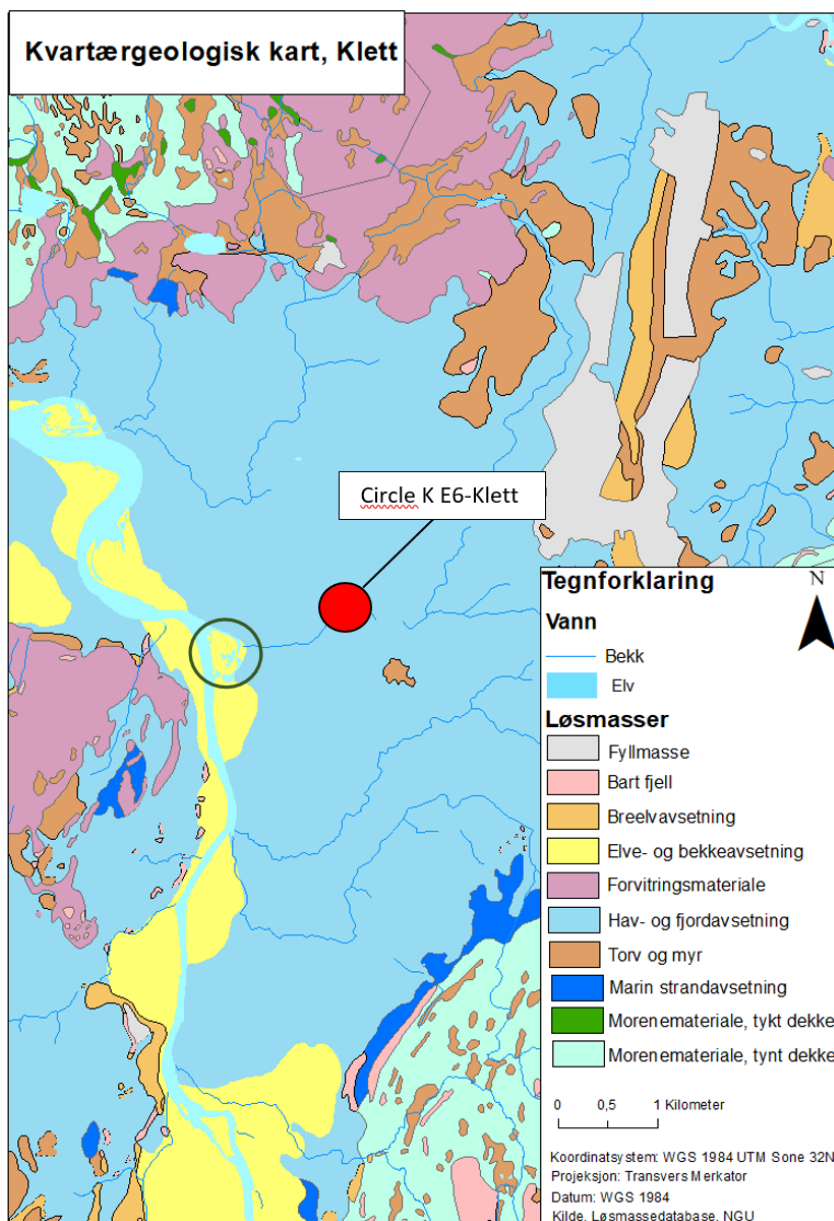
Langtidsovervåkningen i 2017 – 2018 foregikk ved tre stasjoner i Sørabekken; en stasjon oppstrøms (SOR-1), en stasjon nedstrøms skadestedet (SOR-2), samt en stasjon under pumpehuset ved Circle K (SOR-3). I tillegg ble det plassert en referansestasjon i Gaula (GAU-ref). Figur 3.1 viser plasseringen av målestasjonene, samt Kletts plassering i Trøndelag.



Figur 3.1 Det øverste kartet er et regionkart som viser Trondheim kommune samt nabokommunene til Klett (rød prikk). Det nederste kartet viser plasseringen av målestasjonene SOR-1, SOR-2, SOR-3 og GAU-ref under langtidsovervåkningen av Sørabekken og Gaula høst 2017/vår 2018.

3.3.1 Skadestedet

Bensinstasjonen ligger på gamle fyllmasser i et ellers leirrikt område (se figur 3.2) (Ruden et al., 2016). Selve skadestedet defineres som tankgropen der lekkasjen oppsto, samt den tilstøtende grunnen nedstrøms på selve stasjonsområdet. Det antas at spredning av forurensningen hovedsakelig har skjedd langs en kulvert som ligger 10 m under terrengoverflaten. Kulverten leder Sørabekken under stasjonsområdet. Forurensningen har så blitt ført videre til Kroksjøen som er sterkt påvirket av tidevannet fra estuariesonen Gaulosen (Konieczny, 2016).



Figur 3.2 Kvartærgeologisk kart som viser at Circle K-stasjonen der diesellekkasjen skjedde ligger i et leirrikt område (havavsetninger) (Løsmassedatabase, NGU). Kroksjøen er markert med en mørkegrønn sirkel.

3.3.2 Sørabekken

Sørabekken er en mindre bekk som løper i en kulvert under skadestedet. Fra Sørabekken har deler av forurensningen blitt ført nedover bekken og videre til kroksjøen (se figur 3.2). Det meste av oljen ble holdt igjen der, og mengden diesel som nådde Gaula utgjorde bare så lite som 0,048 promille (‰) av mengden diesel i selve Gaula (Koniczny, 2017).

3.3.3 Gaula

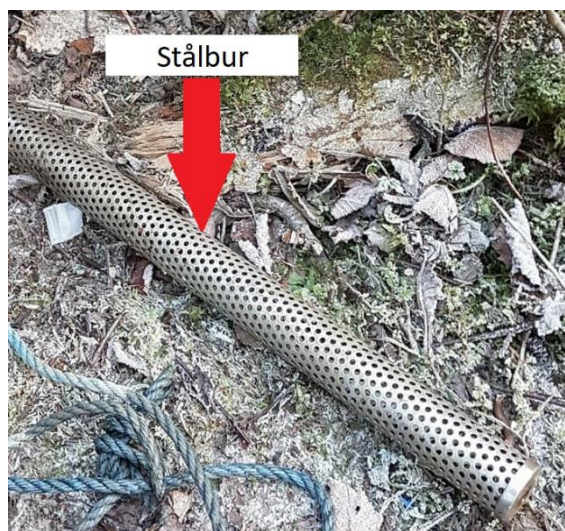
Vannforekomsten Gaula er den antatt mest sårbare resipienten i området som kunne påvirkes av sanering etter dieselutslippet på Klett. Gaula er en sterkt tidevannspåvirket flomelv som munner ut i estuariet Gaulosen. Elven tilføres forholdsmessig små vannmengder fra Sørabekken (Koniczny, 2017).

4 Metode

4.1 Feltarbeid

I prosjektet ble det benyttet to ulike passive prøvetakingsenheter; en SPMD-enhet og en EWV-VOC-enhet (heretter SPMD og VOC, se delkapittel 2.3.4). Samtlige membraner ble levert av ExposMeter AB i Sverige. Det fysiske feltarbeidet ble utført av Rickard Åkesson (COWI), Siw-Christin Taftø (COWI) og studenten.

Under utplassering ble begge enhetene montert i samme stålbur. Det ble brukt et avlangt stålbur i Sørabekken (figur 4.1), og et kortere, men med større diameter i Gaula (figur 4.2). Monteringen av membranene er derfor noe forskjellig i de to burene.



Figur 4.1 Avlangt stålbur brukt i Sørabekken.



Figur 4.2 Stålbur brukt i Gaula (markert med rød sirkel).

SPMD-enhetene inneholdt 1 milliliter (mL) av en tynn film av det nøytrale triglyseridet triolein (1,2,3-tri-[cis-9-oktadecenoyl] glyserol) forsegle i «plasttuber»/membraner med tynne vegger, mellom 70 - 90 mikrometer (μm), av lavdensitetspolyetylen (LDPE) (figur 4.4). Enhetene ble benyttet for å prøveta alifatiske karbonfraksjoner mellom C_5 og C_{40} (se avsnitt 2.2.1), aromatiske karbonfraksjoner mellom C_{10} og C_{36} (se avsnitt 2.2.2), samt PAH-er og alkyl-PAH-er (se avsnitt 2.2.4).

VOC-enhetene besto av en lipofil LDPE-membran fylt med 47 mL destillert vann (figur 4.3). Denne ble brukt for å overvåke flyktige, C₆ - C₁₀, BTEX-forbindelser.



Figur 4.3 EKV-VOC-membran (i rød sirkel).



Figur 4.4 SPMD-membran fylt med triolein. Væsken består av destillert vann.

4.1.1 Generelle vurderingspunkter før utplassering av passive prøvetakingsenheter

Før utplassering av passive prøvetakingsenheter er det viktig å vurdere flere forhold. Eksempler på relevante vurderingspunkter i sammenheng med overvåkningen på Klett gjennomgås i det følgende. Punktene er uthevet med fet skrift.

Prøvetakingen på Klett var planlagt gjennomført høst og vinter, og det ble derfor tatt med i betraktning at det skulle være grei **tilkomst** for å skifte membraner annenhver uke gjennom hele perioden også under forhold med mye regn, slaps eller is.

I tillegg må man tenke på at økt **vannstrømning** fører til at grener, grus og andre gjenstander som føres med strømmen kan skade utstyret. Etter en periode med mye nedbør ble det for eksempel observert en grein som hadde hengt seg fast i stålburet ved SOR-2 (figur 4.5). Membraner er generelt beskyttet av stålbur, men i dette tilfellet førte greinen til at den ene enden av buret ble løftet over vannoverflaten, og membranen kan ha blitt eksponert for luft.

I tillegg til faren for skade av utstyr er det viktig å tenke **HMS** (helse, miljø og sikkerhet). Bytting av membraner under forhold med høy vannstrømning kan være utfordrende. Figur 4.6

viser montering av nye membraner ved målestasjon SOR-2. Ved nevnte målestasjon varierte vannstanden mye fra gang til gang, og vannet kunne nå helt opp til underkanten av greinen med boksene oppå (hodehøyde til personen i bildet).



Figur 4.5 En grein har hengt seg opp i stålburet (markert med rød sirkel) og fører til at den ene enden av buret blir løftet over vannoverflaten.



Figur 4.6 Montering av nye membraner ved SOR-2 (Åkesson, 2018).

I tillegg må man tenke på omgivelsene prøvetakingsenhetene er plassert i. Faren for **vandalisme** er spesielt høy i tettbygde områder. SOR-1 hadde en utsatt plassering i nærheten av et byggefelt. Den passive prøvetakingsenheten ble derfor godt gjemt mellom noen stener under en bro for å hindre at barn eller voksne skulle finne den og dra den opp på land (figur 4.7).



Figur 4.7 Målestasjon SOR-1 lå godt skjult under en bro i nærheten av et byggefelt.

Den delen av Gaula hvor referansestasjonen lå i er sterkt **tidevannspåvirket**. I forkant av overvåkningsstart ble det derfor gjennomført en inspeksjonsrunde ved lavvann for å finne ut hvor den passive prøvetakingsenheten burde plasseres for å være dekket av vann også ved lavvann. Hvis membraner eksponeres for luft vil de bli påvirket av forurensninger fra luften, og prøven vil ikke lenger representere forurensningssituasjonen i vannet.

Før utplassering av prøvetakingsenheter på Klett ble det foretatt en ekskursjon til området. Den ble gjennomført for å finne «**mest formålstjenlig plassering**» for målestasjonene. Med dette menes det for eksempel at prøvetakingsenheter må plasseres på ulik dybde ut fra hvilke stoffer som prøvetas. Eksempelvis hvis olje skal overvåkes i et tjern må prøvetakingsenheten plasseres høyt oppe i vannsøylen. Det er fordi olje har lavere tetthet enn vann og derfor flyter oppå vannoverflaten. Situasjonen kan være annerledes i tjern og større vann enn i elver og bekker. Ved prøvetaking i slike resipienter er vannet mer turbulent, og olje kan finnes i hele vannsøylen. Det må da vurderes om prøvetakingsenheten skal plasseres i inner- eller yttersving på elva/bekken, og om enheten skal plasseres midt i elva/bekken eller nær elvebredden. Forurensninger samles ofte ved elvebredden (Haraldsen et al., 1993; Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

Det er også viktig å tenke på plassering i forhold til **potensielle kilder**. En passiv prøvetakingsenhet måler der den er plassert, og ved å sammenligne resultater innbyrdes i en resipient (for eksempel oppstrøms og nedstrøms i en elv) eller mellom resipienter (for eksempel mellom to elver) kan resultatene benyttes som en hjelp for å lokalisere kilder.

I tabell 4.1 oppsummeres viktige vurderingspunkter før plassering av prøvetakingsenheter i felt. Bare noen av punktene ble gjennomgått i teksten over. De resterende er vurdert som selvforklarende og de er derfor ikke gjennomgått.

Tabell 4.1 Viktige vurderingspunkter før valg av plassering av passive prøvetakingsenheter i felt.

Vurderingspunkter før utplassering av passive prøvetakingsenheter
Fare for vandalisme
Potensielle skader fra fremmedlegemer
Tilkomst til målestasjon (også ved snø, sterk vind osv.)
Tidevannspåvirkning
Formålstjenlig plassering
HMS
Vannstrømning
Valg av prøvenavn/godt merkesystem
Rene hender

4.1.2 Plassering av målestasjoner på Klett

Det ble utplassert en SPMD-enhet og en VOC-enhet ved samtlige målestasjoner (SOR-1, SOR-2, SOR-3 og GAU-ref). Videre følger en kort begrunnelse over formål med valgt plassering av målestasjonene på Klett. Plasseringen av samtlige målestasjoner er vist i figur 3.1.

SOR-1 ble plassert oppstrøms skadestedet. Den var spesielt viktig for å gi informasjon om hvor mye forurensning som kom nedover bekken fra områder oppstrøms Circle K-stasjonen. Prøvetakingsenheten ble derfor plassert slik at den lå utenfor influensområdet av tilførsler fra selve skadestedet.

SOR-2 ble plassert nedenfor stasjonsområdet for å fange opp mulige effekter av saneringen. Hvis saneringen hadde noen effekt ville effekten være forhøyede konsentrasjoner av lette alifatfraksjoner, og spesielt fraksjon C₁₂ - C₁₆. Nevnte fraksjon utgjør hoveddelen i diesel (avsnitt 4.3.2). SOR-2 var plassert omtrent 50 meter nedstrøms den nyanlagte kulverten (målestasjonen utenfor bildet, figur 4.8).



Figur 4.8 Oversiktsbilde oppstrøms SOR-2. Pilen øverst i bildet viser skadestedet, og pilen nederst i bildet viser hvor Sørabekken renner ut av kulvert. SOR-2 er plassert ca. 50 m nedstrøms kulvertens utløp. Området mellom bensinstasjonen og SOR-2 er sterkt preget av pågående anleggsvirksomhet.

SOR-3 ble plassert under pumpehuset på området til Circle K på Klett. Sørabekken renner her i en kulvert under stasjonsområdet, og målingene ble gjort direkte i denne.

GAU-ref ble benyttet som referansestasjon i Gaula. Stasjonen ble plassert oppstrøms Sørabekkens utløp i Gaula for å ikke bli påvirket av vann fra denne.

4.1.3 Prosedyrer ved utplassering og innhenting av membraner på Klett

I det følgende gjennomgås praksis for utplassering og innhenting av membraner.

Utplassering:

I felt ble membranboksene åpnet forsiktig med en flat gjenstand for å forhindre å deformere lokket slik at det ble utett.

Under utplasseringen var det forventet et fokus på å ikke ta på membranene uten å bruke hansker. Etter samtale med Dr. Per-Anders Bergqvist ved ExposMeter AB den 13. desember 2017 kom det derimot frem at det er bedre å vaske hendene godt i vannet ved målestasjonen enn å bruke hansker. Dette bør man gjøre fordi hanskene tiltrekker seg mange forbindelser og

er forurenset, og disse forurensningene kan overføres til membranene. Personen på figur 4.6 bruker hansker når hun tar i selve stålburet. Det kan være lurt hvis buret skal plasseres i kloakkvann eller lignende, men hanskene bør altså tas på etter at membranen er montert i stålburet.

Det ble tatt en feltblank for korreksjon av resultater ved første membranutplassering. En feltblank brukes for korreksjon av resultater som følge av korttidseksposering for luft under feltarbeid. Korreksjonene ble utført av personalet på laboratoriet.

Feltblanken ble tatt ved å åpne en boks med en membran og la denne stå åpen og eksponert for luft i samme tidsrom som membranen som skulle utplasseres ble tatt ut av boksen og plassert ut. Lokket på boksen med feltblanken ble så satt på igjen. Denne ble oppbevart i en fryser frem til innhenting av membranene, for så å bli sendt sammen med disse for analyse.

Tid og temperatur ble notert for hver utplassering. Det ble også tatt bilder for fotodokumentasjon. I tillegg ble det notert hvis det ble observert oljefilm eller spesielt mye organisk materiale (humus) i nærhet av målestasjonen.

Til slutt ble prøvetakingsburet med membraner forankret i bunnen med steiner. I tillegg ble buret bundet med tau til land for å hindre avdrift.

Innhenting:

Ved innhenting ble det også benyttet hansker før man tok i membranene. Dette er ikke nødvendig, men hansker bør som nevnt benyttes i tilfeller der prøvetakingsenheten/-ene er plassert på et svært forurenset sted. Membranene ble skylt i elven før de ble lagt i en tom boks som ble lukket umiddelbart. Tilstanden til både buret og membranen ble notert. Det ble kun plassert en membran i hver boks. Tidspunkt og temperatur på prøvetakingsstedet ble notert for innhenting. Etter innhenting ble prøvene sendt til labben i løpet av et par dager. SPMD-membranene ble oppbevart frosset (-18 °C), mens væsken fra VOC-enhetene ble oppbevart i kjøleskap (+4 °C).

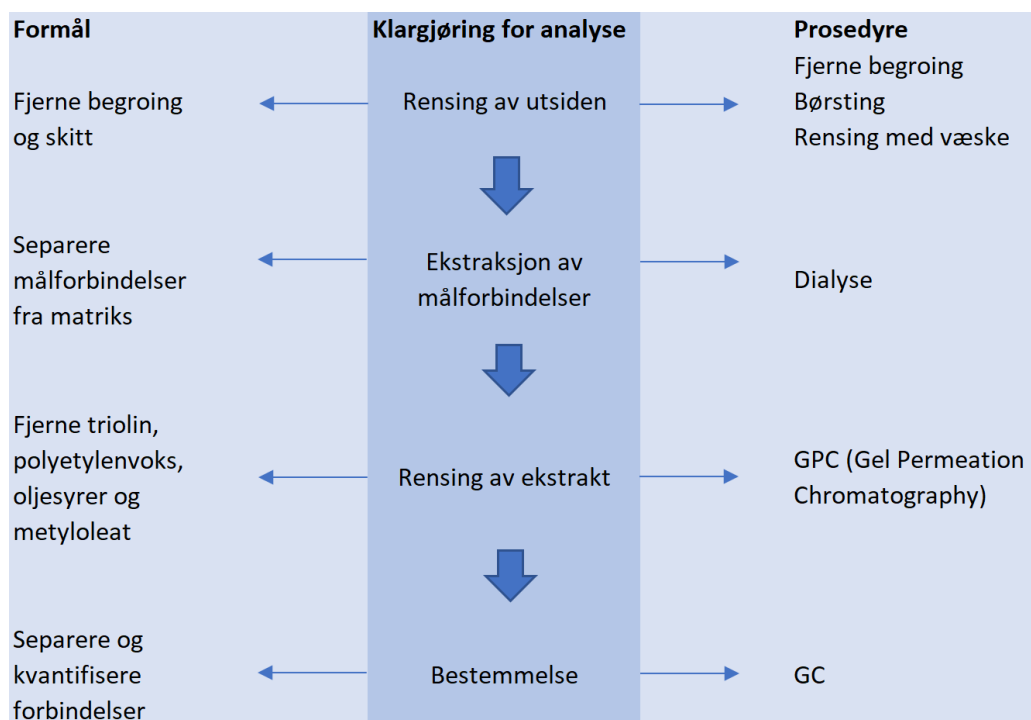
4.2 Laboratoriearbeid

Samtlige prøver ble analysert ved COWIs samarbeidende akkrediterte laboratorium; Povodi Labe, Státní podnik, i Tsjekkia.

SMPD

Alifatiske karbonfraksjoner ($C_5 - C_{40}$) og aromatiske karbonfraksjoner ($C_{10} - C_{36}$) ble analysert i henhold til standardmetode ČSN-EN ISO 16703. PAH-er ($C_{10} - C_{22}$) og AlkylPAH-er ($C_{10} - C_{17}$) ble analysert i henhold til metode ČSN P ISO/TS 28581, interne standarder (16 PAH-er) (Martin Ferenčík, Odbor vodohospodářských laboratoří, Tsjekkia, e-post 19.10.2017).

Klargjøring av SPMD for analyse gjennomføres stegvis. Fremgangsmåten for ekstrahering vil ikke bli gått inn på i detalj her, men forklares kort i det følgende. Figur 4.9 viser en forenklet fremstilling av stegene. Først blir utsiden rensed ved vasking i vann og børsting for å fjerne begroing og skitt. Deretter blir målforbindelsene ekstrahert fra matriks ved dialyse. Ekstraktet blir deretter rengjort ved «Gel Permeation Chromatography» (GPC) for å fjerne triolein og polyetylen voks, oljesyrer og metyloleat. Deretter brukes ulike varianter av gasskromatografi (GC) for å separere og kvantifisere forbindelsene (Ing. Kateřina Grabicová, Provodi Labe, personlig kommunikasjon, 20.02.18).



Figur 4.9 Forenklet skjematisk fremstilling av stegene SPMD-membranene gjennomgår på laboriet (Ing. Kateřina Grabicová, Provodi Labe, personlig kommunikasjon, 20.02.18).

VOC

Prøvevæsken fra VOC-enhetene ble analysert for flyktige BTEX-forbindelser (C₆ - C₁₀) i henhold til standardmetode ČSN-EN ISO 15680.

I motsetning til SPMD-membraner trenger ikke VOC-membraner å klargjøres i laboratoriet. De ble klargjort for analyse allerede ved innhenting i felt. Membranene ble da klipt opp, og vannet ble samlet på prøveglass (40 mL). I laboratoriet ble prøveglasset plassert direkte i gaskromatografen (Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

4.3 Arbeidshypotese

4.3.1 Metodikk med samlegrupper for PAH og fremstilling av PAH-profiler

Som nevnt i delkapittel 2.1 er Fingeravtrykkmetoden utviklet som en videreutvikling av Roger M. Konieczny sitt arbeid med fremstilling av idealiserte kildeprofiler for PAH.

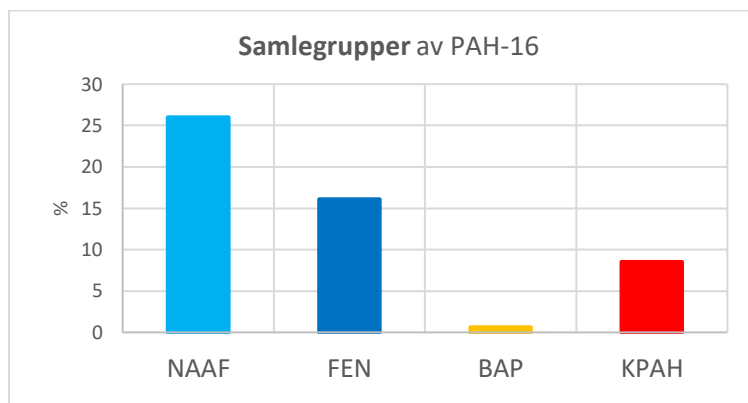
Ved å fremstille stolpediagram med samlegrupper for utvalgte PAH-forbindelser basert på prosentandelen av PAH-16 kan det finnes hvilken/hvilke sammensetning PAH-ene i resipienten domineres av (se figur 4.10 som eksempel). Dette medfører at profilene kan indikere en sammenheng mellom potensielle forurensningskilder og innsamlet prøvemateriale.

Videre følger en forklaring på hva de ulike samlegruppene inneholder og hvilken sammensetning de indikerer. Teorien er hentet fra personlig kommunikasjon med seniorrådgiver Roger M. Konieczny hos COWI AS (27.11.17):

- **NAAF**: prosentandelen av SUM PAH-16 av de fire forbindelsene Naftalen, Acenaftylen, Acenaften og Fluoren. Dette er tradisjonelt de fire letteste PAH-forbindelsene som måles, og de er karakteristiske for et oljerelatert innslag i PAH-forurensningen. NAAF er en kraftig indikator, og prosentandeler fra 8 - 10 % og høyere indikerer grad av oljepåvirkning.
- **FEN**: prosentandelen av SUM PAH-16 av fenantren. Fenantren er karakteristisk for tjæreholdige og kreosotrelaterte kilder og indikerer (ofte sammen med en mindre andel fluoren) det oljerelaterte innholdet i ulike kullrelaterte kilder. Fenantren (alkylert) er også en generell indikator på annen oljerelatert PAH-forurensning dersom det ikke analyseres direkte på oljeindikatoren NPD.

- **BAP:** prosentandelen av SUM PAH-16 av benzo(a)pyren (BaP). BaP er karakteristisk for pyrogen PAH-forurensning. BaP dannes blant annet fra naftalen og fenantren ved ufullstendig forbrenning av aromatiske produkter (for eksempel ulike typer drivstoff, olje og kull) og viser blant annet påvirkning av partikulær forurensning som sot, eksos og veiavrenning med mer. Andelen skal være på 10 % av sum PAH-16 ved dominerende pyrogen forurensning. Avvik fra dette indikerer ofte svært komplekse kildeforhold.
- **KPAH:** prosentandelen av SUM PAH-16 av benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k,j)fluoranten, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)antracen, og indeno(123-cd)pyren. Forbindelsene er potensielt kreftfremkallende. KPAH-andeler på rundt 38 - 45 % er den karakteristiske og beste indikatoren for en dominerende pyrogen PAH-forurensning, og en høyere KPAH-andel kan tyde på multiple pyrogene kilder eller mer ekstrem fullstendig forbrenning (for eksempel eksplosjoner).

Fra figuren ser man en høy andel av NAAF (over 8 - 10 %), en BAP-andel under 10 % og en KPAH-andel mindre enn 38 %. I henhold til oversikten over, indikerer sammensetningen da en oljerelatert kilde.

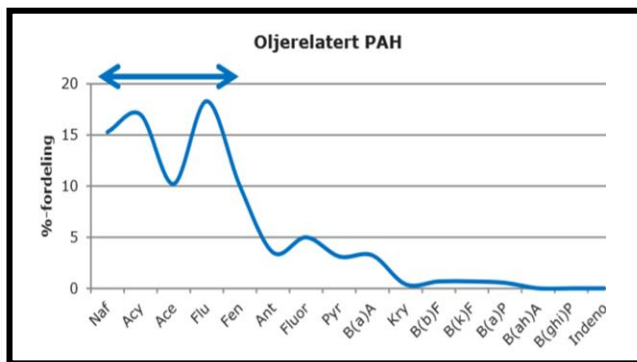


Figur 4.10 Eksempel på stolpediagram som viser samlegrupper av akkumulert PAH-16.

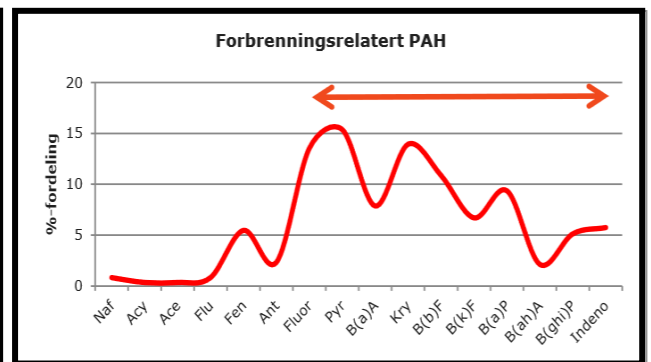
Som nevnt i delkapittel 2.1.1 tar Fingeravtrykkmetoden til en viss grad høyde for aldring og endring av THC og PAH, men tolkingen krever noe erfaring. Eksempelvis kan vi ikke forvente at vi har tilstrekkelige mengder lette komponenter som xylener og naftalen i et kjemisk fingeravtrykk som indikerer kreosot hvis vi vet at forurensningen er over 60 år gammel (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 03.05.18). I slike tilfeller kan andelen NAAF være på for eksempel åtte prosent i stedet for 10

% . Profilet indikerer likevel en oljerelatert sammensetning, mens en sammensetning på tre prosent derimot ikke indikerer olje selv etter mange års forvitring i miljøet (grunnet tertiære faktorer, se delkapittel 2.1.2). Med bakgrunn i dette kan metoden sies å være robust. Det samme gjelder når man ser på fraksjoner av hydrokarboner.

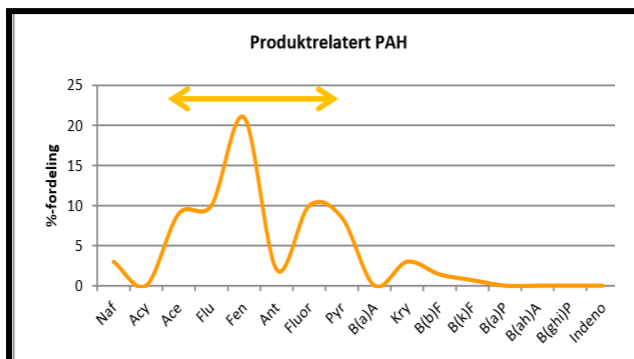
I tillegg til å fremstille stolpediagram med samlegrupper, kan det også fremstilles prosentvise PAH-profiler basert på enkeltforbindelser av PAH-16. Ved å sammenligne PAH-profilene fremstilt fra egne analysedata med tre idealiserte PAH-profiler (figur 4.11 – 4.13) får man en indikasjon på om fordelingen er oljerelatert (diesel, råolje), forbrenningsrelatert (aske, eksos) eller produktrelatert (kresot, koks, kull) (se delkapittel 2.2.4). Slike PAH-profiler inngår i sluttproduktet for Fingeravtrykkmetoden, det vil si at de inngår i «kjemiske fingeravtrykk» for hydrokarboner (se figur 2.1).



Figur 4.11 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for oljerelatert PAH.



Figur 4.12 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for forbrenningsrelatert PAH.



Figur 4.13 Skjematisk fremstilling av idealisert typeprofil for produktrelatert (bearbeidet) PAH.

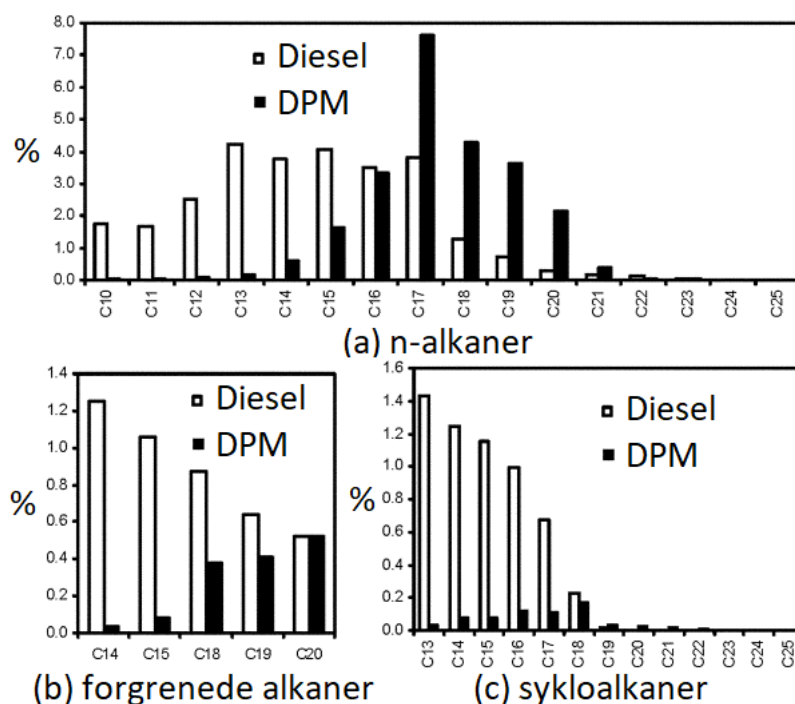
4.3.2 Karbonfraksjoner

COWI har de siste årene samarbeidet med flere laboratorier for å lage standarder der det analyseres for flere karbonfraksjoner med kortere intervaller enn hva som har vært praksis tidligere. Hensikten er om mulig å oppnå bedre oppløsning.

Siden lekkasjen fra Circle K på Klett var utslipp av diesel, ønsket COWI å finne ut hvilke intervaller for hydrokarbonfraksjoner som var mest hensiktsmessig å analysere for å kunne skille diesel fra tyngre hydrokarbonprodukter.

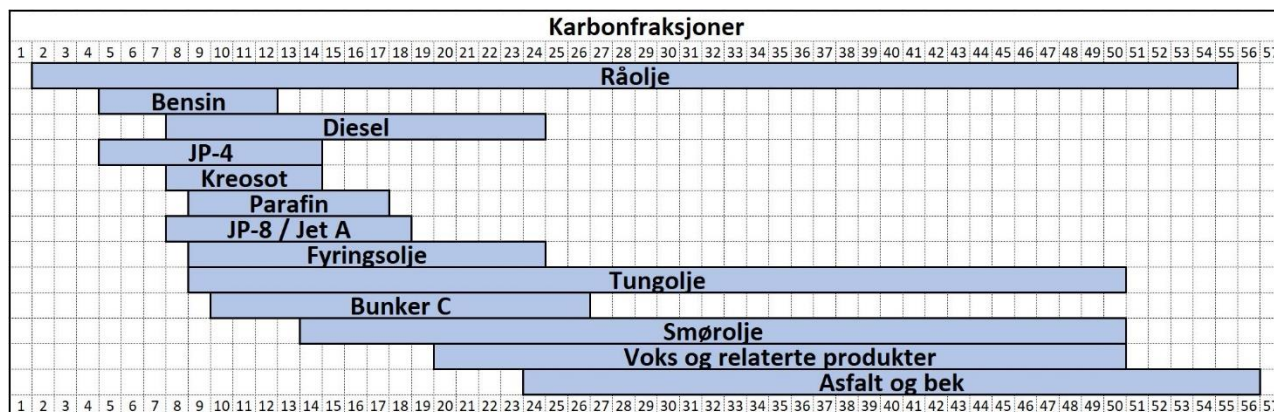
Dieselolje inngår i en gruppe petroleumsprodukter som inkluderer blant annet fyringsoljer og autodiesel, og består av en kompleks blanding av alifatiske og aromatiske hydrokarboner. Hovedkomponentene i diesel er n-alkaner mellom C₁₂ og C₁₆ (se figur 4.14).

Hydrogenmettede alifatiske alkaner utgjør så mye som rundt 80 - 90 % av dieseloljene, aromater utgjør rundt 5 - 20 %, PAH utgjør mindre enn 5 % av dette. Alkener utgjør kun 1 - 5 % av sammensetningen. Prosentandelen varierer med produsenter, raffineringprosessen og svovelinnhold (Lian et al., 2005; Konieczny, 2016).



Figur 4.14 Eksempel på relativ prosentfordeling av alifater (her n-, iso- og sykloalkaner) i diesel og dieselpartikler (Modifisert, oversatt til norsk, Liang et al., 2005).

Figur 4.15 samsvarer godt med figur 4.14. Det kommer godt frem ved å se på forskjellene i dieselintervall; i figur 4.14 er diesel i intervallet fra C₁₀ - C₂₅, mens intervallet er fra C₈ - C₂₄ i figur 4.15.



Figur 4.15 Vanlige spenn i karbonfraksjoner for noen utvalgte hydrokarboner (Modifisert, noen stoffer er fjernet, oversatt til norsk, etter ALS Environmental, 2018).

På samme måte som at diesel domineres av gitte karbonfraksjoner, vil også andre hydrokarbonprodukter karakteriseres ved gitte karbonfraksjoner. Den kvalitative profilsammensetningen i en prøve, det vil si forholdet mellom alifater og aromater, kan sammenlignes, og fordelingen sier noe om hvilke petroleumprodukter det er i prøven (Konieczny, 2016). Et eksempel er at diesel, som nevnt tidligere, domineres av alkaner i fraksjonen C₁₂ - C₁₆ (se figur 4.14), mens tyngre oljeprodukter som for eksempel smørølje til sammenlikning karakteriseres av fraksjon C₁₄ - C₅₀ (se figur 4.15). Ved fremstilling av fordelingen i et kjemisk fingeravtrykk kan dermed lette produkter skilles fra tyngre på en entydig måte.

I Fingeravtrykkmetoden forsøkes det å skille mellom ulike petroleumprodukter ved framstilling av fraksjonene C₁₀ - C₁₂, C₁₂ - C₁₆, C₁₆ - C₂₁, C₂₁ - C₃₆ og C₃₆ - C₄₀. Dette er en utradisjonell inndeling. Karbonfraksjonene er blant annet valgt med bakgrunn i figurene 4.14 og figur 4.15 (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 27.11.17).

4.4 Fingeravtrykkmetoden

Fingeravtrykkmetoden er stegvis. Ingen av stegene er statistisk avanserte eller vitenskapelige, men er kun basert på enkel matematikk og erfaringstall.

Stegene er:

Steg 1 – Datavask

Steg 2 – Alifat- og aromatanalyse

Steg 3 – Analyse av PAH-profiler

Steg 4 – Sluttvurdering

I det følgende presenteres metoden i sin helhet. Konsentrasjoner i tabeller og diagrammer er ment som eksempelverdier.

4.4.1 Steg 1 – Datavask

Datavask omfatter en vurdering av hele datasettets kvalitet samlet sett. Datavaskens omfang vil variere alt etter datasettets størrelse. Generelt bør manglende verdier eller verdier under deteksjonsgrensen for analysemetoden (LOD; *Limit of Detection*) erstattes med LOD/2 da dette statistisk sett gir minste feil i datasettet i forhold til å erstatte verdier med 0, LOD eller en svært lav verdi (Clarke, 1998). Spesielt bør også en analyse for PAH-16 hvor mer enn 1/3 av forbindelsene forekommer < LOD ikke erstattes med LOD/2, men fjernes da de gir upålitelige profiler (Seniorrådgiver Roger M. Konieczny, COWI AS, e-post 05.03.18).

I noen tilfeller vil usikre prøvedata som avviker fra datasettet for øvrig fjernes, for eksempel enkeltstående ekstremt høye verdier (statistiske utliggere). Slike data vil normalt ikke bidra positivt i analysen og den visuelle fremstillingen. Likevel kan det hende at høye verdier er et resultat av økt nedbør, og ekstremverdier bør ikke fjernes før etter nøye vurdering av nedbørsdata. Ekstremt høye verdier kan også skyldes rapporterings- eller analysefeil og bør i slike tilfeller fjernes.

Både tilfeller med usikker verdi og verdier under deteksjonsgrensen illustreres i tabell 4.2. Venstre side av tabellen viser ubehandlede data, mens høyre side viser data som er ferdig behandlet.

Tabell 4.2 Verdier under deteksjonsgrensen (LOD) erstattes med LOD/2. Usikre eller urealistiske prøvedata (rødt felt) fjernes og erstattes med LOD.

Fraksjon	Ubehandlet		Behandlet	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ - C ₁₂	47 000	1 255	5	1 255
C ₁₂ - C ₁₆	212	75	212	75
C ₁₆ - C ₂₁	< 30	< 30	15	15
C ₂₁ - C ₃₆	66	22	66	22
C ₃₆ - C ₄₀	< 50	< 50	25	25
Sum	47 278	1 352	323	1 392

4.4.2 Steg 2 – Alifat- og aromatanalyse

I Steg 2 undersøkes variasjoner eller samvariasjon både innbyrdes og mellom målestasjonene fra periode til periode. Det blir derfor fremstilt et stolpediagram som viser variasjon i henholdsvis sum alifater og sum aromater (Trinn 1), og det blir fremstilt stolpediagram som viser fraksjonsvis variasjon i akkumulert mengde alifatiske og aromatiske hydrokarboner (Trinn 3).

I Trinn 2 fremstilles et nedbørs- og vannføringsdiagram. Dette undersøkes i sammenheng med stolpediagrammene i Trinn 3 for å se om det er samvariasjon mellom høye konsentrasjoner i prøvetakingsenhetene og mye nedbør/høy vannføring i perioden, eller om høye konsentrasjoner også registreres i nedbørsfattige perioder og perioder med lav vannføring.

Steg 2 gjennomføres trinnvis, og gjennomgås i det følgende.

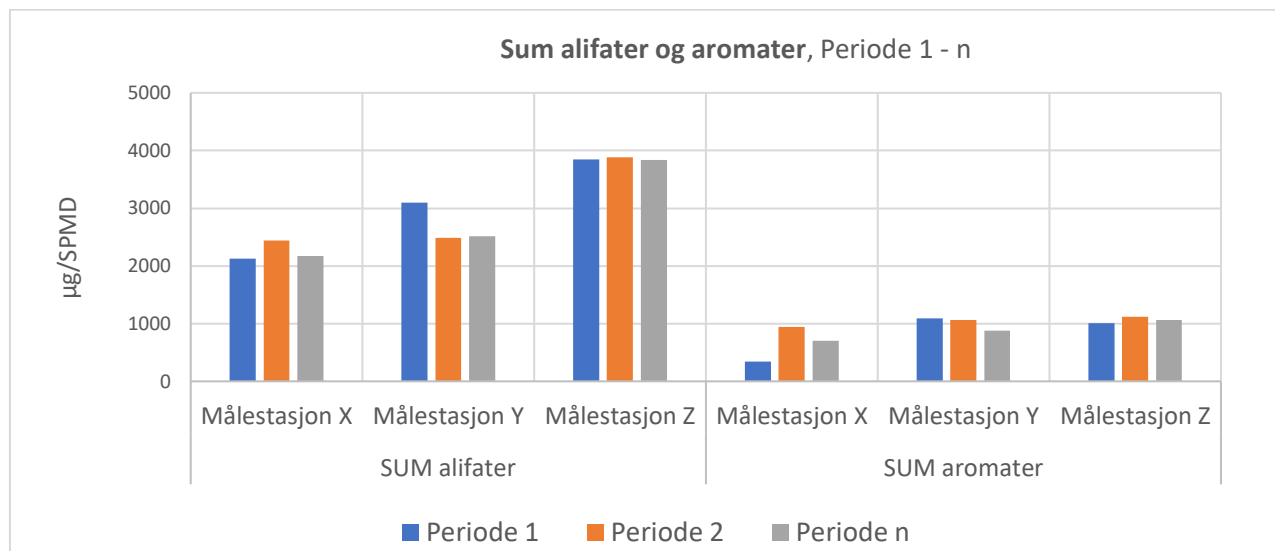
Trinn 1:

Det lages en tabell (tabell 4.3) med vaskede data som viser forskjeller i sum alifater og sum aromater ved målestasjon X, Y og Z i samtlige måleperioder.

Tabell 4.3 Sum akkumulerte alifatiske og sum akkumulerte aromatiske hydrokarboner ved målestasjon X, Y og Z fra periode 1 til periode n.

Målestasjon	SUM alifater			SUM aromater		
	X	Y	Z	X	Y	Z
Periode 1						
Periode 2						
.						
.						
.						
Periode n						

Fra tabellen fremstilles et stolpediagram (figur 4.16) som viser variasjon i sum akkumulerte alifatiske og sum akkumulerte aromatiske hydrokarboner gjennom alle måleperiodene.



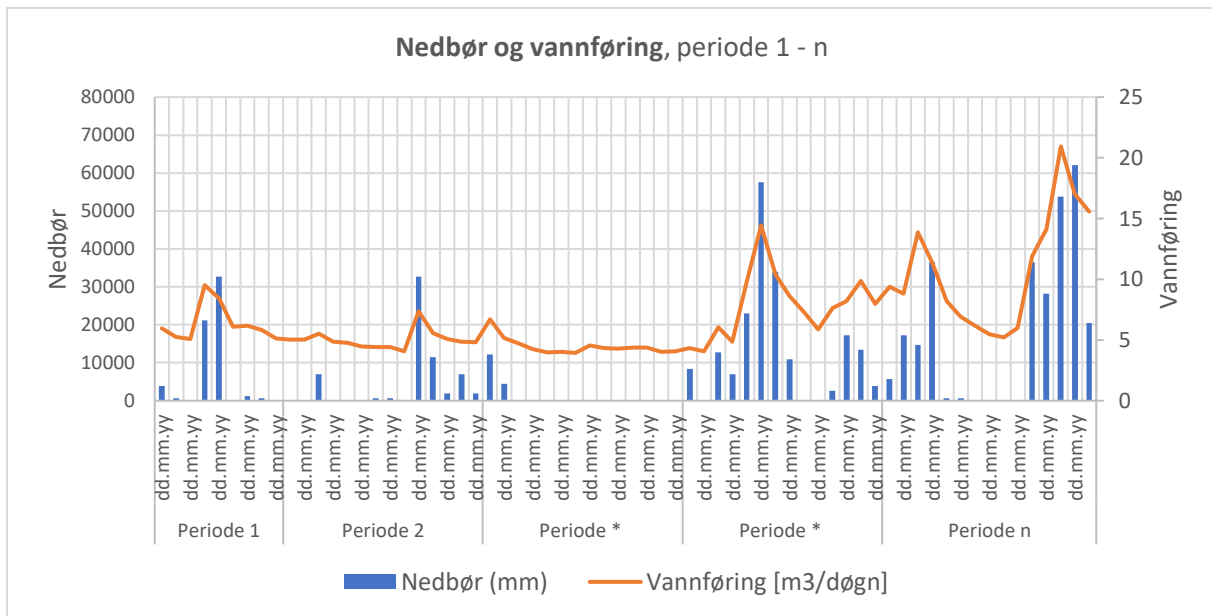
Figur 4.16 Variasjon i sum alifater og aromater ved målestasjon X, Y og Z fra periode 1 – n.

Stolpediagrammet tydeliggjør betydelige forskjeller og/eller likheter i sum alifater og sum aromater både innbyrdes og mellom samtlige målestasjoner under hele overvåkningen.

Fra figuren sees det for eksempel tydelig at sum alifater ved målestasjon Y er mye høyere i periode 1 enn i periode 2 og 3. I tillegg observeres det at sum aromater er mye lavere i periode 1 enn i periode 2 og periode 3 ved målestasjon X. Et slikt stolpediagram viser tydelig hvilke perioder som eventuelt skiller seg ut. Eventuelle trender ved målestasjonene kommer tydelig frem, og stolpediagrammet er en god start i arbeidet med tolkning av analysedata.

Trinn 2:

Nedbørsdata og eventuelt vannføringsdata for periodene fremstilles i et diagram (se figur 4.17). Nedbørsdata finnes for eksempel på nettsider som yr.no og eKlima.no. Vannføring blir målt i mange elver, og ved å kontakte den aktuelle kommunen eller Norges vassdrag- og energidirektorat (NVE) er det ofte mulig å få tilsendt data for vannføring gjennom hele overvåkingsperioden.



Figur 4.17 Eksempel på nedbørs- og vannføringsdiagram for periode 1 – n.

Det må nevnes at snø er nedbør som ikke nødvendigvis fører til økt vannføring, og fremstillingen av diagrammet er derfor mest hensiktsmessig for prøvetaking i vår-, sommer- og høstmånedene når nedbøren faller som regn. Perioder med økt nedbør og vårløsning eller høstavrenning kan føre til at stoffer mobiliseres i grunnen, og det forventes å måle høyere konsentrasjoner i eller rett etter slike perioder.

Forventede klimaendringer som fører til mer ekstremnedbør øker også andelen avløpsvann som går i overløp. Resultatet blir tørravrenning, «first flush» og generelt økt konsentrasjon av stoffer i vann. Tørravrenning er avløpsvann som går i overløp, og «first flush» er et begrep som beskriver den første overflateavrenning etter en nedbørshendelse (Sælensminde, Aall og Hygen, 2010).

Ved å sammenligne nedbørsgrafene, og eventuelt vannføringsgrafene, med fraksjonsvis fordeling av alifater og aromater (se [Trinn 3](#)) fås et inntrykk av om konsentrasjonene øker i perioder med mye nedbør. En plutselig økning i nedbør/vannføring kan føre til at kilder mobiliseres i undersøkelsesområdet. Dette kan være med på å forklare eventuelle høye verdier av lettere karbonfraksjoner (for eksempel C₅ - C₁₆) da de fraktes lettere med vannet enn tyngre fraksjoner (for eksempel C₂₈ - C₄₀).

Humus bidrar vanligvis til høye verdier målt for fraksjon C₂₅ – C₃₅, og dermed kan høye verdier for fraksjon C₂₁ – C₃₆ ofte delvis forklares med et høyt innhold av organisk materiale i vann (Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 15.12.17).

Trinn 3:

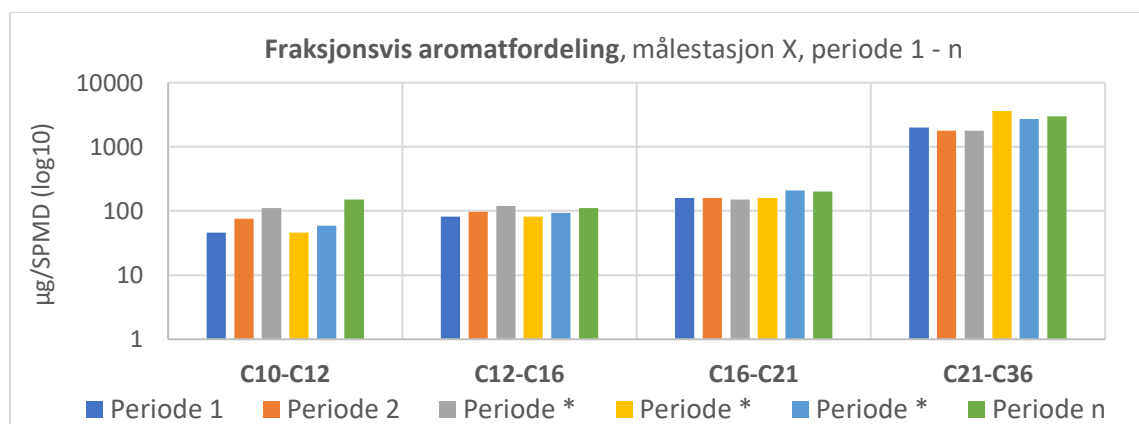
Det lages en tabell med fraksjonsinndelte alifat- og aromatdata for samtlige målestasjoner gjennom hele overvåkingsperioden (tabell 4.4). Formålet er å se hvilke fraksjoner som muligens øker med nedbøren (Trinn 2) og hvilke som eventuelt øker uavhengig av denne.

I eksempeltabellen er det benyttet karbonfraksjoner fra C₅ - C₄₀ for alifater, og fra C₁₀ - C₃₆ for aromater. Utvalget kan varieres ut fra antatt type forurensning (se delkapittel 4.3.2).

Tabell 4.4 Akkumulerte alifatiske hydrokarboner for fraksjon C₅ - C₄₀ til venstre, og akkumulerte aromatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₃₆ til høyre.

		Alifater						Aromater				
Fraksjon		C ₅ -C ₈	C ₈ -C ₁₀	C ₁₀ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₁₆	C ₁₆ -C ₂₁	C ₂₁ -C ₃₆	C ₃₆ -C ₄₀	C ₁₀ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₁₆	C ₁₆ -C ₂₁	C ₂₁ -C ₃₆
Målestasjon X	Periode 1											
	Periode 2											
	.											
	.											
	.											
	Periode n											

Fra tabellen fremstilles ett stolpediagram som viser fraksjonsvis variasjon i akkumulert mengde **alifatiske** hydrokarboner (for eksempel C₅ - C₄₀) for målestasjon X, og ett stolpediagram som viser variasjon i akkumulert mengde **aromatiske** hydrokarboner (for eksempel C₁₀ - C₃₆) for målestasjonen i løpet av overvåkningen. Figur 4.18 viser hvordan grafen for, i dette eksempelet, aromatdata kan se ut.



Figur 4.18 Eksempel på stolpediagram som viser variasjon av akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjonene C₁₀ - C₁₂, C₁₂ - C₁₆, C₁₆ - C₂₁ og C₂₁ - C₃₆ i løpet av prøvetakingsperiodene 1 - n.

Prosedyren gjentas for samtlige målestasjoner.

4.4.3 Steg 3 - Analyse av PAH-profiler

Det kan fremstilles et stolpediagram som viser samvariasjon av grupper av PAH (NAAF, FEN, BAP og KPAH) for å identifisere om man har en oljerelatert, en produktrelatert eller en forbrenningsrelatert sammensetning av PAH.

Trinn 1:

Det settes opp en tabell med verdier for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, samt samlegrupper og utvalgte indikatorforbindelser av PAH ved målestasjonen beregnet som prosentandel av SUM PAH-16 (tabell 4.5). Tolkningen bli gjort fra den grafiske fremstillingen i [Trinn 2](#).

Tabell 4.5 Verdier for PAH-16 for periode 1 – n, samt gjennomsnittsverdi for periode 1 – n for målestasjon X.

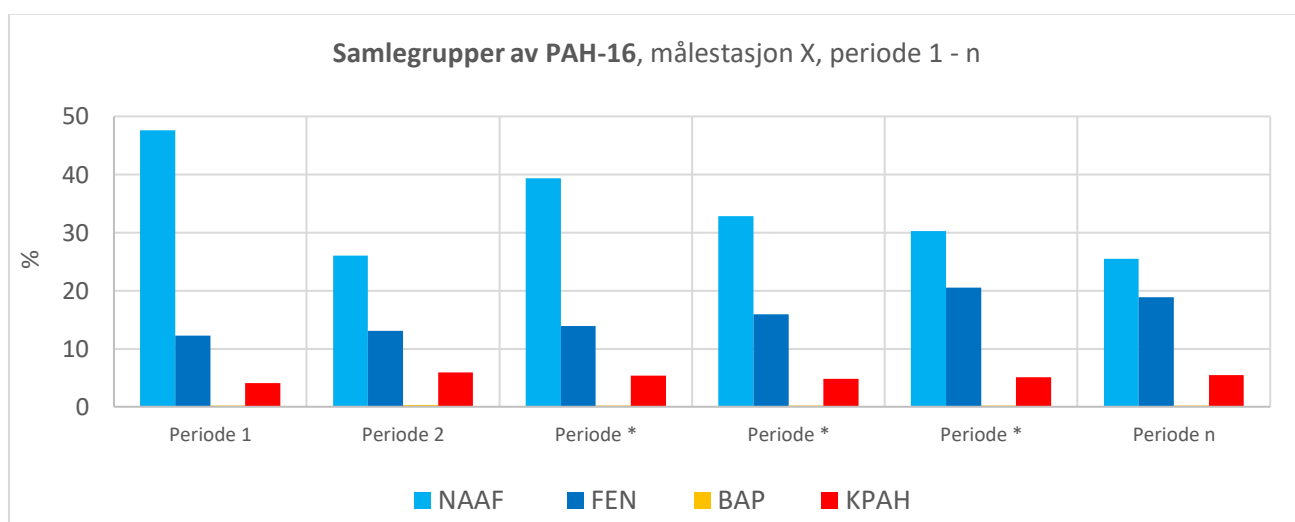
PAH-forbindelser	Periode 1	Periode 2	Periode *	Periode *	Periode n	Gj.snitt
Naftalen						
Acenaftylen						
Acenaften						
Fluoren						
Fenantren						
Antracen						
Fluoranten						
Pyren						
Benzo(a)antracen						
Krysen						
Benzo(b)fluoranten						
Benzo(k,j)fluoranten						
Benzo(a)pyren						
Dibenzo(a,h)antracen						
Indeno(1,2,3-c,d)pyren						
Benzo(g,h,i)perylene						
SUM PAH-16						
% NAAF						
% FEN						
% BAP						
% KPAH						

Proseduren gjentas for samtlige målestasjoner.

Noen tommelfingerregler for tolkning er: Dersom NAAF-andelen er høyere enn 8 - 10 %, BaP-andelen er mindre enn 10 % og KPAH-andelen er mindre enn 38 % indikerer sammensetningen en oljerelatert kilde. Hvis derimot BaP-andelen er 10 % og KPAH-andelen > 38 % indikerer sammensetningen en tilnærmet ren forbrenningsrelatert PAH-kilde (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 27.11.17). Utfyllende teori kan leses fra delkapittel 4.3.1.

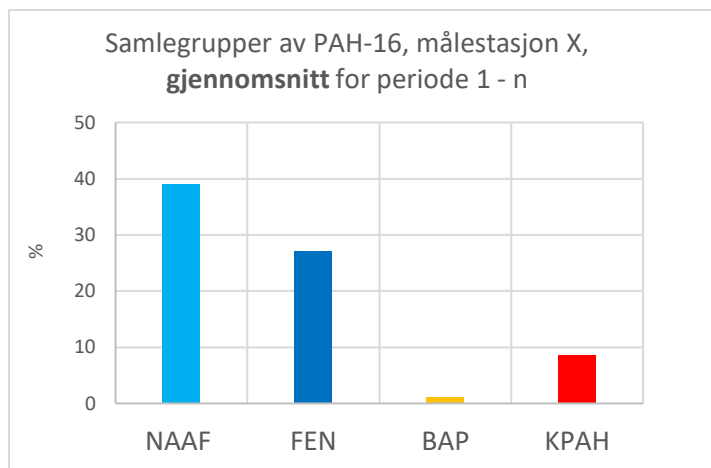
Trinn 2:

Fra samlegruppene fra tabellen i [Trinn 1](#) fremstilles stolpediagram som viser samlegrupper av PAH ved målestasjon X. Fremstill først et stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode (figur 4.19).



Figur 4.19 Eksempel på stolpediagram som viser analysedata fra periode 1 – n av samlegrupper av akkumulert PAH-16 ved målestasjon X.

Fremstill deretter et stolpediagram basert på gjennomsnittsverdier for hver samlegruppe fra samtlige overvåkingsperioder (figur 4.20).



Figur 4.20 Eksempel på stolpediagram som viser gjennomsnittsdata fra periode 1 – n av samlegrupper av akkumulert PAH-16 ved målestasjon X.

Prosedyren gjentas for samtlige målestasjoner.

Figurene er gode hjelpemiddel for å tilegne seg PAH-data. Det er blant annet fordi det kan fremstilles data for samtlige målestasjonen fra periode 1 - n komprimert til en figur som forteller hele datasettet. Den samme informasjonen hadde vært vanskeligere å lese ut fra en tabell.

Det er viktig å ikke bare fremstille stolpediagram basert på gjennomsnittsverdier. Viktige variasjoner i datasettet kan da bli oversett. Hvis diagrammet for gjennomsnittsdata viser de viktige trendene kan dette alene benyttes til videre tolkning.

4.4.4 Steg 4 - Sluttvurdering

I det avsluttende steget fremstilles et kjemisk fingeravtrykk for samtlige målestasjoner. Avtrykket sammenstiller kunnskapen vi har tilegnet oss ved å følge steg 1 - 3, og kan i seg selv benyttes som en innledende vurdering knyttet til det å lokalisere og skille mellom mulige forurensningskilder i en resipient.

Fremgangsmåten for fremstillingen av kjemiske fingeravtrykk gjennomgås trinnvis i det følgende.

Trinn 1:

Det lages en tabell med verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromaten fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD som vist i tabell 4.6.

METODE

Tabell 4.6 Oppsett for fremstilling av kjemiske fingeravtrykk, basert på konsentrasjoner. Tallmaterialet og enhetene i datasettet kan korrigeres i datavaskprosedyren for eksempel til μg (1000 ng = 1 μg), slik at den visuelle fremstillingen forenkles.

Forbindelser		Periode 1	Periode 2	Periode *	Periode *	Periode n	Gjennomsnitt
BTEX ($\mu\text{g/L}$)	Benzen						
	Toluen						
	Etylbenzen						
	SUM Xylener						
SUM							
Alifater ($\mu\text{g/SPMD}$)	C ₅ - C ₈						
	C ₈ - C ₁₀						
	C ₁₀ - C ₁₂						
	C ₁₂ - C ₁₆						
	C ₁₆ - C ₂₁						
	C ₂₁ - C ₃₆						
	C ₃₆ - C ₄₀						
SUM							
Aromater ($\mu\text{g/SPMD}$)	C ₁₀ - C ₁₂						
	C ₁₂ - C ₁₆						
	C ₁₆ - C ₂₁						
	C ₂₁ - C ₃₆						
PAH (ng/SPMD)	Naftalen						
	Acenaftalen						
	Acenaften						
	Fluoren						
	Fenantren						
	Antracen						
	Fluoranten						
	Pyren						
	Benzo(a)antracen						
	Krysen						
	Benzo(b)fluoranten						
	Benzo(k,j)fluoranten						
	Benzo(a)pyren						
	Dibenzo(a,h)antracen						
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren						
	Benzo(g,h,i)perylene						
SUM							
NPD (ng/SPMD)	2-Me-naftalen						
	1-Me-naftalen						
	Di-Me-naftalen						
	Tri-Me-naftalen						
	Me-fenantren						
	Di-Me-fenantren						
	Tri-Me-fenantren						
	DBTPh (Dibenzotiofen)						
	1-Me-DBTPh						
	2/3-Me-DBTPh						
	4-Me-DBTPh						
	Me-DBTPh						
	Di-Me-DBTPh						
Tri-Me-DBTPh							
SUM							

Trinn 2:

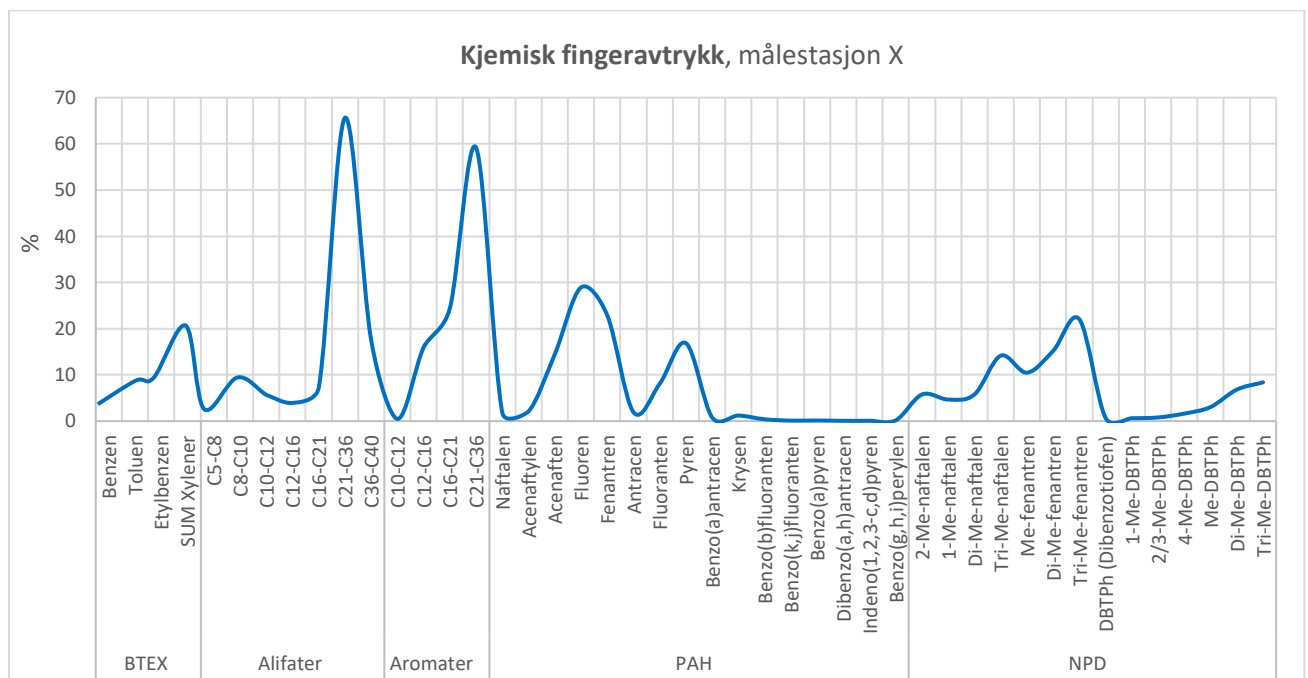
Deretter lages det en tabell med forbindelsens verdier i prosent av gjennomsnittsverdien av kategorien (se formel 4.1). For eksempel blir prosentandelen for alifatene i fraksjon C₅ - C₈:

$$\frac{\text{Gjennomsnittsverdi fraksjon C5 - C8}}{\text{Gjennomsnitt av SUM alifater}} * 100 \quad (\text{Formel 4.1})$$

Prosedyren gjentas for samtlige forbindelser.

Trinn 3:

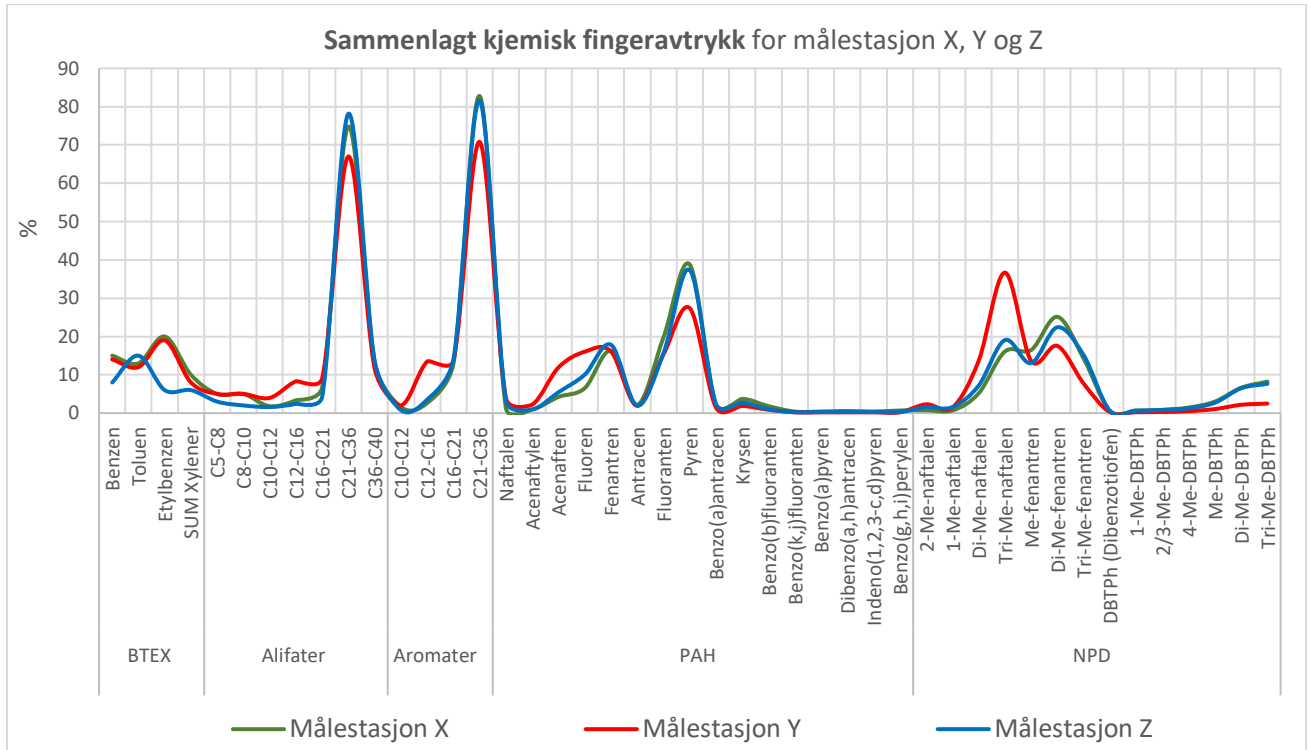
Fremstill verdiene fra tabellen i [Trinn 2](#) i en figur. Resultatet er et kjemisk fingeravtrykk som indikerer hvordan karbonfraksjoner og hydrokarbonforbindelser fordeler seg i resipienten (se figur 4.21).



Figur 4.21 Eksempel på kjemisk fingeravtrykk for en resipient. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon X i periode 1 - n.

Prosedyren gjentas for samtlige målestasjoner.

Til slutt kan det lages en figur der de fremstilte kjemiske fingeravtrykkene legges over hverandre (figur 4.22). Det er anbefalt fordi et slikt diagram forenkler sammenligning mellom stasjoner både innbyrdes og mellom resipienter. I tillegg kan resultatene fra overvåkingen i stor grad formidles ved å presentere det sammenlagte diagrammet alene. Fra figuren ser man for eksempel tydelig at målestasjon Y skiller seg fra fordelingen i X og Z.



Figur 4.22 Eksempel på sammenlagt kjemisk fingeravtrykk for målestasjonene X, Y og Z.

5 Resultat

Hensikten med kapittelet er å øke kjennskapen til Fingeravtrykkmetoden, og å vise at den er et nyttig verktøy for å opparbeide god oversikt og forståelse av datamateriale. Dette blir gjort ved å anvende metoden på analysedata fra langtidsovervåkningen på Klett (se delkapittel 3.1).

Overvåkningen ved målestasjonene SOR-1, SOR-2 og GAU-ref på Klett strakk seg fra 04.09 – 28.11.17. For enkelhets skyld deles den inn i seks perioder. Overvåkningen ved SOR-1, SOR-2 og GAU-ref ble avsluttet noe tidligere enn ønsket grunnet kaldt vær og mye is ved målestasjonene, slik at det hindret en pålitelig prøvetaking. Prøven fra GAU-ref for periode 6 (14. – 28.11.17) ble fastfrosset i isen, og dermed ikke analysert.

På grunn av forholdene ble det satt opp en ekstra målestasjon, SOR-3, for å overholde Miljødirektoratet sitt krav om langtidsovervåkning av Sørabekken (se delkapittel 3.1). Overvåkningen i SOR-3 deles inn i fire perioder; periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Tabell 5.1 gir en oversikt over hvilke målestasjoner som var operative i de ulike periodene.

Tabell 5.1 Oversikt over hvilke målestasjoner som var operative i periode 1 - 10. SOR-1 og SOR-2 var operative i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), GAU-ref var operativ fra periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17), og SOR-3 var operativ i periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Periode	Dato	Operativ målestasjon
Periode 1	04. - 18.09.17	SOR-1, SOR-2, GAU-ref
Periode 2	18.09 - 02.10.17	--II--
Periode 3	02. - 16.10.17	--II--
Periode 4	16. - 31.10.17	--II--
Periode 5	31.10 - 14.11.17	--II--
Periode 6	14. - 28.11.17	SOR-1, SOR-2
Periode 7	05. - 15.12.17	SOR-3
Periode 8	15.12.17 - 02.01.18	--II--
Periode 9	02. - 17.01.18	--II--
Periode 10	17. - 30.01.18	--II--

5.1 Steg 1 – Datavask

Det første steget gjennomgås ikke i teksten for noen av målestasjonene, men regneark med ferdigbehandlet data finnes som eget vedlegg (vedlegg A). Fremgangsmåten for datavask er beskrevet i delkapittel 4.4.1.

5.2 Steg 2 – Alifat- og aromatanalyse

Trender i datasettet kommenteres underveis, mens tolkninger blir utført i delkapittel 6.1.1.

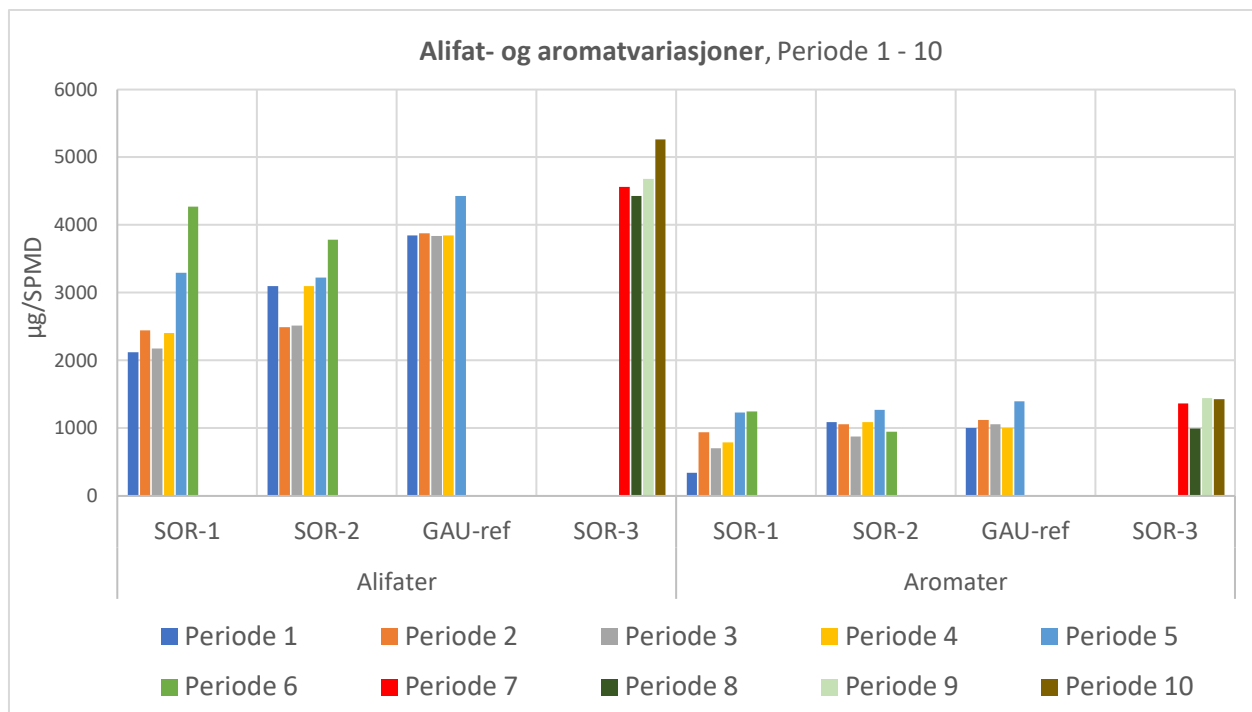
Trinn 1

Det ble laget en tabell (5.2) med vaskede data som viser forskjeller i sum alifater og sum aromater ved målestasjonene SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 i samtlige måleperioder.

Tabell 5.2 Sum alifater og sum aromater ved målestasjonene SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 fra periode 1 – 10. SOR-1 og SOR-2 var operative fra 04.09 – 28.11.17, GAU-ref var operativ fra 04.09 – 14.11.17, og SOR-3 var operativ fra 05.12.17 – 30.01.18. Konsentrasjonene er oppgitt i µg/SPMD.

Målestasjon	Alifater				Aromater			
	SOR-1	SOR-2	GAU-ref	SOR-3	SOR-1	SOR-2	GAU-ref	SOR-3
Periode 1	2124	3094	3849		343	1087	1006	
Periode 2	2443	2490	3880		943	1060	1118	
Periode 3	2176	2512	3835		702	875	1061	
Periode 4	2407	3094	3849		793	1087	1006	
Periode 5	3292	3220	4425		1228	1274	1400	
Periode 6	4269	3784			1249	950		
Periode 7				4565				1364
Periode 8				4430				996
Periode 9				4682				1444
Periode 10				5264				1432

Fra tabell 5.2 ble det fremstilt et stolpediagram (figur 5.1) som tydeliggjør betydelige forskjeller og/eller likheter i sum alifater og sum aromater både innbyrdes og mellom samtlige målestasjoner under hele overvåkingen.



Figur 5.1 Forskjeller i henholdsvis sum alifater og sum aromater ved målestasjon SOR-1 og SOR-2 fra periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) og SOR-3 fra periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Fra figuren observeres det at summene av alifater og aromater varierer noe fra periode til periode både innbyrdes og mellom hver målestasjon. Variasjonen innbyrdes er generelt større ved stasjonene i Sørabekken (SOR-1, -2 og -3) enn ved stasjonen i Gaula (GAU-ref).

Videre ser vi først på de mest sentrale variasjoner for sum alifater, og deretter for sum aromater.

Alifatvariasjoner:

Tilførslene av alifater er jevne med en konsentrasjon på mellom 2124 og 2443 µg/SPMD i SOR-1 i periode 1 - 4, mens verdien øker med 885 µg/SPMD fra periode 4 til 5, og med 977 µg/SPMD fra periode 5 til 6. Ved GAU-ref måles også jevne verdier fra periode 1 - 4, mens en økning på 576 µg/SPMD observeres fra periode 4 til 5. Selv om det observeres lignende trender i SOR-1 og GAU-ref, skiller sistnevnte målestasjon seg likevel fra SOR-1 ved generelt å ha høyere konsentrasjoner.

SOR-2 har lignende trender som SOR-1, men skiller seg fra denne med en høy konsentrasjon i periode 1 (3094 µg/SPMD i SOR-2, og 2124 µg/SPMD i SOR-1). Som observert for SOR-1 og GAU-ref er også verdiene for SOR-2 tilnærmet jevne i periode 2 og 3, men viser en

stigende trend fra periode 3 til 6 (periode 3 - 5 i Gaula). Konsentrasjonen stiger mer i SOR-1 (stiger med 2093 µg/SPMD) enn i SOR-2 (stiger med 1272 µg/SPMD) fra periode 3 – 6.

SOR-3 skiller seg fra de andre stasjonene ved å ha høyere alifatverdier. Alifatverdien er forholdsmessig jevnt høy i SOR-3 i periode 7 – 9 (gjennomsnittskonsentrasjon på 4559 µg/SPMD), mens den stiger med 582 µg/SPMD fra periode 9 til 10.

Aromatvariasjoner:

Aromatverdiene viser jevnt over de samme trendene som ble observert for alifatverdiene ved hver målestasjon. Verdiene er relativt jevne, men jevnt over noe høyere i SOR-2 (gjennomsnittsverdi på 1056 µg/SPMD) enn i SOR-1 (gjennomsnittsverdi på 876 µg/SPMD) i periode 1 - 6. Aromatverdiene i SOR-3 er tilnærmet like i periode 7, 9 og 10 (gjennomsnittskonsentrasjon på 1413 µg/SPMD), mens periode 8 skiller seg ut med en lavere verdi (996 µg/SPMD). Som observert for alifatene er også aromatverdiene noe høyere i SOR-3 enn i SOR-1 og SOR-2.

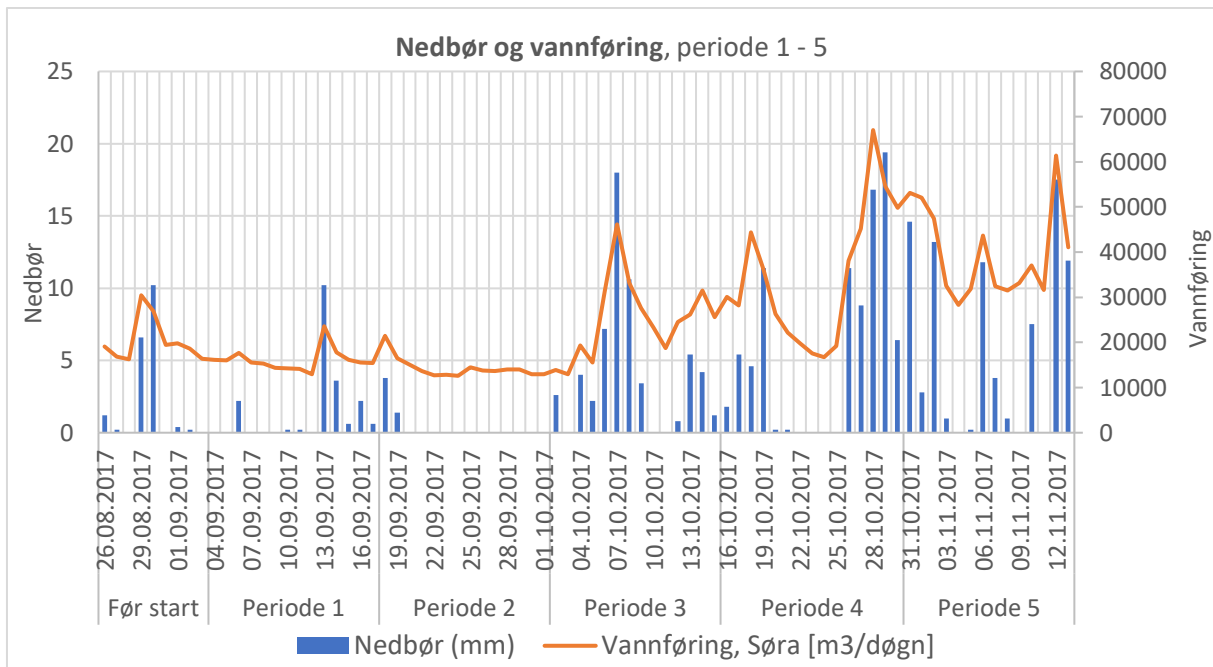
Ved GAU-ref er aromatverdiene også svært jevne fra periode til periode.

Trinn 2:

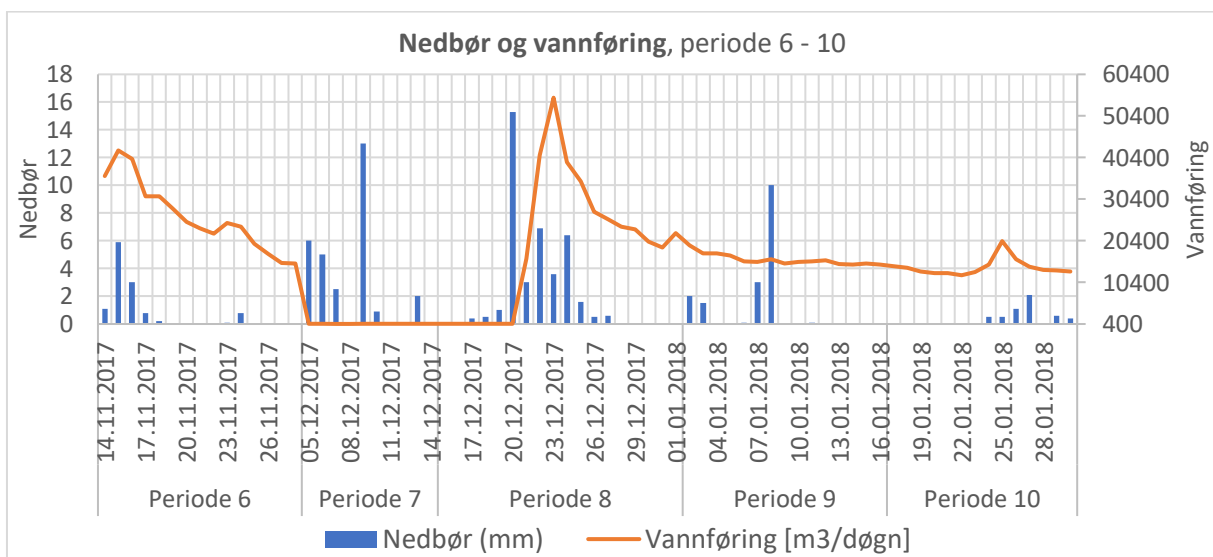
Nedbørsdata og vannføringsdata for periodene er fremstilt i to diagram (se figur 5.2 og 5.3). På yr.no finnes ikke nedbørsstatistikk for Klett (stasjonen Skjetlein for våt nedbør) etter 08.11.17 (Jan-Inge Hansen, Meteorologisk Institutt, e-post 18.01.18.). Alle nedbørsstatistiske data fremstilt etter 08. november er derfor basert på data tilsendt fra Meteorologisk Institutt.

Vannføringsdata er bare fremstilt for Sørabekken (ikke Gaula), men middelvannføringen ved Gaulosen er målt til 97,44 m³/s (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 03.05.18).

Fra figur 5.2 observeres flere markert høye nedbørsperioder. For eksempel sees en nedbørsperiode som strekker seg fra begynnelsen til midt i periode 3 (02.10 - 09.10.17). Med unntak fra periode 7 og 8 (se figur 5.3) øker vannføringen i samsvar med nedbøren.



Figur 5.2 Diagram som viser nedbør og vannføring fra en uke før overvåkingsstart, og ut periode 5, det vil si fra 26.08 – 12.11.17. Vannføringsdata er målt i Sørabekken, og målingene er utført av Trondheim kommune. Nedbørsdata fra 26.08 – 08.11.17 er hentet fra yr.no, mens data etter 08.11.17 er tilsendt fra Meteorologisk Institutt.



Figur 5.3 Diagram som viser nedbør og vannføring fra periode 6 - 10, det vil si fra 14.11.17 – 30.01.18. Vannføringsdata er målt i Sørabekken, og målingene er utført av Trondheim kommune. Nedbørsdata er tilsendt fra Meteorologisk Institutt.

RESULTAT

Trinn 3:

Det er laget en tabell med alifat- og aromatdata for samtlige målestasjoner gjennom hele overvåkingsperioden (tabell 5.3).

Det ble analysert for karbonfraksjoner fra C₅ - C₄₀ for alifater og fra C₁₀ - C₃₆ for aromater. Alifatverdier for fraksjonene C₅ - C₈ og C₈ - C₁₀ ble ikke detektert over LOD, så disse kolonnene står åpne. Det hadde ingen effekt å erstatte manglende verdier for alifater med LOD/2 i datavasken.

Tabell 5.3 Fraksjonsvis alifat- og aromatdata for SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 i samtlige måleperioder. SOR-1 og SOR-2 var operative fra periode 1 – 6 (04.09 - 28.11.17), GAU-ref var operativ fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17), og SOR-3 var operativ fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18). Konsentrasjonene er oppgitt i µg/SPMD.

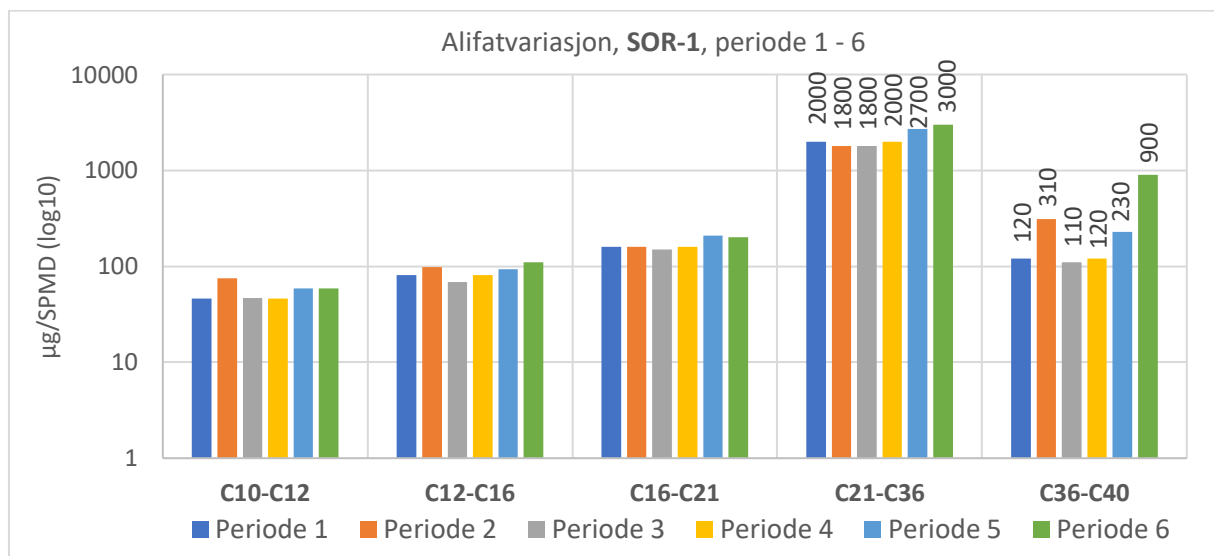
Fraksjon	Alifater							Aromater				
	C ₅ - C ₈	C ₈ - C ₁₀	C ₁₀ - C ₁₂	C ₁₂ - C ₁₆	C ₁₆ - C ₂₁	C ₂₁ - C ₃₆	C ₃₆ - C ₄₀	C ₁₀ - C ₁₂	C ₁₂ - C ₁₆	C ₁₆ - C ₂₁	C ₂₁ - C ₃₆	
SOR-1	Periode 1		46	81	160	2000	120	5	5	63	720	
	Periode 2		75	98	160	1800	310	28	5	120	790	
	Periode 3		47	69	150	1800	110	5	5	52	640	
	Periode 4		46	81	160	2000	120	5	5	63	720	
	Periode 5		59	93	210	2700	230	5	43	180	1000	
	Periode 6		59	110	200	3000	900	36	63	180	970	
SOR-2	Periode 1		34	120	360	2400	180	5	35	57	990	
	Periode 2		150	170	160	1700	310	30	100	180	750	
	Periode 3		63	99	210	2000	140	5	5	5	860	
	Periode 4		34	120	360	2400	180	5	35	57	990	
	Periode 5		130	180	190	2500	220	34	120	200	920	
	Periode 6		34	110	190	2700	750	5	65	140	740	
SOR-3	Periode 7		65	100	180	3300	920	5	39	220	1100	
	Periode 8		150	160	170	3000	950	5	71	150	770	
	Periode 9		42	100	220	4000	320	15	39	190	1200	
	Periode 10		45	99	250	4500	370	15	37	180	1200	
GAU-ref	Periode 1		54	75	180	3400	140	5	5	56	940	
	Periode 2		52	98	200	3200	330	33	5	180	900	
	Periode 3		49	86	210	3300	190	5	5	61	990	
	Periode 4		54	75	180	3400	140	5	5	54	940	
	Periode 5		47	98	240	3800	240	15	25	360	1000	

Fra tabellen fremstilles et stolpediagram for hver målestasjon som viser fraksjonsvis variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner (C₅ - C₄₀), og et stolpediagram som viser variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner (C₁₀ - C₃₆) i løpet av overvåkningen (se figur 5.4 – 5.11).

For å samle informasjon for samtlige analyserte fraksjoner i ett diagram er det valgt å benytte logaritmiske akser. Det er viktig å huske på dette i tolkningsprosessen. Fra figur 5.4 kan det for eksempel se ut som om det er store variasjoner i de lette fraksjonene for SOR-1 (C₁₀ – C₂₁), mens det er stabile tilførsler i de tyngre fraksjonene (C₂₁ – C₄₀). Dette er ikke tilfelle.

SOR-1, alifatvariasjon

Figur 5.4 viser variasjoner i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₄₀ (C₅ – C₈ ikke detektert) i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17). For å kunne se avvik og likheter enklere for de tyngre fraksjonene (C₂₁ – C₄₀) også ved bruk av logaritmiske akser er det valgt å vise konsentrasjoner for periodene over hver søyle i diagrammet.



Figur 5.4 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).

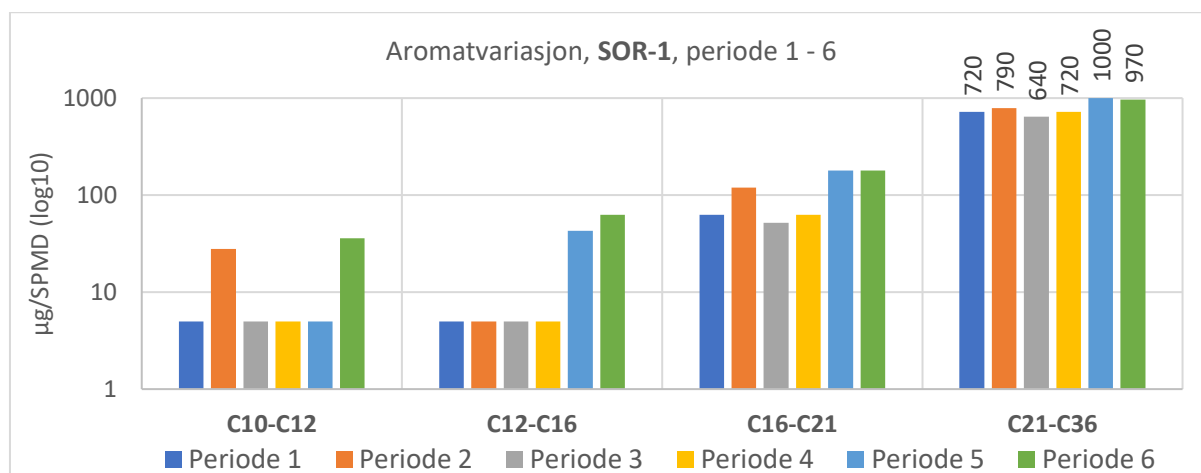
Fraksjon C₂₁ – C₃₆ og C₃₆ - C₄₀ varierer mest i alifatverdi fra periode til periode. Eksempelvis øker konsentrasjonen for fraksjon C₂₁ – C₃₆ med hele 700 µg/SPMD fra periode 4 til 5. For fraksjon C₃₆ - C₄₀ er konsentrasjonene for periode 1, 3 og 4 på mellom 110 og 120 µg/SPMD, mens verdien er tilnærmet tre ganger høyere i periode 2, to ganger høyere i periode 5 og 7,5 ganger høyere i periode 6 (i forhold til i periode 1). Økningen på 760 µg/SPMD fra periode 5 til 6 sees også for fraksjon C₂₁ - C₃₆, men økningen er mindre (økning på 300 µg/SPMD).

Dette er eksempler på reelle variasjoner i datasettet.

Fra figuren observeres også, som nevnt tidligere, liten variasjon i alifatene for fraksjon C₁₀ - C₁₂, C₁₂ - C₁₆ og C₁₆ - C₂₁ fra periode til periode.

SOR-1, aromatvariasjon

Figur 5.5 viser variasjoner i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 fra periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17). De største variasjonene finnes for fraksjon C₂₁ – C₃₆. Økningen i aromattilførsel fra periode 4 til 5 er markant både for fraksjon C₁₆ – C₂₁ (økning på 117 µg/SPMD) og fraksjon C₂₁ - C₃₆ (økning på 280 µg/SPMD). Det observeres også en økning fra periode 4 til 5 for fraksjon C₁₂ – C₁₆, men økningen er bare på 38 µg/SPMD. På samme måte som for alifatene er det generelt små forskjeller innbyrdes hver fraksjon for de andre periodene.



Figur 5.5 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ – C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17).

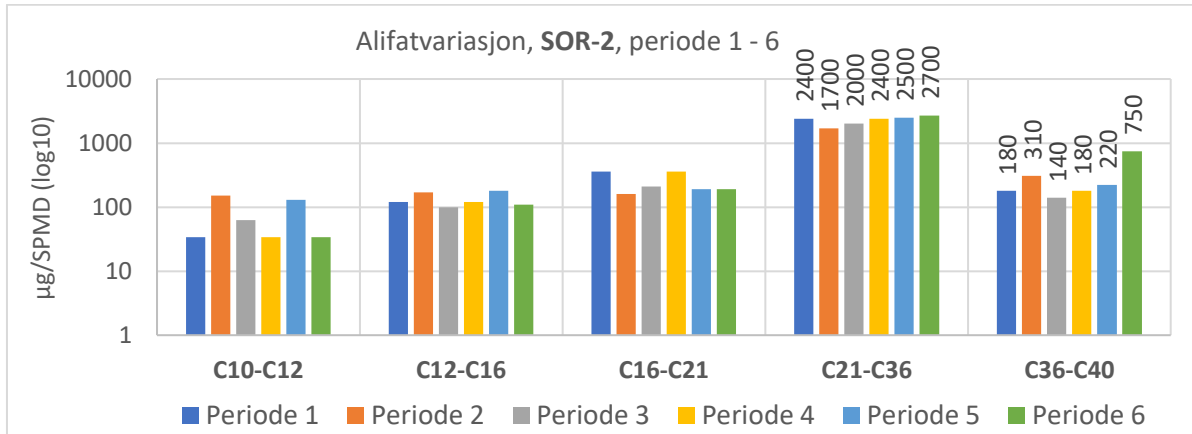
SOR-2, alifatvariasjon

Figur 5.6 viser variasjoner i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17).

Det observeres mer ujevne konsentrasjoner for de lette fraksjonene (C₁₀ – C₂₁) i SOR-2 enn i SOR-1. For eksempel observeres en økning på 116 µg/SPMD for fraksjon C₁₀ – C₁₂ fra periode 1 – 2 ved SOR-2. Økningen kan også sees for SOR-1, men den er mye mindre (økning på 29 µg/SPMD, se figur 5.4) og bli ikke ansett som en reell økning.

Økningen fra periode 1 til 2 for fraksjon C₁₀ - C₁₂ ved målestasjon SOR-2 observeres også for fraksjonene C₁₂ - C₁₆ og C₃₆ - C₄₀, mens man for fraksjonene C₁₆ - C₂₁ og C₂₁ - C₃₆ ser en nedgang i konsentrasjonsverdi mellom periode 1 og 2. Reduksjonen er på 200 µg/SPMD for fraksjon C₁₆ - C₂₁ og på 700 µg/SPMD for fraksjon C₂₁ - C₃₆). Økningen fra periode 1 til 2 for den letteste fraksjonen (C₁₀ - C₁₂) er på 116 µg/SPMD, og konsentrasjonen i periode 2 er over

fire ganger høyere enn konsentrasjonen målt i periode 1. Det observeres også en økning for fraksjon C₁₂ - C₁₆, men der er økningen bare 1,4 ganger høyere enn konsentrasjonen målt i periode 1.



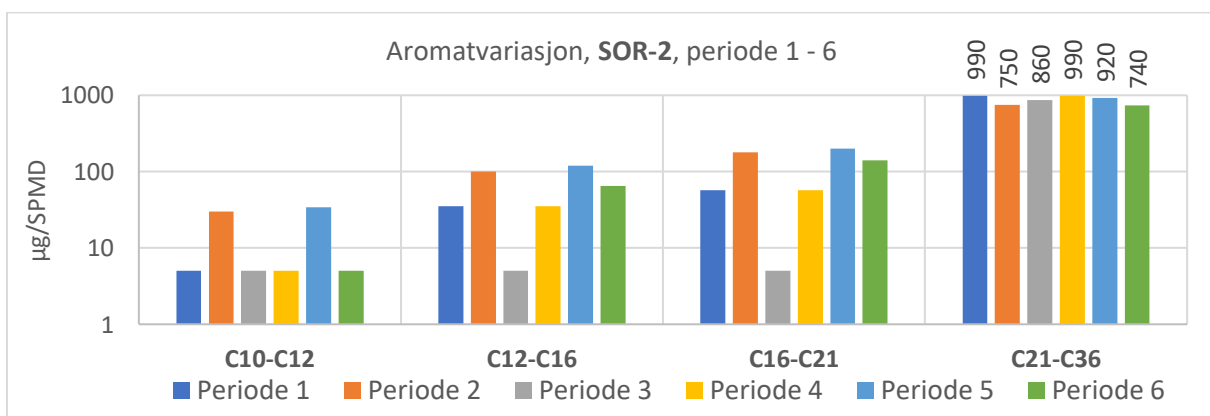
Figur 5.6 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17).

Konsentrasjonene for fraksjon C₂₁ – C₃₆ og C₃₆ – C₄₀ er forholdsmessig jevne og viser tilnærmet like trender som observert for SOR-1.

SOR-2, aromatvariasjon

Figur 5.7 viser variasjoner i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17).

På samme måte som for alifatene observeres det noe mer variasjon i de lette aromatverdiene ved SOR-2 enn det som ble observert for SOR-1. Dette gjelder spesielt innbyrdes fraksjon C₁₂ - C₁₆. I tillegg nevnes det at de største variasjonene finnes for fraksjon C₂₁ – C₃₆.

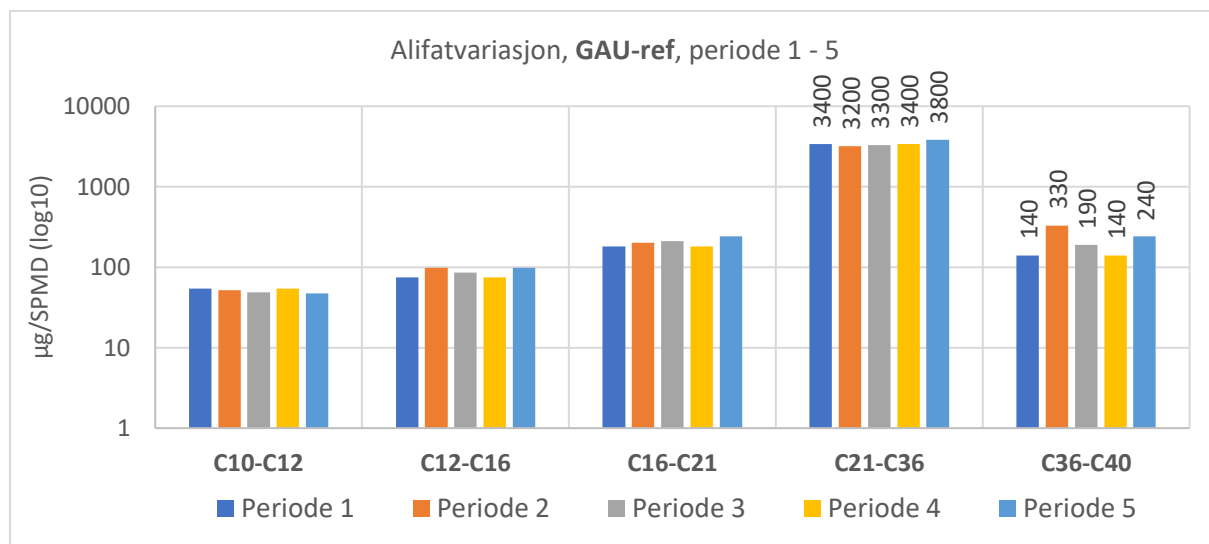


Figur 5.7 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ – C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).

GAU-ref, alifatvariasjon

Figur 5.8 viser variasjoner i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 - 14.11.17).

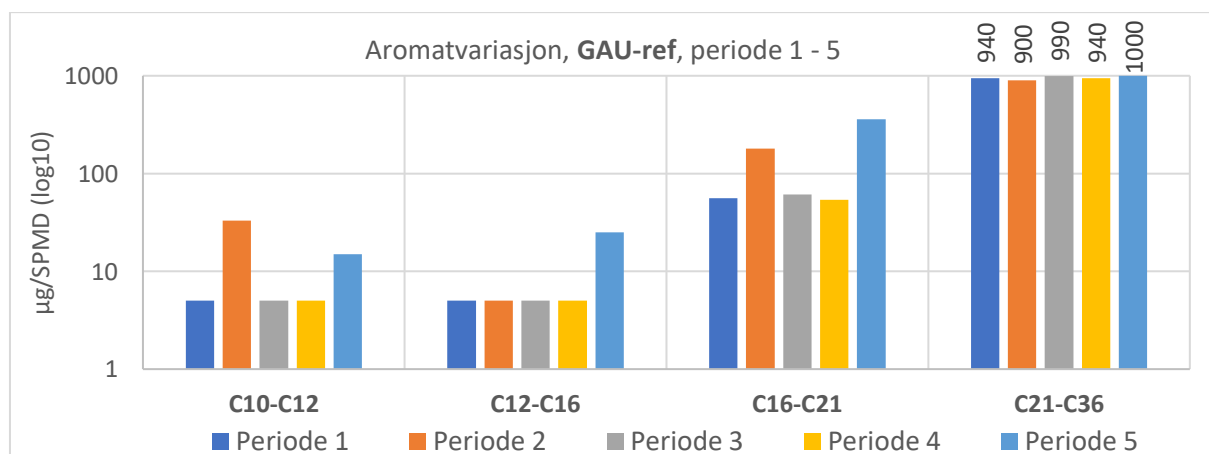
Fra figuren observeres liten variasjon mellom periodene for samtlige fraksjoner. Variasjonene som likevel finnes er størst innbyrdes de tyngste fraksjonene, det vil si for C₂₁ - C₃₆ og C₃₆ - C₄₀.



Figur 5.8 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17).

GAU-ref, aromatvariasjon

Figur 5.9 viser variasjoner i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 - 14.11.17).

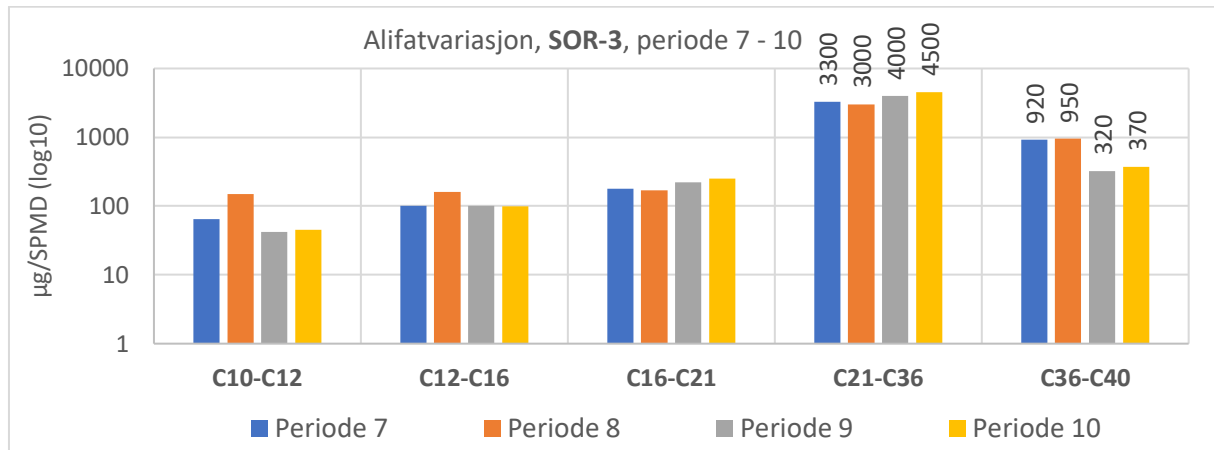


Figur 5.9 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ - C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17).

På samme måte som for alifatene er det liten, men noe større periodevis variasjon for samtlige fraksjoner. Den største endringen, en økning på 306 µg/L, observeres fra periode 4 til 5 for fraksjon C₁₆ - C₂₁.

SOR-3, alifatvariasjon

Figur 5.10 viser variasjoner i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).



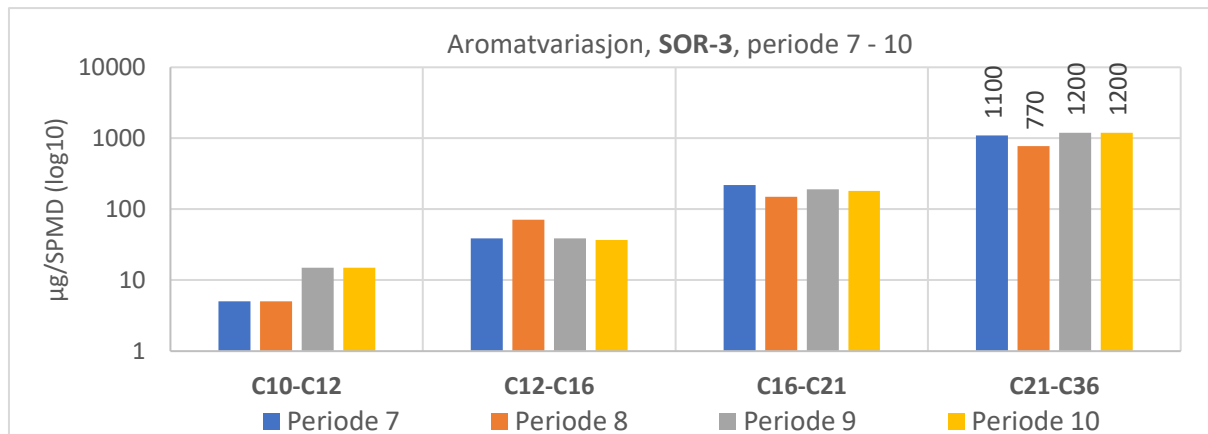
Figur 5.10 Variasjon i akkumulert mengde alifatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ - C₄₀ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Konsentrasjonene er svært jevne innbyrdes de lette fraksjonene (C₁₀ - C₁₂ og C₁₂ - C₁₆) fra periode til periode. Unntaket er den observerte økningen fra periode 7 til 8. Økningen er på 85 µg/SPMD for fraksjon C₁₀ - C₁₂ og på 60 µg/SPMD for fraksjon C₁₂ - C₁₆. Det observeres også en reduksjon på 108 µg/SPMD for fraksjon C₁₀ - C₁₂ fra periode 8 til 9. Reduksjonen observeres også for fraksjon C₁₂ - C₁₆, men den er mindre (reduksjon på 60 µg/SPMD).

Konsentrasjonsverdiene for fraksjon C₂₁ - C₃₆ er høye (rundt 3000 µg/SPMD) i periode 7 og 8, og øker med 1000 µg/SPMD fra periode 8 til 9. Fra periode 9 til 10 stiger konsentrasjonen med 500 µg/SPMD. Motsatt trend sees for fraksjon C₃₆ - C₄₀; konsentrasjonen er høy (snitt 935 µg/SPMD) i periode 7 og 8, mens den er lav i periode 9 og 10 (tilnærmet 350 µg/SPMD).

SOR-3, aromatvariasjon

Figur 5.11 viser variasjoner i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i fraksjon C₁₀ - C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).



Figur 5.11 Variasjon i akkumulert mengde aromatiske hydrokarboner i µg/SPMD i fraksjoner fra C₁₀ – C₃₆ i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Fra figuren sees det at verdien for fraksjon C₁₂ - C₁₆ er høyere i periode 8 enn i periodene 7, 9 og 10. Tilsvarende økning ble også observert for alifatene. Ellers er verdiene svært jevne for samtlige fraksjoner. Unntaket er en forholdsmessig lav verdi (770 µg/SPMD) for fraksjon C₂₁ – C₃₆ i periode 8 i forhold til i de andre periodene (gjennomsnittsverdien for periode 7, 9 og 10 er på tilnærmet 1170 µg/SPMD).

5.3 Steg 3 – Analyse av PAH-profiler

Tolkning bli gjort fra den grafiske fremstillingen i [Trinn 2](#), og kommenteres i delkapittel 6.1.2.

Trinn 1

Det fremstilles tabeller for hver målestasjon (se tabell 5.4 – 5.7). Tabellene inneholder verdier for hver periode, samt gjennomsnittsverdi for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, samt samlegrupper og utvalgte indikatorforbindelser av PAH ved målestasjonen beregnet som prosentandel av SUM PAH-16.

Tabell 5.4 Verdier for periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 6) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-1 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).

[ng/SPMD]	SOR-1						Gj. snitt
	Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	Periode 6	
Naftalen	2,5	3	20	31	33	47	23
Acenaftylen	10	10	14	23	28	26	18
Acenaften	67	46	83	100	115	70	80
Fluoren	92	67	130	175	150	130	124
Fenantren	150	110	290	450	510	340	308
Antracen	17	23	34	62	57	51	41
Fluoranten	190	140	370	560	640	360	377
Pyren	390	280	640	1000	1200	910	737
Benzo(a)antracen	20	15	31	51	76	52	41
Krysen	46	40	62	92	120	63	71
Benzo(b)fluoranten	28	34	37	45	40	23	35
Benzo(k,j)fluoranten	7,1	6	8	10	10	5	8
Benzo(a)pyren	5	5	5	14	13	5	8
Dibenzo(a,h)antracen	5	30	5	14	5	5	11
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	22	5	5	5	5	8
Benzo(g,h,i)perylene	12	30	11	11	10	5	13
SUM PAH-16							1900,6
% NAAF							13,4
% FEN							15,7
% BAP							0,4
% KPAH							10,5

RESULTAT

Tabell 5.5 Verdier for periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 6) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-2 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).

[ng/SPMD]	SOR-2						Gj. snitt
	Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	Periode 6	
Naftalen	85	21	75	165	130	73	92
Acenaftylene	63	27	54	61	70	43	53
Acenaften	510	140	320	260	310	160	283
Fluoren	510	190	485	420	360	320	381
Fenantren	300	190	330	440	590	440	382
Antracen	82	16	37	44	42	48	45
Fluoranten	240	310	350	480	470	340	365
Pyren	560	470	590	750	750	780	650
Benzo(a)antracen	28	16	29	37	50	45	34
Krysen	31	31	53	49	52	50	44
Benzo(b)fluoranten	19	18	25	25	23	15	21
Benzo(k,j)fluoranten	6	5	6	6	6	3	5
Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5	5	5
Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5	5	5
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5	5	5
Benzo(g,h,i)perylene	5	5	5	5	5	5	5
SUM PAH-16							2374,8
% NAAF							33,6
% FEN							15,8
% BAP							0,2
% KPAH							5,1

Tabell 5.6 Verdier for periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 5) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon GAU-ref beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).

[ng/SPMD]	GAU-ref					Gj.snitt
	Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	
Naftalen	12	14	60	44	61	38
Acenaftylen	3	3	10	8	20	9
Acenaften	51	69	59	45	80	61
Fluoren	54	76	71	57	92	70
Fenantren	92	115	120	110	170	121
Antracen	3	5	7	5	8	6
Fluoranten	38	45	64	59	59	53
Pyren	20	27	88	65	60	52
Benzo(a)antracen	3	11	13	13	16	11
Krysen	3	7	6	11	11	8
Benzo(b)fluoranten	3	3	3	3	3	3
Benzo(k,j)fluoranten	3	3	3	3	3	3
Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5	5
Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5	5
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5	5
Benzo(g,h,i)perylen	5	5	5	5	5	5
SUM PAH-16						453,2
% NAAF						39,1
% FEN						27,1
% BAP						1,2
% KPAH						8,6

RESULTAT

Tabell 5.7 Verdier for periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18) i ng/SPMD, gjennomsnittsverdi av periodene (n = 4) for samtlige forbindelser i PAH-16 etter datavask, sum PAH-16, og samlegrupper av PAH ved målestasjon SOR-3 beregnet som prosentandel av SUM PAH-16. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier).

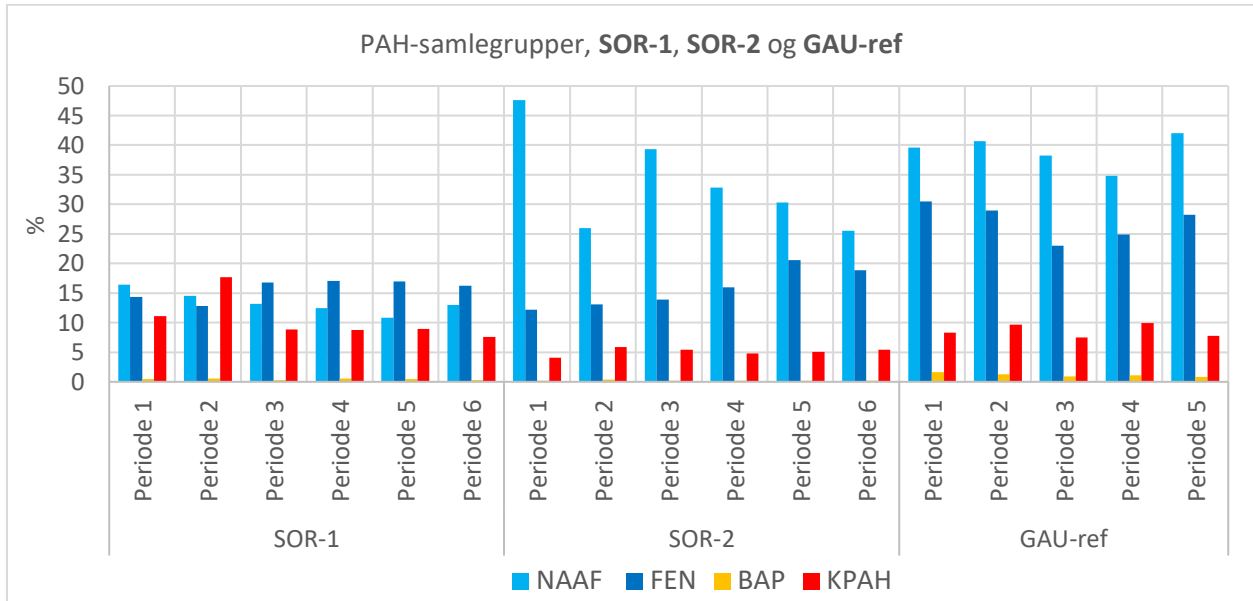
	SOR-3				Gj.snitt
	Periode 7	Periode 8	Periode 9	Periode 10	
Naftalen	84	57	33	32	52
Acenaftylen	23	21	9	9	16
Acenaften	150	67	68	73	90
Fluoren	180	270	100	110	165
Fenantren	350	550	130	140	293
Antracen	42	58	14	16	33
Fluoranten	290	530	100	110	258
Pyren	770	1200	280	200	613
Benzo(a)antracen	41	69	22	23	39
Krysen	45	89	21	25	45
Benzo(b)fluoranten	19	31	8	8	17
Benzo(k,j)fluoranten	2,5	8	2,5	2,5	4
Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5
Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5
Benzo(g,h,i)perylene	5	5	5	5	5
SUM PAH-16					1640,7
% NAAF					22,7
% FEN					17,5
% BAP					0,4
% KPAH					7,8

Trinn 2

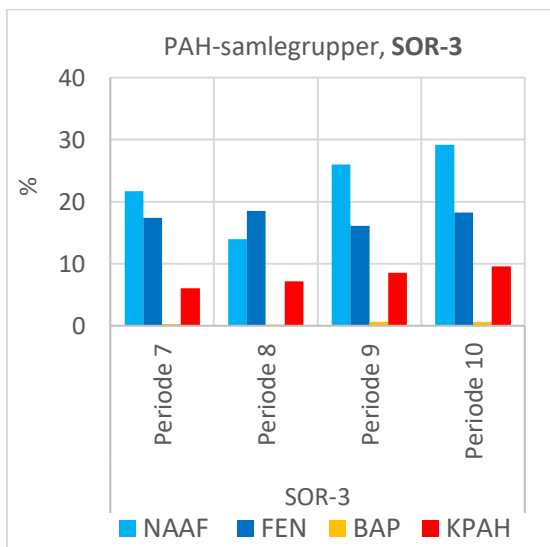
Fra samlegruppene fra tabellene i [Trinn 1](#) (se % NAAF, % Fen, % BAP og % KPAH i tabell 5.4 – 5.7) blir det først fremstilt et stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode for samtlige målestasjoner. Deretter fremstilles et stolpediagram som viser samlegrupper av PAH ved målestasjonene ut fra gjennomsnittsverdier av samtlige perioder.

Fra figurene 5.12 og 5.13 blir det observert at både SOR-2, GAU-ref og SOR-3 har overvekt av de letteste PAH-ene (NAAF). Fordelingen ved SOR-1 skiller seg fra fordelingen ved de andre stasjonene; her observeres tilnærmet like andeler for samtlige samlegrupper med unntak av BAP (benzo(a)pyren).

For SOR-2 ser man et innslag av NAAF på hele 48 % i periode 1. NAAF-andelen går ned over tid. Samtidig øker også fenantrenandelen innbyrdes målestasjonen fra periode til periode. For GAU-ref er situasjonen annerledes; her er nivåene tilnærmet stabile fra periode til periode.



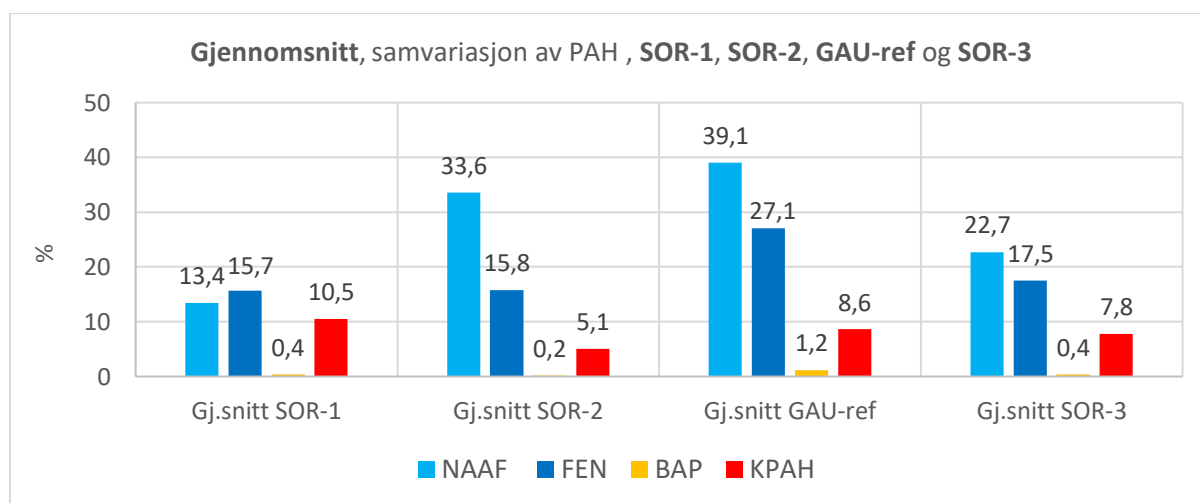
Figur 5.12 Stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode for målestasjon SOR-1 og SOR-2 fra periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17), og for målestasjon GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17) ut fra samlegrupper av PAH. Andelene er i prosent av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.



Figur 5.13 Stolpediagram som viser variasjon i data fra periode til periode for målestasjon SOR-3 fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18) ut fra samlegrupper av PAH. Andelene er i prosent av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.

Stolpediagrammet under (figur 5.14) viser gjennomsnittsverdier fra samtlige måleperioder ved hver målestasjon. Fra figuren ser man at det er variasjoner mellom stasjonene i det oljerelaterte og produktrelaterte innslaget (NAAF og FEN), og at det ikke er vesentlig innslag av tyngre PAH-forbindelser (KPAH).

SOR-1, SOR-2, SOR-3 og GAU-ref er preget av en høy andel av de lette PAH-forbindelsene. Målestasjonen i Gaula skiller seg ut med en høy NAAF-andel (39 %) og en høy fenantrenandel (27 %). Andelen NAAF er høy ved målestasjonen SOR-2 (tilnærmet 34 %) i forhold til ved de andre stasjonene i Sørabekken (SOR-1, 13 % og SOR-3, 23 %). Figuren illustrerer godt hvordan PAH data kan fremstilles, og som nevnt i delkapittel 6.5.1 hadde den samme informasjonen vært vanskeligere å lese ut fra en tabell.



Figur 5.14 PAH-profil for gjennomsnittsverdier for andelen av PAH ved målestasjonene SOR-1 (n = 6), SOR-2 (n = 6), GAU-ref (n = 5) og SOR-3 (n = 4) gjennom langtidsovervåkingen. Andelen er i % av sum PAH-16. NAAF = lette PAH-forbindelser, FEN = fenantren, BAP = benzo(a)pyren, KPAH = potensielt karsinogene PAH-er.

5.4 Steg 4 – Sluttvurdering

I det avsluttende steget blir det fremstilt et kjemisk fingeravtrykk for samtlige målestasjoner.

Trinn 1

Det lages tabeller (5.8 – 5.11) med verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromatene fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3. De aller letteste/mest flyktige komponentene (BTEX og alifater i fraksjon C₅ - C₈ og C₈ - C₁₀) ble ikke detektert i noen av de passive prøvetakingsenhetene, så disse radene står tomme.

SOR-1

Tabell 5.8 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromaterne fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-1 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 6) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).

		SOR-1						
		Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	Periode 6	Gj. snitt
BTEX (µg/L)	Benzen							
	Toluen							
	Etylbenzen							
	Sum Xylener							
SUM								
Alifater (µg/SPMD)	C5-C8							
	C8-C10							
	C10-C12	14	75	47	46	59	59	50
	C12-C16	110	98	69	81	93	110	94
	C16-C21	260	160	150	160	210	200	190
	C21-C36	1200	1800	1800	2000	2700	3000	2083
C36-C40	540	310	110	120	230	900	368	
SUM		2124	2443	2176	2407	3292	4269	2785
Aromater (µg/SPMD)	C10-C12	5	28	5	5	5	36	14
	C12-C16	18	5	5	5	43	63	23
	C16-C21	90	120	52	63	180	180	114
	C21-C36	230	790	640	720	1000	970	725
SUM		343	943	702	793	1228	1249	876
PAH (ng/SPMD)	Naftalen	2,5	3	20	31	33	47	23
	Acenaftalen	10	10	14	23	28	26	18
	Acenaften	67	46	83	100	115	70	80
	Fluoren	92	67	130	175	150	130	124
	Fenantren	150	110	290	450	510	340	308
	Antracen	17	23	34	62	57	51	41
	Fluoranten	190	140	370	560	640	360	377
	Pyren	390	280	640	1000	1200	910	737
	Benzo(a)antracen	20	15	31	51	76	52	41
	Krysen	46	40	62	92	120	63	71
	Benzo(b)fluoranten	28	34	37	45	40	23	35
	Benzo(k,j)fluoranten	7,1	6	8	10	10	5	8
	Benzo(a)pyren	5	5	5	14	13	5	8
	Dibenzo(a,h)antracen	5	30	5	14	5	5	11
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	22	5	5	5	5	8
	Benzo(g,h,i)perylene	12	30	11	11	10	5	13
SUM		1046,6	860	1745	2643	3012	2097	1901
NPD (ng/SPMD)	2-Me-naftalen	17	19	29	59	54	45	37
	1-Me-naftalen	17	14	26	50	50	42	33
	Di-Me-naftalen	170	62	270	590	290	110	249
	Tri-Me-naftalen	550	230	860	1300	1300	410	775
	Me-fenantren	390	150	1030	1600	1250	340	793
	Di-Me-fenantren	590	250	1400	2400	2100	530	1212
	Tri-Me-fenantren	480	280	550	960	1100	750	687
	DBTPh (Dibenzotiofen)	22	18	37	44	44	14	30
	1-Me-DBTPh	20	10	39	51	62	18	33
	2/3-Me-DBTPh	21	10	51	64	78	23	41
	4-Me-DBTPh	34	16	87	110	125	48	70
	Me-DBTPh	75	36	180	225	265	89	145
	Di-Me-DBTPh	170	80	325	480	620	240	319
	Tri-Me-DBTPh	250	120	390	610	720	290	397
SUM		2806	1295	5274	8543	8058	2949	4821

RESULTAT

SOR-2

Tabell 5.9 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromaten fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-2 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 6) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).

		SOR-2						
		Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	Periode 6	Gj. snitt
BTEX (µg/L)	Benzen							
	Toluen							
	Etylbenzen							
	SUM Xylener							
SUM								
Alifater (µg/SPMD)	C5-C8							
	C8-C10							
	C10-C12	330	150	63	34	130	34	124
	C12-C16	870	170	99	120	180	110	258
	C16-C21	600	160	210	360	190	190	285
	C21-C36	1200	1700	2000	2400	2500	2700	2083
	C36-C40	560	310	140	180	220	750	360
SUM		3560	2490	2512	3094	3220	3784	3110
Aromater (µg/SPMD)	C10-C12	50	30	5	5	34	5	22
	C12-C16	540	100	5	35	120	65	144
	C16-C21	300	180	5	57	200	140	147
	C21-C36	280	750	860	990	920	740	757
SUM		1170	1060	875	1087	1274	950	1069
PAH (ng/SPMD)	Naftalen	85	21	75	165	130	73	92
	Acenaftylen	63	27	54	61	70	43	53
	Acenaften	510	140	320	260	310	160	283
	Fluoren	510	190	485	420	360	320	381
	Fenantren	300	190	330	440	590	440	382
	Antracen	82	16	37	44	42	48	45
	Fluoranten	240	310	350	480	470	340	365
	Pyren	560	470	590	750	750	780	650
	Benzo(a)antracen	28	16	29	37	50	45	34
	Krysen	31	31	53	49	52	50	44
	Benzo(b)fluoranten	19	18	25	25	23	15	21
	Benzo(k,j)fluoranten	6	5	6	6	6	3	5
	Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5	5	5
	Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5	5	5
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5	5	5
	Benzo(g,h,i)perylen	5	5	5	5	5	5	5
SUM		2454	1454	2374	2757	2873	2337	2375
NPD (ng/SPMD)	2-Me-naftalen	400	57	160	250	500	98	244
	1-Me-naftalen	150	48	150	190	320	69	155
	Di-Me-naftalen	1900	580	2200	1600	2100	320	1450
	Tri-Me-naftalen	3500	1600	6800	4900	5400	1200	3900
	Me-fenantren	2300	710	2000	1700	1400	600	1452
	Di-Me-fenantren	2500	1000	3200	2000	1700	790	1865
	Tri-Me-fenantren	1600	650	790	450	670	760	820
	DBTPh (Dibenzotiofen)	13	16	27	35	53	20	27
	1-Me-DBTPh	12	11	25	31	53	23	26
	2/3-Me-DBTPh	13	14	30	37	67	31	32
	4-Me-DBTPh	26	24	51	57	100	69	55
	Me-DBTPh	51	49	110	125	220	123	113
	Di-Me-DBTPh	225	130	220	200	370	240	231
	Tri-Me-DBTPh	240	160	270	270	370	280	265
	SUM		12930	5049	16033	11845	13323	4623

GAU-ref

Tabell 5.10 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromaterne fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD for målestasjon GAU-ref fra periode 1 - 5 (04.09 – 14.11.17), samt gjennomsnittsverdier (n = 5) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).

		GAU-ref					
		Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode 4	Periode 5	Gj.snitt
BTEX (µg/L)	Benzen						
	Toluen						
	Etylbenzen						
	SUM Xylener						
SUM							
Alifater (µg/SPMD)	C5-C8						
	C8-C10						
	C10-C12	45	52	49	54	47	49
	C12-C16	95	98	86	75	98	90
	C16-C21	190	200	210	180	240	204
	C21-C36	880	3200	3300	3400	3800	2916
	C36-C40	360	330	190	140	240	252
SUM		1570	3880	3835	3849	4425	3512
Aromater (µg/SPMD)	C10-C12	5	33	5	5	15	13
	C12-C16	5	5	5	5	25	9
	C16-C21	77	180	61	56	360	147
	C21-C36	110	900	990	940	1000	788
SUM		197	1118	1061	1006	1400	956
PAH (ng/SPMD)	Naftalen	12	14	60	44	61	38
	Acenaftylen	3	3	10	8	20	9
	Acenaften	51	69	59	45	80	61
	Fluoren	54	76	71	57	92	70
	Fenantren	92	115	120	110	170	121
	Antracen	3	5	7	5	8	6
	Fluoranten	38	45	64	59	59	53
	Pyren	20	27	88	65	60	52
	Benzo(a)antracen	3	11	13	13	16	11
	Krysen	3	7	6	11	11	8
	Benzo(b)fluoranten	3	3	3	3	3	3
	Benzo(k,j)fluoranten	3	3	3	3	3	3
	Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5	5
	Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5	5
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5	5
	Benzo(g,h,i)perylen	5	5	5	5	5	5
SUM		302	397	522	442	602	453
NPD (ng/SPMD)	2-Me-naftalen	22	32	47	41	88	46
	1-Me-naftalen	16	25	32	28	62	33
	Di-Me-naftalen	66	81	85	75	250	111
	Tri-Me-naftalen	170	190	300	190	550	280
	Me-fenantren	59	59	76	66	160	84
	Di-Me-fenantren	60	66	78	66	160	86
	Tri-Me-fenantren	31	77	69	32	91	60
	DBTPh (Dibenzotiofen)	6	10	8	7	8	8
	1-Me-DBTPh	3	3	3	3	3	3
	2/3-Me-DBTPh	3	3	3	3	3	3
	4-Me-DBTPh	3	3	3	3	3	3
	Me-DBTPh	3	3	3	3	3	3
	Di-Me-DBTPh	8	3	8	5	14	7
	Tri-Me-DBTPh	9	6	9	6	13	9
SUM		457	559	722	526	1406	734

* Normalt skulle PAH-data for GAU-ref forkastes på grunn av at mer enn 1/3 av verdiene er mindre enn LOD. Siden dette er en presentasjon av metoden er de likevel tatt med for å kunne illustrere forskjeller på akkumulasjon mellom Sørabekken og Gaula (for eksempel variasjon mellom PAH og NPD). Selv om datasettet er mangelfullt får vi likevel frem et bilde av de mest biotilgjengelige PAH-forbindelsene (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 03.05.18).

SOR-3

Tabell 5.11 Verdier for alifatene fra karbonfraksjon C₅ - C₄₀, aromaterne fra karbonfraksjon C₁₀ - C₃₆, BTEX, PAH og NPD for målestasjon SOR-3 fra periode 7 - 10 (05.12.17 – 30.01.18), samt gjennomsnittsverdier (n = 4) for periodene. Verdier under deteksjonsgrensen er erstattet med LOD/2 (røde verdier). Konsentrasjonene er oppgitt i forskjellige enheter (vises i tabell).

		SOR-3				
		Periode 7	Periode 8	Periode 9	Periode 10	Gj.snitt
BTEX (µg/L)	Benzen					
	Toluen					
	Etylbenzen					
	SUM Xylener					
SUM						
Alifater (µg/SPMD)	C5-C8					
	C8-C10					
	C10-C12	65	150	42	45	76
	C12-C16	100	160	100	99	115
	C16-C21	180	170	220	250	205
	C21-C36	3300	3000	4000	4500	3700
	C36-C40	920	950	320	370	640
SUM		4565	4430	4682	5264	4735
Aromater (µg/SPMD)	C10-C12	5	5	15	15	10
	C12-C16	39	71	39	37	47
	C16-C21	220	150	190	180	185
	C21-C36	1100	770	1200	1200	1068
SUM		1364	996	1444	1432	1309
PAH (ng/SPMD)	Naftalen	84	57	33	32	52
	Acenaftalen	23	21	9	9	16
	Acenaften	150	67	68	73	90
	Fluoren	180	270	100	110	165
	Fenantren	350	550	130	140	293
	Antracen	42	58	14	16	33
	Fluoranten	290	530	100	110	258
	Pyren	770	1200	280	200	613
	Benzo(a)antracen	41	69	22	23	39
	Krysen	45	89	21	25	45
	Benzo(b)fluoranten	19	31	8	8	17
	Benzo(k,j)fluoranten	3	8	3	3	4
	Benzo(a)pyren	5	5	5	5	5
	Dibenzo(a,h)antracen	5	5	5	5	5
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5	5	5	5	5
Benzo(g,h,i)perylene	5	5	5	5	5	
SUM		2017	2970	808	768	1641
NPD (ng/SPMD)	2-Me-naftalen	91	47	60	68	67
	1-Me-naftalen	90	51	63	70	69
	Di-Me-naftalen	390	320	260	290	315
	Tri-Me-naftalen	820	1600	420	510	838
	Me-fenantren	390	1600	140	160	573
	Di-Me-fenantren	620	2900	210	210	985
	Tri-Me-fenantren	750	1400	280	230	665
	DBTPh (Dibenzotiofen)	31	31	17	23	26
	1-Me-DBTPh	28	66	6	7	27
	2/3-Me-DBTPh	40	89	6	10	36
	4-Me-DBTPh	48	150	11	13	56
	Me-DBTPh	120	305	23	30	120
	Di-Me-DBTPh	290	760	48	43	285
Tri-Me-DBTPh	330	850	94	71	336	
SUM		4038	10169	1638	1735	4395

RESULTAT

Trinn 2

Det er fremstilt en tabell (5.12) som viser verdiene fra tabellene i [Trinn 1](#) i prosent av gjennomsnittsverdien av kategorien (se formel 4.1 i delkapittel 4.4.4 for utregning). Spesielt viktige forskjeller er markert med rødt.

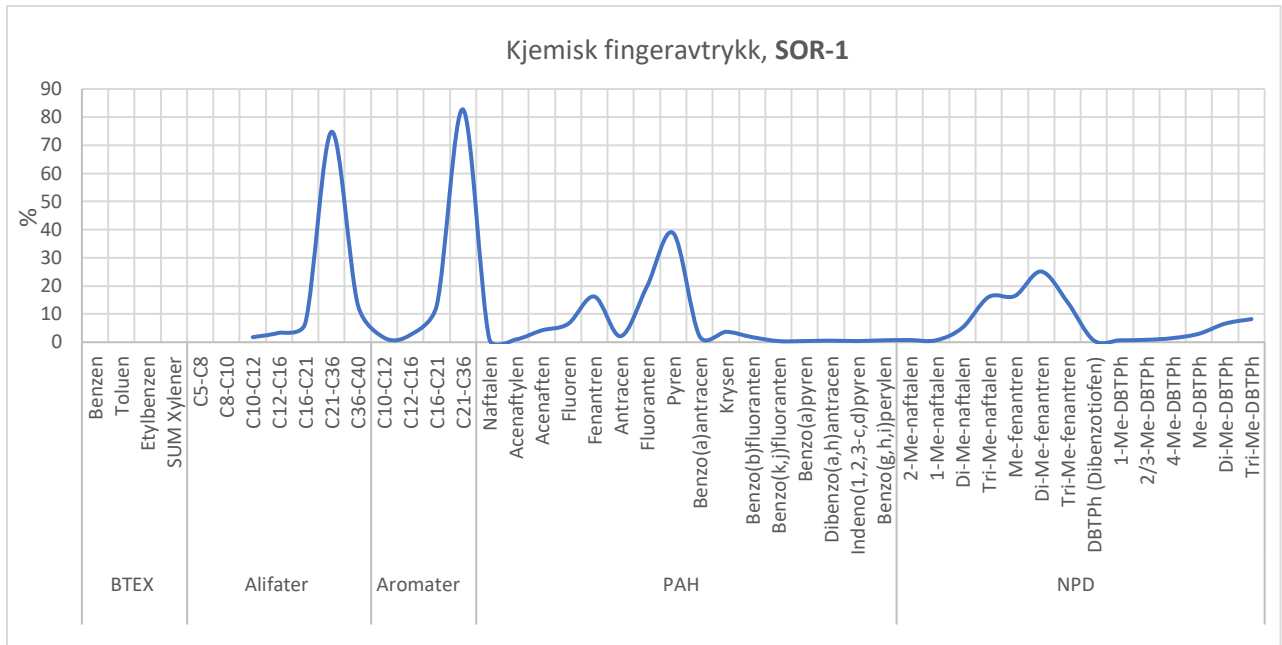
Tabell 5.12 Gjennomsnittlige prosentverdier av BTEX-forbindelser, alifat- og aromatfraksjoner, PAH- og NPD-forbindelser for samtlige måleperioder ved målestasjon SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3. Verdiene er i prosent av hovedgruppe. Gjennomsnittet for SOR-1 og SOR-2 er beregnet fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17), gjennomsnittsverdiene for SOR-3 er beregnet fra periode 7 - 10 (05.12.17 - 30.01.18), og gjennomsnittsverdiene for GAU-ref er beregnet fra periode 1 - 5 (04.09 - 14.11.17). Spesielt viktige forskjeller er markert med rødt.

		SOR-1	SOR-2	SOR-3	GAU-ref
BTEX	Benzen				
	Toluen				
	Etylbenzen				
	SUM Xylener				
Alifater	C5-C8				
	C8-C10				
	C10-C12	1,8	4,0	1,6	1,4
	C12-C16	3,4	8,3	2,4	2,6
	C16-C21	6,8	9,2	4,3	5,8
	C21-C36	74,8	67,0	78,1	83,0
	C36-C40	13,2	11,6	13,5	7,2
Aromater	C10-C12	1,6	2,0	0,8	1,3
	C12-C16	2,6	13,5	3,6	0,9
	C16-C21	13,0	13,7	14,1	15,3
	C21-C36	82,7	70,8	81,6	82,4
PAH	Naftalen	1,2	3,9	3,1	8,4
	Acenaftylen	1,0	2,2	0,9	1,9
	Acenaften	4,2	11,9	5,5	13,4
	Fluoren	6,5	16,0	10,1	15,4
	Fenantren	16,2	16,1	17,8	26,8
	Antracen	2,1	1,9	2,0	1,2
	Fluoranten	19,8	15,4	15,7	11,7
	Pyren	38,8	27,4	37,3	11,5
	Benzo(a)antracen	2,1	1,4	2,4	2,4
	Krysen	3,7	1,9	2,7	1,7
	Benzo(b)fluoranten	1,8	0,9	1,0	0,6
	Benzo(k,j)fluoranten	0,4	0,2	0,2	0,6
	Benzo(a)pyren	0,4	0,2	0,3	1,1
	Dibenzo(a,h)antracen	0,6	0,2	0,3	1,1
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,4	0,2	0,3	1,1
Benzo(g,h,i)perylen	0,7	0,2	0,3	1,1	
NPD	2-Me-naftalen	0,8	2,3	1,5	6,3
	1-Me-naftalen	0,7	1,5	1,6	4,4
	Di-Me-naftalen	5,2	13,6	7,2	15,2
	Tri-Me-naftalen	16,1	36,7	19,1	38,2
	Me-fenantren	16,5	13,7	13,0	11,4
	Di-Me-fenantren	25,1	17,5	22,4	11,7
	Tri-Me-fenantren	14,2	7,7	15,1	8,2
	DBTPh (Dibenzotiofen)	0,6	0,3	0,6	1,1
	1-Me-DBTPh	0,7	0,2	0,6	0,3
	2/3-Me-DBTPh	0,9	0,3	0,8	0,3
	4-Me-DBTPh	1,5	0,5	1,3	0,3
	Me-DBTPh	3,0	1,1	2,7	0,3
	Di-Me-DBTPh	6,6	2,2	6,5	1,0
	Tri-Me-DBTPh	8,2	2,5	7,7	1,2

Trinn 3

Fra tabellen i [Trinn 2](#) blir det fremstilt kjemiske fingeravtrykk for hver målestasjon (figur 5.15 – 5.18).

SOR-1

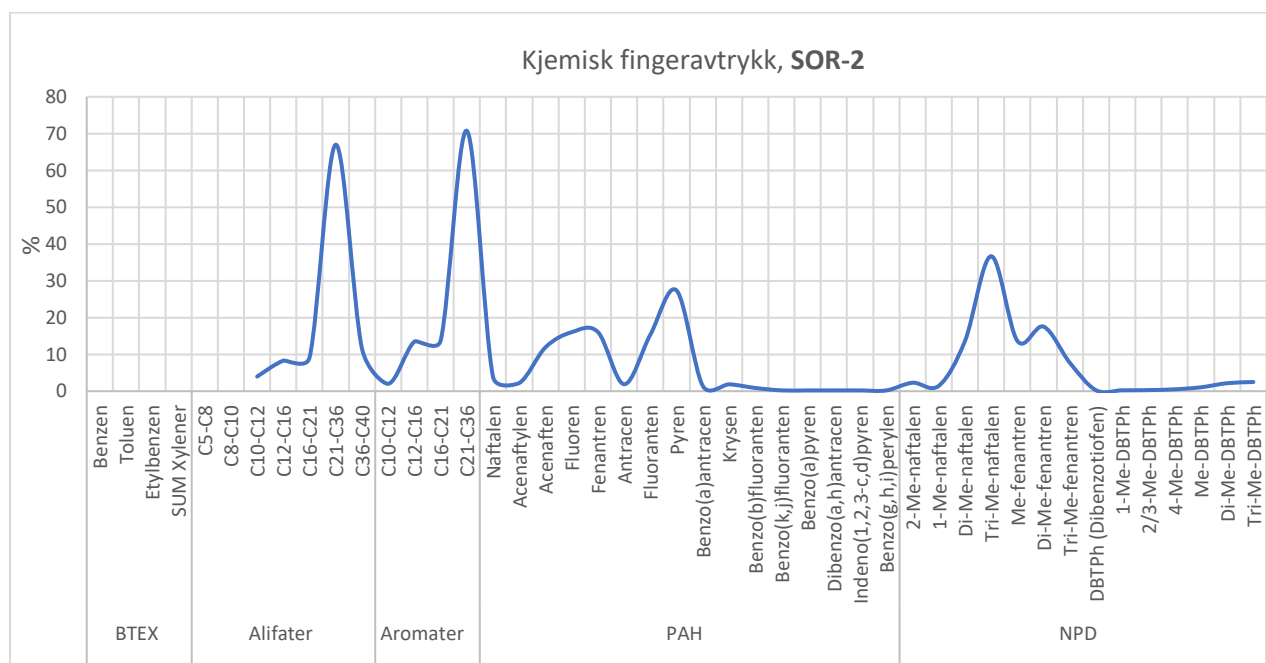


Figur 5.15 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-1 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).

Det kjemiske fingeravtrykket for SOR-1 (figur 5.15) viser at tilførselene i Sørabekken oppstrøms målestasjon SOR-1 er sammensatt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner. Karbonfraksjon C₂₁ - C₃₆ utgjør hoveddelen av både alifatene (75 %) og aromatene (83 %).

PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser høye andeler av fluoranten (20 %), pyren (39 %) og fenantren (16 %).

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at sammensetningen domineres av trimetylnaftalen (16 %), metylfenantren (16,5 %), dimetylfenantren (25 %) og trimetylfenantren (14,2 %).

SOR-2

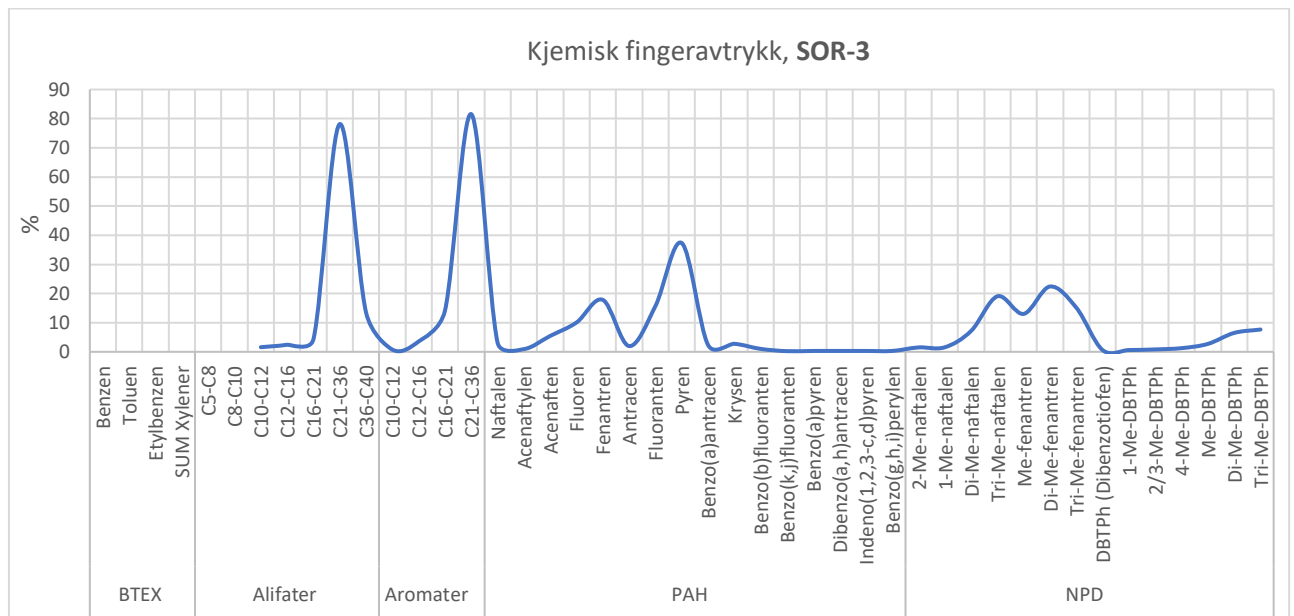
Figur 5.16 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17).

Det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 (figur 5.16) viser at Sørabekken oppstrøms målestasjon SOR-2 har en sammensetning med overvekt av tyngre alifatiske (67 %) og aromatiske (71 %) karbonfraksjoner fra C₂₁ - C₃₆. Aromatene mellom C₁₂ - C₁₆ utgjør tilnærmet 14 % av aromatsammensetningen.

PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket domineres av acenaften (12 %), fluoren (16 %), fluoranten (15 %) og pyren (27 %).

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at sammensetningen domineres av dimetylnaftalen (14 %), trimetylnaftalen (37 %), metylfenantren (14 %) og dimetylfenantren (17,5 %).

SOR-3

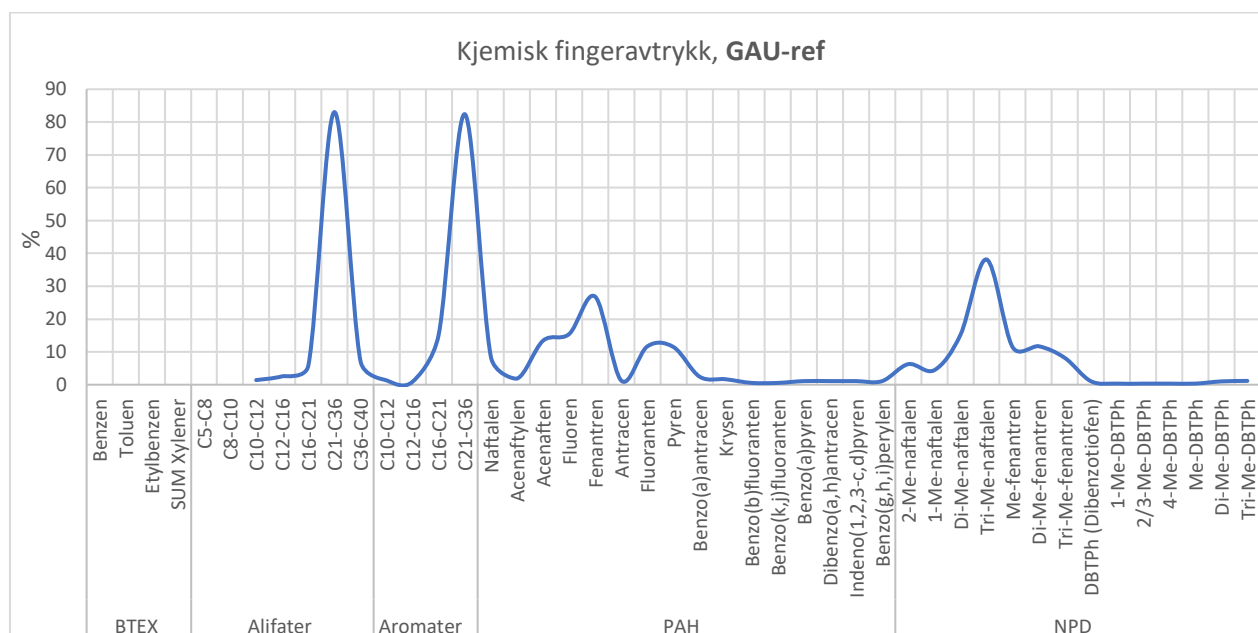


Figur 5.17 Kjemisk fingeravtrykk for Sørabekken. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon SOR-3 i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18).

Det kjemiske fingeravtrykket for SOR-3 (figur 5.17) har en sammensetning med overvekt av tyngre alifatiske (78 %) og aromatiske (82 %) karbonfraksjoner fra C₂₁ - C₃₆.

PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser høye andeler av fenantren (18 %), fluoranten (16 %), pyren (37 %).

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at SOR-3 domineres av trimetylnaftalen (19 %), metylfenantren (13 %), dimetylfenantren (22 %) og trimetylfenantren (15 %).

GAU-ref

Figur 5.18 Kjemisk fingeravtrykk for Gaula. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-ref i periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17).

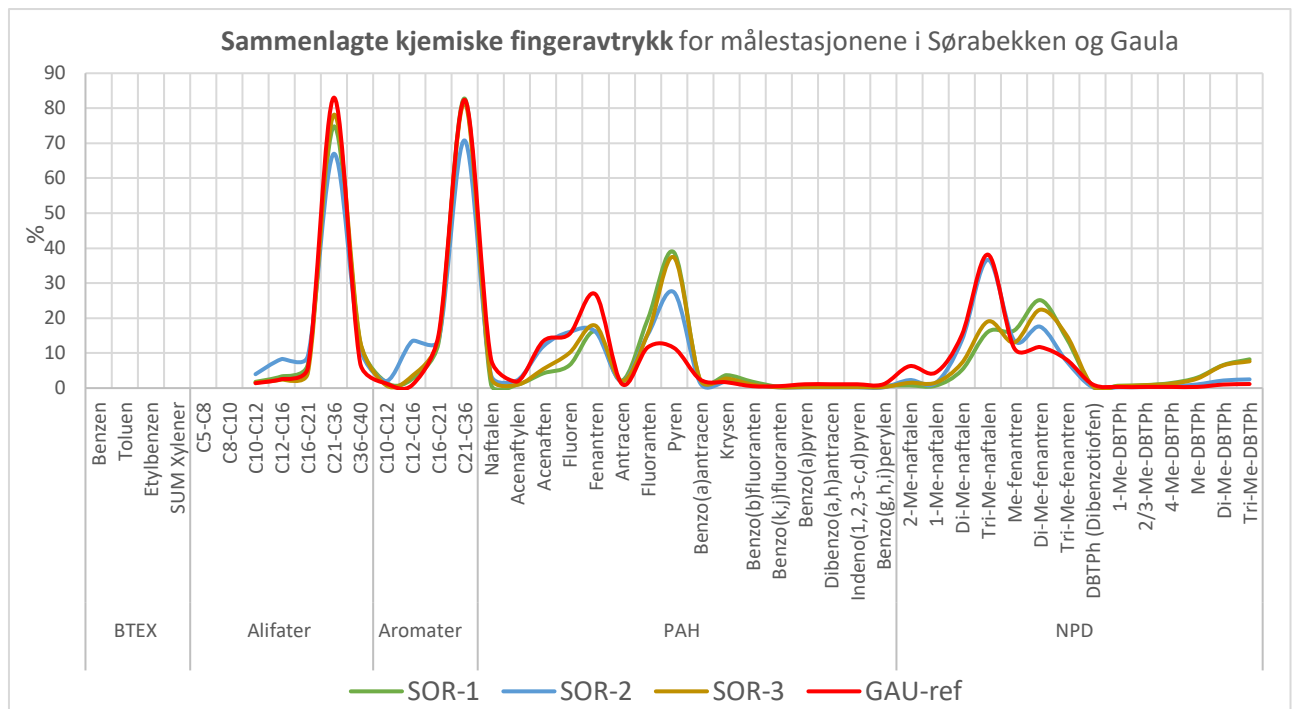
Fra det kjemiske fingeravtrykket (figur 5.18) observeres det at Gaula oppstrøms målestasjon GAU-ref er sammensatt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner. Karbonfraksjon C₂₁ - C₃₆ utgjør hoveddelen av både alifatene (83 %) og aromaterne (82 %).

PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser høye andeler av acenaften (13 %), fluoren (15 %), fenantren (27 %), fluoranten (12 %) og pyren (12 %).

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at sammensetningen domineres av dimetylnaftalen (15 %), trimetylnaftalen (38 %), metylfenantren (11 %) og dimetylfenantren (12 %).

Sammenlagte kjemiske fingeravtrykk for Sørabekken og Gaula

Figur 5.19 viser de kjemiske fingeravtrykkene for Sørabekken og Gaula lagt over hverandre.



Figur 5.19 Sammenlagte kjemiske fingeravtrykk for SOR-1, SOR-2 og SOR-3 i Sørabekken, og for GAU-ref i Gaula fra overvåkning i 2017 – 2018. SOR-2 har en annen oljepåvirkning enn SOR-1 og SOR-3. Sammensetningen i Gaula skiller seg fra sammensetningen i Sørabekken.

Fra figuren ser man at sammensetningen i Gaula (GAU-ref) er vesentlig forskjellig fra sammensetningen i Sørabekken (SOR-1, -2 og -3). Eksempelvis skiller GAU-ref seg spesielt ut med en høy andel fenantren og acenaften (PAH), samt med høye andeler av metylerte naftalener og fenantrener (NPD).

Innbyrdes i Sørabekken observeres det også variasjoner; fordelingen i SOR-1 og SOR-3 er tilnærmet lik, mens SOR-2 skiller seg ut med en annen oljepåvirkning. Et eksempel er de høye andelene metylerte naftalener og fenantrener (NPD) for SOR-2 som ikke finnes for SOR-1 og SOR-3. I tillegg kan man se en forholdsvis høy aromatandel for fraksjon C₁₂ – C₁₆ for SOR-2 som ikke blir observert for SOR-1 og SOR-3.

6 Diskusjon

6.1 Tolkning av sentrale observasjoner fra anvendelsen av Fingeravtrykkmetoden på data fra Klett

Steg 1 blir ikke gjennomgått.

6.1.1 Steg 2, alifat- og aromatvariasjoner

Fra figur 5.1 ble det observert at summene av alifater og aromater varierte noe fra periode til periode både innbyrdes og mellom hver målestasjon. Variasjonen innbyrdes var generelt større ved stasjonene i Sørabekken enn ved stasjonen i Gaula. Dette skyldes trolig at Gaula har et større nedslagsfelt med mange kilder, og at det skjer en utjevning av tilførslene til resipienten. Det kan karakteriseres som diffuse tilførsler der tilførsler fra antatt mange lignende kilder samles etter hvert oppstrøms og langs Gaula.

Situasjonen er annerledes i Sørabekken; fra stolpediagrammene for alifater og aromater (se figur 5.4 – 5.11) ble det blant annet observert vesentlig større variasjoner i de tyngre fraksjoner enn i de lette. Et eksempel er stigningen i alifatverdi for fraksjon $C_{21} - C_{36}$ fra periode 4 til 5 for SOR-1 (stigning på 700 $\mu\text{g}/\text{SPMD}$). Variasjoner i de tyngre fraksjonene observeres også for SOR-3 og SOR-2, og skyldes trolig en eller flere tyngre kilder oppstrøms. Kilden/kildene er sannsynligvis de samme som påvirker målingene i SOR-1.

I motsetning til de reelle variasjonene observert for de tyngste analyserte fraksjonene ($C_{21} - C_{36}$ og $C_{36} - C_{40}$) ser man tilnærmet jevne verdier for de lette fraksjonene ($C_{10} - C_{12}$, $C_{12} - C_{16}$ og $C_{16} - C_{21}$). Dette gjelder samtlige målestasjoner i Sørabekken, med unntak av SOR-2 som skiller seg ut med noe mer variasjon. Et eksempel er økningen i aromatverdi på 85 $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ fra periode 4 til 5 for fraksjon $C_{12} - C_{16}$ ved målestasjon SOR-2 (se figur 5.7), mens økningen i samme periode bare er på 38 $\mu\text{g}/\text{SPMD}$ ved SOR-1 (se figur 5.5). Fra [Trinn 2](#) i delkapittel 4.4.2 vet vi at det blir forventet å se økte konsentrasjoner av hydrokarboner i eller etter perioder med mye nedbør, og de observerte økningene i SOR-1 og SOR-2 fra eksempelet over kan skyldes nedbøren som falt fra periode 3 og frem til de første dagene av periode 6. Årsaken til

at det er større variasjoner i de lette fraksjonene ved SOR-2 skyldes trolig en eller flere kilder lokalisert nedstrøms SOR-1.

Til slutt nevnes det at karbonfraksjon $C_{21} - C_{36}$ utgjør hoveddelen av alifater og aromater ved målestasjonene i både Sørabekken og Gaula (se figur 5.4 – 5.11). Som antydnet i [Trinn 2](#) i delkapittel 4.4.2 er det mulig at humus (fraksjon $C_{25} - C_{35}$) kan utgjøre en del av fraksjon $C_{21} - C_{36}$ i resipientene. Likevel ble det i tillegg til de forholdsvis høye verdiene for $C_{21} - C_{36}$ også målt en jevn tilførsel av fraksjon $C_{36} - C_{40}$ i samtlige måleperioder. Selv om konsentrasjonene er lavere enn konsentrasjonene for fraksjon $C_{21} - C_{36}$, kan tilførselen brukes som grunnlag for å si at både Sørabekken og Gaula påvirkes av en eller flere tyngre hydrokarbonprodukter.

Oppsummert blir både Sørabekken og Gaula påvirket av en eller flere kilder for tyngre hydrokarboner. I tillegg ble det observert mer ujevne konsentrasjoner i SOR-2 enn i SOR-1 og SOR-3 for både alifater og aromater. Det tyder på at kilderelasjonen/-ene for lette hydrokarboner i Sørabekken, til forskjell fra Gaula, er sensitiv for nedbør.

6.1.2 Steg 3, PAH-profiler

Fra figurene 5.12 og 5.13 i [Trinn 2](#) ble det observert at både SOR-2, GAU-ref og SOR-3 har overvekt av de letteste PAH-ene (NAAF), noe som er karakteristisk for et oljerelatert innslag (se delkapittel 4.3.1).

Fordelingen ved SOR-1 skilte seg fra fordelingen ved de andre stasjonene; her ble det observert tilnærmet like andeler for samtlige samlegrupper med unntak av BAP (benzo(a)pyren). Sannsynligvis er det et bakgrunnsnivå av PAH vi ser for SOR-1. Dette kan defineres som bakgrunns sammensetningen som kommer nedover Sørabekken, og representerer dermed tilførsel fra en stabil kilde. Det kan ikke helt avklares om det er snakk om en eller flere samvirkende punktkilder eller en mer diffus tilførsel.

SOR-2 skilte seg ut med et oljeinnslag på hele 48 % i periode 1. NAAF-andelen gikk ned fra periode til periode, og det er naturlig hvis det er et reelt oljesøl. Sannsynligvis skjedde det en hendelse før prøvetakingen kom i gang. Samtidig økte også fenantrenandelen innbyrdes målestasjonen fra periode til periode, noe som trolig skyldes en annen hendelse. For GAU-ref var andelene tilnærmet stabile gjennom hele overvåkningsprogrammet.

Siden tilnærmet like trender ble observert innbyrdes hver målestasjon fra periode til periode kunne stolpediagrammet for gjennomsnittsverdier (figur 5.14) benyttes for videre tolkning. SOR-2 lå nedstrøms SOR-3 (se figur 3.1), og fra figuren så vi at gjennomsnittsandelen NAAF økte fra tilnærmet 23 % i SOR-3 til over 33 % i SOR-2. Selv om prøvetakingen ikke foregikk samtidig ved målestasjonene er det mulig å se på SOR-3 som en forlengning av målingene i SOR-1 og SOR-2. Resultatene indikerer at det finnes en eller flere virksomme tilleggskilder for lette PAH-forbindelser nedstrøms SOR-1. Disse blir registreres i målingene i SOR-2, og vil være årsaken til at gjennomsnittsandelen av NAAF er over 10 % høyere i SOR-2 enn i SOR-3, og over 20 % høyere enn i SOR-1.

Det ble observert en høyere andel NAAF i SOR-3 (23 %) enn i SOR-1 (13 %), men det er usikkert om forskjellen skyldes en aktiv kilde oppstrøms SOR-3. Målingene ved SOR-3 ble utført fra periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18), mens de for SOR-1 og SOR-2 ble utført fra periode 1 - 6 (04.09 – 28.11.17). På grunn av tilnærmet konstant nedbør fra periode 3 - 5 (02.10 – 14.11.17) og fra periode 7 – 8 (05.12.17 – 02.01.18) (se figur 5.2 og 5.3) er det nærliggende å tro at andelen lette fraksjoner for SOR-1 også hadde vist høyere verdier om målingene hadde holdt frem i periode 7 – 10. Det konkluderes med at det er uklart om økningen fra SOR-1 til SOR-3 er en effekt av nedbør eller om det er fanget opp en reell hendelse med utslipp av lette oljefraksjoner oppstrøms SOR-3.

Fra stolpediagrammet (figur 5.14) ble det også observert at GAU-ref skilte seg ut med en høy NAAF-andel på tilnærmet 39 % av sum PAH-16. Når det måles en så høy andel av de flyktige PAH-ene, og over 25 - 35 % av fenantren må det finnes en eller flere olje-/produktrelaterte PAH-kilder oppstrøms målestasjonen i Gaula som fører til den høye fenantrenandelen ved målestasjonen.

6.2 Tolkning av kjemiske fingeravtrykk for Sørabekken og Gaula

Som nevnt i delkapittel 4.4.4 vet vi at sluttproduktet i Fingeravtrykkmetoden (kjemisk fingeravtrykk) skal fungere som en oppsummering av kunnskapen fra de andre stegene i metoden.

I forrige delkapittel ble mulige tolkninger fra steg 2 – 3 av metoden gjennomgått for analysedata fra Klett. Ved å følge stegene tilegnet vi oss kunnskap om at både Sørabekken og Gaula utsettes for en jevn tilførsel av tyngre alifater og aromater. I tillegg ble det påvist oljerelatert PAH både i GAU-ref og i de passive prøvetakingsenhetene nedstrøms SOR-1 i Sørabekken. De kjemiske fingeravtrykkene i steg 4 (figur 5.15 – 5.18) ble ikke diskutert. I det følgende tolkes disse alene, og det drøftes om de gir et godt utgangspunkt for kildesporing i forhold til å følge alle stegene i Fingeravtrykkmetoden.

6.2.1 Kjemisk fingeravtrykk, Sørabekken

SOR-1

Fra det kjemiske fingeravtrykket for SOR-1 (figur 5.15) så vi at Sørabekken oppstrøms målestasjonen er sammensatt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner, og at karbonfraksjon C₂₁ - C₃₆ utgjør hoveddelen av både alifatene og aromatene. Det tyder på at det finnes en eller flere kilder for tyngre hydrokarboner oppstrøms i Sørabekken.

PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket viste høye andeler av de lette PAH-forbindelsene fluoranten (20 %), pyren (40 %) og fenantren (16 %). Sammensetningen tolkes å stamme fra en eller flere oljerelaterte PAH-kilder. Dette kan sies da NAAF-andelen er høyere enn 8 - 10 %, BaP-andelen samtidig er mindre enn 10 % og KPAH-andelen er mindre enn 38 % (se [Trinn 1](#), delkapittel 4.4.3).

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viste at sammensetningen ble dominert av trimetylnaftalen (16 %), metylfenantren (16,5 %), dimetylfenantren (25 %) og trimetylfenantren (14,2 %). Dominerende andeler av fenantren og naftalen tyder på at sammensetningen ved målestasjonen stammer fra en eller flere lette PAH-kilder. Det samstemmer med tolkningen av PAH-fordelingen i forrige avsnitt.

SOR-2

Det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 (figur 5.16) viser at Sørabekken oppstrøms målestasjon SOR-2, i likhet med SOR-1, har en sammensetning med overvekt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner fra C_{21} - C_{36} . Det underbygger at det finnes en eller flere kilder for tyngre hydrokarboner oppstrøms i Sørabekken. Det er ikke vesentlige forskjeller mellom stasjonene, og det er trolig den samme kilden som påvirker målingene i SOR-1.

SOR-2 skiller seg likevel fra SOR-1 blant annet ved at aromatene mellom C_{12} - C_{16} utgjør tilnærmet 14 % av aromatsammensetningen. Tilsvarende fraksjon utgjorde under tre prosent i SOR-1. I tillegg er andelen av de lette alifatene (C_{10} - C_{21} og C_{12} - C_{16}) over dobbelt så høy i SOR-2 som i SOR-1, samt at prosentandelen av fraksjon C_{16} - C_{21} også er høyere i SOR-2 (> 9 %) enn i SOR-1 (< 7 %). En høyere andel av lette fraksjoner ved SOR-2 enn ved SOR-1 tyder på at SOR-2 blir påvirket av en eller flere kilder for lette hydrokarboner som ikke finnes ved SOR-1.

Det observeres også en høyere andel av de flyktige PAH-ene ved SOR-2 i forhold til hva som observeres i SOR-1, og konsentrasjonene som måles i SOR-2 kan ikke sies å reflektere bakgrunnsammensetningen av PAH i bekken. Acenaften utgjør hoveddelen av de flyktige PAH-ene i SOR-2, og utgjør tilnærmet tre ganger så mye som i SOR-1. I tillegg er andelen av fluoren over dobbelt så høy i SOR-2 som i SOR-1. Det tyder på at det finnes en kilde nedstrøms SOR-1 som fører til de forholdsvis høye andelene av lette PAH-er som måles i SOR-2.

NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at SOR-2 skiller seg fra SOR-1 ved å ha tilnærmet dobbelt så høye prosentandeler av dimetylnaftalen og trimetylnaftalen. Som nevnt i forrige avsnitt domineres sammensetningen av lette, oljerelaterte PAH-er.

SOR-3

I likhet med observasjonene for SOR-1 og SOR-2 har også det kjemiske fingeravtrykket for SOR-3 (figur 5.17) en sammensetning med overvekt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner fra C₂₁ - C₃₆. Som tidligere nevnt antas det at funnene skyldes en eller flere kilder for tyngre hydrokarboner oppstrøms SOR-1.

Fordelingen for SOR-3 ligner fordelingen for SOR-1, og skiller seg fra funnene i SOR-2. Eksempelvis utgjorde aromatene i fraksjon C₁₂ - C₁₆ tilnærmet 13 % av aromatsammensetningen i SOR-2, mens fraksjonen bare utgjør tilnærmet tre prosent i SOR-1 og to prosent i SOR-3. Det tyder på en «ferskere tilførsel» nedstrøms SOR-3.

Under tolkningen av det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 ble det konkludert med at målestasjonen blir påvirket av en eller flere kilder for lette hydrokarboner som ikke finnes ved SOR-1. Observasjonene for SOR-3 tyder på at denne kilden er plassert nedstrøms SOR-3. Hvis skadestedet hadde vært årsaken til de forhøyede nivåene ville dette blitt reflektert i målingene i SOR-3. Dette er en svært viktig observasjon fordi den indikerer at forurensningen fra lette karbonfraksjoner ikke kommer fra skadestedet, men tilføres Sørabekken nedstrøms dette.

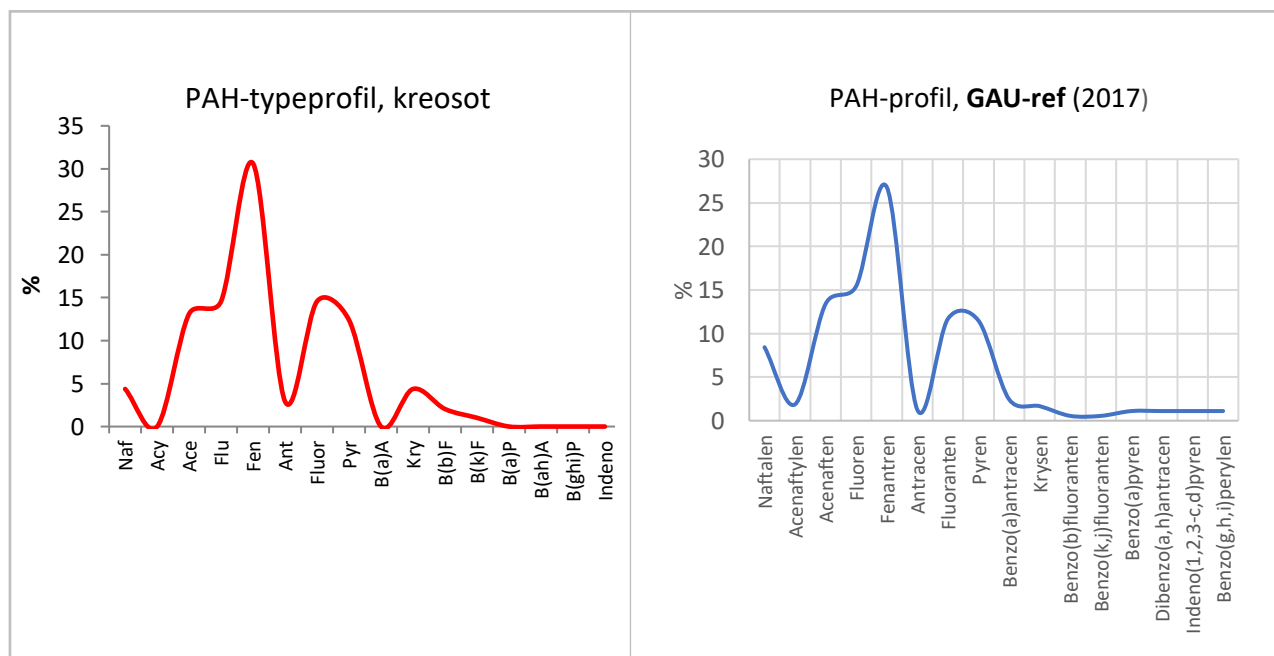
NPD-delen av det kjemiske fingeravtrykket viser at SOR-3 domineres av trimetylnaftalen, metylfenantren, dimetylfenantren og trimetylfenantren. Det er de samme stoffene som dominerer i SOR-1, og prosentandelene er også tilnærmet like. Som nevnt for SOR-1 tyder sammensetningen på at målestasjonen påvirkes av en eller flere lette PAH-kilder.

6.2.2 Kjemisk fingeravtrykk, Gaula

GAU-ref

Fra det kjemiske fingeravtrykket (figur 5.18) observeres det at Gaula oppstrøms målestasjon GAU-ref er sammensatt av tyngre alifatiske og aromatiske karbonfraksjoner. Det indikerer at vannet i Gaula er påvirket av tyngre oljeprodukter.

Videre så vi at fenantrenandelen målt i Gaula var på over 25 %. Høye konsentrasjoner av fenantren har vist seg å være en god indikasjon på en kreosot-kilde, så det vil være interessant å gå videre med dette funnet. Ved å sammenligne PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket for Gaula (figur 6.2) med et typeprofil for kreosot (figur 6.1), observeres store likheter mellom profilene. I tillegg ser man fra figur 5.18 at GAU-ref har et høyt innhold av metylerte naftalener og fenantrener (NPD), og det peker også i retning av en kreosotkilde da tjære- kreosot inneholder et høyt innhold av disse (International Programme on Chemical Safety, 1998). Resultatene indikerer at det finnes en kreosotkilde oppstrøms i Gaula.



Figur 6.1 Typeprofil for kreosot basert på data fra Hommelvikbukta (Konieczny et al., 2014).

Figur 6.2 PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref fremstilt fra et gjennomsnitt av konsentrasjonene målt i periode 1 – 5 (04.09 – 14.11.17).

6.3 Kjemiske fingeravtrykk sine muligheter og begrensninger for bruk i kildesporing

Direkte tolkning fra de kjemiske fingeravtrykkene (delkapittel 6.2) gav mye av den samme informasjonen om kilderelasjonene i Sørabekken og Gaula som den som ble funnet ved anvendelse av Fingeravtrykkmetoden i sin helhet (delkapittel 6.1). Eksempelvis kom vi fra direkte tolkning av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref blant annet frem til at Gaula utsettes for en konstant jevn tilførsel av tyngre alifat- og aromatfraksjoner, samt at det finnes en kilde for kreosot oppstrøms. Dette er samme tolkning vi kom frem til ved å følge stegene i Fingeravtrykkmetoden.

I delkapittel 6.1.2 ble PAH-ene detektert i SOR-1 tolket til å reflektere bakgrunnssammensetningen av PAH i Sørabekken, og fra tolkningen av figur 5.12 og 5.13 i delkapittel 5.3 ble det antatt at det finnes en eller flere tilleggskilder oppstrøms SOR-2. Denne forskjellen kommer ikke like tydelig frem ved å sammenligne de kjemiske fingeravtrykkene for SOR-1, SOR-2 og SOR-3 direkte. Ved tolkning fra kjemiske fingeravtrykk er det derfor anbefalt å legge de kjemiske fingeravtrykkene over hverandre for å tydeliggjøre slike forskjeller.

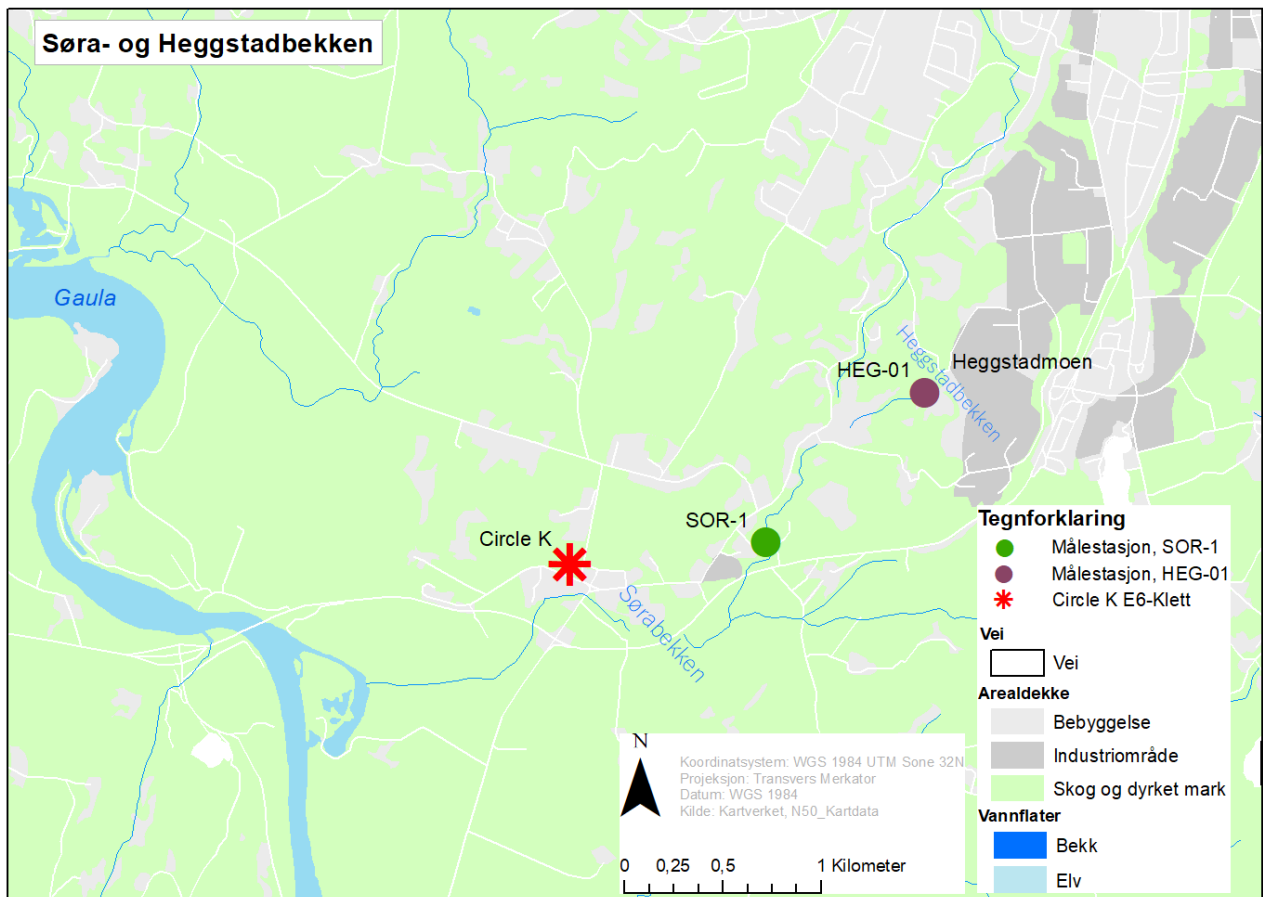
I figur 5.19 er de kjemiske fingeravtrykkene for Sørabekken og Gaula lagt over hverandre. Ved å se på et slikt sammenlagt kjemisk fingeravtrykk kommer det tydelig frem at SOR-2 har en annen oljepåvirkning enn SOR-1 og SOR-3, mens påvirkningen ved de sistnevnte stasjonene er tilnærmet like. Videre tolkning viser også at sammensetningen i Gaula er vesentlig forskjellig fra sammensetningen i Sørabekken. Det kommer også frem at SOR-2 og GAU-ref har den samme NPD-påvirkningen (topp av metylnaftalener og fenantrener). Kildene er likevel forskjellige i SOR-2 og GAU-ref. Det ser man fra målestasjonenes PAH-profiler; SOR-2 har ikke den markerte toppen for fenantren som blir observert for GAU-ref (se delkapittel 6.4.3 for mulig forklaring).

6.4 Mulige kilderelasjoner i Sørabekken og Gaula

Gjennomgangen av mulige kilderelasjoner i Sørabekken og Gaula har bakgrunn i observasjonene fra delkapittel 6.1 og 6.2.

6.4.1 Kilderelasjoner for tunge fraksjoner (C₂₁ – C₃₆ og C₃₆ – C₄₀) i Sørabekken

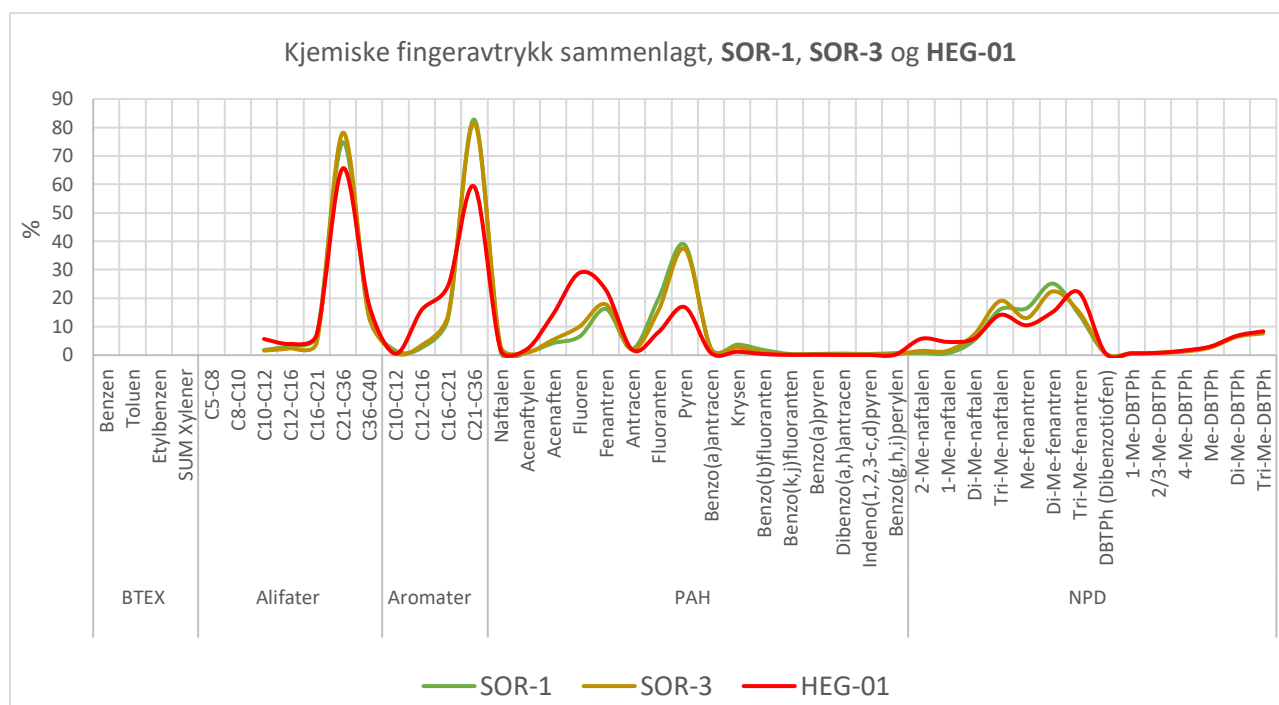
Fra kartet (figur 6.3) ser man at Heggstadbekken, en sidebekk til Sørabekken, renner ut i Sørabekken oppstrøms SOR-1 (grønn sirkel). I tilknytning til et annet prosjekt var det utplassert en SPMD-membran i punktet HEG-01 (lilla sirkel) fra 02. - 29.11.17.



Figur 6.3 Oversiktskart som viser hvor Heggstadbekken renner inn i Sørabekken.

Fingeravtrykkmetoden ble utført på analysedata fra Heggstadbekken fra september 2017, og det kjemiske fingeravtrykket presenteres sammen med avtrykkene for SOR-1 og SOR-3 i figur 6.4. Data ble samlet inn av Ann-Jeanett Manstad-Hulaas (COWI) ved hjelp av passiv prøvetaking med SPMD-membraner. Analysedata ble stilt til rådighet av Trondheim kommune. Alifat- og aromadelen av det kjemiske fingeravtrykket for Heggstadbekken viser at bekken er preget av tyngre alifat- og aromatfraksjoner. Målestasjonen er plassert oppstrøms SOR-1 og SOR-3, og funnene tyder på at Trondheim kommunes deponi på Heggstadmoen (se

figur 6.3) oppstrøms HEG-01 kan være en kilde til oljeforurensningene målt nedstrøms i Sørabekken. Det at HEG-01 har en høyere andel acenaften, fluoren og fenantren enn de to andre målestasjonene er naturlig og viser trolig at HEG-01, som antatt, er plassert nærmere den/de oljerelaterte kildene som finnes oppstrøms i Sørabekken.



Figur 6.4 Kjemisk fingeravtrykk for SOR-1, SOR-3 og HEG-01. Avtrykket for SOR-1 er fremstilt fra målinger i periode 1 – 6 (04.09 – 28.11.17), avtrykket for SOR-3 er fremstilt fra målinger i periode 7 – 10 (05.12.17 – 30.01.18), og avtrykket fra HEG-01 er fremstilt fra målinger av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon i perioden 09. – 29.11.17.

Deponiet på Heggstadmoen har vært operativt siden 1946, og tidligere gikk avfall usortert på dynga (Trondheim renholdsverk, u.å.). Som nevnt i forrige avsnitt kan disse «gamle syndene» være årsaken til de konstant høye andelene av tyngre alifater og aromater som registreres i Sørabekken i dag. Som nevnt i [Trinn 2](#) i delkapittel 4.4.2 og i delkapittel 6.1.1 kan naturlig forekommende alkaner med karbonnummer fra C₂₅ – C₃₅ detekteres i passive prøvetakingsenheter, og dermed «forstyrre» identifikasjonen ved målestasjonen. Selv om noe av den alifatiske fraksjonen trolig kommer fra humus er det lite trolig at dette alene fører til de jevnt høye nivåene som blir observert i Sørabekken.

6.4.2 Kilderelasjoner for lette fraksjoner (C₁₀ – C₁₂, C₁₂ – C₁₆ og C₁₆ – C₂₁) i

Sørabekken

Fra stolpediagrammene for PAH-forbindelser for målestasjonene i Sørabekken (figur 5.12 og 5.13) så vi at andelen av de lette PAH-ene (NAAF-andelen) var lavest i SOR-1, moderat i SOR-3 og høyest i SOR-2. Med dette som grunnlag ble det antatt at det finnes flere kilder for lette PAH-forbindelser i Sørabekken. I tillegg utgjorde aromatene målt i SOR-2 mellom C₁₂ - C₁₆ tilnærmet 14 % av aromatsammensetningen. Trolig er vegarbeidet (for eksempel anleggsmaskiner og asfaltering) i forbindelse med utbygging av ny E6 tilleggskildene for lette forbindelser som måles i SOR-2 og ikke i SOR-1 og SOR-3.

6.4.3 Kilderelasjoner i Gaula

Det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 og det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref viste samme påvirkning av NPD (topp av metylnaftalener og fenantrener), og ved sammenligning av PAH-delen av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref med et typeprofil for kreosot (figur 6.1) ble det antydnet at det finnes en kilde for kreosot i Gaula (se delkapittel 6.2.2). Selv om tilnærmet samme fordeling blir observert for NPD-ene i SOR-2 og GAU-ref (se figur 5.19) er kildene likevel forskjellige. Det ser man fra PAH-delen av avtrykket der SOR-2 ikke har den markerte toppen for fenantren som finnes i avtrykket for GAU-ref. Det er sannsynlig at veitjære fra asfaltering i forbindelse med veiarbeidet på Klett er årsaken til likheter i NPD-profilen for målestasjonene. Produkter brukt til asfaltlegging har med seg elementer som finnes i kreosot, men kreosoten tas ut før det blir det produktet som benyttes i asfaltering (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 04.05.18)

På grunn av den høye fenantrenandelen skyldes ikke kreosot-funnet i Gaula veitjære. Det finnes et nedlagt deponi på en tomt (gnr./bnr. 208/28 i Melhus kommune) på Lundamo, omkring to mil oppstrøms målestasjon GAU-ref (antatt fra måling utført ved hjelp av kartmåleverktøy på nettstedet <https://www.norgebilder.no/>), som kan være en aktuell kilde. På tomten ble det drevet et impregneringsanlegg, og den aktuelle eiendommen dekker et areal på tilnærmet 80 m² og grenser mot elva Lundesokna på tre kanter (mot nord, vest og sør). Lundesokna er en del av det vernede Gaulavassdraget. Selv om anlegget ble avviklet ved årsskifte 1997/98, ble det i år 2000 funnet fire områder som var forurenset med PAH som stammet fra kreosot. Forurensningen forelå delvis som fri fase kreosot (NOTEBY, 2000).

Funnene av høye fenantrenandeler i GAU-ref i 2017 (se delkapittel 6.1.2) viser at elvevannet fremdeles er sterkt påvirket av kreosot. Dette tyder på at opprydningen av

grunnforurensninger på området etter at selskapet la ned sin virksomhet muligens ikke var tilfredsstillende.

Selv om uttynningseffekten i Gaula er høy, er det likevel mulig at lave konsentrasjoner over lang tid påvirker flora og fauna i nærliggende resipient. Det at det måles andeler av NAAF (de lette PAH-ene) 20 år etter avviklingen av impregneringsverket er urovekkende. Dette fordi NAAF er de minst komplekse PAH-ene, og de som brytes raskest ned i naturen. Generelt vil den mest omfattende transporten av PAH foregå adsorbent på partikler (se delkapittel 2.2.4), så ved sedimentundersøkelser i Gaula vil man trolig måle høye nivåer av mer komplekse PAH-forbindelser.

Det må presiseres at det kjemiske fingeravtrykket for Gaula ikke beviser at funnet stammer fra deponiet på Lundamo. Likevel er fenantrenkilder i dag forholdsvis begrenset (Roger M. Konieczny, seniorrådgiver hos COWI AS, personlig kommunikasjon, 20.11.17), så det vil være interessant å følge opp dette nærmere.

6.4.4 Utvikling over tid

Det blir foretatt en sammenligning av alifat- og aromatfordelingen i Sørabekken og Gaula i 2017 med fordelingen i 2014 - 2015. Underveis blir også de tidlige antatte kilderelasjonene fra delkapittel 6.4.1 – 6.4.3 diskutert i forhold til hydrokarbonfordelingen i 2014 – 2015.

I 2014 – 2015 ble det ikke analysert for NPD, BTEX eller PAH. I tillegg ble det analysert for færre hydrokarbonfraksjoner enn i 2017 – 2018. Det er fordi dataene kun skulle benyttes i overvåkningsøyemed og ikke i fingeravtrykksanalyser.

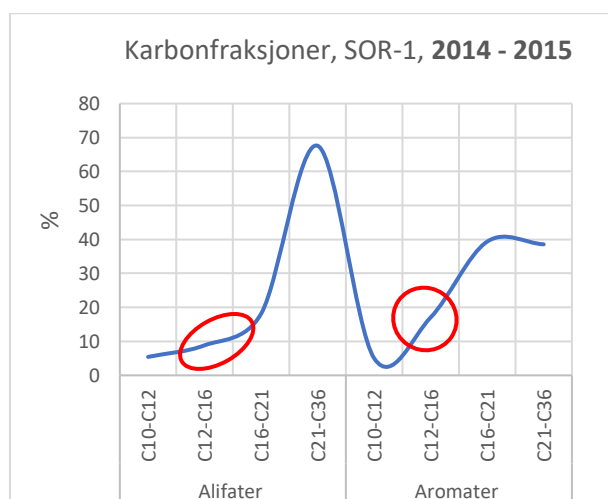
Plasseringen av målestasjonene var noe ulik i 2014 – 2015 i forhold til i 2017 (se plassering for 2017 fra figur 3.1):

- SOR-2 var plassert noe lenger ned mot Kroksjøen i 2014 enn i 2017, og SOR-1 var plassert nærmere, men fortsatt oppstrøms skadestedet i 2014 - 2015 enn i 2017. Avstandene er likevel så små at det antas at målestasjonene kan sammenlignes uten store problemer.
- Målestasjonen i Gaula var plassert nær Melhusbrua i 2014 – 2015 (oppstrøms plasseringen i 2017). Fra Google Maps ser man at det ikke mye bebyggelse og heller ingen industri mellom de to prøvepunktene, og det antas derfor at resultater fra målestasjonene kan sammenlignes uten for store feilkilder.
- SOR-3 blir ikke sammenlignet da det ikke finnes data for en tilsvarende målestasjon fra 2014 – 2015.

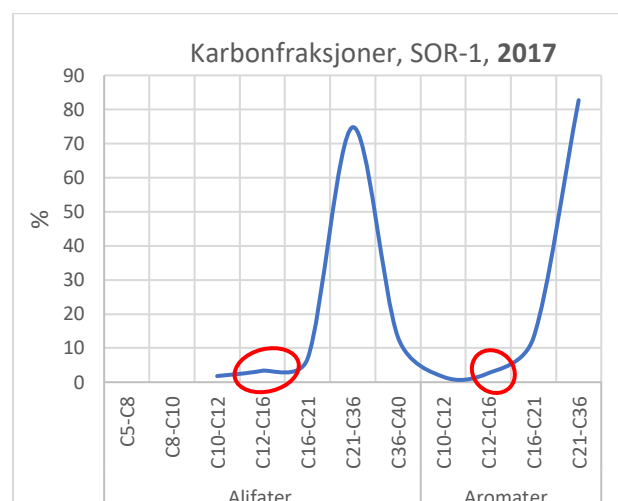
Det må nevnes at tidsperioden for overvåking er forskjellig for målestasjonene i 2014 - 2015 og i 2017, og det kan ha påvirkning på hydrokarbonavtrykket. For eksempel er det trolig mindre nedbør i sommermånedene, og det fører igjen til mindre vann i elven/bekken. Mindre vann kan føre til lavere uttynningseffekt, og målte konsentrasjoner blir da høyere. Likevel ser vi her på fordeling, og ikke konsentrasjoner, så forskjellene vektlegges ikke i vesentlig grad. Forholdet er trolig mest aktuelt i Sørabekken. Gaula er en større elv, og blir ikke påvirket i like stor grad.

SOR-1

Avtrykket for SOR-1 fra 2014 - 2015 (figur 6.5) er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjonen fra 29.05 - 18.06.14, 18.06 - 02.07.14, 10.07 - 05.08.14, 05.08 - 05.09.14, 05.09 - 10.10.14, 13.10 - 10.11.14, 10.11 - 03.12.14, 09.04 - 07.05.15, 07.05 - 02.06.15. Avtrykket fra 2017 (figur 6.6) er fremstilt fra et gjennomsnitt av data fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17).



Figur 6.5 Alifat- og aromatfordeling for SOR-1 fra 2014 - 2015. Avtrykket er fremstilt ved bruk av gjennomsnittskonsentrasjoner målt fra perioden 29.05.14 - 02.06.15.



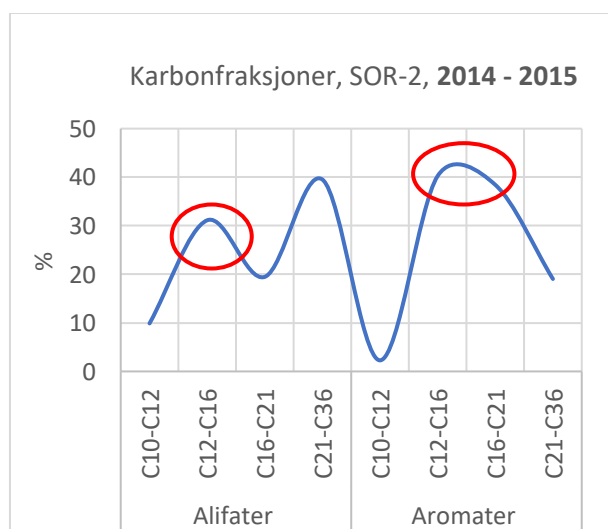
Figur 6.6 Alifat- og aromatfordeling for SOR-1 fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for SOR-1 fra 2017 (se figur 5.15).

Ved å sammenligne fordelingen av alifater fra 2014 - 2015 med fordelingen fra 2017 ser man store likheter i hydrokarbonfordeling ved målestasjonen. Dette indikerer at Sørabekken kontinuerlig har blitt, og fremdeles blir, påvirket av en aktiv kilde oppstrøms SOR-1, der sammensetningen i hovedsak består av tyngre alifater og aromater. Som nevnt i delkapittel 6.4.1 er det sannsynlig at Trondheim kommunes deponi på Heggstadmoen (se figur 6.3) er hovedkilden til de tyngre alifatene og aromaterne som ble målt i SOR-1 både i 2014 - 2015 og i 2017.

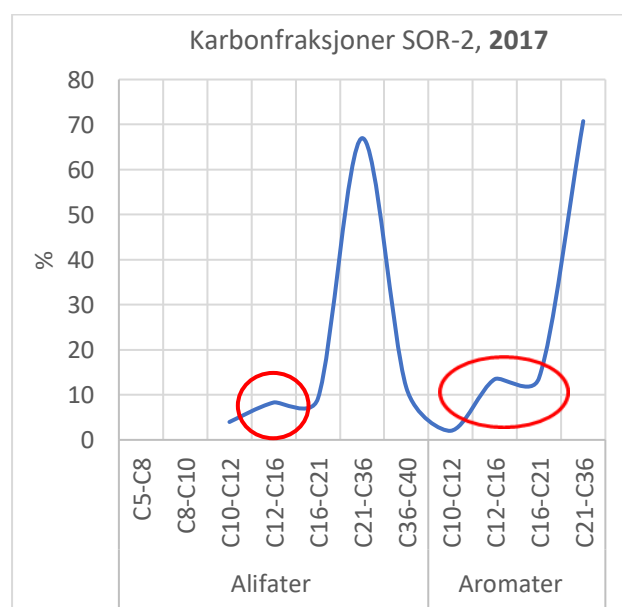
Det er likevel noen forskjeller; ved å sammenligne figurene (6.5 og 6.6) ser man blant annet at karbonfraksjon $C_{12} - C_{16}$ (dieselfraksjonen, se delkapittel 4.3.2) var på tilnærmet ni prosent i 2014 – 2015, mens den bare var på tilnærmet tre prosent i 2017. Samme mønster kan også sees for aromaterne; i 2014 – 2015 var prosentandelen for fraksjonen på tilnærmet 17 %, mens den i 2017 var på tilnærmet tre prosent. Dette kan trolig forklares med at det i 2014 – 2015 skjedde en vesentlig hendelse i løpet av overvåkingen. Hendelsen besto av en ukjent dieselurensning oppstrøms. Sørabekken ble senere renoveret og delvis lagt om til slik den er i dag, og kilden ble som følge av dette eliminert (Konieczny, 2016).

SOR-2

Avtrykket for SOR-2 fra 2014 - 2015 (figur 6.7) er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjonen fra 10.07 – 05.08.14, 05.08 – 05.09.14, 05.09 – 13.10.1, 13.10 – 10.11.14, 10.11 – 03.12.14, 03.12.14 – 08.01.15, 08.01 – 06.02.15, 06.02 – 10.03.15, 10.03 – 09.04.15, 09.04 – 07.05.15, 07.05 – 02.06.15. Avtrykket fra 2017 (figur 6.8) er fremstilt fra et gjennomsnitt av data fra periode 1 - 6 (04.09 - 28.11.17).



Figur 6.7 Alifat- og aromatfordeling for SOR-2 fra 2015. Avtrykket er fremstilt ved bruk av gjennomsnittskonsentrasjoner målt fra perioden 10.07 – 02.06.15.

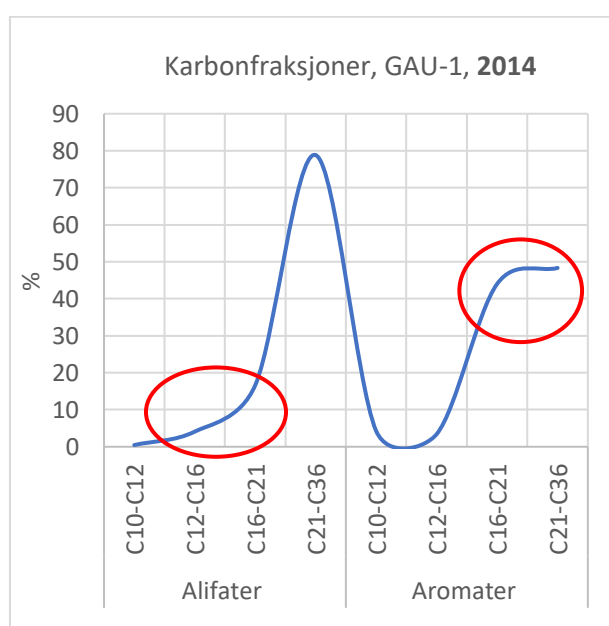


Figur 6.8 Alifat- og aromatfordeling for SOR-2 i periode 1 – 6 (04.09 - 28.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 fra 2017 (se figur 5.16).

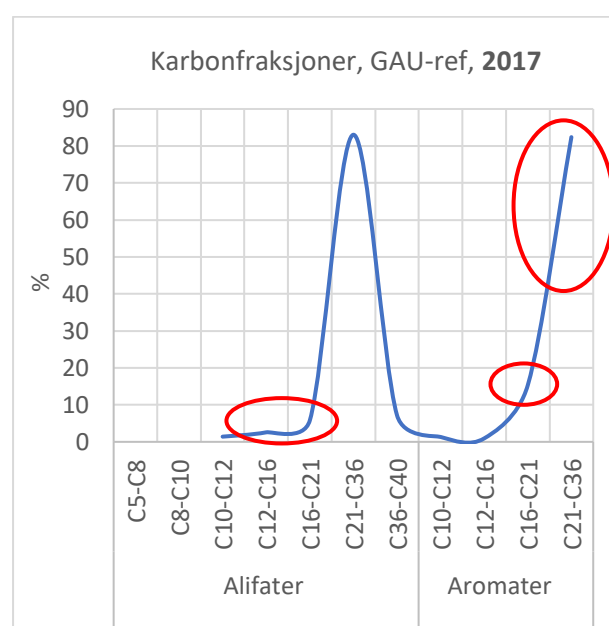
Ved å sammenligne figurene ser vi at andelen alifatiske hydrokarboner i intervallet C₁₂ - C₁₆ gikk ned fra 31 % i 2014 - 2015 til åtte prosent i 2017, og at andelen aromater gikk ned fra tilnærmet 40 % i 2014 – 2015 til tilnærmet 12 % i 2017. Dette betyr trolig at målingene i 2014 - 2015 var preget av dieslutslippet ved Circle K stasjonen på Klett, mens effektene i 2017 – 2018 tilsynelatende er borte.

Gaula

Ved å sammenligne alifat- og aromatfordelingen funnet basert på analysedata fra 2017 med alifat- og aromatfordelingen i Sørabekken og Gaula i 2014 – 2015, ser man at fordelingen av hydrokarboner har endret seg noe fra 2014 – 2017 (se figur 6.9 og 6.10).



Figur 6.9 Alifat- og aromatfordeling for Gaula fra 2014. Avtrykket er fremstilt fra gjennomsnittskonsentrasjoner av akkumulerte forbindelser i passive prøvetakingsenheter ved målestasjon GAU-1 fra 29.05 - 05.16, 11. - 18.06, 11. - 25.06, 18.06 – 02.07 og 05.09 – 13.10.14.



Figur 6.10 Alifat- og aromatfordeling for GAU-ref i periode 1 – 5 (04.09 - 14.11.17). Avtrykket er et utklipp av det kjemiske fingeravtrykket for GAU-ref fra 2017 (se figur 5.18).

Alifatfordelingen av karbonfraksjon C₁₂ – C₁₆ var tilnærmet lik i 2014 – 2015 (tilnærmet 5 %) som i 2017 (tilnærmet 3 %), mens prosentandelen for fraksjon C₁₆ – C₂₁ var 11 % høyere i den første prøvetakingen (17 % 2014 – 2015) enn i den andre (6 % i 2017). Andelene for alifater i fraksjon C₂₁ – C₃₆ utgjorde tilnærmet 80 % både i begge prøvetakingsprogrammene. Observasjonen tyder på en jevn tilførsel av tyngre alifatiske hydrokarboner de siste tre årene.

Situasjonen er annerledes for aromatenene. I 2014 - 2015 utgjorde andelen aromater i den tyngste fraksjon $C_{21} - C_{36}$ tilnærmet 48 %, mens andelen av fraksjonen utgjør hele 82 % i 2017, mens karbonfraksjon $C_{16} - C_{21}$ har gått ned fra tilnærmet 44 % til 15 %. Det er usikkert hva som er årsaken til endringene i aromatverdiene, men det kan ha sammenheng med «first flush»-hendelser med utvasking av mye humusmateriale (tyngre fraksjoner) i elven, eventuelt at det er en kombinasjon av mye humus og omfattende anleggsarbeid i forbindelse med utbygging av ny E6 langs Gaula og sidebekker til Gaula.

6.4.5 Ansvarsfordeling

Fra delkapittel 6.4.4 så vi at det kjemiske fingeravtrykket for SOR-2 fra 2017 skiller seg fra avtrykkene for SOR-1 og SOR-3. Det er spesielt en forhøyning av alifatfraksjon $C_{12} - C_{16}$ (dieselfraksjonen) samt forhøyede andeler av de lette PAH-ene som gjør at SOR-2 skiller seg ut. For å kunne si entydig at dieselen målt i 2017 stammer fra Circle K på Klett burde det måles høye konsentrasjoner av lette hydrokarboner i forbindelse med kraftig nedbør, samt rett etter saneringen. De lette fraksjonene ville da kunne mobiliseres i grunnen. Som tidligere nevnt stemmer ikke dette overens med dataene (se delkapittel 6.1.1). I tillegg viste sammenligning av figur 6.7 og 6.8 at målingene i 2014 - 2015 var preget av dieselutslippet ved Circle K stasjonen på Klett, mens effektene i 2017 – 2018 er så godt som borte.

Oppsummert tolkes det som at dieselen som ble målt i 2017 ikke er et resultat av diesellekkasjen på skadestedet på Klett, men heller skyldes lekkasje fra anleggsmaskiner brukt i vegarbeidet i forbindelse med utbygging av ny E6, avrenning fra vei, utslippsuhell eller lignende. Asfaltering, bitumen-lim eller lekkasje fra anleggsmaskiner er trolig også tilleggsilden til PAH som måles i SOR-2 og ikke i SOR-1.

6.5 Helhetsvurdering av metodene

6.5.1 Passiv prøvetaking

Bruksområde

Langtidsovervåkingen på Klett ble som kjent foretatt med de passive prøvetakingsenhetene SPMD og VOC for organiske forurensninger, men metoden har brede bruksmuligheter ut over dette. Som nevnt i delkapittel 2.3.4 finnes det for eksempel varianter for både polare, upolare og flyktige forbindelser, samt for metaller. Dette gjør at passiv prøvetaking er en høyst aktuell prøvetakingsmetode i flere sammenhenger (ikke bare for hydrokarboner).

Begrensninger

Som nevnt i delkapittel 2.4.4 vil noen begrensninger med Fingeravtrykkmetoden skyldes prøvetakingsprosedyrer. Likevel er de nevnte feilkildene generelle både for passiv prøvetaking og for tradisjonelle metoder for miljøovervåking, og det må presiseres at flere av feilkildene for tradisjonell prøvetaking faktisk elimineres ved bruk av passive prøvetakingsenheter. For eksempel vil ikke transporttid påvirke membraner. Det er fordi humus og bakterier ikke kan trenge gjennom membraner, og derfor ikke finnes i prøvene (se delkapittel 2.4.3). I tradisjonelle prøver kan det derimot finnes både humus og bakterier, og det er derfor fare for at forbindelser brytes ned i løpet av transport- og analysetiden.

Tidsintegrert

Konsentrasjoner av forbindelser i vann varierer avhengig av værforhold og utslippsmønster. Som nevnt i delkapittel 2.4.2 gir prøvetaking med SPMD en tidsvektet gjennomsnittskonsentrasjon. Ved prøvetaking med tradisjonelle metoder fås et «øyeblikksbilde» av konsentrasjoner i vann. Det gjør at det er vanskeligere å fange opp et akutt utslipp. Kjemiske fingeravtrykk basert på data fra passive prøvetakingsenheter gir dermed et mer pålitelig bilde av forurensningskonsentrasjoner (i forhold til konsentrasjoner funnet fra øyeblikksprøver).

Lave deteksjonsgrenser

Som nevnt i teoridelen gjør prøvetaking med passive prøvetakingsenheter det mulig å detektere svært lave konsentrasjoner (delkapittel 2.4.2). Selv om metodikken utviklet i studien er tenkt for bruk av data fra passive prøvetakingsenheter kan den også benyttes for vann- og sedimentprøver. Disse tradisjonelle metodene klarer derimot ikke å fange opp så lave konsentrasjoner som de som detekteres ved hjelp av passiv prøvetaking. Ved å fremstille kjemiske fingeravtrykk basert på data fra sistnevnte metode fås derfor et mer nøyaktig bilde av sammensetningen av forbindelser som er til stede i en resipient.

Enheter

Selv om data fra passive prøvetakingsenheter fremstilles visuelt er det fortsatt utfordringer med metoden; resultater oppgis i $\mu\text{g}/\text{prøvetakingsenhet}$, og det gjør at tolkning av data kan være utfordrende uten erfaring. Et eksempel er at det kan være vanskelig å vurdere om verdier i et datasett er høye eller normale. Nytteverdien av selve Fingeravtrykkmetoden er likevel stor da fokuset er på sammensetning av stoffer i en resipient, og ikke på konsentrasjoner (metoden er kvalitativ og kvantitet er underordnet).

I forbindelse med kvantitative studier er det derimot ønskelig å presentere resultater i enhet/liter (ikke per prøvetakingsenhet, se forrige avsnitt). Fra teoridelen (delkapittel 2.3.4) vet vi at det finnes formler for å regne om fra $\mu\text{g}/\text{prøvetakingsenhet}$ til $\mu\text{g}/\text{liter}$. I formelen for omregning kreves blant annet volum vann som lekkes fra membranen per dag (R_s) og fordelingskoeffisient mellom vann og SPMD ved likevekt ($K_{\text{SPMD}/\text{Vann}}$). Disse kan finnes fra litteraturen, men varierer fra stoff til stoff. Når det i Fingeravtrykkmetoden analyseres for hydrokarbonfraksjoner oppstår det dermed komplikasjoner. Det er enda aldri regnet om til fraksjoners konsentrasjon per liter, men det arbeides med dette. Det er mulig at koeffisienter for sentrerte forbindelser kan brukes for å regne om og finne konsentrasjon per liter.

Hypotesen er da at den utregnede vannkonsentrasjonen er tilnærmet gyldig for hele fraksjoner (Dr. Per-Anders Bergqvist, ExposMeter AB, personlig kommunikasjon, 20.02.18; Dr. Roman Grabic, University of South Bohemia, personlig kommunikasjon, 20.02.18).

Akseptert metode

Fra forrige avsnitt så vi at det arbeides med å videreutvikle og standardisere passiv prøvetaking slik at resultatene kan foreligge som konsentrasjon/liter. Selv om resultater fra passiv prøvetaking absolutt er nyttige i kvalitative studier i dag, er det interessant at det arbeides med omregning. I delkapittel 2.4.4 i teoridelen ble det nevnt at passiv prøvetaking nå er en akseptert metode i EU og USA, men at metoden fremdeles ikke er helt kompatibel med standardene i dagens vanndirektiv. Ved å oppgi resultater i konsentrasjon/liter vil resultater fra miljøovervåkning med passive prøvetakingsenheter kunne sammenlignes med grenseverdier i dagens vanndirektiver.

6.5.2 Fingeravtrykkmetoden

Visuell:

Fingeravtrykkmetodens fokus på fremstilling av analysedata i enkle visuelle diagrammer i forhold til fremstilling i store tabeller gjør det enklere å oppnå oversikt over trender i datasettet. I tillegg blir det lettere å kommunisere resultater. Som eksempel kan tabell 5.12 sammenlignes med figur 5.19; informasjonen er lettere å få oversikt over fra figuren, og vanskeligere å tilegne seg fra tabellen.

Data fra miljøovervåkning kan anvendes i en rekke statistiske programmer (for eksempel PCA – Principal Component Analysis). Likevel kan slike program og diagram som fremstilles fra disse være vanskelig å tolke; ofte er det nødvendig med bakgrunnskunnskaper i statistikk for eksempel. I motsetning er kjemiske fingeravtrykk enkle linjediagram, og det fører til at resultater er lettere både å formidle og å forstå.

Kjemiske fingeravtrykk kan anvendes som en start for å spisse videre arbeidsoppgaver. Gjennom sin enkle visuelle fremstilling av data fungerer de utmerket som et kommunikasjons- og formidlingsverktøy mellom interessenter (for eksempel konsulent, skadevolder, naboer, entreprenører og media). I tilfellet fra Klett (se delkapittel 6.4.5) så vi for eksempel at dieselen som ble målt i 2017 ikke var et resultat av diesellekkasjen på skadestedet på Klett, men heller (blant annet) skyldtes lekkasje fra anleggsmaskiner brukt i vegarbeidet i forbindelse med utbygging av ny E6. Dette illustrerer at kjemiske fingeravtrykk blant annet også kan bidra til å bestemme hvordan eventuelle forpliktelser for opprydning og ressurskade skal fordeles.

I tilfellet fra Klett kunne fremstillingen av kjemiske fingeravtrykk også til en viss grad visualisere og identifisere endringer i tilførsler over tid (se delkapittel 6.4.4).

Bruksområde:

Fra delkapittel 4.3.2 så vi at Fingeravtrykkmetoden primært er utviklet for hydrokarbondata, og begrenses her for BTEX ($C_6 - C_8$), alifater ($C_5 - C_{40}$), aromater ($C_{10} - C_{36}$), PAH-16 ($C_{10} - C_{22}$) og NPD ($C_{10} - C_{17}$). Det er likevel ikke noe i veien for å utvide og optimalisere de kjemiske fingeravtrykkene med finere inndeling av fraksjoner. Som nevnt kan dette føre til økt oppløsning. Inndelingen benyttet i studien var likevel tilfredsstillende, og fra fremstillingen av kjemiske fingeravtrykk kunne lette hydrokarbonprodukter skilles fra tyngre (se for eksempel figur 5.4 – 5.11 eller figur 5.15 – 5.19).

Nytteverdi

Figur 5.19 kan i seg selv bli sett på som «en konklusjon» på at Fingeravtrykkmetoden med fremstilling av kjemiske fingeravtrykk fungerer. Fra delkapittel 6.3 så vi blant annet at det ble oppnådd god oversikt over forskjeller og likheter både innbyrdes og mellom resipienter (her Sørabekken og Gaula) ved å benytte sammenlagte kjemiske fingeravtrykk. Avtrykket gav et bilde på den kvalitative sammensetningen av forbindelser i Sørabekken og Gaula, som i sin tur sa noe om opprinnelsen (det vil si kilden/-ene, se delkapittel 6.4). I Sørabekken var det plassert ut flere målestasjoner, og det var mulig å finne kvalitative forskjeller oppstrøms og nedstrøms i bekken. Ved å sammenligne avtrykkene fra Sørabekken og Gaula fant vi i tillegg kvalitative avvik og likheter mellom disse.

På generell basis vil man ved å sammenligne kjemiske fingeravtrykk oppnå god oversikt over forskjeller og likheter både innbyrdes og mellom resipienter.

7 Konklusjon

- Passiv prøvetaking
 - Data fra miljøovervåkning med de utvalgte prøvetakingsenhetene (SPMD og VOC) viste seg å ha tilstrekkelig god oppløsning for å kunne skille lette hydrokarbonprodukter fra tyngre.
 - Fremstilling av kjemiske fingeravtrykk basert på data fra passive prøvetakingsenheter gir et godt bilde av sammensetningen av forbindelser som er til stede i en resipient (lave deteksjonsgrenser).
 - Kjemiske fingeravtrykk basert på data fra passive prøvetakingsenheter gir et pålitelig bilde av forurensningskonsentrasjoner i resipienter (tidsintegreerte konsentrasjoner).
 - Resultatene er ikke helt kompatible med standardene i de fleste av dagens vanndirektiver. Nytteverdien av data fra passive prøvetakingsenheter i Fingeravtrykkmetoden er likevel stor da fokuset er på sammensetning av stoffer i en resipient, og ikke på konsentrasjoner (metoden er kvalitativ og kvantitet er underordnet).
- Fingeravtrykkmetoden
 - Gjennom sin enkle visuelle fremstilling av data fungerer kjemiske fingeravtrykk utmerket som et kommunikasjons- og formidlingsverktøy mellom interessenter.
 - Ved å sammenligne kjemiske fingeravtrykk oppnås god oversikt over forskjeller og likheter både innbyrdes og mellom resipienter.
 - Fingeravtrykkmetoden fungerer som en innledende kvalitativ tolkning i arbeid med kildesporing, og kan anvendes for å spisse videre arbeidsoppgaver.
 - Metoden er primært utviklet for hydrokarbondata, men kan utvides og optimaliseres med finere inndeling av fraksjoner.
 - Kjemiske fingeravtrykk kan bidra til å bestemme hvordan eventuelle forpliktelse for opprydning og ressursskade skal fordeles.
 - Kjemiske fingeravtrykk kan til en viss grad visualisere og identifisere endringer i tilførsler over tid.

- Klett
 - Sørabekken og Gaula påvirkes av en jevn tilførsel av tyngre alifat- og aromatfraksjoner. Deponiet på Heggstadmoen er en mulig kilde for tilførslene i Sørabekken. Kildene i Gaula er ukjente.
 - Funnene av høye fenantrenandeler i Gaula viser at elvevannet er sterkt påvirket av kreosot. Den kreosotrelatert kilden stammer muligens fra deponiet på Lundamo.
 - Det finnes en eller flere kilder for lette PAH-forbindelser i Sørabekken. Trolig er vegarbeidet (for eksempel anleggsmaskiner og asfaltering) i forbindelse med utbygging av ny E6 hovedkilden til PAH som måles i bekken.
 - Målingene nedstrøms Circle K stasjonen på Klett var i 2014 - 2015 preget av dieselutslippet på Klett, mens effektene i 2017 – 2018 tilsynelatende er borte.

8 Anbefalinger og videre arbeid

Kapittelet deles i en del som går på videreutvikling av metodikk, og en del som går på anbefalinger til tiltak i forbindelse med langtidsovervåkingen på Klett.

Metodikk

Som nevnt i delkapittel 6.5.2 er Fingeravtrykkmetoden primært utviklet for hydrokarbondata, og begrenses her for BTEX ($C_6 - C_8$), alifater ($C_5 - C_{40}$), aromater ($C_{10} - C_{36}$), PAH-16 ($C_{10} - C_{22}$) og NPD ($C_{10} - C_{17}$). Datamaterialet i forbindelsen med oppgaven er forholdsvis begrenset, og de kjemiske fingeravtrykkene kan sees som en basis for videre arbeid med kildeopsporing. I videre arbeider kan avtrykkene blant annet utvides og optimaliseres med finere inndeling av fraksjoner, for eksempel for alifater mellom $C_4 - C_{50}$, C_3 -aromater og C_{40} -aromater.

Det vil også være mulig å studere mønstre i de kjemiske fingeravtrykkene og videreutvikle avtrykkene til typeprofiler. Hvis man i dag fanger opp for eksempel kreosot har man i utgangspunktet en måte å plukke det ut på (se eksempel på typeprofil i figur 6.1), men metoden kunne vært enda mer raffinert. Det er ingen helt klare skillelinjer mellom opphavskategorier, og det gjør kjemisk profilering komplisert. Et eksempel er at PAH med ulikt opphav kan opptre samtidig i en miljøprøve uten at dette skilles i analysene. I eksempelet med kreosot er det for eksempel ønskelig at det i tillegg til å kunne si at sammensetningen stammer fra kreosot, også blir mulig å si noe om hvilket opphav kreosoten har (for eksempel trekreosot eller tjærekreosot). I arbeidet med dette vil det være en start å observere PAH-er opp mot NPD-er og se om man finner mønstre.

En start i arbeidet med utvikling av kjemiske fingeravtrykk til typeprofiler vil være å undersøke hvilke forbindelser som opptre sammen avhengig av kilden.

Fingeravtrykkmetoden kan videreutvikles med sedimentprøver og jordprøver hvor kildene er mer stabile enn de er i vann.

Klett

I sammenheng med at datamaterialet i forbindelsen med oppgaven er forholdsvis begrenset, er også tolkningsmulighetene begrenset. Dette resulterer i en del uavklarte årsaker bak observerte variasjoner i datasettet. Likevel kommer det tydelig frem at både Sørabekken og Gaula påvirkes av en jevn tilførsel av tyngre alifat- og aromatfraksjoner. For tilstanden i Sørabekken anbefales det å ta prøver nær deponiet på Heggstadmoen, da dette anses som en sannsynlig kilde for funnene. Det er også viktig å gjøre videre undersøkelser av kilden for kreosot i Gaula, og denne bør finnes og stanses. Et overvåkningsprogram i Gaula for å undersøke om deponiet på Lundamo er tilstrekkelig sanert kan være en start.

9 Referanser

Affinisep (u.å.) *Passive Sampler*. Tilgjengelig fra: <http://www.affinisep.com/spe-kits-applications/passive-sampler/> (Hentet 14. mars 2018).

Allan, I., Fjeld, E., Garmo, Ø., Langford, K., Kringstad, A., Bratsberg, E., og Kaste, Ø. (2009) *RiverPOP: Measuring concentrations of persistent organic pollutants and trace metals in Norwegian rivers*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2521/ta2521.pdf> (Hentet 30. oktober 2017).

ALS Environmental (2018) *Petroleum Fractions by Carbon Range*. Tilgjengelig fra: <http://www.caslab.com/Petroleum-Hydrocarbon-Ranges/> (Hentet 16. april 2018).

Alvarez, D. A. (2010) *Guidelines for the use of the semipermeable membrane device (SPMD) and the polar organic chemical integrative sampler (POCIS) in environmental monitoring studies*. U.S. Geological Survey, Techniques and Methods 1–D4, 28 sider.

Angeletti, G. og Bjørseth, A. (1984) *Analysis of Micropollutants in Water*. 1. utg. Oslo: Commission of the European Communities.

Barker, J. F., Patric, G. C. og Major, D. (1987) Natural attenuation of aromatic hydrocarbons in a shallow sand aquifer, *Ground Water Monitoring and Remediation*, 7(1), s. 64-71. doi: 10.1111/j.1745-6592.1987.tb01063.x.

Blindheim, U. (2009a) Etylbenzen, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/etylbenzen> (Hentet 06. april 2018).

Blindheim, U. (2009b) Naftalen, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/naftalen> (Hentet: 15. november 2017).

Boitsov, S. (2010) *Nivåer av hydrokarboner målt i nye områder*. Tilgjengelig fra: http://www.mareano.no/nyheter/nyheter_2010/nivaer_av_hydrokarboner_malt_i_nye_omrader (Hentet: 29. november 2017).

Booij, K., Robinson, C. D., Burgess, R. M., Mayer, P., Roberts, C. A., Ahrens, L., Allan, I. J., Brant, J., Jones, L., Kraus, U. R., Larsen, M. M., Lepom, P., Petersen, J., Pröfrock, D., Roose, P., Schäfer, S., Smedes, F., Tixier, C., Vorkamp, K. og Whitehouse, P. (2015) Passive sampling in regulatory chemical monitoring of nonpolar organic compounds in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(1), s. 3-17. doi: 10.1021/acs.est.5b04050.

Booij, K., Sleiderink, H. M. og Smedes, F. (1998) Calibrating the Uptake Kinetics of Semipermeable Membrane Devices Using Exposure Standards, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(7), s. 1236-1245. Doi: 10.1002/etc.5620170707.

Brattli, B. (2009) *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*. 3. utg. Trondheim: Tapir akademiske forlag.

Center, Air Force Civil Engineer (2014) *Passive Sampling for Groundwater Monitoring: Technology Status*. Tilgjengelig fra: <https://www.serdp-estcp.org/Program-Areas/Environmental-Restoration/Contaminated-Groundwater/Passive-Sampling-for-Groundwater-Monitoring-Technology-Status> (Hentet: 9. oktober 2017).

Clarke J.U. (1998) Evaluation of censored data methods to allow statistical comparisons among very small samples with below detection limit observations, *Environmental Science & Technology*, 32(1), s. 177-183. doi: 10.1021/es970521v.

Constanza-Robinson, M. (2011) Environmental Forensics: Chemical Fingerprinting of Fuels. *CHEM 270: Environmental Chemistry*. Tilgjengelig fra: <http://sites.middlebury.edu/echem/files/2011/02/Environmental-Forensics.pdf> (Hentet 08. november 2017).

Douglas, G. S., Emsbo-Mattingly, S., D., Stout, S. A., Uhler, A. D. og McCarthy, K. J. (2007) Chemical fingerprinting methods, i Murphy, B. I. og Morrison, R. D (red.) *Introduction to Environmental Forensics*. 2. utg. San Diego: Academic press, s. 311 – 454.

Eriksen, D. (2000) *ImpregNor, Lundamo. Spredningsvurdering*. (Prosjektnr. 300406/EKY). Trondheim: NOTEBY AS på oppdrag for ImpregNOR. Tilgjengelig fra: arkiv hos Fylkesmannen i Trøndelag (ikke publisert).

Esteve-Turillas, F.A., Pastor, A., Yusà, v. og Guardia, M. (2007) Using semi-permeable membrane devices as passive samplers, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(7), s. 703-710. doi: 10.1016/j.trac.2007.05.006.

European Commission (2009) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document nr. 19, Teknisk rapport 2009-025*, 132 s. Tilgjengelig fra: <https://circabc.europa.eu/sd/a/e54e8583-faf5-478f-9b11-41fda9e9c564/Guidance%20No%2019%20-%20Surface%20water%20chemical%20monitoring.pdf> (Hentet 26. oktober 2017).

European Commission (2010) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document nr. 25, Teknisk rapport 2010-041*, 82 s. Tilgjengelig fra: <https://circabc.europa.eu/sd/a/7f47ccd9-ce47-4f4a-b4f0-cc61db518b1c/Guidance%20No%2025%20-%20Chemical%20Monitoring%20of%20Sediment%20and%20Biota.pdf> (Hentet 26. oktober 2017).

Haraldsen, T., Blaasaas, K. G., og Engelstad, F. (1993) *Skadevirkning av akutte oljesøl. Terrestrisk miljø*. (Statens forurensningstilsyn-rapport 93:30). Oslo: Statens forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/1018/TA-1018.pdf> (Hentet 29. november 2017).

Hartnik, T. og Amundsen, C. E. (2006) *Bruk av passive prøvetakere i forbindelse med risikovurdering av forurenset grunn. Praktisk veiledning til prøvetaking av hydrofobe organiske forbindelser og metaller*. (01/2006). Ås: Bioforsk på oppdrag for Statens Forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/26959/r_1_1_hartnik.pdf (Hentet: 23. februar 2018).

-
- Ho, T. (2004) Deep HDS of diesel fuel: chemistry and catalysis. *Catalysis Today*, 98(1), s. 3-18. doi: 10.1016/j.cattod.2004.07.048.
- Huckins, J. N., Petty, J. D. og Booij, K. (2006) Theory and Modeling. *Monitors of Organic Chemicals in the Environment*. New York: Springer US, s. 45 - 86.
- International Programme on Chemical Safety (1998). *Concise international chemical assessment document*. World Health Organization. Tilgjengelig fra: <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42943/9241530626.pdf;jsessionid=FDB23C083D0526920FBED958BEB0AB76?sequence=1> (Hentet 04. Mai 2018).
- Klepp, O. (2016) Alkyliserende stoffer, *Store Medisinske Leksikon*. Tilgjengelig fra: https://sml.snl.no/alkyliserende_stoffer (Hentet 15. Mars 2017).
- Knutsson, J., Rauch, S. og Morrison, G. (2014) Estimation of Measurement Uncertainties for the DGT Passive Sampler Used for Determination of Copper in Water, *International Journal of Analytical Chemistry*, (2014, 389125), s. 2. doi: 10.1155/2014/389125.
- Konieczny, R. M. (2016) *Tiltaksrettet overvåking av Sørabekken og Gaula 2014-2015*. (Prosjektnr. A056475) Oslo: COWI på oppdrag for Statoil Fuel & Retail Norge AS. Tilgjengelig fra: ikke publisert.
- Konieczny, R. M. (2017) *Overvåkning av dieslutslipp til vannforekomstene Sørabekken og Gaula – med passive prøvetakere og kjemiske fingeravtrykk*. Tilgjengelig fra: <http://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2017/03/05-Konieczny.pdf> (Hentet 28. september 2017).
- Konieczny, R. M., Saunes, H. og Horvath, A. (2014) *Prosjekt 4824 – Hommelvik renere sjøbunn*. (Rapportnr. A039511-1). Oslo: COWI for Malvik kommune. Tilgjengelig fra: https://www.malvik.kommune.no/getfile.php/2618996.1760.rsdurcvtxv/P4824_Hommelvik_rapport_A039511-1_COWI.pdf (Hentet: 26. Februar 2018).
- Larsen, M., Allan, I., Næs, K., Nyberg, E. og Hoydal, K. (2009) *Evaluation of passive samplers for the monitoring of contaminants in sediment and water: Monitoring of POPs and PCBs in international monitoring programmes*. København: Nordic Council of Ministers.
- Liang, F., Lu, M., Keener, T. C., Liu, Z. og Khang, S. (2005), The organic composition of diesel particulate matter, diesel fuel and engine oil of a non-road diesel generator, *Journal of Environmental Monitoring*, 7(10), s. 983-988. doi: 10.1039/b504728e.
- Lundstedt, S. (2003) *Analysis of PAHs and their transformation products in contaminated soil and remedial processes*. Dr.art.avhandling. Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten i Umeå. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/265100739_Analysis_of_PAHs_and_their_transformation_products_in_contaminated_soil_and_remedial_processes (Hentet: 03. mai 2018).
- Manos, S., Nannou, C., Boti, V., Tsoutsis, C., Albanis, T., Patakioutas, G., Karras, G., Konstantinou, I. (2015) Passive sampling for the monitoring of emerging pesticides in the aquatic environment, *Land Use and Water Quality*. 21.- 24. september, 2015, Wien, Austerrike, s. 1-3.

- Mathisen, R. (2015). *Organisk kjemi*. Tilgjengelig fra: <http://www.bitbok.no/kjemiprosess/boka/6-kjemi/organisk-kjemi/> (Hentet: 14. mars 2017).
- Miljødirektoratet (2017) *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/pah/> (Hentet 28. november 2017).
- Namieśnik, J., Zabiegała, B., Kot-Wasik, A., Partyka, M. og Wasik, A. (2004) Passive Sampling and/or extraction techniques in environmental analyses: a review, *Analytical and bioanalytical chemistry*, 381(2), s. 279-301. doi: 10.1007/s00216-004-2830-8.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2013) *Semipermeable Membrane Devices*. Tilgjengelig fra: <http://oceanexplorer.noaa.gov/technology/tools/spmds/spmds.html> (Hentet: 18.oktober 2017).
- Oen, A. M. P., 2017. *Internasjonalt arbeid med standardisering av analyser med passive prøvetakere*. Tilgjengelig fra: <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2017/03/03-Oen.pdf> (Hentet 23. oktober 2017).
- Pedersen, B. (2017) Isomer, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/isomer> (Hentet 28. november 2017).
- Petty, J. D., Huckins, J. N., Alvarez, D. A., Brumbaugh, W. G., Cranor, W. L., Gale, R. W., Rastall, A. C., Jones-Lepp, T. L., Leiker, T. J., Rostad, C. E. og Furlong, E. T. (2004) A holistic passive integrative sampling approach for assessing the presence and potential impacts of waterborne environmental contaminants. *Chemosphere*, 54(6), s. 695 – 705. doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.08.015.
- Ruden, F., Rigler, B og Lombard, T. (2015) *Geofysiske undersøkelser Statoil – Klett*. (Prosjekt 128-8 Klett Statoil). Engelsviken: Ruden AS Geo Solutions for Statoil. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/horinger/Industri/Vedlegg%209.2%20til%20Vedlegg%201%20-%20Geofysiske%20unders%20C3%B8kkelser%20Statoil%20-%20Klett.PDF?epslanguage=no> (Hentet: 04. mai 2018).
- Ruus, A., Arp, H. P., Oen, A., Grung, M og Breedveld, G. (2015). *PAH i forurenset sediment: Utregning av egnethet av PAH-komponenter/grupperinger for vurdering av tiltaksbehov*. (NIVA-rapport 6927 - 2015, nr. 15308). Oslo: NIVA og NGI for Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M436/M436.pdf> (Hentet: 19. Mars 2018).
- Šetková, L., Hajšlová, J., Bergqvist, P., Kocourek, V., Kazda, R. og Suchan, P. (2005) Fast isolation of hydrophobic organic environmental contaminants from exposed semipermeable membrane devices (SPMDs) prior to GC analysis, *Journal of Chromatography A*, 1092(2), s. 170 - 181. doi: 10.1016/j.chroma.2005.07.059.
- Smedes, F., Bakker, D., og de Weert, J. (2010) *The use of passive sampling in WFD monitoring*. (Prosjekt 1202337-004, referanse 1202337-004-BGS-0027). Nederland: Deltares for Rijkswaterstaat Centre for Water Management. Tilgjengelig fra: <http://publicaties.minienm.nl/documenten/the-use-of-passive-sampling-in-wfd-monitoring-the-possibilities> (Hentet: 23. september 2017).

Stout, S. og Wang, Z. (2016) Chemical Fingerprinting Methods and Factors Affecting Petroleum Fingerprints in the Environment, i Stout, S. og Zhendi, W. (red.) *Standard Handbook Oil Spill Environmental Forensics - Fingerprinting and Source Identification*, 2. utg. Burlington: Elsevier, s. 1–53.

Stuer-Lauridsen, F. (2005) Review of passive accumulation devices for monitoring organic micropollutants in the aquatic environment, *Environmental Pollution*, 136(3), s. 503-524. doi: 10.1016/j.envpol.2004.12.004.

Sælensminde, I., Aall, C og Hygen, H.O. (2010) *Klimatilpasning i Fredrikstad. Faglige innspill til Fredrikstad kommunes arbeid med en plan for tilpasning til klimaendringer*. Sogndal: Vestlandsforskning på oppdrag for Norges forskningsråd, Norklima-programmet og Fredrikstad kommune. Tilgjengelig fra: https://www.vestforsk.no/sites/default/files/migrate_files/rapport-3-2010-r-na-klimaplan-fredrikstad.pdf (Hentet 12. Mars 2018).

Sørlid, H. (2014) *Petroleumsprodukter*. Tilgjengelig fra: <http://www.helsebiblioteket.no/forgiftninger/aktuelt-arkiv/petroleumsprodukter> (Hentet 29. november 2017).

Uggerud, E. (2009a) Toluene, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/toluen> (Hentet 06. april 2018).

Uggerud, E. (2009b) Xylen, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/xylen> (Hentet 06. april 2018).

Uggerud, E. (2009c) Fenantren, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/fenantren> (Hentet: 15. november 2017).

Uggerud, E. (2017) Antracene, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/antracene> (Hentet: 15. november 2017).

Uggerud, E. (2018) Benzen, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/benzen> (Hentet 06. april 2018).

United States Environmental Protection Agency. (2012) *Guidelines for Using Passive Samplers to Monitor Organic Contaminants at Superfund Sediment Sites*. (OSWER Direktiv 9200.1-110 FS). USA: United States Environmental Protection Agency. Tilgjengelig fra: https://clu.in.org/download/contaminantfocus/sediments/Sediments-Passive-Sampler-SAMS_3.pdf (Hentet: 01. november 2017).

Vrana, B. og Schüürmann, G. (2002) Calibrating the Uptake Kinetics of Semipermeable Membrane Devices in Water: Impact of Hydrodynamics, *Environmental Science & Technology*, 36(2), s. 290-296. doi: 0.1021/es0100625.

Vrana, B., Belles, A. og Budzinski, H. (2012) Adsorption based sampling, *Chemical Monitoring On Site (CM Onsite) organized by NORMAN Association and JRC in support of CIS WFD*. 29-30. oktober 2012. Ispra, Italia, s. 1 – 30.

Vrana, B., Mills, G. A., Allan, I. J., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G. og Greenwood, R. (2005) Passive Sampling Techniques for monitoring pollutants in water, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 24(10), s. 845-865. doi: 10.1016/j.trac.2005.06.006.

Wigger J.W., Beckmann D.D., Torkelson B.E., og Narang A.X. (1999) Petroleum Hydrocarbon Fingerprinting Quantitative Interpretation: Development and Case Study for Use in Environmental Forensic Investigations, *Environmental Geosciences*, 6(3), s. 155-156, doi: 10.1046/j.1526-0984.1999.08046-17.x.

Zelinkova, Z. og Wenzl, T. (2015) The Occurrence of 18 EPA PAHs in Food – A Review, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2 - 4), s. 248 – 284. doi: 10.1080/10406638.2014.918550.

Vedlegg

Analysedata

A Vaskede data etter Fingeravtrykkmetoden Steg 1

A.a) Alifat- og aromatdata

Alifat- og aromatverdier i µg/SPMD for prøvestasjonene SOR-1, SOR-2, GAU-ref og SOR-3 i samtlige måleperioder. Manglende verdier er erstattet med LOD/2 (røde verdier). SOR-1 og SOR-2 var operative fra 04.09 – 28.11.17. GAU-ref var operativ fra 04.09 – 14.11.17, og SOR-3 var operativ fra 05.12.17 – 30.01.18.

Første periode, 04. – 18.09.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2		GAU-ref	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	14	5	330	50	45	5
C ₁₂ -C ₁₆	110	18	870	540	95	5
C ₁₆ -C ₂₁	260	90	600	300	190	77
C ₂₁ -C ₃₆	1200	230	1200	280	880	110
C ₃₆ -C ₄₀	540		560		360	
Sum	2124	343	3560	1170	1570	197

Andre periode, 18.09 – 02.10.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2		GAU-ref	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	75	28	150	30	52	33
C ₁₂ -C ₁₆	98	5	170	100	98	5
C ₁₆ -C ₂₁	160	120	160	180	200	180
C ₂₁ -C ₃₆	1800	790	1700	750	3200	900
C ₃₆ -C ₄₀	310		310		330	
Sum	2443	943	2490	1060	3880	1118

Tredje periode, 02. – 16.10.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2		GAU-ref	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	47	5	63	5	49	5
C ₁₂ -C ₁₆	69	5	99	5	86	5
C ₁₆ -C ₂₁	150	52	210	5	210	61
C ₂₁ -C ₃₆	1800	640	2000	860	3300	990
C ₃₆ -C ₄₀	110		140		190	
Sum	2176	702	2512	875	3835	1061

Fjerde periode, 16. – 31.10.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2		GAU-ref	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	46	5	34	5	54	5
C ₁₂ -C ₁₆	81	5	120	35	75	5
C ₁₆ -C ₂₁	160	63	360	57	180	56
C ₂₁ -C ₃₆	2000	720	2400	990	3400	940
C ₃₆ -C ₄₀	120		180		140	
Sum	2407	793	3094	1087	3849	1006

Femte periode, 31.10 – 14.11.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2		GAU-ref	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	59	5	130	34	47	15
C ₁₂ -C ₁₆	93	43	180	120	98	25
C ₁₆ -C ₂₁	210	180	190	200	240	360
C ₂₁ -C ₃₆	2700	1000	2500	920	3800	1000
C ₃₆ -C ₄₀	230		220		240	
Sum	3292	1228	3220	1274	4425	1400

Sjette periode, 14. – 28.11.17

Fraksjon	SOR-1		SOR-2	
	Alifater	Aromater	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	59	36	34	5
C ₁₂ -C ₁₆	110	63	110	65
C ₁₆ -C ₂₁	200	180	190	140
C ₂₁ -C ₃₆	3000	970	2700	740
C ₃₆ -C ₄₀	900		750	
Sum	4269	1249	3784	950

Syvende periode, 05. – 15.12.17

Fraksjon	SOR-3	
	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	65	5
C ₁₂ -C ₁₆	100	39
C ₁₆ -C ₂₁	180	220
C ₂₁ -C ₃₆	3300	1100
C ₃₆ -C ₄₀	920	
Sum	4565	1364

Åttende periode, 15.12.2017 – 02.01.18

Fraksjon	SOR-3	
	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	150	5
C ₁₂ -C ₁₆	160	71
C ₁₆ -C ₂₁	170	150
C ₂₁ -C ₃₆	3000	770
C ₃₆ -C ₄₀	950	
Sum	4430	996

Niende periode, 02. – 17.01.18

Fraksjon	SOR-3	
	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	42	15
C ₁₂ -C ₁₆	100	39
C ₁₆ -C ₂₁	220	190
C ₂₁ -C ₃₆	4000	1200
C ₃₆ -C ₄₀	320	
Sum	4682	1444

Tiende periode, 17. – 30.01.18

Fraksjon	SOR-3	
	Alifater	Aromater
C ₁₀ -C ₁₂	45	15
C ₁₂ -C ₁₆	99	37
C ₁₆ -C ₂₁	250	180
C ₂₁ -C ₃₆	4500	1200
C ₃₆ -C ₄₀	370	
Sum	5264	1432

A.b) PAH-data

Konsentrasjoner av samlegrupper for PAH i ng/SPMD. Manglende verdier er erstattet med LOD/2 (røde verdier).

Første periode, 04. – 18.09.17

	SOR-1	SOR-2	GAU-ref
NAAF	172	1168	120
FEN	150	300	92
BAP	5	5	5
KPAH	116	99	25
SUM PAH-16	1047	2454	302

Andre periode, 18.09 – 02.10.17

	SOR-1	SOR-2	GAU-ref
NAAF	125	378	162
FEN	110	190	115
BAP	5	5	5
KPAH	152	85	38
SUM PAH-16	860	1454	397

Tredje periode, 02. – 16.10.17

	SOR-1	SOR-2	GAU-ref
NAAF	227	934	200
FEN	290	330	120
BAP	5	5	5
KPAH	153	128	39
SUM PAH-16	1725	2374	522

Fjerde periode, 16. – 31.10.17

	SOR-1	SOR-2	GAU-ref
NAAF	329	906	154
FEN	450	440	110
BAP	14	5	5
KPAH	231	132	44
SUM PAH-16	2643	2757	442

Femte periode, 31.10 – 14.11.17

	SOR-1	SOR-2	GAU-ref
NAAF	326	870	253
FEN	510	590	170
BAP	13	5	5
KPAH	269	146	47
SUM PAH-16	3012	2873	602

Sjette periode, 14. – 28.11.17

	SOR-1	SOR-2
NAAF	273	596
FEN	340	440
BAP	5	5
KPAH	158	128
SUM PAH-16	2097	2337

Syvende periode, 05. – 15.12.17

	SOR-3
NAAF	437
FEN	350
BAP	5
KPAH	123
SUM PAH-16	2016

Åttende periode, 15.12.2017 – 02.01.18

	SOR-3
NAAF	415
FEN	550
BAP	5
KPAH	212
SUM PAH-16	2970

Niende periode, 02. – 17.01.18

	SOR-3
NAAF	210
FEN	130
BAP	5
KPAH	69
SUM PAH-16	808

Tiende periode, 17. – 30.01.18

	SOR-3
NAAF	224
FEN	140
BAP	5
KPAH	73
SUM PAH-16	768

B Ubehandlede data**Periode 1, 04. – 18.09.17**

Sample Number	Units	11771	11772	11773	11774
Sampling date		04.09.2017	04.09.2017	04.09.2017	04.09.2017
End of sampling		18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	
exposure time	days	14	14	14	0
average temperature	°C	14,3	14,3	14,3	
Materiál		pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač
Remark		sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 0, temperature= 14,3 °C Project: A096564
Exposmeter ID		E1139	E1141	E1143	E1145
Original ID		SOR-1	SOR-2	GAU-ref	SOR-1 Field control
benzen	ug/l				
toluen	ug/l				
xylene	ug/l				
1,4-X	ug/l				
1,2-X	ug/l				
EtB	ug/l				
naftalen	ng/sampler	<5,0	85,0	12,0	240,0
2-Me-naft	ng/sampler	17,0	400,0	22,0	100,0
1-Me-naft	ng/sampler	17,0	150,0	16,0	54,0
acenaftalen	ng/sampler	10,0	63,0	<5,0	<5,0
acenaften	ng/sampler	67,0	510,0	51,0	9,3
fluoren	ng/sampler	92,0	510,0	54,0	21,0
fenanthren	ng/sampler	150,0	300,0	92,0	21,0
anthracen	ng/sampler	17,0	82,0	<5,0	<5,0
fluoranthren	ng/sampler	190,0	240,0	38,0	<5,0
pyren	ng/sampler	390,0	560,0	20,0	<5,0
b(a)anthr	ng/sampler	20,0	28,0	<5,0	<5,0
chrysen	ng/sampler	46,0	31,0	<5,0	<5,0
b(b)flu	ng/sampler	28,0	19,0	<5,0	<5,0
b(k)flu	ng/sampler	7,1	6,1	<5,0	<5,0
b(a)pyren	ng/sampler	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
db(ah)anthr	ng/sampler	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
b(ghi)per	ng/sampler	12,0	<10,0	<10,0	<10,0
in(c,d,)pyr	ng/sampler	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
BTEX	ug/l				
aliph. >C5-C8	ug/l				
aliph. >C8-C10	ug/l				
aliph. >C10-C12	ug/sampler	14	330	45	19
aliph. >C12-C16	ug/sampler	110	870	95	140
aliph. >C16-C21	ug/sampler	260	600	190	370
aliph. >C21-C36	ug/sampler	1200	1200	880	1500
aliph. >C36<C40	ug/sampler	540	560	360	650
arom. >C10-C12	ug/sampler	<10	50	<10	16
arom. >C12-C16	ug/sampler	18	540	<10	<10
arom. >C16-C21	ug/sampler	90	300	77	230

Sample Number	Units	11771	11772	11773	11774
Sampling date		04.09.2017	04.09.2017	04.09.2017	04.09.2017
End of sampling		18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	
exposure time	days	14	14	14	0
average temperature	°C	14,3	14,3	14,3	
Materiál		pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač	pasivní vzorkovač
Remark		sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 14,3 °C Project: A096564	sampling days= 0, temperature= 14,3 °C Project: A096564
Exposmeter ID		E1139	E1141	E1143	E1145
Original ID		SOR-1	SOR-2	GAU-ref	SOR-1 Field control
arom. >C21-C36	ug/sampler	230	280	110	120
13-C12-PCB1	ng/sampler	5,7	4,3	7,6	27,0
13-C12-PCB8	ng/sampler	21,0	21,0	22,0	32,0
13-C12-PCB37	ng/sampler	28,0	28,0	27,0	25,0
13-C12-PCB54	ng/sampler	19,0	19,0	18,0	22,0
acenaphthene D10	ng/sampler	170,0	120,0	220,0	2500,0
fluorene D10	ng/sampler	310,0	260,0	390,0	1990,0
phenanthrene D10	ng/sampler	695,0	490,0	785,0	2290,0
chrysene D12	ng/sampler	1940,0	1960,0	1930,0	2020,0
octachloronaphthalen	ng/sampler	32,0	28,0	25,0	24,0
1-Me-DBTPh	ng/sampler	20,0	12,0	<5,0	<5,0
Me-DBTPh	ng/sampler	75,0	51,0	<5,0	<5,0
2/3-Me-DBTPh	ng/sampler	21,0	13,0	<5,0	<5,0
4-Me-DBTPh	ng/sampler	34,0	26,0	<5,0	<5,0
DBTPh	ng/sampler	22,0	13,0	6,0	<5,0
Di-Me-DBTPh	ng/sampler	170,0	225,0	7,8	7,1
Di-Me-napht	ng/sampler	170,0	1900,0	66,0	55,0
Di-Me-phenanthrene	ng/sampler	590,0	2500,0	60,0	28,0
Me-phenanthrene	ng/sampler	390,0	2300,0	59,0	25,0
Tri-Me-DBTPh	ng/sampler	250,0	240,0	9,1	8,3
Tri-Me-napht	ng/sampler	550,0	3500,0	170,0	150,0
Tri-Me-phenanthrene	ng/sampler	480,0	1600,0	31,0	12,0

Periode 2, 18.09 – 02.10.17

Sample Number	Units	11853	11854	11855	11856	11857	11858
Sampling date		18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017
End of sampling		02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	10,5	10,5	9,4	9,4	9,2	9,2
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Remark		sampling days= 14, temperature= 10,5 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 10,5 C° Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,4 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,4 C° Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,2 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,2 C° Project: A096564
Exposmeter ID		E1194	E1195	E1196	E1197	E1198	E1199
Original ID		SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
benzen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
toluen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
xyleny	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,4-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,2-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
EtB	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
naftalen	ng/sampler	<5,0		21,0		14,0	
2-Me-naft	ng/sampler	19,0		57,0		32,0	
1-Me-naft	ng/sampler	14,0		48,0		25,0	
acenaftylen	ng/sampler	9,5		27,0		<5,0	
acenaften	ng/sampler	46,0		140,0		69,0	
fluoren	ng/sampler	67,0		190,0		76,0	
fenanthren	ng/sampler	110,0		190,0		115,0	
anthracen	ng/sampler	23,0		16,0		5,1	
fluoranthren	ng/sampler	140,0		310,0		45,0	
pyren	ng/sampler	280,0		470,0		27,0	
b(a)anthr	ng/sampler	15,0		16,0		11,0	
chrysen	ng/sampler	40,0		31,0		7,4	
b(b)flu	ng/sampler	34,0		18,0		<5,0	
b(k)flu	ng/sampler	5,9		5,4		<5,0	
b(a)pyren	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/sampler	30,0		<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/sampler	30,0		<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/sampler	22,0		<10,0		<10,0	
BTEX	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
aliph. >C5-C8	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C8-C10	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C10-C12	ug/sampler	75		150		52	
aliph. >C12-C16	ug/sampler	98		170		98	
aliph. >C16-C21	ug/sampler	160		160		200	
aliph. >C21-C36	ug/sampler	1800		1700		3200	
aliph. >C36<C40	ug/sampler	310		310		330	
arom. >C10-C12	ug/sampler	28		30		33	
arom. >C12-C16	ug/sampler	<10		100		<10	
arom. >C16-C21	ug/sampler	120		180		180	

Sample Number	Units	11853	11854	11855	11856	11857	11858
Sampling date		18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017	18.09.2017
End of sampling		02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	10,5	10,5	9,4	9,4	9,2	9,2
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Remark		sampling days= 14, temperature= 10,5 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 10,5 C° Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,4 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,4 C° Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,2 °C Project: A096564	sampling days= 14, temperature= 9,2 C° Project: A096564
Exposmeter ID		E1194	E1195	E1196	E1197	E1198	E1199
Original ID		SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
arom. >C21-C36	ug/sampler	790		750		900	
13-C12-PCB1	ng/sampler	11,0		6,9		12,0	
13-C12-PCB8	ng/sampler	30,0		27,0		31,0	
13-C12-PCB37	ng/sampler	33,0		27,0		32,0	
13-C12-PCB54	ng/sampler	24,0		25,0		25,0	
acenaphthene D10	ng/sampler	140,0		130,0		180,0	
fluorene D10	ng/sampler	280,0		240,0		320,0	
phenanthrene D10	ng/sampler	500,0		490,0		600,0	
chrysene D12	ng/sampler	1040,0		1140,0		1180,0	
octachloronaphthalen	ng/sampler	77,0		81,0		83,0	
1-Me-DBTPh	ng/sampler	9,6		11,0		<5,0	
Me-DBTPh	ng/sampler	36,0		49,0		<5,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/sampler	9,9		14,0		<5,0	
4-Me-DBTPh	ng/sampler	16,0		24,0		<5,0	
DBTPh	ng/sampler	18,0		16,0		10,0	
Di-Me-DBTPh	ng/sampler	80,0		130,0		<5,0	
Di-Me-napht	ng/sampler	62,0		580,0		81,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/sampler	250,0		1000,0		66,0	
Me-phenanthrene	ng/sampler	150,0		710,0		59,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/sampler	120,0		160,0		6,0	
Tri-Me-napht	ng/sampler	230,0		1600,0		190,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/sampler	280,0		650,0		77,0	

Periode 3, 02.10 – 16.10.17

Sample Number		12810	12811	12812	12813	12814	12815
Sampling date		02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017
End of sampling	unit	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	8,7	8,7	8,4	8,4	6,6	6,6
Matrix		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1200	E1201	E1202	E1203	E1204	E1205
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
benzen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
toluen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
xyleny	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,4-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,2-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
EtB	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
naftalen	ng/sampler	20,0		75,0		60,0	
2-Me-naft	ng/sampler	29,0		160,0		47,0	
1-Me-naft	ng/sampler	26,0		150,0		32,0	
acenaftylen	ng/sampler	14,0		54,0		9,8	
acenaften	ng/sampler	83,0		320,0		59,0	
fluoren	ng/sampler	130,0		485,0		71,0	
fenanthren	ng/sampler	290,0		330,0		120,0	
anthracen	ng/sampler	34,0		37,0		6,5	
fluoranthen	ng/sampler	370,0		350,0		64,0	
pyren	ng/sampler	640,0		590,0		88,0	
b(a)anthr	ng/sampler	31,0		29,0		13,0	
chrysen	ng/sampler	62,0		53,0		5,9	
b(b)flu	ng/sampler	37,0		25,0		<5,0	
b(k)flu	ng/sampler	8,2		5,9		<5,0	
b(a)pyren	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/sampler	11,0		<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
BTEX	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
aliph. >C5-C8	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C8-C10	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C10-C12	ug/sampler	47		63		49	
aliph. >C12-C16	ug/sampler	69		99		86	
aliph. >C16-C21	ug/sampler	150		210		210	
aliph. >C21-C36	ug/sampler	1800		2000		3300	
aliph. >C36<C40	ug/sampler	110		140		190	
arom. >C10-C12	ug/sampler	<10		<10		<10	
arom. >C12-C16	ug/sampler	<10		<10		<10	
arom. >C16-C21	ug/sampler	52		<10		61	
arom. >C21-C36	ug/sampler	640		860		990	
13-C12-PCB1	ng/sampler	5,7		6,7		11,0	
13-C12-PCB8	ng/sampler	19,0		21,0		25,0	
13-C12-PCB37	ng/sampler	34,0		31,0		32,0	
13-C12-PCB54	ng/sampler	27,0		26,0		30,0	
acenaphthene D10	ng/sampler	155,0		190,0		300,0	
fluorene D10	ng/sampler	200,0		230,0		350,0	

Sample Number		12810	12811	12812	12813	12814	12815
Sampling date		02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017	02.10.2017
End of sampling	unit	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	8,7	8,7	8,4	8,4	6,6	6,6
Matrix		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1200	E1201	E1202	E1203	E1204	E1205
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
phenanthrene D10	ng/sampler	290,0		370,0		500,0	
chrysene D12	ng/sampler	1460,0		1270,0		1310,0	
octachloronaphthalen	ng/sampler	93,0		90,0		92,0	
1-Me-DBTPh	ng/sampler	39,0		25,0		<5,0	
Me-DBTPh	ng/sampler	180,0		110,0		<5,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/sampler	51,0		30,0		<5,0	
4-Me-DBTPh	ng/sampler	87,0		51,0		<5,0	
DBTPh	ng/sampler	37,0		27,0		8,2	
Di-Me-DBTPh	ng/sampler	325,0		220,0		7,7	
Di-Me-napht	ng/sampler	270,0		2200,0		85,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/sampler	1400,0		3200,0		78,0	
Me-phenanthrene	ng/sampler	1030,0		2000,0		76,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/sampler	390,0		270,0		8,6	
Tri-Me-napht	ng/sampler	860,0		6800,0		300,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/sampler	550,0		790,0		69,0	

Periode 4, 16.10 – 31.10.17

Sample Number		13559	13560	13561	13562	13563	13564
Sampling date		16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017
End of sampling	unit	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017
exposure time	days	15	15	15	15	15	15
average temperature	°C	6,8	6,8	7,0	7,0	4,8	4,8
Matrix		pasivni vzorkovač	vzorek vody	pasivni vzorkovač	vzorek vody	pasivni vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1206	E1207	E1208	E1209	E1210	E1211
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
benzen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
toluen	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
xylene	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,4-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
1,2-X	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
EtB	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
naftalen	ng/sampler	31,0		165,0		44,0	
2-Me-naft	ng/sampler	59,0		250,0		41,0	
1-Me-naft	ng/sampler	50,0		190,0		28,0	
acenaftylen	ng/sampler	23,0		61,0		7,8	
acenaften	ng/sampler	100,0		260,0		45,0	
fluoren	ng/sampler	175,0		420,0		57,0	
fenanthren	ng/sampler	450,0		440,0		110,0	
anthracen	ng/sampler	62,0		44,0		5,4	
fluoranthren	ng/sampler	560,0		480,0		59,0	
pyren	ng/sampler	1000,0		750,0		65,0	
b(a)anthr	ng/sampler	51,0		37,0		13,0	
chrysen	ng/sampler	92,0		49,0		11,0	
b(b)flu	ng/sampler	45,0		25,0		<5,0	
b(k)flu	ng/sampler	10,0		5,8		<5,0	
b(a)pyren	ng/sampler	14,0		<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/sampler	14,0		<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/sampler	11,0		<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
BTEX	ug/l		<0,20		<0,20		<0,20
aliph. >C5-C8	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C8-C10	ug/l		<2,0		<2,0		<2,0
aliph. >C10-C12	ug/sampler	46		34		54	
aliph. >C12-C16	ug/sampler	81		120		75	
aliph. >C16-C21	ug/sampler	160		360		180	
aliph. >C21-C36	ug/sampler	2000		2400		3400	
aliph. >C36<C40	ug/sampler	120		180		140	
arom. >C10-C12	ug/sampler	<10		<10		<10	
arom. >C12-C16	ug/sampler	<10		35		<10	
arom. >C16-C21	ug/sampler	63		57		56	
arom. >C21-C36	ug/sampler	720		990		940	
13-C12-PCB1	ng/sampler	7,7		9,9		10,0	
13-C12-PCB8	ng/sampler	19,0		23,0		25,0	
13-C12-PCB37	ng/sampler	28,0		28,0		31,0	
13-C12-PCB54	ng/sampler	26,0		26,0		30,0	
acenaphthene D10	ng/sampler	210,0		300,0		295,0	
fluorene D10	ng/sampler	240,0		380,0		330,0	

Sample Number		13559	13560	13561	13562	13563	13564
Sampling date		16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017	16.10.2017
End of sampling	unit	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017
exposure time	days	15	15	15	15	15	15
average temperature	°C	6,8	6,8	7,0	7,0	4,8	4,8
Matrix		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1206	E1207	E1208	E1209	E1210	E1211
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
phenanthrene D10	ng/sampler	360,0		560,0		490,0	
chrysene D12	ng/sampler	1250,0		1250,0		1300,0	
octachloronaphthalen	ng/sampler	88,0		90,0		87,0	
1-Me-DBTPh	ng/sampler	51,0		31,0		<5,0	
Me-DBTPh	ng/sampler	225,0		125,0		<5,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/sampler	64,0		37,0		<5,0	
4-Me-DBTPh	ng/sampler	110,0		57,0		<5,0	
DBTPh	ng/sampler	44,0		35,0		6,7	
Di-Me-DBTPh	ng/sampler	480,0		200,0		5,2	
Di-Me-napht	ng/sampler	590,0		1600,0		75,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/sampler	2400,0		2000,0		66,0	
Me-phenanthrene	ng/sampler	1600,0		1700,0		66,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/sampler	610,0		270,0		6,2	
Tri-Me-napht	ng/sampler	1300,0		4900,0		190,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/sampler	960,0		450,0		32,0	

Periode 5, 31.10 – 14.11.17

Sample Number		14504	14505	14506	14507	14508	14509
Sampling date		31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017
End of sampling	unit	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	4,0	4,0	3,7	3,7	2,9	2,9
Matrix		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1286	E1287	E1288	E1289	E1290	E1291
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
benzen	ug/l	
toluen	ug/l	
xyleny	ug/l	
1,4-X	ug/l	
1,2-X	ug/l	
EtB	ug/l	
naftalen	ng/sampler	33,0		130,0		61,0	
2-Me-naft	ng/sampler	54,0		500,0		88,0	
1-Me-naft	ng/sampler	50,0		320,0		62,0	
acenaftylen	ng/sampler	28,0		70,0		20,0	
acenaften	ng/sampler	115,0		310,0		80,0	
fluoren	ng/sampler	150,0		360,0		92,0	
fenanthren	ng/sampler	510,0		590,0		170,0	
anthracen	ng/sampler	57,0		42,0		8,4	
fluoranthen	ng/sampler	640,0		470,0		59,0	
pyren	ng/sampler	1200,0		750,0		60,0	
b(a)anthr	ng/sampler	76,0		50,0		16,0	
chrysen	ng/sampler	120,0		52,0		11,0	
b(b)flu	ng/sampler	40,0		23,0		<5,0	
b(k)flu	ng/sampler	9,6		6,0		<5,0	
b(a)pyren	ng/sampler	13,0		<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/sampler	10,0		<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/sampler	<10,0		<10,0		<10,0	
BTEX	ug/l	
aliph. >C5-C8	ug/l	
aliph. >C8-C10	ug/l	
aliph. >C10-C12	ug/sampler	59		130		47	
aliph. >C12-C16	ug/sampler	93		180		98	
aliph. >C16-C21	ug/sampler	210		190		240	
aliph. >C21-C36	ug/sampler	2700		2500		3800	
aliph. >C36<C40	ug/sampler	230		220		240	
arom. >C10-C12	ug/sampler	<10		34		15	
arom. >C12-C16	ug/sampler	43		120		25	
arom. >C16-C21	ug/sampler	180		200		360	
arom. >C21-C36	ug/sampler	1000		920		1000	
13-C12-PCB1	ng/sampler	8,6		10,0		12,0	
13-C12-PCB8	ng/sampler	20,0		22,0		25,0	
13-C12-PCB37	ng/sampler	36,0		35,0		34,0	
13-C12-PCB54	ng/sampler	28,0		25,0		26,0	
acenaphthene D10	ng/sampler	300,0		320,0		330,0	
fluorene D10	ng/sampler	330,0		350,0		370,0	

Sample Number		14504	14505	14506	14507	14508	14509
Sampling date		31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017	31.10.2017
End of sampling	unit	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017
exposure time	days	14	14	14	14	14	14
average temperature	°C	4,0	4,0	3,7	3,7	2,9	2,9
Matrix		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1286	E1287	E1288	E1289	E1290	E1291
Original ID	unit	SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2	GAU-ref	GAU-ref
phenanthrene D10	ng/sampler	350,0		500,0		550,0	
chrysene D12	ng/sampler	1430,0		1210,0		1200,0	
octachloronaphthalen	ng/sampler	100,0		89,0		92,0	
1-Me-DBTPh	ng/sampler	62,0		53,0		<5,0	
Me-DBTPh	ng/sampler	265,0		220,0		<5,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/sampler	78,0		67,0		<5,0	
4-Me-DBTPh	ng/sampler	125,0		100,0		<5,0	
DBTPh	ng/sampler	44,0		53,0		8,3	
Di-Me-DBTPh	ng/sampler	620,0		370,0		14,0	
Di-Me-napht	ng/sampler	290,0		2100,0		250,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/sampler	2100,0		1700,0		160,0	
Me-phenanthrene	ng/sampler	1250,0		1400,0		160,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/sampler	720,0		370,0		13,0	
Tri-Me-napht	ng/sampler	1300,0		5400,0		550,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/sampler	1100,0		670,0		91,0	

Periode 6, 14. – 28.11.17

LabSys Number		14966	14967	14968	14969
Sampling Date		14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017
End of Sampling		28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1313	E1314	E1315	E1316
Orig. ID		SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2
Remark		sampling days= 14, temperature= 2,8 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 2,8 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 1,9 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 1,9 °C Project:
days of sampling		14	14	14	14
temperature		2,8	2,8	2,8	2,8
	Unit				
benzen	µg/l		<0,20		<0,20
toluen	µg/l		<0,20		<0,20
xyleny	µg/l		<0,20		<0,20
1,4-X	µg/l		<0,20		<0,20
1,2-X	µg/l		<0,20		<0,20
EtB	µg/l		<0,20		<0,20
BTEX	µg/l		<0,20		<0,20
aliph. >C5-C8	µg/l		<2,0		<2,0
aliph. >C8-C10	µg/l		<2,0		<2,0
naftalen	ng/SPMD	47,0		73,0	
2-Me-naft	ng/SPMD	45,0		98,0	
1-Me-naft	ng/SPMD	42,0		96,0	
acenaftylen	ng/SPMD	26,0		43,0	
acenaften	ng/SPMD	70,0		160,0	
fluoren	ng/SPMD	130,0		320,0	
fenanthren	ng/SPMD	340,0		440,0	
anthracen	ng/SPMD	51,0		48,0	
fluoranthren	ng/SPMD	360,0		340,0	
pyren	ng/SPMD	910,0		780,0	
b(a)anthr	ng/SPMD	52,0		45,0	
chrysen	ng/SPMD	63,0		50,0	
b(b)flu	ng/SPMD	23,0		15,0	
b(k)flu	ng/SPMD	5,2		<5,0	
b(a)pyren	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
aliph. >C10-C12	µg/SPMD	59		34	
aliph. >C12-C16	µg/SPMD	110		110	
aliph. >C16-C21	µg/SPMD	200		190	
aliph. >C21-C36	µg/SPMD	3000		2700	
aliph. >C36<C40	µg/SPMD	900		750	
arom. >C10-C12	µg/SPMD	36		<10	
arom. >C12-C16	µg/SPMD	63		65	
arom. >C16-C21	µg/SPMD	180		140	
arom. >C21-C36	µg/SPMD	970		740	

LabSys Number		14966	14967	14968	14969
Sampling Date		14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017	14.11.2017
End of Sampling		28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1313	E1314	E1315	E1316
Orig. ID		SOR-1	SOR-1	SOR-2	SOR-2
Remark		sampling days= 14, temperature= 2,8 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 2,8 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 1,9 °C Project:	sampling days= 14, temperature= 1,9 °C Project:
days of sampling		14	14	14	14
temperature		2,8	2,8	2,8	2,8
	Unit				
13-C12-PCB1	ng/SPMD	9,7		10,0	
13-C12-PCB8	ng/SPMD	25,0		26,0	
13-C12-PCB37	ng/SPMD	38,0		36,0	
13-C12-PCB54	ng/SPMD	26,0		24,0	
acenaphthene D10	ng/SPMD	360,0		340,0	
fluorene D10	ng/SPMD	320,0		310,0	
phenanthrene D10	ng/SPMD	440,0		440,0	
chrysene D12	ng/SPMD	1470,0		1390,0	
octachloronaphthalen	ng/SPMD	90,0		85,0	
1-Me-DBTPh	ng/SPMD	18,0		23,0	
Me-DBTPh	ng/SPMD	89,0		123,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/SPMD	23,0		31,0	
4-Me-DBTPh	ng/SPMD	48,0		69,0	
DBTPh	ng/SPMD	14,0		20,0	
Di-Me-DBTPh	ng/SPMD	240,0		240,0	
Di-Me-napht	ng/SPMD	110,0		320,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/SPMD	530,0		790,0	
Me-phenanthrene	ng/SPMD	340,0		600,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/SPMD	290,0		280,0	
Tri-Me-napht	ng/SPMD	410,0		1200,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/SPMD	750,0		760,0	

Periode 7, 05. – 15.12.17

LabSys Number		15765	15766
Sampling Date		05.12.2017	05.12.2017
End of Sampling		15.12.2017	15.12.2017
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		1332	1333
Orig. ID		SOR-3	SOR-3
Remark		sampling days= 10, temperature= 2,0 °C Project: A096564	sampling days= 10, temperature= 2,0 °C Project: A096564
days of sampling		10	10
temperature	unit	2,0	2,0
benzen	µg/l		<0,20
toluen	µg/l		<0,20
xyleny	µg/l		<0,20
1,4-X	µg/l		<0,20
1,2-X	µg/l		<0,20
EtB	µg/l		<0,20
BTEX	µg/l		<0,20
aliph. >C5-C8	µg/l		<2,0
aliph. >C8-C10	µg/l		<2,0
naftalen	ng/SPMD	83,0	
2-Me-naft	ng/SPMD	91	
1-Me-naft	ng/SPMD	90	
acenaftalen	ng/SPMD	23,0	
acenaften	ng/SPMD	150,0	
fluoren	ng/SPMD	180,0	
fenanthren	ng/SPMD	350,0	
anthracen	ng/SPMD	42,0	
fluoranthren	ng/SPMD	290,0	
pyren	ng/SPMD	770,0	
b(a)anthr	ng/SPMD	41,0	
chrysen	ng/SPMD	45,0	
b(b)flu	ng/SPMD	19,0	
b(k)flu	ng/SPMD	<5,0	
b(a)pyren	ng/SPMD	<10,0	
db(ah)anthr	ng/SPMD	<10,0	
b(ghi)per	ng/SPMD	<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/SPMD	<10,0	
aliph. >C10-C12	µg/SPMD	65	
aliph. >C12-C16	µg/SPMD	100	
aliph. >C16-C21	µg/SPMD	180	
aliph. >C21-C36	µg/SPMD	3300	
aliph. >C36<C40	µg/SPMD	920	
arom. >C10-C12	µg/SPMD	<10	
arom. >C12-C16	µg/SPMD	39	
arom. >C16-C21	µg/SPMD	220	
arom. >C21-C36	µg/SPMD	1100	

LabSys Number		15765	15766
Sampling Date		05.12.2017	05.12.2017
End of Sampling		15.12.2017	15.12.2017
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		1332	1333
Orig. ID		SOR-3	SOR-3
Remark		sampling days= 10, temperature= 2,0 °C Project: A096564	sampling days= 10, temperature= 2,0 °C Project: A096564
13-C12-PCB1	ng/SPMD	8,5	
13-C12-PCB8	ng/SPMD	22	
13-C12-PCB37	ng/SPMD	38	
13-C12-PCB54	ng/SPMD	23	
acenaphthene D10	ng/SPMD	460	
fluorene D10	ng/SPMD	640	
phenanthrene D10	ng/SPMD	470	
chrysene D12	ng/SPMD	1270	
octachloronaphthalen	ng/SPMD	67	
1-Me-DBTPh	ng/SPMD	28,00	
Me-DBTPh	ng/SPMD	120,00	
2/3-Me-DBTPh	ng/SPMD	40,00	
4-Me-DBTPh	ng/SPMD	48,00	
DBTPh	ng/SPMD	31,00	
Di-Me-DBTPh	ng/SPMD	290,00	
Di-Me-napht	ng/SPMD	390,00	
Di-Me-phenanthrene	ng/SPMD	620,00	
Me-phenanthrene	ng/SPMD	390,00	
Tri-Me-DBTPh	ng/SPMD	330,00	
Tri-Me-napht	ng/SPMD	820,00	
Tri-Me-phenanthrene	ng/SPMD	750,00	

Periode 8, 15.12.17 – 02.01.18

Číslo vzorku		56	57
Datum odběru		15.12.2017	15.12.2017
Konec odběru		02.01.2018	02.01.2018
Místo odběru		Objednávky HK> Tavelsjo>ExposMeter AB	Objednávky HK> Tavelsjo>ExposMeter AB
Materiál		pasivní vzorkovač	water
Exposmeter ID		E1369	E1370
Orig. ID		SOR-3-1512-0201	SOR-3-1512-0201
Remark	Unit	sampling days= 18, temperature= 2,0 °C Project: A096564	sampling days= 18, temperature= 2,0 °C Project: A096564
days of sampling		18	18
temperature		2,0 °C	2,0 °C
benzen	µg/l		<0,20
toluen	µg/l		<0,20
xyleny	µg/l		<0,20
1,4-X	µg/l		<0,20
1,2-X	µg/l		<0,20
EtB	µg/l		<0,20
BTEX	µg/l		<0,20
aliph. >C5-C8	µg/l		<2,0
aliph. >C8-C10	µg/l		<2,0
naftalen	ng/SPMD	57,0	
2-Me-naft	ng/SPMD	47,0	
1-Me-naft	ng/SPMD	51,0	
acenaftylen	ng/SPMD	21,0	
acenaften	ng/SPMD	67,0	
fluoren	ng/SPMD	270,0	
fenanthren	ng/SPMD	550,0	
anthracen	ng/SPMD	58,0	
fluoranthen	ng/SPMD	530,0	
pyren	ng/SPMD	1200,0	
b(a)anthr	ng/SPMD	69,0	
chrysen	ng/SPMD	89,0	
b(b)flu	ng/SPMD	31,0	
b(k)flu	ng/SPMD	7,9	
b(a)pyren	ng/SPMD	<10,0	
db(ah)anthr	ng/SPMD	<10,0	
b(ghi)per	ng/SPMD	<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/SPMD	<10,0	
aliph. >C10-C12	µg/SPMD	150	
aliph. >C12-C16	µg/SPMD	160	
aliph. >C16-C21	µg/SPMD	170	
aliph. >C21-C36	µg/SPMD	3000	
aliph. >C36<C40	µg/SPMD	950	
arom. >C10-C12	µg/SPMD	<10	
arom. >C12-C16	µg/SPMD	71	
arom. >C16-C21	µg/SPMD	150	
arom. >C21-C36	µg/SPMD	770	
13-C12-PCB1	ng/SPMD	6,6	

Číslo vzorku		56	57
Datum odběru		15.12.2017	15.12.2017
Konec odběru		02.01.2018	02.01.2018
Místo odběru		Objednávky HK> Tavelsjo>ExposMeter AB	Objednávky HK> Tavelsjo>ExposMeter AB
Materiál		pasivní vzorkovač	water
Exposmeter ID		E1369	E1370
Orig. ID		SOR-3-1512-0201	SOR-3-1512-0201
Remark	Unit	sampling days= 18, temperature= 2,0 °C Project: A096564	sampling days= 18, temperature= 2,0 °C Project: A096564
13-C12-PCB8	ng/SPMD	18,0	
13-C12-PCB37	ng/SPMD	39,0	
13-C12-PCB54	ng/SPMD	26,0	
acenaphthene D10	ng/SPMD	270,0	
fluorene D10	ng/SPMD	390,0	
phenanthrene D10	ng/SPMD	350,0	
chrysene D12	ng/SPMD	1490,0	
octachloronaphthalen	ng/SPMD	93,0	
1-Me-DBTPh	ng/SPMD	66,0	
Me-DBTPh	ng/SPMD	305,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/SPMD	89,0	
4-Me-DBTPh	ng/SPMD	150,0	
DBTPh	ng/SPMD	31,0	
Di-Me-DBTPh	ng/SPMD	760,0	
Di-Me-napht	ng/SPMD	320,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/SPMD	2900,0	
Me-phenanthrene	ng/SPMD	1600,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/SPMD	850,0	
Tri-Me-napht	ng/SPMD	1600,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/SPMD	1400,0	

Periode 9 – 10, 02.01 – 30.01.18

LabSys Number		423	424	959	960
Sampling Date		02.01.2018	02.01.2018	17.01.2018	17.01.2018
End of Sampling		17.01.2018	17.01.2018	30.01.2018	30.01.2018
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1371	E1372	E1373	E1374
Orig. ID		SOR-3	SOR-3	SOR-3	SOR-3
Remark		sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:
	Unit				
Days of sampling		15	15	15	15
Temperature °C		2,0	2,0	2,0	2,0
benzen	µg/l		<0,20		<0,20
toluen	µg/l		<0,20		<0,20
xyleny	µg/l		<0,20		<0,20
1,4-X	µg/l		<0,20		<0,20
1,2-X	µg/l		<0,20		<0,20
EtB	µg/l		<0,20		<0,20
naftalen	µg/l	33,0		32,0	
2-Me-naft	µg/l	60,0		68,0	
1-Me-naft	µg/l	63,0		70,0	
acenaftalen	ng/SPMD	9,1		9,0	
acenaften	ng/SPMD	68,0		73,0	
fluoren	ng/SPMD	100,0		110,0	
fenanthren	ng/SPMD	130,0		140,0	
anthracen	ng/SPMD	14,0		16,0	
fluoranthren	ng/SPMD	100,0		110,0	
pyren	ng/SPMD	280,0		200,0	
b(a)anthr	ng/SPMD	22,0		23,0	
chrysen	ng/SPMD	21,0		25,0	
b(b)flu	ng/SPMD	8,3		7,9	
b(k)flu	ng/SPMD	<5,0		<5,0	
b(a)pyren	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
db(ah)anthr	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
b(ghi)per	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
in(c,d,)pyr	ng/SPMD	<10,0		<10,0	
BTEX	ng/SPMD		<0,20		<0,20
aliph. >C5-C8	ng/SPMD		<2,0		<2,0
aliph. >C8-C10	ng/SPMD		<2,0		<2,0
aliph. >C10-C12	µg/SPMD	42		45	
aliph. >C12-C16	µg/SPMD	100		99	
aliph. >C16-C21	µg/SPMD	220		250	
aliph. >C21-C36	µg/SPMD	4000		4500	
aliph. >C36<C40	µg/SPMD	320		370	
arom. >C10-C12	µg/SPMD	15		15	
arom. >C12-C16	µg/SPMD	39		37	
arom. >C16-C21	µg/SPMD	190		180	

LabSys Number		423	424	959	960
Sampling Date		02.01.2018	02.01.2018	17.01.2018	17.01.2018
End of Sampling		17.01.2018	17.01.2018	30.01.2018	30.01.2018
Materiál		pasivní vzorkovač	vzorek vody	pasivní vzorkovač	vzorek vody
Exposmeter ID		E1371	E1372	E1373	E1374
Orig. ID		SOR-3	SOR-3	SOR-3	SOR-3
Remark		sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:	sampling days= 15, temperature= 2,0 °C Project:
	Unit				
arom. >C21-C36	µg/SPMD	1200		1200	
13-C12-PCB1	ng/SPMD	8,9		12,0	
13-C12-PCB8	ng/SPMD	24,0		28,0	
13-C12-PCB37	ng/SPMD	39,0		38,0	
13-C12-PCB54	ng/SPMD	26,0		26,0	
acenaphthene D10	ng/SPMD	460,0		520,0	
fluorene D10	ng/SPMD	510,0		620,0	
phenanthrene D10	ng/SPMD	520,0		660,0	
chrysene D12	ng/SPMD	1280,0		1260,0	
octachloronaphthalen	ng/SPMD	85,0		83,0	
1-Me-DBTPh	ng/SPMD	5,5		7,1	
Me-DBTPh	ng/SPMD	23,0		30,0	
2/3-Me-DBTPh	ng/SPMD	6,1		9,5	
4-Me-DBTPh	ng/SPMD	11,0		13,0	
DBTPh	ng/SPMD	17,0		23,0	
Di-Me-DBTPh	ng/SPMD	48,0		43,0	
Di-Me-napht	ng/SPMD	260,0		290,0	
Di-Me-phenanthrene	ng/SPMD	210,0		210,0	
Me-phenanthrene	ng/SPMD	140,0		160,0	
Tri-Me-DBTPh	ng/SPMD	94,0		71,0	
Tri-Me-napht	ng/SPMD	420,0		510,0	
Tri-Me-phenanthrene	ng/SPMD	280,0		230,0	