
RAPPORT

AVINOR AS

TRONDHEIM LUFTHAVN, VÆRNES

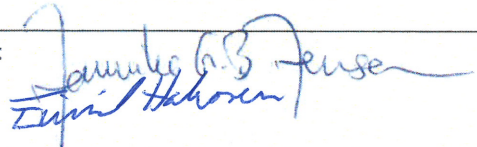
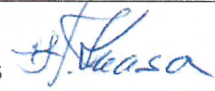
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-04-25



Trondheim lufthavn, Værnes. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-13-J8		Oppdrag nr.: 168186	Dato: 25. april 2016
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved Trondheim Lufthavn, Værnes			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Trondheim lufthavn, Værnes			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Trondheim lufthavn, Værnes i 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014; prøver av biota som er hentet inn fra brannøvingsfeltene og i Stjørdalselva, samt supplerende vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFOS. I rapporten gjøres også en vurdering av risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til spredning av totalt ca. 1 250 kg PFOS i perioden 1982 til 2001 og ca. 250 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i Stjørdalselva. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 10-32 kg PFOS ved det gamle brannøvingsfeltet i dag, og at det sannsynligvis vil ta mange hundre år før all PFOS har lekket ut. På det aktive brannøvingsfeltet er det estimert at det ligger 0,5-1,5 kg PFOS igjen på feltet. Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet er beskrevet ved et maksimalt innhold på 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Denne grensen er overskredet for trepigget stingsild (hel fisk) fanget i strandsonen og området klassifiseres i kategori III <i>Moderat miljøtilstand</i>. Det foreligger ikke prøver av muskel eller hel fisk fra marint område. Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Trondheim lufthavn i denne undersøkelsen. Moderate konsentrasjoner av PFAS i trepigget stingsild kan tyde på at matbiota kan være påvirket, men trolig er nivåene lave i muskelvev fra fisk. Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene er med bakgrunn i analyseresultatene av terrestrisk biota klassifisert til kategori III - IV, <i>Moderat - Dårlig miljøtilstand</i>, mens Stjørdalselva er vurdert som <i>Moderat miljøtilstand</i>. I marint område er det ikke foretatt undersøkelser. Med foreliggende relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt i terrestrisk biota i nærområdet til forurensingen, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer. Men, med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer synes spredning av disse stoffene til tilgrensende økosystem å være beskjeden, og dermed synes risiko for skade på disse økosystemene som følge av PFAS fra Trondheim lufthavn, Værnes å være lav.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-12	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-09-01	Utkast med jord, vann og spredningsvurderinger	VK
B5	2015-09-23	Kommentarversjon til oppdragsgiver	JJE
B7	2016-02-09	Norconsults gjennomgang av kommentarer	VK
J8	2016-04-25	Endelig versjon	JJE

Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn R. Gravem, Marthe-Lise Søvik, Lars Været, Eivind Halvorsen, Karel Grootjans, Vegard Kvisle, Halvard Kaasa (red.)	Sign.: 
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult AS Frode Løset / Sweco Norge AS	Sign.:  Frode Løset
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund/ Sweco Norge AS Janicke Garmann/ Norconsult AS	Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS  Vegard Kvisle / Norconsult AS 

Forord

Avinor har i sin oppfølging av Miljøprosjektet engasjert eksterne konsulenter til å kartlegge og vurdere virkningene av per- og polyfluorerte forbindelser (PFAS) som er registrert på og rundt brannøvingsfeltene på Avinor sine lufthavner. Disse fluorerte stoffene ble tidligere brukt som bestanddel i brannskum.

For å skaffe en oversikt over spredningsveier, samt å få gjort en vurdering av om spredning av disse fluorerte forbindelsene kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnene, er det utført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor. Det utarbeides en resultatrapport for hver lufthavn, med en tilhørende risikovurdering for mennesker og økosystem basert på innhentede data og tilgjengelig litteratur. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde størst fokus på effekt av PFAS på mennesker og på innsamling av matbiota. Etter hvert som konsekvensene for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biota utvidet.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2014. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5, i samarbeid med Avinors personell ved lufthavnen. Planlegging og innsamling av biotaprøvene er utført av Sweco Norge, med bistand fra fagansvarlig Terje Moen ved lufthavnen. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og jord- og vannprøver er analysert av Eurofins.

Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurderinger i forhold til mennesker og økosystem. Sweco har også stått for sluttredigering.

Kontaktpersoner hos Avinor som har bidratt med mye informasjon, og nyttige innspill, er Bente Wejden, Trine Reistad, Ingvild Helland og Jarl Øvstedal.

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Jannike Gry B. Jensen, Halvard Kaasa,
Finn Gravem, Håkon Gregersen og Karel
Grootjans

Norconsult:

Vegard Kvisle, Marthe-Lise Søvik, Eivind
Halvorsen og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

25. april 2016

Innhold

1	Innledning.....	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS.....	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	15
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier	19
3.1	Miljømål	19
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	19
4	Metode risikovurdering	21
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	21
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	22
4.3	Spredningsvurdering	23
4.3.1	Generelt.....	23
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	24
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	24
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient. 25	
4.4	Risikovurdering	26
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	26
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk.....	27
4.5.2	Bioakkumulering	30
4.6	Vurderinger av matbiota.....	32
5	Områdebeskrivelse.....	33
5.1	Beliggenhet og omgivelser	33
5.2	Naturverdier	35
5.3	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	36
5.3.1	Historisk bruk av brannskum.....	36

5.3.2	Gammelt brannøvingsfelt (BØF-1)	37
5.3.3	Aktivt brannøvingsfelt (BØF-2).....	38
5.3.4	Andre PFAS-lokaliteter	38
5.4	Utførte tiltak	38
6	Undersøkelser	39
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	39
6.2	Jord	39
6.2.1	Gammelt brannøvingsfelt, BØF-1	40
6.2.2	Aktivt brannøvingsfelt, BØF-2	40
6.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	41
6.3	Sedimenter	45
6.4	Vann.....	45
6.4.1	Grunnvann.....	45
6.4.2	Overflatevann	49
6.4.3	Oljeutskiller og utløp til spillvannsnett, aktivt brannøvingsfelt	49
6.5	Andre PFAS-lokaliteter.....	51
6.6	Biota	51
6.6.1	Terrestriske arter	51
6.6.2	Ferskvannsarter.....	54
6.6.3	Marine arter	57
6.6.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	58
7	Spredningsvurdering	59
7.1	Innledning	59
7.2	BØF-1- gammelt felt.....	60
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området BØF-1.....	61
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF-1.....	63
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF-1	67
7.3	BØF-2 - aktivt felt.....	67
7.3.1	Terreng- og strømningsanalyse for området BØF-2.....	68
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF-2.....	70
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF-2	73
7.4	Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning	73

7.5	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF gjennom oljeutskiller.....	74
8	Risikovurdering	75
8.1	Økosystem og risiko	75
8.1.1	Terrestrisk miljø	75
8.1.2	Ferskvann.....	76
8.1.3	Marint miljø	77
8.2	Matbiota og risiko	77
8.2.1	Mattrygghet.....	77
9	Oppsummering spredning.....	78
9.1	Oppsummering jord og vann	78
9.2	Restmengder i jord og spredning av PFAS	79
9.3	Matbiota og risiko for mennesker.....	79
9.4	Risiko for økosystem	80
10	Referanser	81

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluorerte karbonforbindelser som kan ha uønskede miljøkonsekvenser (Borg and Håkansson, 2012). Disse stoffene har lenge vært brukt i mange industriprodukter, som f.eks. til impregnering, slipp-belegg i kokekar og i overflatebehandling. Et av produktene var brannskum som bl.a. ble brukt ved norske lufthavner. I Norge ble bruk av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler regulert i 2007 gjennom produktforskriftens §§ 2-9, 4-1 og 4-2, samt i begrensningsdirektivet – PFOS (Regjeringen, 2007). Tidligere bruk har ført til at det fremdeles finnes rester av slike forbindelser i grunnen der produkter med denne type forbindelser ble anvendt.

Avinor brukte PFOS-holdig brannskum ved sine lufthavner da dette var lovlig, og før de negative miljøkonsekvensene av PFOS var kjent. Avinor byttet til PFOS-fritt skum i 2001. Mellom 2001 og 2012 ble det benyttet brannskum med andre PFAS enn PFOS, bl.a. 6:2 FTS, mens det i dag brukes et fluorfritt brannslukkingsskum.

Basert på tidligere undersøkelser gjennomført i Avinor sitt miljøprosjekt, har Norconsult og Sweco på oppdrag fra Avinor utført supplerende prøvetaking, kartlegging og risikovurdering av PFAS-forurensningen ved og rundt 18 av lufthavnene, spesielt ved brannøvingsfeltene.

Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av vann, jord og biota ved Trondheim lufthavn, Værnes (heretter kalt «Trondheim lufthavn»). Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter, samt at det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

Avinors Miljøprosjekt, som startet i 2010, har som formål å utrede miljøstatus og eventuelt gjennomføre tiltak på Avinors lufthavner. Dette for å sikre at de tekniske anleggene på lufthavnene og driften av disse er innenfor vilkår i utslippstillatelsene, og at de oppfyller Forurensningsloven med tilhørende forskrifter. Miljøprosjektet var delt inn i 9 delprosjekter (DP), hvor DP2 omhandlet forurensset grunn. Alle delprosjektene avsluttes innen utgangen av 2015, og miljøarbeidet overføres til driftsorganisasjonen.

Som del av Miljøprosjektets DP2, gjennomførte Cowi AS og Sweco Norge AS kartlegging og risikovurdering (SFT, 1999. Veileder 99:01. Risikovurdering av forurensset grunn) av PFOS-forurensning ved alle Avinors lufthavner i 2011-2012. Rapportene ble levert til Miljødirektoratet i januar 2013. Undersøkelsene påviste PFOS i varierende konsentrasjoner ved nesten alle brannøvingsfelt. Ved flere lufthavner ble det også funnet PFOS i områder der det ikke var forventet. DP2-arbeidene viste også at beregningsverktøyet som er utviklet for veileder 99:01 (SFT, 1999) ikke er godt nok til å bestemme spredning av PFAS fra grunn til resipient.

For å gjøre en utvidet risikovurdering basert på målt eksponering (Trinn 3 – SFT, 1999), ble Sweco Norge og Norconsult engasjert for innhenting av biologisk materiale fra lufthavnene i 2012 og 2013, samt eventuelt å supplere med vann og jordprøver. Dette som et grunnlag for å identifisere eventuelle behov for tiltak for fjerning av forurensning. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde fokus på effekt av PFAS på mennesker, og følgelig ble det i stor grad gjennomført analyser på sjømat og fiskekjøtt av konsumfisk, samt noen arter som

kan ha direkte påvirkning for opptaket av PFAS i disse. Etter hvert som vurdering av konsekvens for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver utvidet. Prøvematerialet i denne undersøkelsen er likevel preget av hensynet til konsekvens for mennesker.

Kunnskap om PFOS og PFAS har utviklet seg i løpet av prosjektperioden, og i begynnelsen var det kun fokus på PFOS og PFOA. Det ble derfor bare i begrenset omfang analysert for andre PFAS i starten av prosjektet.

Ved Trondheim lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av meitemark ved brannøvingsfeltene, og fisk og brakkvannsreker fra Stjørdalselva. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013 og 2014.

Med bakgrunn i tilgjengelige analysedata og litteratur søker en i rapporten å belyse mulige spredningsveier, mengde gjenværende PFOS og hvor mye som årlig lekker ut, og å vurdere om PFAS kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnen.

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

PFAS (per- og polyfluorerte alkylstoffer) er en stor gruppe organiske, fluorholdige kjemiske forbindelser. Totalt finnes det flere hundre forskjellige stoffer og det utvikles stadig nye. Tabell 2-1 viser et utvalg av de mest vanlige forbindelsene med navn og kjemisk formel. Alle, eller noen av disse forbindelsene, er analysert i biota og eller i vann og jord i de utførte undersøkelsene. Felles for dem er at alle hydrogenatomene (perfluorerte) eller noen av hydrogenatomene (polyfluorerte) i alkylene er byttet ut med fluoratomer. PFAS deles inn i fire hovedgrupper; sulfonater, alkoholer, syrer og sulfonamider. Antall karbonatomer (C) i alkylkjeden er ofte 4 – 12 (C₄ – C₁₂), men også lenger.

Det er godt kjent at to av stoffene, PFOS (perfluoroktylsulfonat) og PFOA (perfluoroktylsyre), kan ha alvorlige helse- og miljøskadelige effekter, at de gjenfinnes overalt i miljøet og at de i liten grad brytes ned, verken biologisk eller kjemisk. Det er forholdsvis liten kunnskap om effektene av de andre stoffene, og både i Norge og utlandet forskes det for å øke forståelsen.

Tabell 2-1. Oversikt over de per- og polyfluorerte alkylforbindelsene som inngår i biota-, vann- og jordanalysene.

PFAS	Navn	Kjemisk formel
PFBA ^{b)}	Perfluorobutanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₂ COOH
PFPeA ^{a)}	Perfluoropentanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ COOH
PFHxA ^{a)}	Perfluorohexanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₄ COOH
PFHpA ^{a)}	Perfluoroheptanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ COOH
PFOA ^{a)}	Perfluorooctanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₆ COOH
PFNA ^{a)}	Perfluorononoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ COOH
PFDA ^{a)}	Perfluorodecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₈ COOH
PFBS ^{a)}	Perfluorobutans sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ SO ₃ H
PFHxS ^{a)}	Perfluorohexane sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ SO ₃ H
PFOS ^{a)}	Perfluorooctanesulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ SO ₃ H
FTS-6:2 ^{a)}	6:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
FTS-8:2 ^{a)}	8:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
PFDS ^{c)}	Perfluoro-1-decanesulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₉ HSO ₃
PFUnDA ^{c)}	Perfluoroundecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₉ COOH
PFDODA ^{c)}	Perfluorododecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₁₀ COOH

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

PFOS er den mest utbredte av PFAS, og virker å være det endelige sluttproduktet ved nedbryting av flere andre per- og polyfluorerte alkylstoffer (Beach *et al.*, 2006). PFOS er en stabil forbindelse og har en biologisk estimert halveringstid på 41 år når den opptrer fritt i naturen (van Asselt *et al.*, 2011).

PFAS fremstilles syntetisk og har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1940-tallet. Stoffene har gode overflateegenskaper, og de kan blant annet danne tynne hinner som hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Stoffene brukes eller har vært brukt blant annet i brannskum, hydraulikkoljer, plantevernmidler, rengjøringsmidler, elektronisk utstyr, teflonbelegg, matemballasje, skismøring, samt i tekstiler og tepper.

Noen av forbindelsene benyttes ofte som hjelpekjemikalier i prosesser for å produsere andre fluorpolymere (f.eks. PFOA og PFNA benyttes for å lage PTFE (Teflon/Gore-Tex)).

Tidligere var PFOS-holdig brannskum den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Foruten PFOS, er det PFOA, 6:2 FTS, PFHxS og PFBS som hovedsakelig assosieres med brannskum. Klif (nå Miljødirektoratet) har utarbeidet en handlingsplan for å redusere forbruket og utslippene av PFAS, og blant annet ble PFOS i brannskum regulert i Norge i 2007 og PFOA i 2014. Avinor faset ut sin bruk av PFOS-holdig brannskum allerede i 2001, og annet PFAS-holdig brannskum i 2012.

Stoffene kommer først og fremst inn i det akvatiske miljøet via avløpsvann (industri, kloakk, spredt avrenning osv.). Miljødirektoratet pålegger nå de bedriftene som mottar og behandler flytende farlig avfall, å redusere utslippene av perfluorerte miljøgifter (Miljødirektoratet, 2014).

I tiden etter at PFOS ble faset ut, har bruken og dermed konsentrasjonen av andre PFAS slik som PFBS, PFHxS og PFNA økt. PFOS, PFOA og andre per- og polyfluorerte forbindelser regnes nå som globale miljøgifter. Foreliggende informasjon viser at PFOS-beslektede forbindelser har blitt og blir fjernet fra mange produkter, men at det kan ta ytterligere 5-10 år før tilfredsstillende alternativer er utviklet og tatt i bruk.

Undersøkelser tyder på at bioakkumuleringsevnen og giftigheten av de per- og polyfluorerte forbindelsene øker med økende lengde på alkylkjeden. Med en kjedelengde på 5 karbonatomer eller mindre, virker ikke forbindelsene å være så farlige, men deres persistens (motstand mot nedbrytning av naturlige prosesser) betyr at de vil forbli i miljøet i lang tid.

2.2 Egenskaper PFAS

Det er stor spredning i egenskapene til de ulike PFAS, men generelt er de lite fettløselige, forholdsvis godt løselige i vann, og binder seg særlig til proteiner i organismene. I motsetning til andre halogenerte organiske miljøgifter oppkonsentreres PFAS ikke i fett, men sirkulerer i organismen knyttet til proteiner i blod og lever (KLIF, 2013). Forbindelsene brytes i liten grad ned (metaboliseres), og skilles primært ut fra leveren med galle, og konsentrasjonene i fisk er derfor høyest i blod, lever og galle, mens de i muskelvev er oftest betydelig lavere (Martin *et al.*, 2003).

De fysiokjemiske egenskapene til PFAS er av en slik karakter at deres oppførsel i miljøet hverken er enkel å skjønne, eller lett å forutsi med de modeller og forutsetninger som vanligvis benyttes. De store forskjellene i de fysiokjemiske egenskapene (bl.a. vannløselighet, K_{oc} ¹, damptrykk osv.) bidrar til at PFAS ikke kan behandles som en homogen gruppe, spesielt ved vurdering av tiltak. Fordelingen mellom ulike miljømatrikser

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

styres av komplekse interaksjoner mellom matriksens egenskaper (f.eks. ionebytter) og stoffenes struktur og molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingsegenskaper og transport ikke kan benyttes.

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

- Anion (negativt ladd) i vann og sedimenter
- Overflateaktivt; molekylene har ofte en hydrofob og en lipofob del
- Lavt damptrykk (lite flyktige)
- Kjemisk og termisk stabile
- Høy persistens, dvs. brytes i liten grad ned i vann, sedimenter og jord
- Affinitet til organisk materiale, jord og sedimenter (assosieres til overflater): PFOS > PFOA
- Akkumuleres i næringskjeden
- Bioakkumuleringspotensiale (evnen til å bli lagret i organismer): Høyere for langkjedete PFAS og PFOS > PFOA
- Opptak i organismer av PFAS i akvatisk miljø skjer både direkte via vann og via næringsopptak
- Evnen til å transporteres med grunnvann øker med avtagende karbonkjedelengde
- Ikke fettløselig og synes å binde seg til proteiner og proteinrike vevstyper (lever og blod)
- Hormonhermer
- Moderat akutt giftighet.

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

Virkningsmekanismene til PFAS på mennesker og dyr er det foreløpig liten kunnskap om, men en del av de skadelige effektene er kjent. Eksempelvis virkning på organfunksjoner, endringer av fekunditet (fruktbarhet) og påvirkning på immunforsvar (Stubberud 2006, Grandjean and Budtz-Jørgensen, 2013). Overhyppighet av ulike kreftformer knyttes også til høye blodverdier av disse stoffene. Nyere dyrestudier antyder at PFOS er mer toksisk enn EFSA antok i 2008 (EFSA, 2008), i første rekke gjelder det immuntoksisitet (Glynn *et al.*, 2013; Grandjean and Budtz-Jørgensen, 2013).

Langkjedede PFAS er en bekymring for barns helse. Studier på forsøksdyr har vist utviklingstoksisitet, inkludert dødelighet for nyfødte. Barns eksponering er større enn hos voksne, dette som følge av økt inntak av mat, vann og luft per kilo kroppsvekt, samt barnespesifikke eksponeringsveier som morsmelk og inntak av ikke-matvarer, og kontakt med gulvet. Studier har vist PFAS i navlestrengsblod og morsmelk, og det er rapportert at barn har høyere nivåer av enkelte PFAS sammenlignet med voksne (EPA, 2009). EFSA (2012) viste at små barn fikk i seg to til tre ganger mer PFAS enn voksne (% TDI).

De forskjellige PFAS viser ulike halveringstider i organismer, og sannsynligvis varierer halveringstidene fra organisme til organisme. I menneske har PFOS og PFOA en halveringstid på omtrent 4 år. Organisasjonen *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)* påpeker imidlertid at kontinuerlig eksponering av disse stoffene vil kunne øke belastningen på kroppen til et nivå som gir uønsket utfall (ATSDR, 2009).

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

Under er det gitt en beskrivelse av hvor PFAS er påvist i naturen, hvordan de akkumuleres i organismene og oppover i næringskjeden, og i hvilken grad stoffene skilles ut igjen. Det vil også bli gitt noen eksempler på observerte konsekvenser som følge av forsøk der organismene (stort sett enkeltarter, ikke økosystemer) ble eksponert for ulike konsentrasjoner av ulike PFAS. I litteraturen som er gjennomgått er det imidlertid ikke funnet klare eksempler på negative effekter av PFAS på organismer i naturlige økosystemer.

Første gang det ble uttrykt bekymring for de toksiske effektene av enkelte PFAS var på 1980-tallet, men det var først da det for relativt få år siden ble utviklet mer sensitive analysemetoder at disse forbindelsene ble påvist i uventede geografiske områder, som i Arktis og nordlige deler av Stillehavet. PFAS ble funnet i mange dyrearter, særlig toppredatorer, og det ble også påvist PFAS i blodprøver (blant annet bundet til proteiner i plasma) fra mennesker over hele verden (Giesy and Kannan, 2001; Kerstner-Wood *et al.*, 2003; Schultz *et al.*, 2003).

I 2004 ble det publisert en rapport i regi av Nordisk Ministerråd (NMR), hvor det ble presentert funn av PFAS i ulike miljøprøver fra seks nordiske land (Norge, Sverige, Danmark, Finland, Færøyene og Island) (Kallenborn *et al.*, 2004). Denne undersøkelsen pekte på at kloakkslam og sigevannsprøver også er viktige kilder til utslipp og spredning av PFAS ut i miljøet. I biota ble de høyeste konsentrasjonene funnet i toppredatorer som grindhval og steinkobbe, samt i gjedde, som er en typisk rovfisk.

I Norge overvåker Miljødirektoratet PFAS i biota. Nylig ble det eksempelvis gjennomført en screeningundersøkelse av biota og sedimenter for blant annet PFAS på fastlandet i Norge og på Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Prøvepunktene i denne undersøkelsen var spesielt valgt for å kunne eliminere lokale forurensningskilder, og å få innsikt i bakgrunnsdata for de aktuelle forbindelsene, som følge av langtransportert forurensing. Laveste konsentrasjoner ble funnet i abiotiske prøver (jord/vann), mens de høyeste nivåene ble funnet i sellever (85,5 µg/kg vv) og isbjørn (i underkant av 300 µg/L våtvekt i blodplasma), og i egg fra marine fugler (72,8 µg/kg vv). Av stoffene som ble påvist, viste blant annet PFOS en TMF (Trophic Magnification Factor) høyere enn 1, både for marine økosystem tilknyttet det norske fastland og Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Dette innebærer at konsentrasjonen av PFOS økte fra ett nivå i næringskjeden til den neste, f. eks. fra sel til isbjørn.

En annen studie tok for seg økotoksikologiske effekter på meitemark (*Eisenia fetida*) som følge av påvirkningen av tre PFAS (Stubberud, 2006). Meitemarken er en viktig art, fordi den har en nøkkelrolle i det terrestriske økosystemet, både som nedbryter av organisk materiale i jord, og som matkilde for andre dyr som mange fuglearter og enkelte pattedyr som for eksempel grevling. Resultatene i studien viste at PFOS og PFOA var skadelig for meitemarkens reproduksjonsevne når nivået i jorda oversteg henholdsvis 10 og 16 mg/kg (redusert antall avkom, lav vekt på avkom). BCF (Biokonsentrasjonsfaktor) for PFOS fra jord til meitemark var 2,3. Nivået av PFOS i meitemark var altså 2,3 ganger så høy som i omgivelsene. Dette tyder også på at oppkonsentreringen av PFOS starter på et lavt nivå i næringskjeden. For PFOA var BCF lik 1. Det var altså ingen forskjell i konsentrasjon av PFOA mellom meitemark og dens omgivelser i dette forsøket (Stubberud, 2006). De ulike PFAS synes å bli tatt opp i meitemarken i ulik grad. Generelt tyder det på at forbindelser med lange karbonkjeder akkumuleres i større grad enn de med korte kjeder.

Det er også gjort studier av effekten av PFAS på fisk. I ett tilfelle ble umodne regnebueørret gitt fôr som inneholdt tre varianter av perfluorofosfonater (PFPA) og tre varianter av

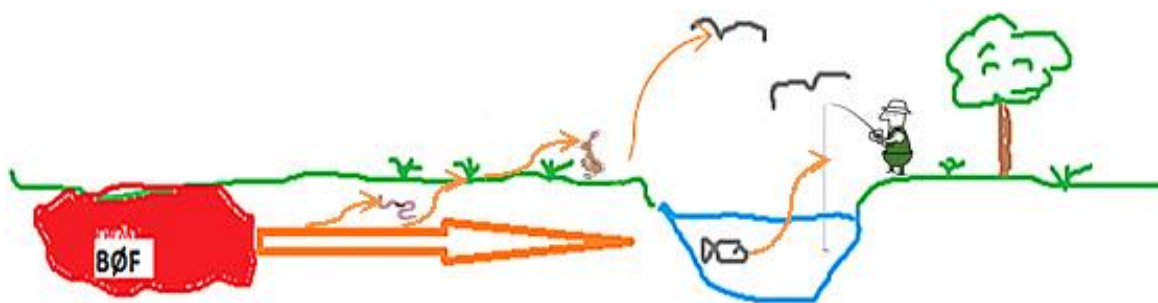
perfluorofosfinater (PFPiA) i 31 dager, etterfulgt av en 32-dagers utskillingsfase. Konsentrasjonen av de ulike forbindelsene i fôret varierte mellom 420 – 533 ng/g fôr (= 420-533 µg/kg). Både lever og hel fisk ble analysert regelmessig, samt stoffenes fordeling i blod, lever, hjerte, nyrer og gjeller, etter endt fôringsperiode. Det ble ikke observert noen dødelighet, men fisk som fikk forurenset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

I en ny studie gjort ved Universitetet i Oslo i samarbeid med Avinor, ble ungfisk av ørret (*Salmo trutta*) eksponert for vann som inneholdt en blanding av seks PFAS i et gjennomstrømningssystem i 20 dager, fulgt av en periode på 10 uker da fisken kun ble utsatt for rent vann (Johanson *et al.*, 2015). Fisken ble delt i to grupper, der den ene gruppen ble utsatt for en «lav» konsentrasjon (5,8 µg PFOS /L) i vannet, mens den andre gruppen av fisk ble eksponert for en «høy» konsentrasjon (455 µg PFOS/L) (Johanson *et al.*, 2015).

Resultatene viser at eksempelvis PFOS og PFHxS ble tatt opp i fisken fra vannet, og PFOS i størst grad. Det var dessuten en signifikant akkumulering av PFOS og PFHxS i løpet av de tre ukene eksponeringen varte, for begge stoffene med høy utgangskonsentrasjon i vannet, og for PFHxS med lav utgangskonsentrasjon. Etter ti uker i rent vann hadde konsentrasjonen av PFOS i fisken ikke sunket mens for PFHxS var nedgangen signifikant. Det konkluderes også med at PFOS og PFHxS har et bioakkumuleringspotensial i fisk (Johanson, S.M., 2015). Det konkluderes videre med i denne undersøkelsen at eksponering for høye verdier av utvalgte PFAS (herunder PFOS og PFHxS) medfører økt nivå av vitellogenin (Hellstad, S. 2015). Dette er et protein som er relatert til genet som styrer reproduksjon og dannelsen av eggeplomme (Mills *et al.*, 2003). Hvilken konsekvens en stigning i innhold av vitellogenin kan ha for reproduksjon hos ørret er ikke omtalt hos Hellstad (2015), men hos Mills *et al.* (2003) hevdes det at slik forhøyet vitellogeninnivå kan ha effekt på reproduktiv suksess hos fisk og at hormonhermere og østrogen i akvatisk miljø kan gi slike fysiologiske effekter. Du *et al.* (2013) sier at PFOS har disse hormonhermende egenskapene blant annet ved å endre uttrykket til reseptor genene for østrogenproduksjon. Forsøkene til Du *et al.* (2013) som ble gjennomført med sebrafisk (*Danio rerio*), konkluderer med at PFOS kan ha mange effekter på det endokrine systemet både i forsøk og i naturen.

Tilsvarende bioakkumulering og overføring til høyere trofiske nivå som ble vist i forsøket med ørret (Johanson *et al.* 2015), er også rapportert fra ferskvann i Kina (Xu *et al.*, 2014), og fra et subtropisk næringsnett i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Multivariate analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007).

Det viktigste opptaket av PFAS i næringskjedene med virkning for mennesket skjer når planter og dyr som brukes til menneskemat eksponeres for kontaminert levemiljø. Prinsipielt kan forurensingen fra et brannøvingsfelt til naturmiljøet spres videre til luft, vann, jord og biota (Figur 2-1). Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. De fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og de står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og fra organisk materiale slik som løv fra trær som vokser på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet. Kompleksiteten i et spredningsbilde øker med antall



forurensingsbærere.

Figur 2-1. Skjematisk fremstilling av forurensningssituasjonen ved brannøvingsfelt.

2.5 PFAS i konsumvarer

Van Asselt *et al.* (2013) fant at meieriprodukter anses å være den dominerende inntaksveien av PFOS for mennesker, i tillegg til sjømat, drikkevann, kjøtt og støv. Folkehelseinstituttet (Haug, 2012), har via BROFLEX-studien vist at for de fleste mennesker skjer det største opptaket av PFOS/PFOA gjennom maten, og spesielt fisk og skalldyr, men at innemiljø og drikkevann også kan være viktige eksponeringskilder. At viktigste eksponeringskilde for mennesker varierer, kan skyldes regionale og lokale forhold.

EFSA²(2012) fant at PFOS i snitt utgjorde 29 % av 27 PFAS som det ble analysert for i et stort antall matvarer. Videre fant de at PFAS forekom hyppigst i fisk og annen sjømat, samt kjøtt og kjøttprodukter, og i noe mindre omfang i frukt og grønnsaker og drikkevann. I denne undersøkelsen var datamaterialet hentet fra 13 europeiske land, deriblant en stor andel fra Norge. Noorlander *et al.* (2011) fant imidlertid at i Nederland stammet 25 % av det totale inntaket av PFOS fra melk/meieriprodukter, mens kjøtt og fisk bidro med henholdsvis 21 % og 9 %. Inntaket av melk, melkeprodukter og kjøtt bør følgelig tas med i betraktningen når en ser på den totale belastningen hos mennesker. Det er sannsynlig at disse bidragene varierer

² European Food Safety Authority

med kostvaner og forutsetninger for lokal matproduksjon. Haug *et al.* (2010) viste at i Norge vil det for de fleste være gjennom maten, spesielt fisk og skalldyr, at voksne får i seg mest PFOS og PFOA, men at innemiljø og drikkevann også kan være viktige eksponeringskilder. For små barn er det i tillegg andre kilder som ikke er relatert til mat, men at de krabber på gulvet og spiser på alt mulig. Det synes også relevant å vurdere gravides inntak spesielt.

For å studere opptak i matplanter, som er aktuelle for mennesker, ble fem ulike arter (vårhvet, poteter, mais, havre og flerårig raigrass) dyrket i jord som ble tilsatt PFOA og PFOS i konsentrasjoner fra 0,25 til 50 mg/kg jord. Studien viste at det ble funnet høye konsentrasjoner i den vegetative delen framfor i lagringsorganene (f. eks. i bladene framfor i frøene). Videre ble det funnet at konsentrasjonen i plantene økte med konsentrasjonen av PFAS i jorda. Ved konsentrasjoner fra 10 til 50 mg PFOA og PFOS /kg jord (varierte mellom artene) ble det observert økende effekter som nekrose (lokal celle og vevsdød), gulfarging og redusert vekst med økende dose (Stahl *et al.*, 2009). Opptaket av PFAS i plantene hadde dermed synlige negative konsekvenser for plantene.

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

Følgende miljømål er vedtatt i Avinors miljøkomité³, og er styrende for vurderingene i disse risikovurderingene:

- 1) PFAS-forurensning som følge av Avinors aktivitet skal håndteres slik at naturlige resipienter og tilgrensende økosystem har god vannkvalitet⁴ og gode livsbetingelser for berørte arter.
- 2) Utlekking og spredning av perfluorerte stoffer fra Avinors aktive og nedlagte brannøvingsfelt skal reduseres over tid sammenlignet med dagens situasjon⁵.

Karakterisering av miljøtilstand som utgangspunkt for miljømål 1 og 2 skal være basert på statistiske verdier og ikke på enkeltobservasjoner. Miljømål 1 legges til grunn for vurderingene av resultatene fra undersøkelsene som presenteres i denne rapporten, og i den grad undersøkelsene har tilstrekkelig omfang, legges de til grunn for videre oppfølging av miljømål 2.

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet i vannforekomster er beskrevet ved 9,1 µg PFOS/kg våtvekt (vv) i akvatisk matbiota (mat for både mennesker og dyr). I rapporten legges det til grunn en konservativ vurdering av risiko der 9,1 µg/kg vv PFAS skal brukes som grense for god kvalitet. Dette betyr at det her måles på samlet innhold av de 14 PFAS forbindelsene det analyseres på i biota (Tabell 2-1).

Dokumentasjon av negative effekter som følge av PFAS-innhold i ulike dyrearter viser at mengde PFAS i slike studier ofte er svært mye høyere enn 9,1 µg/kg (se avsnitt 2.4). Det er likevel valgt å benytte denne grenseverdien for arter som er vanlige i de økosystemene som grenser til PFAS-forurensningene på lufthavnene, og det legges til grunn at konsentrasjoner opp til 9,1 µg PFAS/kg vv gir gode livsbetingelser for tilstedeværende arter.

Normen på 9,1 µg/kg våtvekt legges til grunn for biota i akvatisk og terrestrisk miljø i resipientene.

Dersom det er behov for å vurdere vannkvalitet i forhold til drikkevann, benyttes det i denne rapporten svenske retningslinjer (www.slv.se), der Livsmedelverket har anbefalt at akseptverdiene skal baseres på at 10 % av TDI kommer fra drikkevann (Livsmedelsverket, 2014a og 2014b). I disse retningslinjene anbefales det tiltak dersom konsentrasjonen av PFAS overstiger 90 ng/L, og forbud mot å bruke det som drikkevann dersom konsentrasjonene overstiger 350 ng PFAS/L.

Ved fremstilling og vurdering av analyseresultater brukes statistiske verdier der det er grunnlag for det. Dette for å unngå feilkilder som kan oppstå ved å trekke konklusjoner

³ Vedtatt 2014-09-12

⁴ Målt som EQS_{biota}, human helse = 9,1 µg PFOS/kg våtvekt (KLIF, 2012)

⁵ 2014

basert på data fra få individer. Der det kun foreligger data fra få individer, presenteres disse med vurdering av representativitet.

Ved fremstilling og vurdering av analyseresultater brukes statistiske verdier der det er grunnlag for det. Dette for å unngå feilkilder som kan oppstå ved å trekke konklusjoner basert på data fra få individer. Der det kun foreligger data fra få individer, presenteres disse med vurdering av representativitet.

4 Metode risikovurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

Det er hensiktsmessig med en inndeling av PFAS-innhold i biota for å presentere funn med ulikt innhold, samt å antyde potensiell risiko. Det benyttes en 4-delt skala med fargekode (Tabell 4-1). Se ellers vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon. TDI er verdien for livslangt tolererbart daglig inntak (μg stoff/kg kroppsvekt/dag) av et spesifikt stoff. TDI-verdien bestemmes normalt på bakgrunn av studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, og observasjoner av når skadelig påvirkning på organismene inntreffer, inkludert en sikkerhetsfaktor (Klif, 2012).

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanndirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI⁶ fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015). I Mattilsynets grunnlag for vurderinger sies det «*Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen*».

I vurderingene av konsekvenser for miljø og for human helse legges i denne rapporten «føre var»-prinsippet til grunn, på den måten at TDI-verdien for PFOS overføres til å gjelde for summen av funn av de 14 PFAS som inngår i biotaanalysene. Ved statistisk behandling av resultater, regnes resultater under deteksjonsgrensen (<LOD) som null.

Dagens kunnskap tilsier at mange av forbindelsene som tilhører gruppen PFAS er mindre miljøfarlige enn PFOS, og at en ved å bruke summen av PFAS i kategoriseringen trolig overestimerer miljøvirkningene og dermed tilstandskategori. Resultater der det ikke er gjort funn over deteksjonsgrensen regnes imidlertid som nullverdi, og dette gir sannsynligvis en underestimert av tilstand. Videre foreligger det en usikkerhet vedrørende eventuelle «cocktail-effekter»⁷ av ulike PFAS, og også i kombinasjon med eventuelle andre miljøgifter. Det foreligger svært lite forskning rundt dette, men den generelle utviklingen for klassifisering av miljøgifter i samfunnet er at de ofte anses som mer farlige etter hvert som kunnskapsnivået øker, slik at anbefalt TDI reduseres med tiden. En dokumentasjon av dette ligger i artikkelen til Grandjean and Budtz-Jørgensen (2013) der det hevdes at nåværende grense for drikkevann er flere hundre ganger for høy i forhold til effekter på immunsystemet hos mennesker.

Kategoriinndelingen i Tabell 4-1 er basert på TDI i forhold til human helse ved konsum (TDI = livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet), og reflekterer delvis risikoen for økosystemene. EUs grense for god miljøtilstand ($\text{EQS}_{\text{biota}}$) er $9,1 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. Grense for dårlig miljøtilstand er satt til $10 \cdot \text{EQS}_{\text{biota}}$, altså $91,3 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. I denne rapporten er grenseverdien den samme, men gjelder sum PFAS.

⁶ TDI – livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff (μg stoff/kg kroppsvekt/dag)

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

Tabell 4-1. Kategorisering av innhold av PFAS i biota med tanke på risiko for human helse og økosystem.

	Kategori I – Bakgrunn/ikke påvist	Kategori II – God miljøtilstand	Kategori III – Moderat miljøtilstand	Kategori IV – Dårlig miljøtilstand
PFAS, µg/kg biota vv	< LOD ⁸	LOD – 9,1 ⁹	9,1 – 91,3	> 91,3

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

Det er innholdet av PFAS i biota som er styrende for miljørisikovurderingen, og om resipienten er regnet for å ha god tilstand. For enklere å få en oversikt er det hensiktsmessig også med en kategorisering av innholdet av PFAS i sedimenter, jord og vann. Dette gjør det i tillegg enklere å kunne sammenligne ulike områder ved lufthavnen og mellom lufthavner.

For kategoriseringen av sedimenter, jord og vann, er klasseinndelingen av PFOS som er utarbeidet i Miljødirektoratets rapport TA-3001 «Utkast til bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitets-standarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota» (Klif, 2012) benyttet som et utgangspunkt. Da flere av grenseverdiene i klasse I og II er lavere enn rapporteringsgrensen for PFAS ved kommersielle laboratorier (5-10 ng/L) og dermed uoppnåelige, er det valgt å benytte kvantifiseringsgrensen som praktiske laveste grense i klasse II (Tabell 4-2). Se vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon og forklaring.

Selv om PFOS i dag anses som den mest miljøfarlige av PFAS, er klassifiseringen av summen av alle de analyserte PFAS presentert og vurdert for både vann- og jordprøvene etter kriteriene for PFOS, dette i henhold til føre-var-prinsippet.

Tabell 4-2. Kategorisering av innhold av PFAS i vann (ng/L) og sediment (µg/kg TS).

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiserings- grense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ ¹⁰	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹¹, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for

⁸ LOD – Limit of detection (deteksjonsgrensen for de enkelte stoffene). LOD = verdi for blankprøve + 3*std.avvik

⁹ Funn over deteksjonsgrensen, opp til 9,1 µg/kg våtvekt

¹⁰ LOQ – kvantifiseringsgrense. LOQ = verdi for blankprøve + 10*std.avvik

¹¹ TS - tørrstoff

PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Klassifisering av PFOS i jord med fargekoder utviklet av Aquateam 2011, normverdi gitt i forurensningsforskriften. I rapporten benyttes klassifiseringen også for sum PFAS.

	Klasse I - Bakgrunn	Klasse II - God	Klasse III - Moderat	Klasse V – Svært dårlig
Jord, µg PFAS/kg TS	< 100 µg/kg	100 - 250	250 - 6700	> 6700

Det må bemerkes at antall PFAS i analysepakkene for både vann og jord ble utvidet i løpet av prosjektperioden (2010-2014). Antall PFAS i resultatene kan derfor være noe ulike, avhengig av analysedato. Detaljene fremkommer i resultatkapitlet.

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

Det gjøres en spredningsvurdering for hvert brannøvingsfelt. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne sannsynlige dreneringsveier fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og lignende.

Det er mange PFAS med ulike egenskaper som f.eks toksisitet, bioakkumulasjon og i hvilken grad forbindelsene binder seg til jord. PFOS og PFOA er de av PFAS-forbindelsene som det er forsket mest på i forhold til toksisitet og bioakkumulasjon. PFOS og PFOA er også antatt som mest toksiske. Spredningsberegningen har mest fokus på PFOS og mindre på andre PFAS. Årsaken til dette er at analyser viser at PFOS stort sett er den dominerende PFAS-forbindelsen både i jordprøver og vannprøver (analyser viser lave PFOA-konsentrasjoner). PFOS er også den PFAS-forbindelsen man vet mest om med hensyn til adsorpsjon til jord (Kd-verdi).

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og eventuelle tiltak. Spredningsvurderingen søker å gi svar eller estimerer på; restmengde PFOS på brannøvingsfeltene, transportert mengde PFOS til resipient per år, hvor lang tid det vil ta før all PFOS har drenert til resipient og omfang av spredningssone. I tillegg sammenlignes estimatet på restmengden av PFOS mot mengde PFOS totalt brukt på feltet gjennom årene.

Det estimeres hvor mye PFOS og PFAS som er brukt totalt på brannøvingsfeltene basert på forbruksdata fra perioden 2001-2011. For perioden før 2001 er det antatt samme årlig forbruk som i perioden etter 2001. Denne beregningen er basert på forbruksdata av brannskum brukt i forbindelse med øvelser på Avinors flyplasser, samt %-innhold av PFOS/PFAS i skummet (se avsnitt 5.3.1).

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen. I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilen i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet (µg/kg).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

- 1) Beregne volum (m³) til massene ved å multiplisere areal forurensset område (m²) med mektighet forurensede masser (m). Usikkerhet på areal og mektighet settes etter faglig skjønn.
- 2) Beregne vekt (kg) til massene ved å multiplisere massenes volum (m³) med massenes tetthet (kg/m³). Usikkerhet på massenes volum kommer fra pkt. 1. Usikkerhet på massenes tetthet settes etter faglig skjønn.
- 3) Beregne vekt (kg) PFOS ved å multiplisere vekt (kg) forurensede masser med gjennomsnittlig interpolert PFOS-konsentrasjon i massene (µg/kg). Usikkerheten er basert på usikkerheten til punkt 2.

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

$$\frac{dz}{z} = \sqrt{\left(\frac{dx}{x}\right)^2 + \left(\frac{dy}{y}\right)^2}$$

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

Beregningene av restmengde PFOS på brannøvingsfeltene og tiden det vil ta før all PFOS har lekket ut inneholder usikkerheter. Restmengden av PFOS blir angitt som et intervall for å synliggjøre usikkerheten.

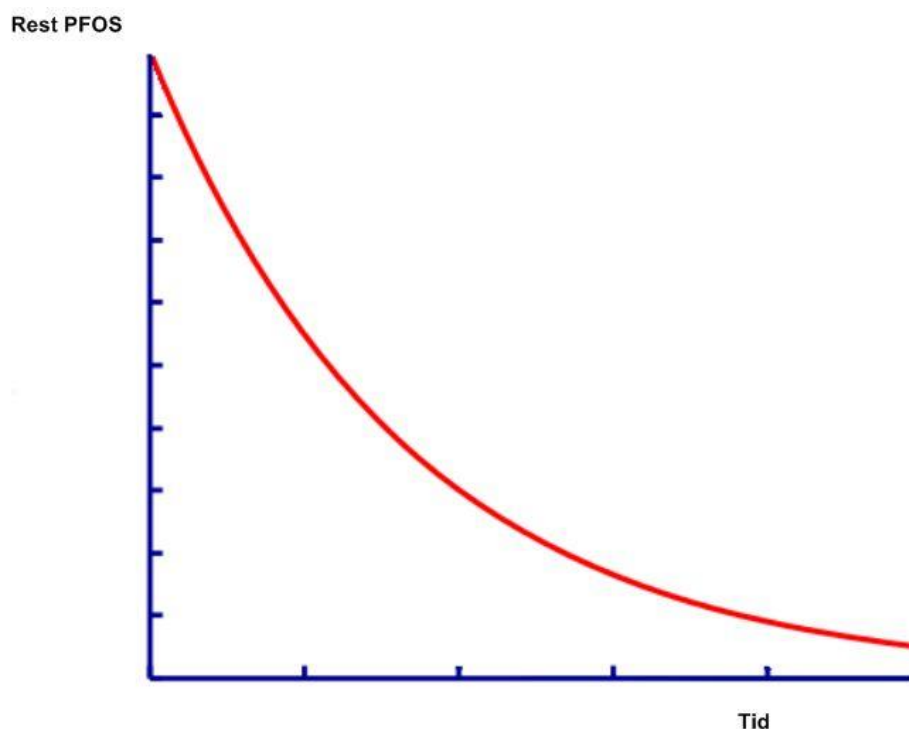
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god plassering av prøvelokaliteter.

Restmengden av PFOS beregnes for selve brannøvingsfeltet og områder hvor det er sannsynlig at sprut fra brannskum kan ha landet på bakken (kildeområdet). I tillegg kan det være PFOS i massene i spredningsområdet (transportert via f.eks. bekk, grøft, grunnvann og markvann). Denne mengden PFOS antas å være mindre enn mengden igjen på feltet, men er ikke tatt med i beregningen.

Det er utfordrende å få representative vannprøver. Vannprøvene er tatt som stikkprøver og vil ha varierende konsentrasjon av PFOS bl.a. etter værforhold, grunnvannsnivå, flo/fjære og prøvetakingsmetode. Det er sannsynlig at det lekker ut mest PFOS når det er mye nedbør eller snøsmelting, eller ved fysiske inngrep. Dette trenger ikke gi utslag på konsentrasjon i vannet da det vil være en større fortynning.

Vannbalansen i området kan være påvirket av drenering og grøfting som ikke er kartlagt. Vannmengden som drenerer fra brannøvingsfeltene vil ha direkte innvirkning på tidsestimatet på hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut.

Tidsestimatet for hvor lang tid det tar før all gjenværende PFOS er lekket ut, har som forutsetning at det lekker ut like mye PFOS hvert år. Dette vil være en feilkilde da det vil lekke ut mindre PFOS etter som det blir mindre PFOS igjen på feltet (Figur 4-1).



Figur 4-1. Kurve som viser forholdet mellom rest PFOS og tid før all PFOS har lekket ut. Etter hvert som gjenværende mengde PFOS blir mindre, vil det også lekke ut mindre. Dette fører til at det tar lang tid før den siste resten blir borte.

4.3.4 Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient

Det estimeres mengde PFOS som transporteres fra et brannøvingsfelt ved å se på vannanalyser fra et eller flere representative prøvepunkt som f.eks. utløpet av en bekk. Dette forutsetter at bekken drenerer hele området som feltet ligger innenfor. Finnes det ikke en bekk som drenerer hele området, blir det brukt prøvesvar fra grunnvannsbrønner og prøver fra overflatevann i kombinasjon for å beregne mengden PFOS som transporteres ut fra området (g/år).

Konsentrasjonen av PFOS funnet i representative prøvepunkt (ng/L) blir multiplisert med et estimat av vannføringen oppstrøms prøvepunkt(ene) (L). Estimert vannføring blir utledet fra midlere avrenning per år og nedbørsfeltets størrelse. Nedbørsfeltet utledes fra topografi (terrengmodell med oppløsning på 10m*10m, Statens kartverk) og informasjon om menneskeskapte dreneringsveier som grøfter og lignende. Grunnvannets dreneringsretning vil som regel bestemmes av topografien.

Estimert tid før all PFOS har lekket ut i resipient, beregnes ved å dele restmengden PFOS (kg) med estimert mengde PFOS som transporteres ut fra området per år (g/år).

4.4 Risikovurdering

Ved rapporteringen i 2012/2013 utførte Sweco AS og Cowi AS miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering trinn 2 og til dels trinn 3 av PFOS i jord og vann i henhold til Miljødirektoratets risikovurderingsverktøy for menneskelig helse (SFT, 1999). Det ble benyttet målte konsentrasjoner der dette var tilgjengelig. Ved sammenligning av beregnede og målte konsentrasjoner i vann, ble det tydelig at det var store usikkerheter i modellen, og at det til dels var svært dårlig samsvar mellom målte og beregnede konsentrasjoner. Denne risikovurderingen baseres derfor på målte verdier. Dersom det foreligger data fra sedimenter tas også disse med i vurderingene sammen med nye resultater fra levende biota som er hentet inn fra forurensede arealer og fra resipientene/tilgrensende økosystemer.

Risikovurderingen ser på spredningsfare og risiko for forurensing av naturmiljø, samt risiko for økosystemer og menneskelig helse.

Vannprøver er tatt som stikkprøver og er antatt å være utsatt for ytre påvirkning (strømningsforhold, nedbør, flo/fjære mm.), og representerer derfor i større grad et øyeblikksbilde sammenlignet med prøver av biota. Det er derfor valgt at observasjoner fra biotaundersøkelsene skal være styrende for vurdering av risiko for økosystemer (og delvis human helse), og for videre vurdering av eventuelle behov for tiltak. Kunnskap om lokale forhold som gjelder vannhusholdning, hvordan lokale arter av planter og dyr brukes som menneskemat, kjennskap til lokale økosystem samt vurdering av spredning og konsentrasjoner i jord og vann brukes som støtteparametere i risikovurdering av økosystemene.

Som følge av dynamiske prosesser i luft, jord og vann kan forurensning spres geografisk. Det er derfor viktig i vurdering av miljøkonsekvenser og av risiko at det er kunnskap om hvor den aktuelle forurensningen befinner seg. Resipientene i denne sammenhengen kan prinsipielt være jord, vann, luft og biota. Ved gjennomgang av risiko vurderes forurensningens effekt på lokale organismer, og om eventuell forurensning i levende organismer kan gi virkninger på tilgrensende økosystemer. Altså at biota kan bidra til spredning av forurensningen.

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptrer utover individnivå, eksempelvis på lokal populasjon, på art, eller også på styrkeforholdet mellom arter. Fremmedstoffer kan påvirke naturlige prosesser og dermed utviklingsforløp for arter og artsgrupperinger i ulike trofiske nivå. Eksempel kan være endringer av livslengde, fruktbarhet, vekst, genetikk, konkurranseevne, og adferd m.fl.

Vannkvaliteten kan ha betydning for opptak av PFAS i biota. Eksempelvis synes økt salinitet i vann å gi økt akkumulering av PFAS i muslinger (østers) (Jeon *et al.*, 2010). Sterke syrer påvirker også vanligvis vannkvaliteten i ferskvann. Det kan stilles spørsmål ved om dette kan være medvirkende årsak til at det er funnet anrikning av PFOS på gjeller hos fisk. Svar på noen av disse spørsmålene kan bidra til å finne ut om eventuelle tiltak skal tilpasses lokalitetenes miljøforutsetninger for å redusere eventuell risiko.

Basert på analysert materiale (analyseresultater, variasjoner, trofiske nivåer som er undersøkt ol.), sårbarheten for de omkringliggende økosystemene (f.eks. hekkeområde, naturreservat osv.), samt kjennskapen til de lokale økosystemene, gjøres det en faglig risikovurdering for eventuelle økologiske konsekvenser.

Det er rimelig å anta at effekter som vises i fysiologi, fruktbarhet, svekket motstandskraft, endret livslengde, vekst, genetikk, konkurranseevne og adferd hos individer kan lede til økologiske konsekvenser. Det er også rimelig å anta at persistente stoff som skilles dårlig ut fra organismer, akkumulerer oppover i næringskjeden og at predatorer kan være utsatt for risiko når byttedyr har innhold av disse stoffene, slike som PFOS, PFOA og andre PFAS. Studier som er gjennomført på ulike arter, viser at det må være forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i vann/mat/omgivelser før det observeres effekter på organismene. Dette kan tyde på at økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

4.5.1 Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk

Ved vurdering av forurensingers effekt på økosystem er grunnlaget for å si noe om virkninger i stigende nivå i næringskjeden av interesse. Overgang fra et trinn til neste i næringskjeden skjer ofte via predasjon, og da er vanligvis hele individer involvert som mat. I dette prosjektet hvor analyser av fisk og fiskemuskel er sentral i forhold til vurdering av mattrygghet er naturlig nok mye av analysene basert på muskelvev fra matfisk. Men, det er og gjort noen analyser av hel fisk.

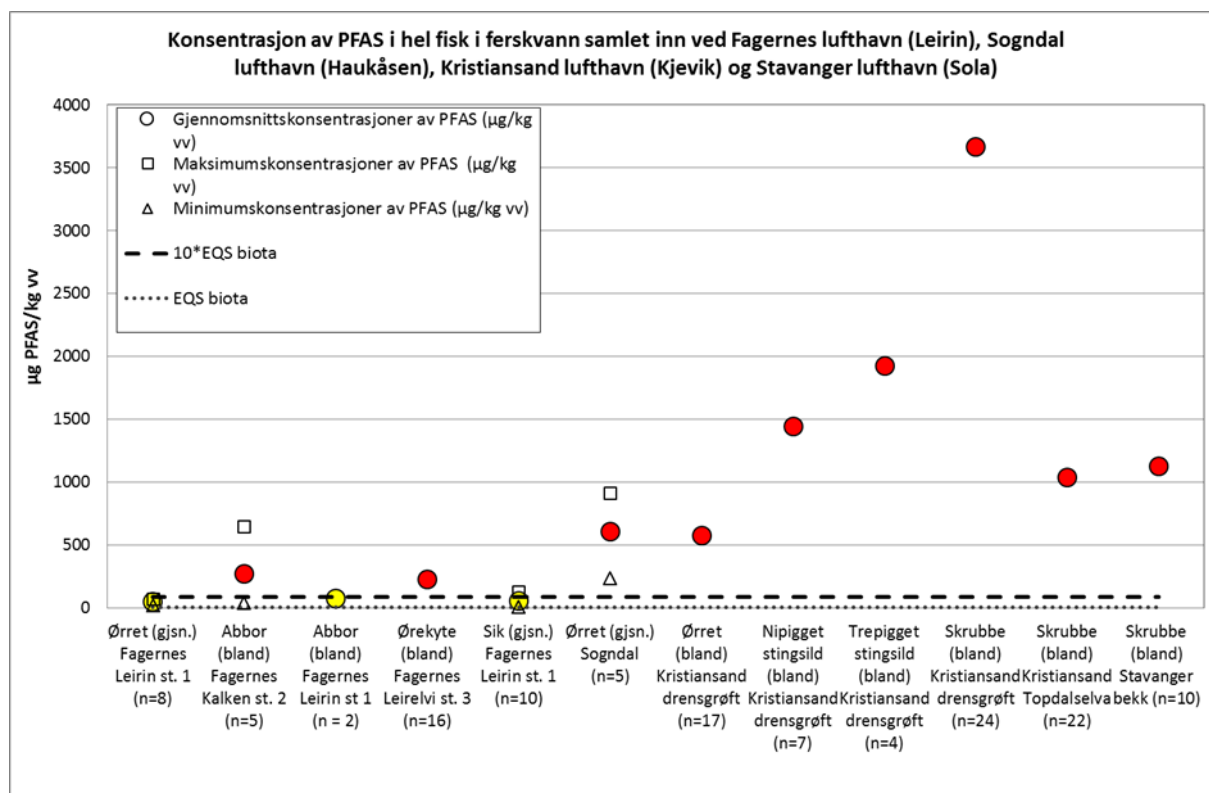
For å vurdere om muskelvevmaterialet kan si noe om effekten av overgang til neste nivå i næringskjeden er det gjort en gjennomgang av innsamlet datamateriale fra alle lufthavnene, med sammenligning mellom verdier av PFAS i muskel og i hel fisk. Dette for å se om det er mulig å finne noen generelle holdepunkt for nivå av PFAS i hel fisk ut fra konsentrasjoner av PFAS i muskelvev, og altså at resultatene kan ha en overføringsverdi til fisk i lokaliteter der slike helfisk analyser ikke er gjort. I denne rapporten tar beregningene av forholdet mellom konsentrasjon av PFAS i muskelvev og hel fisk utgangspunkt i sum PFAS som er målt i prøvene. Dette kan maskere noe av akkumuleringseffekten for de ulike PFAS fordi akkumuleringen av de ulike PFAS synes å være forskjellige. Fjeld *et al.* (2015) fant at forskjellene mellom konsentrasjonene av PFAS i muskel og lever syntes å øke med avtakende kjedelengde for karbon. Foreliggende datamateriale er likevel så lite at det foreløpig vurderes best å bruke sum PFAS i disse beregningene.

Materialet er delt i gruppe for ferskvannsfisk og marine arter, men da det ikke er analysert marine arter ved Trondheim lufthavn, presenteres kun data for ferskvannsfisk.

Fra Trondheim lufthavn er det analysert små individer av hel fisk av artene skrubbe og trepigget stingsild, men det er ikke samlet inn muskelvev fra matfisk. Dette underkapittelet er derfor ikke direkte anvendbart som grunnlag for risikovurderingene ved Trondheim lufthavn, men det er likevel valgt å la teksten stå for å bidra til å vise det generelle grunnlaget som prosjektet bygger på når det gjelder omregning av PFAS-innhold i muskelvev til PFAS innhold i hel fisk.

Ferskvannsfisk

For å presentere et bilde av hvilke nivå av PFAS som er funnet i hel fisk som er fanget i ferskvannslokaliteter ved ulike lufthavner, er analyseresultatene for ørret, sik, abbor, ørekyte, trepigget og nipigget stingsild, samt skrubbe presentert i Figur 4-2.



Figur 4-2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS (µg/kg våtvekt), maksimum og minimumskonsentrasjoner i hel fisk fanget i ferskvann ved Fagernes, Kristiansand, Sogndal og Stavanger lufthavn i 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

For å få fram en best mulig sammenheng mellom innhold av PFAS i muskelvev og i hel fisk, er det sett på forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS i muskelprøver og i hel fisk fra samme individ, og det er brukt fisk fra ulike lokaliteter. Individuer som ikke har fått påvist PFAS i muskelprøvene, men har påvisning i hel fisk er utelatt, fordi bruk av for eksempel halve deteksjonsgrensen eller null innhold ved manglende påvisning kan gi feil informasjon.

Fra innsjøen Leirin her ved Fagernes lufthavn, er det gjort analyser av seks individer av ørret og ti individer av sik med påvisning av PFAS både i hel fisk og i muskel fra samme fisk. Tilsvarende finnes fem individer av ørret fra en bekk som påvirkes av BØF ved Sogndal lufthavn (Jensen *et al.*, in prep a).

Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumskonsentrasjonene av sum PFAS i muskelprøvene og i hel fisk for ørret og sik er vist i Tabell 4-4.

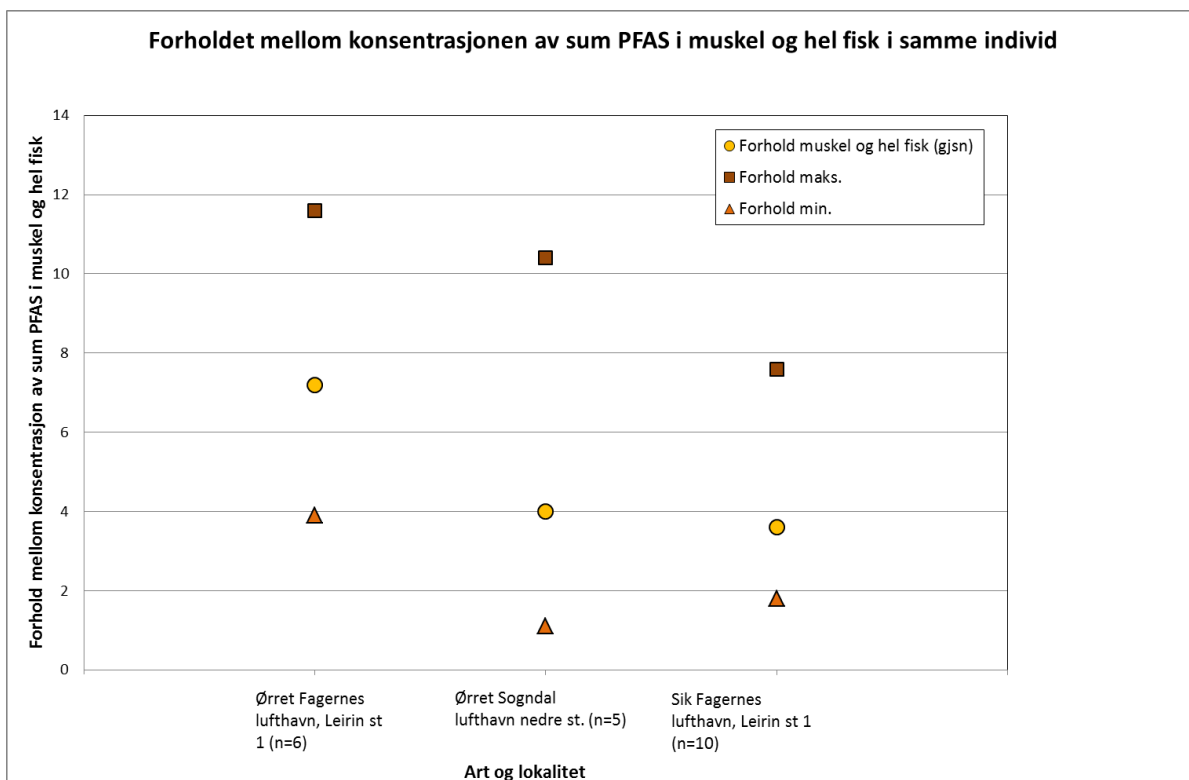
Konsentrasjonen av sum PFAS i muskel og hel fisk i de 5 små ørretene fra bekken ved Sogndal lufthavn hadde høyere konsentrasjoner enn ørreten fra Leirin, og forholdet mellom hel fisk og muskel var forskjellig (Tabell 4-4 og Figur 4-3).

Tabell 4-4. Konsentrasjon av sum PFAS (gjsn., maks., min. og stdav.) i muskel og hel fisk fra samme individ, samt gjennomsnittlig, maks. og min. forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin, samt ørret fanget ved Sogndal lufthavn i 2013. Forholdstallet mellom hel fisk og muskel fra samme individ i de tre tilfellene under, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene (vektet gjennomsnitt).

Art / lokalitet (antall)	Sum PFAS muskel (gjsn.)	Sum PFAS muskel (maks.)	Sum PFAS muskel (min.)	Sum PFAS muskel (stdav.)	Sum PFAS hel fisk (gjsn.)	Sum PFAS hel fisk (maks.)	Sum PFAS hel fisk (min.)	Sum PFAS hel fisk (stdav.)	Forhold muskel og hel fisk (gjsn)	Forhold (maks.)	Forhold (min.)	Forhold (stdav.)
Ørret Fagernes st 1 (n=6)	9,5	18,0	5,5	4,7	60,1	75,6	39,0	13,3	7,2	11,6	3,9	2,6
Ørret Sogndal nederste st (n=5)	204,5	299,6	69,1	83,9	614,0	912,5	240,5	249,4	4,0	10,4	1,1	3,6
Sik Fagernes st 1 (n=10)	19,5	61,0	7,4	15,8	60,6	130	13,0	32,1	3,6	7,6	1,8	1,9
Gjsn.									4,9			

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ, for ørret og sik fra fanget i Leirin og ørret fanget i bekken ved Sogndal lufthavn, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene. Dette tallet, som for eksempel er oppført med 7,2 for ørret fanget i Leirin (Tabell 4-4) er høyere enn om gjennomsnittskonsentrasjonen for de seks individene hel fisk (60,1 µg PFAS/kg vv) deles med gjennomsnittskonsentrasjonen påvist i muskelprøvene (9,5 µg PFAS/kg vv). Beregningsmetoden er brukt for å unngå at en spesielt høy konsentrasjon i en eller flere prøver skulle påvirke det gjennomsnittlige forholdstallet relativt mye mer enn øvrige individer. Denne måten å regne på gir et konservativt tall og sikrer en føre var tilnærming.

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ for ørret og sike fra Leirin, samt ørret fra Sogndal er 4,9. Det understrekes at datagrunnlaget er begrenset og at forholdstallet varierer mellom arter og mellom ulike lokaliteter. Men, forskjellene er ikke særlig store, så inntil det eventuelt foreligger flere resultater fra hel fisk og muskel fra samme individ, benyttes generelt forholdstallet 4,9 for ferskvannsfisk for å regne om fra konsentrasjoner av PFAS funnet i muskel til konsentrasjoner av PFAS i hel fisk.



Figur 4-3. Forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk (gjennomsnittlig, maks. og min.) fra samme individ i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin og ørret fanget ved Sogndal lufthavn, i 2013.

4.5.2 Bioakkumulering

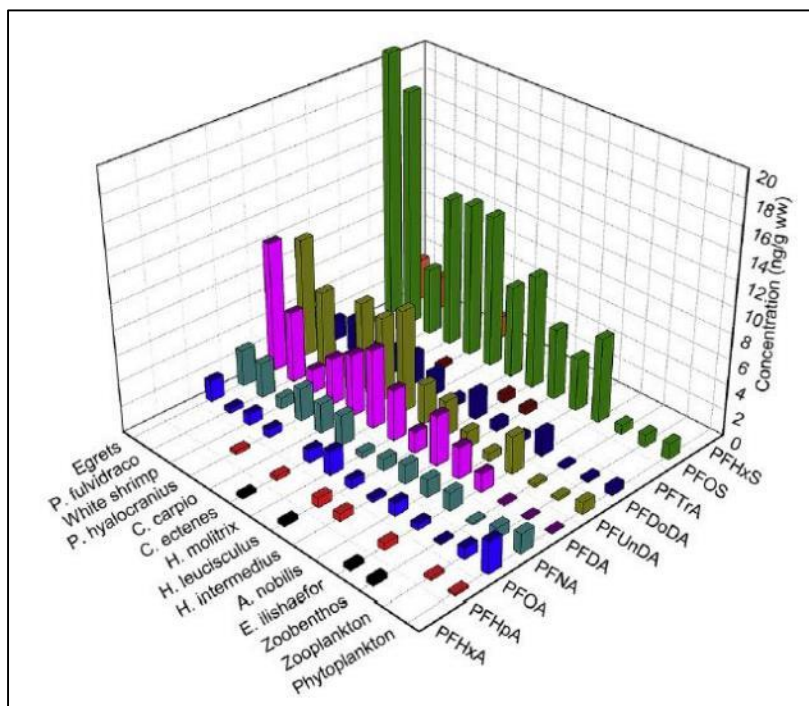
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste både i marine økosystem langt fra forurensningskilder nord for Lofoten og ved Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Tilsvarende bioakkumulering og overføring til høyere trofiske nivå er rapportert fra ferskvann i Kina (Xu *et al.*, 2014), fra et subtropisk næringsnett i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011), og fra en undersøkelse av miljøgifter i store innsjøer i Norge (Fjeld *et al.*, 2015). I den norske undersøkelsen var PFAS nivået høyest hos ørret (øverste undersøkte trofiske nivå).

Fordi det ikke foreligger så omfattende datamateriale fra hele økosystem ved de ulike lufthavnene som i de to undersøkelsene fra Asia (Xu *et al.*, 2014; Loi *et al.*, 2011), er disse brukt for å illustrere hvordan PFAS kan flyttes fra lavere til høyere trofiske nivå, og hvordan bioakkumuleringen kan foregå.

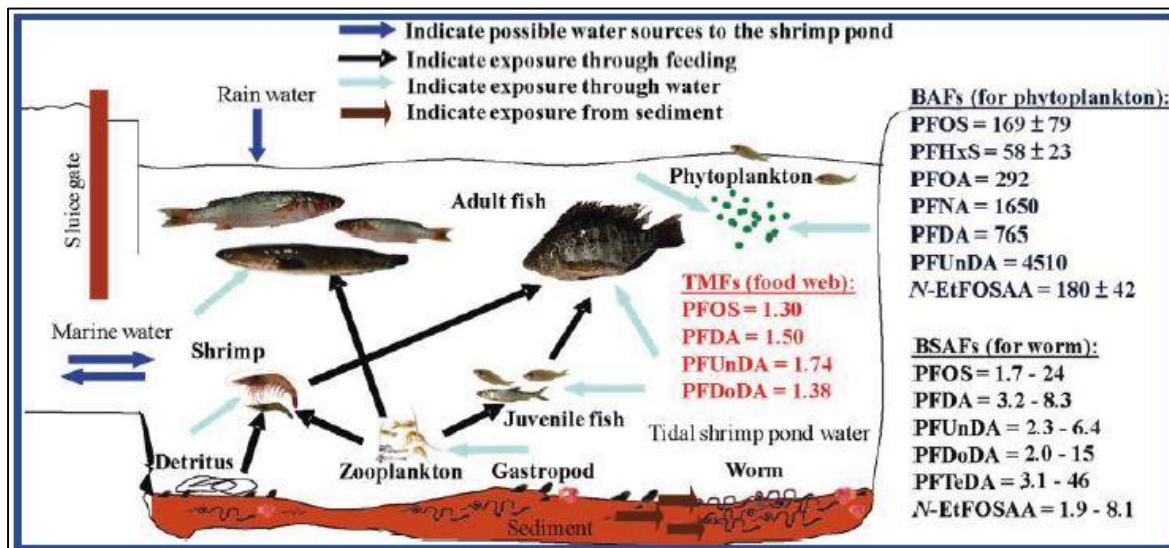
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (Egrets og Blue heron). Til sammen utgjør dette et sammensatt næringsnett med ulike trofiske nivå for dette økosystemet. Kort fortalt ble det funnet at hegrene og de carnivore fiskeartene befant seg på de høyeste trofiske nivåene, og at PFAS med 9 – 12 karbonatomer ble signifikant biomagnifisert, med en trofisk magnifiseringsfaktor (TMF) på mellom 2,1 og 3,7. For PFOS lå TMF på 2,9. Resultatene fra denne undersøkelsen

er vist i Figur 4-4, og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fytoplankton, som er det laveste trofiske nivået, til muskel i hegrene (Egrets) og kjøtt i *P. fulvidraco*, som er en carnivor fiskeart, og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren var de påviste konsentrasjonene både i fytoplankton, zooplankton og zoobenthos lavere enn deteksjonsgrensen som har vært benyttet hos ALS i prosjektet for Avinor. Deteksjonsgrensenene kan således bidra til å maskere innhold av PFAS i for eksempel zooplanktonprøver fra de lokalitetene der dette er samlet inn. Konsentrasjonen av PFOS i vann lå i området $3,5 \pm 2,6$ ng/L (nedre intervall i klasse III – Moderat (Tabell 4-2)).

Det andre eksempelet bygger på undersøkelser av et subtropisk næringsnett i et brakkvannspåvirket våtmarksområde i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Resultatene er oppsummert i en figur som illustrerer hvordan PFAS forflytter seg fra vann og sedimenter inn i biota og videre opp i næringsnettet, og derved til høyere trofiske nivå (Figur 4-5). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) $1,7 - 24$ ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



Figur 4-4. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu *et al.*, (2014).



Figur 4-5. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMFs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS i biota fra «the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong». Figuren er hentet fra Loi et al. (2011).

4.6 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Trondheim lufthavn er det imidlertid ikke samlet inn matbiota for å gjøre en slik vurdering.

Om sitt grunnlag for vurderingene ved andre lufthavner sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: Perfluooctane sulfonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFASforbindelsen PFOS på $0,15 \mu\text{g/kg}$ kroppsvekt (BW). Siden PFOS er antatt å være den mest skadelige i megadoser og er ved de fleste analyser den komponenten som utgjør hoveddelen av PFAS-forbindelsene. PFOS antas i hovedsak å komme fra fisk og fiskeprodukt, samt luft/støv, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere utslipp. Vurderingen her baseres på at et tilnærmet normalt volum for (pr uke) inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (Norkost 2010 – 2011) (Mattilsynet 2015a). Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen)» (Mattilsynet, 2015b).

Beregning av risiko for mennesker ved inntak av helseskadelige stoffer er basert på TDI (livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet). For PFOS og PFOA er TDI beregnet til henholdsvis $0,15 \mu\text{g PFOS/kg}$ kroppsvekt/dag og $1,5 \mu\text{g PFOA/kg}$ kroppsvekt/dag (EFSA, 2008). I disse verdiene er det lagt inn sikkerhetsfaktorer. EFSA skriver at med totalt inntak av PFOS fra normalt kosthold i Europa er det svært god margin til TDI (EFSA, 2012).

5 Områdebeskrivelse

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger det kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Trondheim lufthavn, Værnes, ligger like ved utløpet av Stjørdalselva ved Stjørdalsfjorden (se Figur 5-1). Den vestlige delen av rullebanen krysser over et deltaområde som består av flere elveforgreininger. Rullebanen deler dette nå i to. Nordre elveleie har ikke direkte kontakt med Stjørdalselva og har derfor også mindre vannutskifting. Søndre elveleie har kontakt med Stjørdalselva.

Grunnen under flyplassen består av elvesedimenter. Dybden til grunnvannet er ca. 5 – 15 m og grunnvannsstrømningen er fra nordøst mot elva og fjorden. Det er ingen kjente drikkevannsinteresser knyttet til grunnvannet under flyplassen. Det har tidligere vært flere avløpsanlegg med utløp i Stjørdalselva, men disse er nå nedlagt.



Figur 5-1. Beliggenheten av Trondheim lufthavn, Værnes. Kartkilde: www.norgeskart.no

Figur 5-2 viser oversiktskart over Værnes lufthavn. Værnes lufthavn ligger på et elvedelta bygd opp av Stjørdalselva siden siste istid. Det er sandige lag i topplag (titalls meter), men sannsynligvis marin leire lenger ned. Det er sannsynligvis dypt til fjell (kanskje så mye som 100 meter er sannsynlig i sentrale deler av deltaet).

Det er Forsvaret ved Forsvarsbygg som er grunneier for større deler av lufthavnsområdet på Trondheim Lufthavn Værnes. Dette er også tilfelle for det nedlagte brannøvingsfeltet. Forsvaret driftet Trondheim lufthavn og dennes Plass-, Brann- og Redningstjeneste (PBR) frem til avtale ble inngått i 2001.



Figur 5-2. Oversiktskart Trondheim lufthavn Værnes med forklaring:

- A. Driftsområde Flytank AS: i. tankanlegg JetA1, ii. tankanlegg Avgass 100LL
- B. Tankanlegg drivstoff kjøretøy: i. Avinor, ii. Røros Flyservice, iii. Flytanking AS
- C. Avinors verksted
- D. Deponi for masser fra kasting av flyplassområdet
- E. Tankanlegg og annen lagring av glykol/formiat
- F. Bruk og spredning av glykol: i. de-iceing plattform, ii. snødeponier
- G. Avinors verkstedbygg
- H. Brannøvingsfelt: eksisterende (i vest), gammelt (i øst)
- I. SGS/SAS hangar(er)
- J. Helitrans område/bygg/hangar inkl. tankanlegg (JetA1, Avgass 100LL)
- K. Røros Flyservice område/verksted/bygg inkl. tankanlegg
- L. Flyklubbens område/lokaler

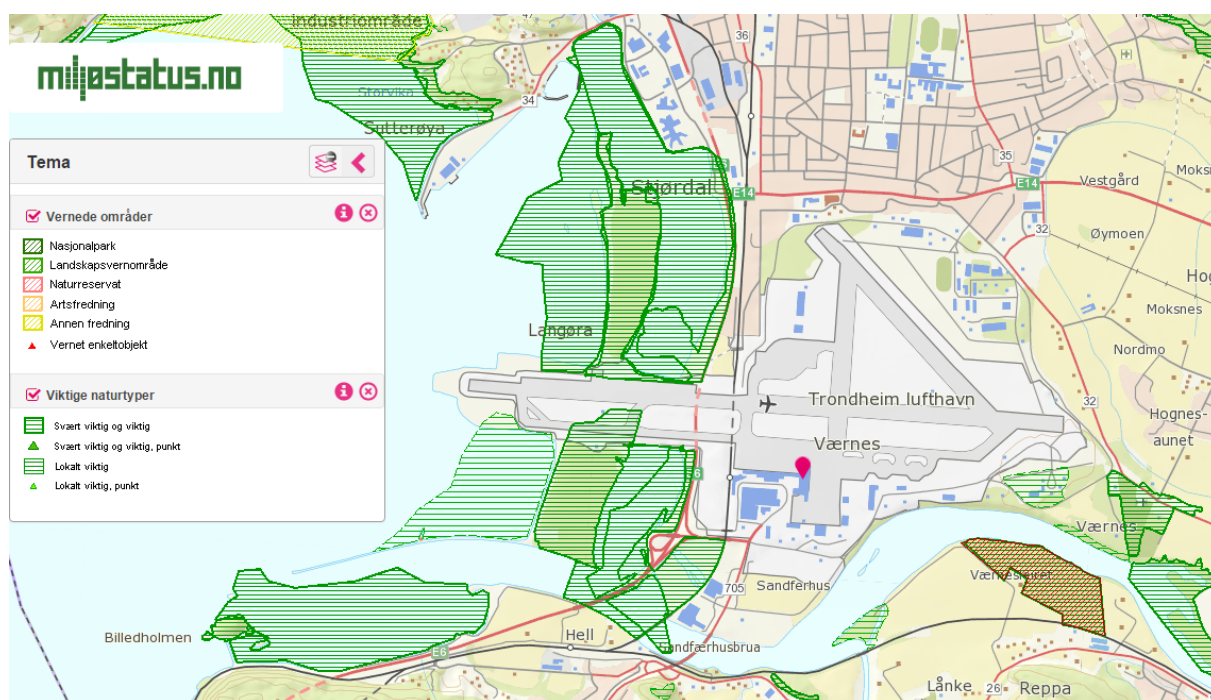
5.2 Naturverdier

Det er registrert tre verneområder i nærheten av flyplassen (Figur5-3), derav to naturreservater i Stjørdalselva ([Reppesleiret](#) og [Måsøra-Hofstadøra](#)) og ett dyrefredningsområde i [Vikanbukta](#).

Naturreservat Reppesleiret ligger sørøst for flyplassen, på sørsiden av Stjørdalselva. Østre del av området består av ung, homogen gråor-heggeskog, mens den vestre delen er sterkere kulturopåvirket og atskillig mer variert med hensyn til alder og struktur. Området har et av de største restbestandene av gråor/heggeskog langs Stjørdalselva. Naturreservat Måsøra-Hofstadøra ligger omtrent 4,5 km oppstrøms elva, og er også et gråor-heggeskogsområde. Vikanbukta ligger 3 km nordøst for Trondheim lufthavn og har stor verdi som fugleområde. Betydningen har økt i takt med at andre, tilsvarende områder i Stjørdal er blitt utbygd. Størst verdi har området som rasteplass for våtmarksfugler under trekket vår og høst.

Innenfor en radius av ca. 1 km rundt flyplassområdet ligger det 22 registrerte naturtyper. Blant disse er det noen som ligger i og ved utløpet av Stjørdalselva og mottar avrenning fra lufthavnområdet. Dette omfatter blant annet marine taeskegforekomster, strandeng og strandsump og bløtbunnsområder i strandsonen. Det er et mangfold av vadefugl, måker og andefugl som har både rasteområde, beiteområde og yngleområde i tilknytning til områdene rundt lufthavna. Det er registrert flere fuglearter med status i Rødlisten på flyplassområdet og i nærområdet, blant annet tårnseiler, strandsnipe, stær, vipe og brushane (www.naturbase.no, www.artskart.no). Stjørdalselva har anadrom laksefisk, og det er også registrert elvemusling.

Klimaet ved Trondheim lufthavn er i stor grad påvirket av Trondheimsfjorden.



Figur 5-3. Oversikt over vernede områder og viktige naturtyper rundt Trondheim lufthavn, Værnes. Kilde: www.miljostatus.no/kart

5.3 Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter

5.3.1 Historisk bruk av brannskum

Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M sitt «Light Water» AFFF 3 % skum, opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet i Avinor før 2001 inneholdt 4 % PFAS. Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS. Avinor har ikke informasjon om type og mengde skum som har vært i bruk hos Forsvaret. I beregninger i denne rapporten er det gitt samme forutsetninger som for skumbruk ellers i Avinor i samme periode. Det er i estimering av mengde skum forutsatt at skumforbruk i perioden før 2001 var tilsvarende det i perioden etter 2001.

Egenes Brannteknikk AS og Dr. Sthamer var hhv. leverandør og produsent av AFFF-skum benyttet fra 2001 - 2011/12. De opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet fra 2001 til 2011/12 anses å ha inneholdt 1,6 % innhold av PFAS og at skummet skulle være PFOS-fritt. I denne sammenheng betyr det at skummet kan inneholde opptil 0,001 vektprosent eller 10 mg/l, jfr. Produktforskriften. Analyser viser PFOS-konsentrasjoner i størrelsesorden 1-2 mg/l i helt nyåpnede fat med AFFF-skum.

For beregning av mengde PFOS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene er utregningene basert på 4 % PFOS i skum benyttet før 2001 (all PFAS er PFOS for denne skumtypen). Siden PFOS er ansett som den mest giftige av PFAS, anses dette som en konservativ tilnærming.

For tilsvarende beregninger i årene 2001 til 2011/12 er det tatt utgangspunkt i at dette skummet i all hovedsak er PFOS-fritt. Beregnet mengde PFAS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene i denne perioden er derfor basert på 1,6 % innhold av PFAS i skummet.

Ved Trondheim lufthavn er det registrert to brannøvingsfelt, et gammelt felt sydøst for rullebanen (BØF-1) og et aktivt felt syd for rullebanen (BØF-2), som vist på kart i Figur 5-4. Det årlige forbruket i 1982-2001 var gjennomsnittlig ca. 60 kg PFOS som følge av øving med brannskum.



Figur 5-4. Oversiktskart over brannøvingsfeltene på Trondheim lufthavn, Værnes. Kartkilde: www.norgeskart.no

5.3.2 Gammelt brannøvingsfelt (BØF-1)

Det gamle brannøvingsfeltet ligger syd for østre baneende, på toppen av en 20 m høy elveskråning ned mot Stjørdalselva. Umettet sone er omkring 17 m tykk og består av sand/siltig finsand, med et par tykkere gruslag. Øvingsfeltet ble opprettet i 1982 og har tidvis også blitt benyttet for lagring av oljefat og grovavfall. Parafin og diesel ble benyttet som øvingsvæske. Til slukking ble det brukt pulver og skum.

Fra 1982 og til 2001 hadde Forsvaret ansvaret for bruk, drift og vedlikehold av feltet. I 2001 overtok Avinor brann- og redningstjenesten på lufthavnen, og hadde i perioden 2001 til 2006 begrenset øvingsaktivitet på feltet. Varme øvelser ble gjennomført ved Oslo Lufthavn og Tromsø Lufthavn. Nytt brannøvingsfelt åpnet i 2006, og Avinors bruk av BØF-1 ble avsluttet. I utslippstillatelsen til nytt brannøvingsfelt (BØF-2), ble det i tillatelsens vilkår stilt krav om at det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1) skulle saneres. Det var da fokus på hydrokarbonforurensning. Det ble gjennomført sanering ved det gamle brannøvingsfeltet i desember 2008 i henhold til tiltaksplan (Multiconsult, 2008) godkjent av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag i vedtak av 5.11.2008.

I løpet perioden 1982 til 2006 er det estimert at det ble brukt ca. 1 250 kg ren PFOS på BØF-1. Fra 2001 til 2006 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 100 kg PFAS på BØF-1.

5.3.2.1 Eierforhold og ansvar

Det gamle brannøvingsfeltet på Værnes ble etablert av Forsvaret på Forsvarets eiendom gbnr. 107/1 i ca. 1982. I perioden 2001 til høst 2006 ble feltet driftet av Avinor etter avtale

med Forsvaret. Feltet ble nedlagt og tilbakeført Forsvaret i 2006/2007. Forsvaret har vært grunneier til feltet i hele perioden og er det fortsatt.

Avinor etablerte i 2006 et nytt brannøvingsfelt, på Avinors egen eiendom 106/42. I forbindelse med Avinors søknad om etablering av nytt brannøvingsfelt i 2004, satte Fylkesmannen i Nord Trøndelag i sitt brev av 16. juni 2006 vilkår om sanering av det gamle brannøvingsfeltet. Avinors drift av feltet i perioden 2001 til 2006 samt Fylkesmannens krav i 2006, er bakgrunnen for at Avinor har gjennomført prøvetaking og kartlegging.

Avinor forutsetter at Forsvaret som grunneier, forestår den videre oppfølging av feltet i den grad det er behov for dette.

5.3.3 Aktivt brannøvingsfelt (BØF-2)

Det er etablert et nytt aktivt brannøvingsfelt på lufthavnen som ble åpnet i oktober 2006. Også Stjørdal kommune holder øvelser på brannøvingsfeltet, men dette er røykdykkerøvelser uten bruk av skum. Under disse øvelsene driftes feltet av lufthavnen. I tillegg øver personell fra andre lufthavner ved dette feltet.

Feltet har flykropp med anlegg for drivstoff under trykk, samt containerløsninger hvor det øves for røykdykking i bygninger. På feltet er det tett dekke av asfalt som samler opp kjemikalier og overvann. Avrenningen fra feltet ledes til spillvannsystemet via oljeutskiller.

Det er estimert at det ble brukt ca. 150 kg PFAS på BØF-2 i perioden 2006 til 2012. PFOS ble faset ut fra brannskummet i 2001, men PFAS-holdig skum var i bruk frem til 2012 og kan ha inneholdt også mindre mengder PFOS.

Feltet ligger utenfor lufthavngjerdet og er tilgjengelig for allmenn ferdsel.

5.3.4 Andre PFAS-lokaliteter

Ved den gamle flysimulatoren, prøvepunktene OF11-OF16 øst for terminalområdet, gjennomføres det innstilling av strålebildet på brannbilenes kanoner hver dag. Prosessen gjennomføres med vann, men det vil kunne være rester av skum i systemet som følger med vannet ut.

Tidligere ble denne aktiviteten ifølge lufthavnspersonell gjennomført på et område nord for overvåkingsbrønn MB3, vest for flysimulatoren. I perioden fra 1971 til 1980 ble det også utført brannøvelser i begrenset omfang i dette området.

5.4 Utførte tiltak

Avinor AS faset ut brannskum som inneholdt PFOS i 2001 og erstattet dette med et annet skum som inneholdt i hovedsak andre perfluorerte forbindelser. Avinor overtok drift av BØF 1 på Trondheim lufthavn i 2001 og har dermed ikke benyttet skum som i denne rapporten defineres som «PFOS-holdig». Siden har det vist seg at også andre perfluorerte forbindelser kan være uheldige for miljøet. I perioden 2011-2012 byttet derfor Avinor også ut dette skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et skum helt uten perfluorerte forbindelser.

Det er utført rengjøring av brannbiler som har vært i bruk før bytte fra AFFF til fluorfritt skum.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger det kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser ved alle Avinors lufthavner i perioden 2011 – 2013. Forurensninger på brannøvingsfeltene var i fokus, og prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved disse feltene (utført i DP2) var sjakting, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i alle retninger ut fra selve brannøvingsfeltet. Én av retningene skulle velges som forlenget akse, med prøvetaking lengre fra brannøvingsfeltet. Denne retningen ble valgt ut fra kunnskap om sannsynlig spredningsretning, f.eks. strømningsretning for grunnvannet, fremherskende vindretning eller opplysninger om i hvilken retning brannskum ble blåst under øvelsene. Det ble ikke etablert nye grunnvannsbrønner på Værnes under DP2-prosjektet, men eksisterende brønner ble prøvetatt. Det ble supplert med vannprøver i grøfter, bekker og elver der dette var hensiktsmessig.

Resultatene fra undersøkelsene dannet grunnlag for estimering av gjenværende PFOS-mengde i grunnen, samt beregning av en stedsspesifikk Kd (utlekkingspotensialet fra jord til vannfasen (fordelingskoeffisient)). Dette ble videre benyttet til å gjennomføre en risikovurdering mht. spredning i vann i henhold til veileder 99:01 (SFT, 1999) hvor de stedsspesifikke parameterne i beregningsverktøyet ble justert iht. de lokale forhold.

Det er tatt flere prøver av grunnvann etter DP2-prosjektet for å dokumentere spredningsvei for PFAS fra de ulike PFAS-forurensede områdene.

6.2 Jord

Miljøprosjektet DP2s prøvetaking av jord på Trondheim lufthavn ble utført i 2011 og 2012 og de fleste analysene ble gjennomført i perioden rett etter. Noen av prøvene ble lagret noen måneder hos laboratoriet i påvente av analyse. Resultatene av analyserte jordprøver er vist i kart vedlagt denne rapporten. Det er ikke tatt supplerende jordprøver i løpet av 2013 og 2014. Fargekodene angitt i avsnitt 4.2 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

Da undersøkelsene startet, var det begrenset med kunnskap om andre PFAS enn PFOS og PFOA. Analyseresultatene er derfor i stor grad begrenset til disse to parameterne. Analyser av nyere dato inkluderer imidlertid 12 PFAS.

6.2.1 Gammelt brannøvingsfelt, BØF-1

NGU gjennomførte miljøtekniske grunnundersøkelser på oppdrag fra Forsvarets bygningsstjeneste ved det gamle brannøvingsfeltet i 1995. Grunnvannsnivået lå på det tidspunktet 17 meter under terreng, ca. 1-2 meter over vannivået i elven. Undersøkelsen konkludert at det ikke var forurensning som førte til/kunne føre til skader på det lokale naturmiljøet ved brannøvingsbassenget og grovavfallsfyllingen. Det ble i denne undersøkelsen imidlertid ikke analysert for PFAS.

I desember 2007 utførte Multiconsult på oppdrag fra Avinor kartlegging av det gamle brannøvingsfeltet. Det var i kartleggingen fokus på hydrokarbonforurensning, men det ble også analysert for PFOS/PFOA (tre prøver) og tungmetaller (to prøver). Arbeidet var en del av kartlegging og sanering som Fylkesmannen i Nord-Trøndelag stilte som vilkår i utslippstillatelse gitt for aktivt brannøvingsfelt av 16.06.2006. Sanering ble gjennomført etter godkjent tiltaksplan fra 2008. Det ble påvist PFOS over dagens normverdi i jord, og også påvist PFOS i en grunnvannsprøve tatt sentralt på feltet. Det ble den gang konkludert med at de høyeste verdiene av PFOS ble i funnet i punktet med høyest konsentrasjon av hydrokarboner, og at tiltak for fjerning av THC også ville medføre at rester av PFOS ble fjernet. Det ble derfor ikke tatt ytterligere prøver av dette. I forbindelse med arbeidet ble noe forurensede masser kjørt vekk, dette er beskrevet i Multiconsultrapport 412822-1 og sluttrapport.

I DP2-prosjektet ble det i september 2011 tatt ti overflateprøver ved det gamle brannøvingsfeltet hvorav åtte ble analysert. Det ble tatt nye jordprøver i dybden under alle overflateprøver, med unntak av OF3.

Det er hovedsakelig påvist moderate nivåer av PFOS/PFAS ved det gamle brannøvingsfeltet, men det er også enkelte punkter hvor det er påvist kun lave konsentrasjoner. Maksimal konsentrasjon påvist for PFOS er 2610 µg/kg, mens øvrige konsentrasjoner hovedsakelig ligger i spennet 300 – 2000 µg/kg. I flere punkter er konsentrasjonen av PFOS/PFAS høyere i den dypeste prøven (2-3 m). Dette kan ha sammenheng med at deler av området i forbindelse med tilbakeføring til Forsvarsbygg ble sanert i henhold til tiltaksplan godkjent av fylkesmannen (Multiconsult, 2008). I tillegg vil nedbør og vertikal transport over tid, kunne føre til at konsentrasjonen i øverste lag reduseres.

Det er påvist lave konsentrasjoner av andre PFAS-forbindelser (6:2 FTS og PFHxS) i fire av sjaktene (hhv. 3,4 – 25,3 µg/kg og 8,5 – 19,3 µg/kg).

Det gamle brannøvingsfeltet ligger nært Stjørdalselven, ca. 20 m høyere.

6.2.2 Aktivt brannøvingsfelt, BØF-2

I september 2011 ble det tatt 38 jordprøver fra det aktive brannøvingsfeltet, hvorav 16 stk. fra forskjellige dybder ble analysert.

Det er kun påvist PFOS over normverdi i én sjakt på det aktive brannøvingsfeltet, sjakt 1. Denne ligger nær flykroppen som naturlig vil motta mest skum under øvelser. Det ble påvist 198 µg/kg PFOS ved 70 cm dyp, men ved 3 m er PFOS-konsentrasjonen under deteksjonsgrensen. Forurensningen kan for øvrig, ifølge DP2-rapporten, stamme fra lekkasje fra avløpsanlegg for brannøvingsfeltet.

Prøvene M1-M3 er tatt ved 3,5 m dyp ganske sentralt på brannøvingsfeltet, men utenfor membran. Det er ikke påvist PFAS ved denne dybden.

Det er tatt to prøver fra grøftesedimenter/-jord som kan motta overflateavrenning fra brannøvingsfeltet. Her er det heller ikke påvist PFOS/PFOA over deteksjonsgrensene.

På feltet er det tett dekke av asfalt med sluk som skal samle opp alle kjemikalier og overvann. Avrenningen fra feltet ledes via oljeutskiller til spillvannsystemet.

Det er kun analysert for PFOS/PFOA ved det aktive brannøvingsfeltet, unntatt i de tre prøvene tatt ved 3,5 m dyp (M1-M3), og ev. nyere forurensning med bl.a. 6:2 FTS er dermed ikke avdekket.

6.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Ved område som tidligere ble benyttet for testing av brannbilenes brannslukningskanoner ble det tatt prøver fra to sjakter, HS1 og HS2. Det ble påvist PFOS i begge sjaktene. I HS1 ble det påvist 159 µg/kg og 256 µg/kg i hhv. 20-70 cm dyp og 200-250 cm dyp. I HS2 ble det påvist 15,8 µg/kg og 61,4 µg/kg ved hhv. 20-70 cm dyp og 200-250 cm dyp. Det ble i tillegg påvist lave konsentrasjoner av to andre PFAS (PFHxS og PFNA).

Massene består av sand og grus og er dermed permeable. Vann fra feltet drenerer mot Stjørdalselven. Området som ble brukt til testing er ikke avgrenset.

Det er også analysert på blandprøver fra grunnen under lagringstank for formiat rett øst for Avinors verksted. Én av blandprøvene besto av tre prøver fra tre punkter, den andre blandprøven besto av fem prøver fra fem prøvepunkter. Det ble ikke påvist PFAS i blandprøvene.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved aktivt brannøvingsfelt, BØF-2.

Parameter	Enhet	Sjakt 1-2	Sjakt 1-4	Sjakt 2-2	Sjakt 2-4	Sjakt 3-2	Sjakt 3-4	Sjakt 4-2	Sjakt 4-4	Sjakt 5-2	Sjakt 5-4	Sjakt 6-2	Sjakt 6-4	OF 18	OF 19	OF 20	OF 22
Dato		27.-28.09.2011															
Prøvedyp	cm	70	300	70	300	70	300	70	300	70	300	70	300	10	10	10	10
Jordtype		Pukk	Grus	Pukk	Grus	Pukk	Grus	Pukk	Grus	Pukk	Grus	Pukk	Grus	Jord	Sandig jord	Jord	Leirig sand
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	<2,3	<2,3	<2,2	<2,0	<2,1	<2,1	<2,0	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1	<2,3	<2,2	<1,9	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	198	<2,3	<2,3	<2,2	<2,0	<2,1	<2,1	<2,0	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1	14.8	<2,2	<1,9	<2,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord på aktivt brannøvingsfelt (BØF-2), samt i grøfter nedstrøms feltet (Sed 2 og Sed 7).

Parameter	Enhet	M1	M2	M3	Sed 2	Sed 7
Dato					27.-28.09.2011	
Dybde	cm	350	350	350	10	10
6:2 FTS	µg/kg	<3,1	<3,3	<3,4	-	-
8:2 FTS	µg/kg	<4,1	<4,4	<4,6	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,1	<3,3	<3,4	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,1	<3,3	<3,4	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	<2,0	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	<2,0	<2,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,1	<2,2	<2,3	-	-
Sum PFAS eks LOQ	µg/kg	i.p.	i.p.	i.p.	-	-

Tabell 6-3. Analyseresultater fra jord ved gammelt brannøvingsfelt, BØF-1.

Parameter	Enhet	OF1	OF1-2	OF1-4	OF2	OF2-2	OF2-4	OF3	OF4	OF4-2	OF4-4	OF5	OF5-2	OF5-3	OF5-5
Dato		27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011	27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011	23.05.2012		
Prøvedyp	cm	10	20-70	200-300	10	20-70	200-300	10	10	20-70	200-300	10	20-30	30-70	200-300
Jordtype		Stein, grus	Stein, sand	Grus, sand	Sand	Stein, sand	Grus, sand	Sand	Sand	Sand, grus	Grus	Sand	Sort lag med sand og stein	Sand	Grus
6:2 FTS	µg/kg	-	<3,3	<3,0	-	<3,1	<3,5	-	-	<3,0	8,9	-	5,7	12	6,3
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,3	<3,0	-	<3,1	<3,5	<3,2	<2,8	<3,0	<2,9	-	<3,5	<3,3	<3,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<3,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<3,3	<3,0	-	<3,1	<3,5	<3,2	<2,8	<3,0	19,3	-	8,5	<3,3	<3,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	2,5	<2,2	<2,0	<2,0	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	3	<2,2	<2,3	<2,2	<2,3
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	307	1850	864	144	157	759	35,1	12,2	91,3	20,1	347	706	1010	1530
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<2,2	<2,0	-	<2,1	<2,3	<2,1	<1,8	<2,0	<1,9	-	<2,3	<2,2	<2,3
Sum PFAS eks LOQ	µg/kg	-	1850	864	-	157	759	35,1	12,2	91,3	23,1	-	720	1022	1540

Tabell 6-4. Analyseresultater fra jord ved gammelt brannøvingsfelt, BØF-1.

Parameter	Enhet	OF7	OF7-2	OF7-4	OF8	OF8-2	OF8-4	OF9	OF9-2	OF9-4	OF10
Dato		27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011	23.05.2012		27.-28.09.2011
Prøvedyp	cm	10	20-70	200-300	10	20-70	200-300	10	20-70	200-300	10
Jordtype		Sand	Grus, sand	Grus	Sand med stein	Sand	Sand	Grus	Sand	Grus	Jord på vollen
6:2 FTS	µg/kg	-	<3,4	<3,0	-	3,4	3,9	-	25,3	17,3	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,4	<3,0	<2,6	<3,3	<3,7	-	<3,3	<3,0	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,3	<2,0	<1,7	<2,2	<2,5	-	<2,2	<2,0	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<2,3	<2,0	<1,7	<2,2	<2,5	-	<2,2	<2,0	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<3,4	<3,0	<2,6	12,8	17,3	-	9,1	10,2	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	<2,3	<2,0	<1,7	2,5	<2,5	-	<2,2	<2,0	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,3	<2,0	<1,7	<2,2	<2,5	-	<2,2	<2,0	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	3	4,6	<1,7	<2,2	2,7	-	<2,2	<2,0	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	<2,3	<2,0	<1,7	<2,2	<2,5	<2,2	<2,2	<2,0	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	3,6	1520	485	<1,7	508	1970	371	2410	2610	29,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<2,3	<2,0	<1,7	3,2	3,2	-	2,6	<2,0	-
Sum PFAS eks LOQ	µg/kg	-	1530	490	i.p.	530	1990	-	2450	2640	-

Tabell 6-5. Analyseresultater fra jord ved gammelt kanontestingsområde.

Parameter	Enhet	HS1		HS2	
Dato		23.05.2012			
Prøvedyp	cm	20-70	200-250	20-70	200-250
Jordtype		Sand	Grus	Pukk	Grus
6:2 FTS	µg/kg	<3,2	<3,2	<3,4	<3,4
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,2	<3,2	<3,4	<3,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,2	<3,2	5,1	<3,4
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,1	<2,1	2,9	<2,2
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	159	256	15,8	61,4
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,1	<2,1	<2,3	<2,2
Sum PFAS eks LOQ	µg/kg	159	256	23,8	61,4

Tabell 6-6. Analyseresultater fra jord ved aktivt kanontestingsområde ved flysimulator.

Parameter	Enhet	OF11	OF13	OF14	OF16
Dato		27.-28.09.2011			
Prøvedyp	cm	-	-	-	-
Jordtype		-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,3	4	<2,2	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,3	13	<2,2	<2,2

6.3 Sedimenter

Det ble tatt tre sedimentprøver i 2011. Én av sedimentprøvene er tatt nær utløpet av Stjørdalselven (Sed 3), én er tatt i Stjørdalselven oppstrøms lufthavnen (Sed 5), og den siste er tatt i sideelv som går ut i Stjørdalselven oppstrøms lufthavnen (Sed 4).

Det er ikke påvist PFOS/PFOA over deteksjonsgrense i noen av sedimentprøvene. Dette er ikke uventet for sedimentprøvene Sed 4 og Sed 5 da disse er tatt oppstrøms lufthavnen. Det er heller ikke helt uventet at det ikke er påvist i Sed 3 da Stjørdalselven har store vannvolumer som fortynner ev. PFAS-forurensning. PFAS i elveløpet vil sannsynligvis følge vannstrømmen og avsettes kun i mindre grad i elvedimentene.

Tabell 6-7. Analyseresultater fra sedimenter tatt i elvebredden og i sideløp til Stjørdalselven.

Parameter	Enhet	Sed 3	Sed 4	Sed 5
Dato		27.-28.09.2011		
Dybde	cm	10	10	10
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,1	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,0	<2,1	<2,0

6.4 Vann

Vann fra åtte grunnvannsbrønner på lufthavnen har vært analysert for PFOS minimum en gang. Det er i tillegg tatt enkelte prøver av overvann fra Stjørdalselven, grøftevann og Søndre elveleie. Oljeutskiller fra aktivt brannøvingsfelt prøvetas også jevnlig.

Prøvepunktene for overflatevann er valgt for å kunne avdekke en eventuell avrenning av PFAS fra bl.a. det aktive brannøvingsfeltet, i tillegg til diffus avrenning fra hele lufthavnen til Stjørdalselven.

6.4.1 Grunnvann

6.4.1.1 Aktivt brannøvingsfelt, BØF 2

Det er ikke tatt egne grunnvannsprøver ved det aktive brannøvingsfeltet. Nærmeste grunnvannsbrønner ligger (nord)vest for feltet. Grunnvannets strømningsretning ved brannøvingsfeltet er forventet å gå sørover mot Stjørdalselven.

Midt på feltet er det tett dekke av asfalt som samler opp alle kjemikalier og overvann i tre sluk og ett sandfang. Fra sandfanget går vannet til fordrøyningstank og deretter videre til oljeutskiller. Fra oljeutskiller går vannet til spillvannsystemet og videre til kommunalt renseanlegg som har utløp i fjorden utenfor.

Det er også en membran med diameter ca. 70 meter under sirkelen (bl.a. den asfalterte delen av feltet), og denne har fall inn mot midten til slukene. Det er antatt, med unntak av ved svært kraftig vind, at alt slukkevann samles opp på området med membran.

6.4.1.2 Gammelt brannøvingsfelt, BØF 1

Kartlegging av jord på feltet viser at det fortsatt er PFAS igjen i jorden, og dermed er det også risiko for å finne dette i grunnvannet under og nedstrøms det nedlagte

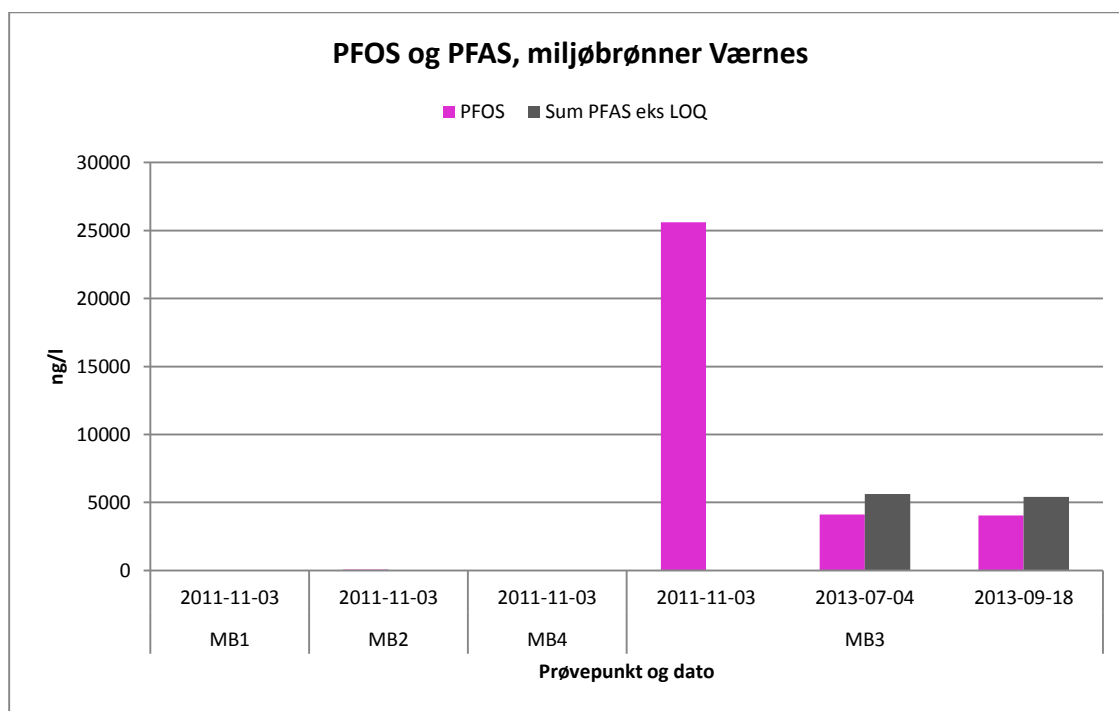
brannøvingsfeltet. I forbindelse med miljøtekniske grunnundersøkelser på feltet i 2008 (Multiconsult, 2008) ble det påvist 1580 ng PFOS/l i en brønn som den gang lå på brannøvingsfeltet. I DP2-prosjektet ble det i september 2011 tatt prøve fra en overvåkingsbrønn nedstrøms feltet, brønn V1/GBMB2. Det ble påvist PFOS-konsentrasjon på 6 ng/l. Det er tatt oppfølgende prøver i 2012, 2013 og 2014, men det er ikke påvist PFOS/PFAS i disse prøvene. Det er mulig at grunnvannsbrønnen ikke står tilstrekkelig nedstrøms, men er satt noe for langt øst for å avdekke forurensningsspredning fra jordmassene på det gamle brannøvingsfeltet. I følge NGUs undersøkelse (NGU, 1995) har massene under feltet god permeabilitet slik at PFAS-forurensning relativt raskt transporteres ut i Stjørdalselven ved vannstrømning gjennom massene.

6.4.1.3 Lufthavnområdet for øvrig

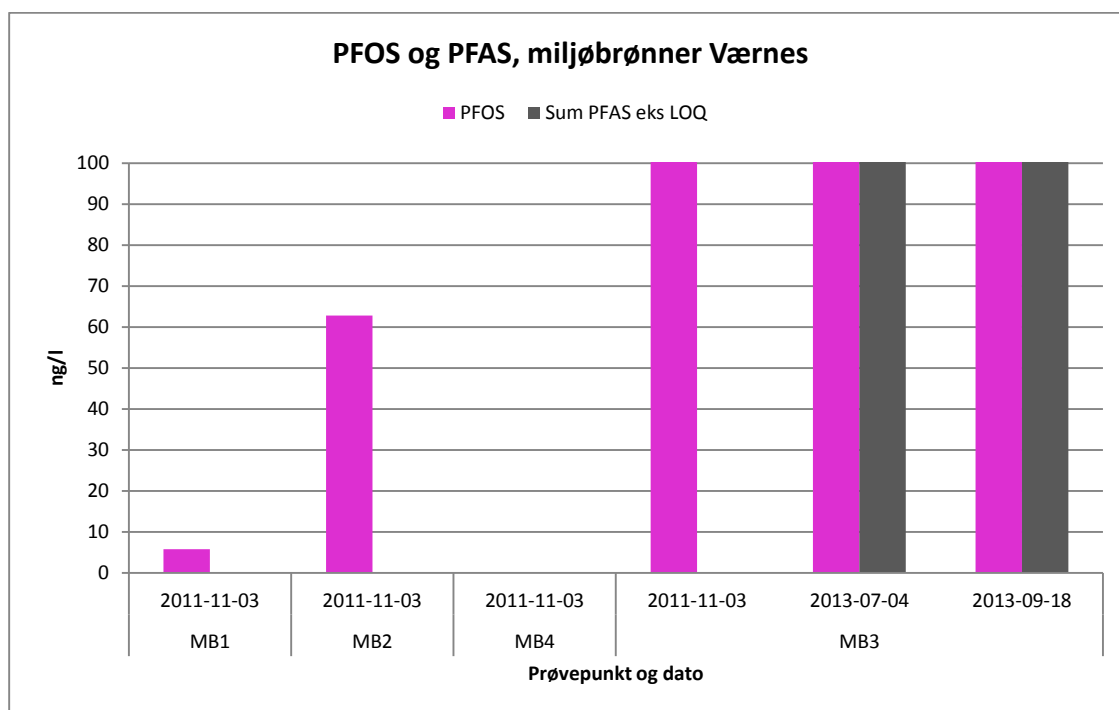
Det er tatt grunnvannsprøver fra flere miljøbrønner på lufthavnområdet utenom brannøvingsfeltene. Miljøovervåkingsbrønnene MB1, MB2, MB3 og MB4 er satt syd og vest for de-iceing plattform/snødeponier. Brønn MB3 er satt noe øst for Avinors verkstedbygg, nærmere Stjørdalselven sammenlignet med de øvrige miljøbrønnene. Det ble påvist noe PFOS i MB1 og MB2 i 2011. I MB3 ble det påvist høy konsentrasjon av PFOS, 25 600 ng/l, i 2011, og det ble dermed tatt oppfølgende prøver herfra i juli og september 2013, se Figur 6-1 og Figur 6-2. Det ble i 2013 også analysert for flere PFAS-forbindelser. Konsentrasjonen av PFOS i 2013 var lavere enn i 2011, men fremdeles høy, med 4120 ng/l og 4040 ng/l i hhv. juli og september. Sum PFAS er noe høyere, men PFOS bidrar hovedsakelig.

Sannsynlig kilde til PFAS-innholdet i MB3 er det tidligere testområdet for brannbilenes brannslukningskanoner. Her ble det i sjakt HS1 påvist PFOS-konsentrasjon på 256 µg/kg i prøvedyp 2-2,5 meter under terreng og 159 µg/kg i prøvedyp 0,2-0,7 meter under terreng. I sjakt HS2 ble det påvist lavere konsentrasjoner av PFOS enn i HS1, det ble imidlertid i tillegg påvist lave konsentrasjoner av to andre PFAS (PFHxS og PFNA).

Dreneringsretningen for grunnvannet i dette området er mot sør til Stjørdalselven.



Figur 6-1. PFOS/PFAS i miljøbrønner ved Værnes lufthavn.



Figur 6-2. PFOS/PFAS i miljøbrønner ved Værnes lufthavn. Legg merke til skala på y-aksen.

Det er ytterligere tre miljøbrønner ved lufthavnen, FMB1-FMB3. Disse ligger på Sandferhus, nordvest for det aktive brannøvingfeltet, og sør for miljøbrønnene MB1-MB4. Her ble det tatt grunnvannsprøver i november 2011. Det er kun påvist PFOS i én av brønnene, FMB2, hvor konsentrasjonen var 19,1 ng/l. Det er ikke tatt oppfølgende prøver for analyser av PFOS fra disse miljøbrønnene.

Tabell 6-8. PFAS i grunnvannsprøver.

Parameter	Enhet	MB1	MB2	MB4	MB3			FMB1	FMB2	FMB3	V1/GBMB2							
Dato		2011-11-03	2011-11-03	2011-11-03	2011-11-03	2013-07-04	2013-09-18	2011-11-04	2011-11-04	2011-11-04	2011-09-27	2011-11-04	2012-05-23	2013-07-04	2013-09-18	2013-10-10	2014-02-04	2014-05-08
6:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	104	81,2	-	-	-	-	-	<15,0	<15,0	<15,0	<37,5	<15,0	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	16,1	<20,0	-	-	-	-	-	-	<20,0	<20,0	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	-	-	72,1	60,8	-	-	-	-	-	<15,0	<15,0	<15,0	<37,5	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	-	-	38,4	35,4	-	-	-	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	-	-	<5,0	<10,0	-	-	-	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	-	-	715	612	-	-	-	-	-	<15,0	<15,0	<15,0	<37,5	<15,0	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	-	-	273	244	-	-	-	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	-	-	56,1	51	-	-	-	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	-	-	24,6	70,8	-	-	-	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<25,0	<5,0	227	78,7	62,4	<10,0	8	<5,0	<2,5	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	5,8	62,8	<5,0	25 600	4120	4040	<10,0	19,1	<5,0	<2,5	6	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	-	-	116	138	-	-		-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<25,0	<10,0	<10,0
Sum PFAS eks LOQ	ng/l	-	-	-	-	5620	5400	-	-		-	-	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.

6.4.2 Overflatevann

Det er tatt overflatevannprøver fra seks punkter i naturlige vannkilder (grøfte-/bekkevann, elvevann).

Ved første prøvetakingsrunde i 2011 ble det i "naturlige vannkilder" påvist PFOS i V7 som er tatt i bekk/grøft nedstrøms aktivt brannøvingsfelt nær utløp til Stjørdalselven. Konsentrasjonen var imidlertid lav, 3,4 ng/l, og ble ikke påvist igjen ved prøvetakingsrunden i 2012. I jordprøve tatt i 2011 i samme grøft (prøve Sed 7) ble det for øvrig ikke påvist PFOS.

Det ble ikke påvist PFOS/PFOA i noen av de andre vannprøvene fra "naturlige kilder" (V2, V3, V4, V5, V6) verken i 2011 eller 2012.

6.4.3 Oljeutskiller og utløp til spillvannsnett, aktivt brannøvingsfelt

Det er tatt flere prøver fra oljeutskiller og én prøve fra utløp til spillvannsnett (rett etter oljeutskiller) ved aktivt brannøvingsfelt. Det er konsentrasjoner av sum PFAS fra 4720 ng/l til 9770 ng/l hvor hovedandelen består av 6:2 FTS. Det er også påvist flere av de øvrige PFAS-forbindelsene i prøvene.

Vannet som ledes til spillvannsnettet går til offentlig renseanlegg.

Tabell 6-9. PFAS i vannprøver fra oljeutskiller og utløp spillvannsnett ved aktivt brannøvingsfelt samt i overflatevannprøver.

Parameter	Enhet	OU BØF				Vann Utløp	V2	V3		V4		V5		V6		V7	
Dato		2013-06-11	2013-11-13	2014-03-24	2014-10-30	2014-03-24	2011-09-27	2011-09-27	2012-05-23	2011-09-27	2012-05-23	2011-09-27	2012-05-23	2011-09-27	2012-05-23	2011-09-27	2012-05-23
6:2 FTS	ng/l	2990	4830	3890	2420	4030	-	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
8:2 FTS	ng/l	360	110	296	210	294	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	i.p.	<37,5	<15,0	<25,0	<25,0	-	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	830	143	355	88,3	359	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	20	<25,0	16,2	<16,7	17,6	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	i.p.	85,6	88,2	29	91,4	-	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	90	358	678	188	686	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	40	168	255	101	251	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	i.p.	<25,0	36,1	25,3	36,4	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	170	114	134	55	137	<2,5	<2,5	<5,0	<2,5	<5,0	<10,0	<5,0	<2,5	<5,0	<2,5	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1030	481	1260	821	1360	<2,5	<2,5	<5,0	<2,5	<5,0	<10,0	<5,0	<2,5	<5,0	3,4	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	280	1240	2380	777	2550	-	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Sum PFAS eks LOQ	ng/l	5800	7520	9380	4720	9770	-	-	i.p.	-	i.p.	-	i.p.	-	i.p.	-	i.p.

6.5 Andre PFAS-lokaliteter

Det ble i tillegg i 2011 tatt prøver fra tre forskjellige typer brannøvingsskum som ble benyttet på det aktive brannøvingsfeltet. PFOS/PFOA i disse ble ikke påvist over deteksjonsgrense på 500 µg/l. Den høye deteksjonsgrensen utelukker imidlertid ikke en lavere konsentrasjon. Det ble ikke analysert for andre PFAS-forbindelser, heller ikke 6:2 FTS som ble benyttet i nyere typer brannskum. Skumtypene som ble analysert var følgende:

- Moussol-FF 3/6
- Sthamex-AFFF 3 %
- Trainingfoam N

6.6 Biota

6.6.1 Terrestriske arter

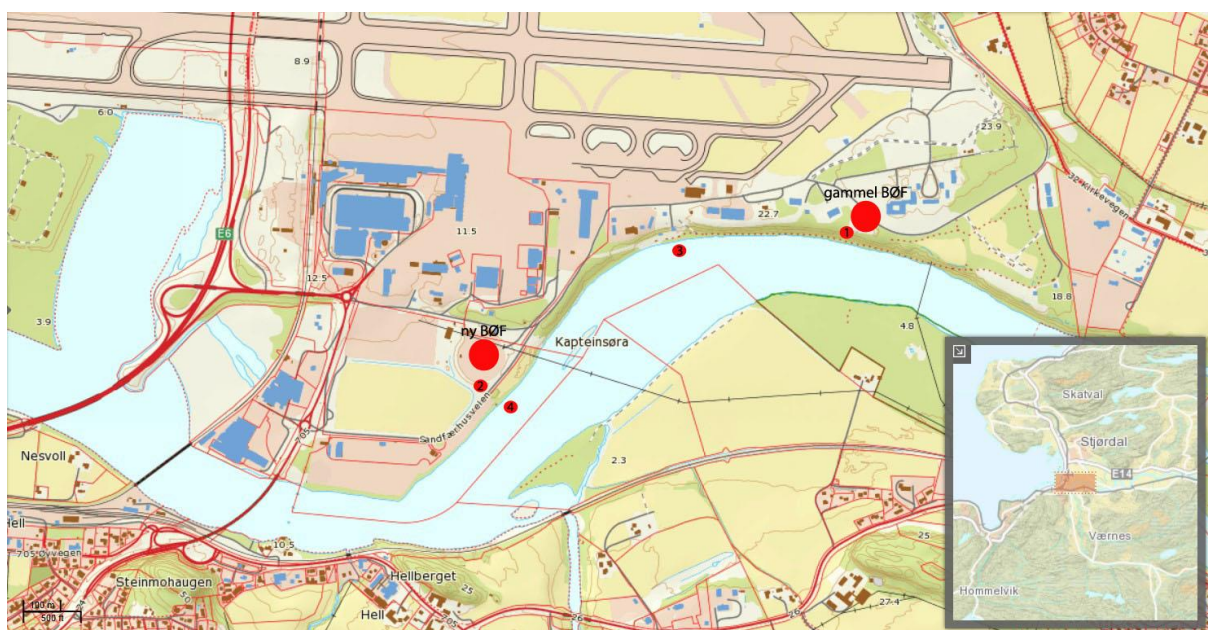
6.6.1.1 Metodikk og datainnsamling

Feltarbeidet ble gjennomført 8. oktober 2013.

Det ble gravd etter meitemark med stikkspade i jorda i «avrenningssonen» rundt brannøvingsfeltet ut mot elva (se Figur 6-3). Meitemark (*Lumbricidae sp.*) ble samlet til blandprøver med mer enn 10 eksemplarer i hver prøve. Marken ble samlet fra de øvre 30 cm av jordlag egnet som leveområde for meitemark.

Tabell 6-10. Oversikt over terrestriske arter som er samlet inn og analysert.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Meitemark	>10	1	Blandprøve	St. 1, gammel BØF
Meitemark	>10	1	Blandprøve	St. 2, ny BØF



Figur 6-3 Oversikt over prøvestasjoner (st.1 – 4) og brannøvingsfeltene.



Figur 6-4. T.v. strandsone langs Stjørdalselva; sterkt påvirket av tidevannsforskjell. T.h. Gammelt brannøvingsområde, det ble gravd etter meitemark i hellinga og siget ut mot elva bak bjørkekrattet i bildet.

6.6.1.2 Presentasjon av terrestriske data fra alle innsamlingsrunder

Resultatene av analysene fra prøvetaking i 2013 vises i Tabell 6-11 og Figur 6-6.

Tabell 6-11. Oversikt over PFAS som er analysert, og funn av disse i blandprøver av meitemark samlet inn på gammel BØF (st.1 - prøve 93) og ny BØF (st.2 - prøve 94).

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	93 meitemark blandprøve (st.1)	94 meitemark blandprøve (st.2)
PFPeA	12	5,4
PFHxA	2,8	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0
PFDA	1,4	<1.0
PFBS	2,6	<2.0
PFHxS	22	<1.0
PFOS	2200	5,1
FTS-6:2	320	9,2
FTS-8:2	67	28
PFDS	18	<1.0
PFUnDA	4,2	2
PFDODA	2,6	<2.0
Sum PFAS	2652,6	49,7

Det ble funnet innhold av PFAS i begge prøvene av meitemark som ble analysert fra området i tilknytning til både det nye og det gamle brannøvingsfeltet ved Trondheim lufthavn. I prøven tatt i tilknytning til det gamle brannøvingsfeltet, ble det funnet svært høye konsentrasjoner av PFOS, og også funn av 10 andre PFAS. Summen av PFAS er nesten 300 ganger høyere enn EQS_{biota}.

I prøven tatt i tilknytning til det nye brannøvingsfeltet, er det også funnet PFAS over EQS_{biota}, men betydelig lavere enn ved det gamle brannøvingsfeltet. De høyeste konsentrasjonene er av FTS-6:2 og FTS-8:2.

6.6.1.3 Vurdering terrestrisk biota

Konsentrasjonen av PFAS var på det meste nesten 300 ganger EQS_{biota}, i en blandprøve av meitemark fra det gamle brannøvingsfeltet. Hovedsakelig var det innhold av PFOS som var hovedbestanddelen av PFAS- forbindelser (ca. 82 %). Også for det nye brannøvingsfeltet, var det innhold som var ca. fem ganger EQS_{biota}, mens her var det lite PFOS (ca. 10 %) og mer av andre PFAS som kan relateres til brannskum brukt etter at PFOS-holdig brannskum ble faset ut. Meitemark representerer et lavt trinn i næringskjeden, og høye konsentrasjoner utgjør et spredningspotensiale til andre deler av det lokale næringsnettet. Meitemark synes også være godt egnet som en indikatorart for registrering av PFAS i de øvre jordlag.

6.6.2 Ferskvannsarter

6.6.2.1 Metodikk og datainnsamling

Feltarbeidet ble gjennomført 8. oktober 2013. Innsamling av ferskvannsbiota ble gjennomført i Stjørdalselva ved elektrofiske. I praksis ble hele litoralsonen (strandsonen) avfisket på lavvann med få bruddstykker. Elva ble avfisket fra brakkvannsdeltaet ved E6 til oppstrøms gammel BØF, om lag 2,7 km (Figur 6-3 og Figur 6-5). Det ble forsøkt ett nytt overfiske på stigende vannstand, men dette ga ingen fangst.

Området nedstrøms gammel BØF, ble avmerket som stasjon 3. Her ble det fanget trepigget stingsild, steinsmett, skrubbe, laks og aure.

Det ble også fanget brakkvannsreker med planktontrekk i strandsonen. Det ble samlet inn to blandprøver, begge i området rett oppstrøms ny BØF (stasjon 4).

Et stort estuarieområde ved utløpet av Stjørdalselva ble også elektrofisket. Området var preget av marin påvirkning, og begrodd med sivarter (*Carex sp* med flere). Det ble ikke fanget eller registrert fisk her.



Figur 6-5. Bildet viser estuarieområdet vest for E6 og flyplassområdet som ble forsøkt elektrofisket nedstrøms det nye brannøvingsfeltet. Foto: Håkon Gregersen.

Tabell 6-12. Oversikt over ferskvannsarter som ble samlet inn og analysert.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Trepigget stingsild	3	1	Blandprøve	St. 3, blandprøve 3 individer
Steinsmett	3	0	Blandprøve	St. 3
Skrubbeflyndre	2	1	Blandprøve	St. 3, blandprøve 2 individer
Laks	1	0	Hel fisk	St. 3
Aure	2	0	Hel fisk	St. 3
Brakkvannsreke	2	1	Blandprøve	St. 4, blandprøve av ca. 1000 individer

6.6.2.2 Presentasjon av ferskvannsdata fra alle innsamlingsrunder

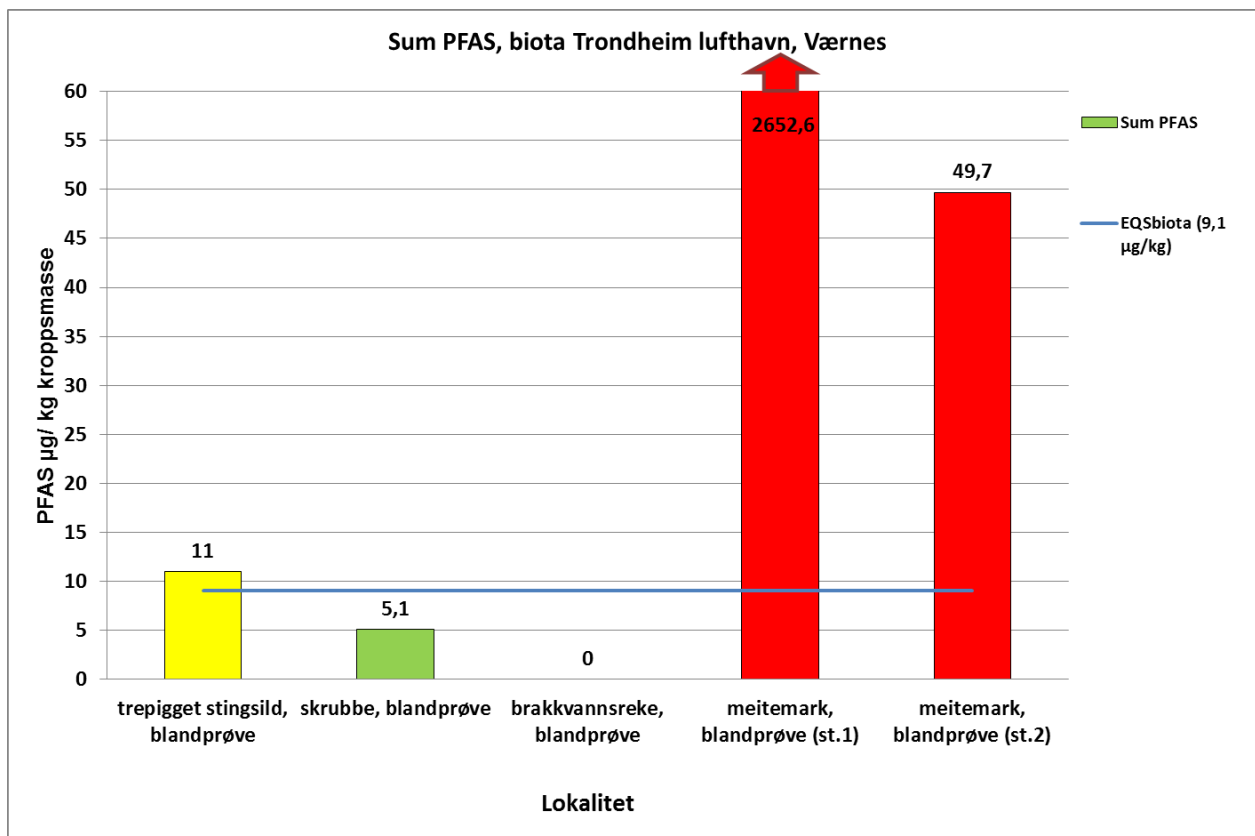
Resultatene av prøver av biotisk materiale samlet og analysert i 2013 vises i Tabell 6-13 og Figur 6-6.

Tabell 6-13. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i trepigget stingsild, skrubbeflyndre og brakkvannsreke samlet inn i Stjørdalselva, nedstrøms det gamle brannøvingfeltet.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	trepigget stingsild, blandprøve	skrubbe, blandprøve	brakkvannsreke, blandprøve
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	1	<1.0	<1.0
PFOS	10	5,1	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0
PFDODA	<2.0	<2.0	<2.0
Homogenisering	ja	ja	ja
Sum PFAS	11	5,1	ND

Det ble funnet innhold av PFAS i to av de tre prøvene som ble analysert i ferskvannsprøvene tatt fra området i tilknytning til Trondheim lufthavn. Det ble funnet innhold av PFAS i blandprøvene av trepigget stingsild og skrubbeflyndre, mens det ikke ble funnet innhold av PFAS i blandprøven av brakkvannsreker.

I skrubbeflyndre fra Stjørdalselva ble det påvist PFAS-innhold under EQS_{biota}, mens det i blandprøven av trepigget stingsild ble funnet PFAS-innhold rett over. Det ble hovedsakelig påvist PFOS, men det var også spor av PFHxS.



Figur 6-6. Forekomst av PFAS funnet i prøver av trepigget stingsild, skrubbe, brakkvannsreke og meitemark tatt oktober 2014 utenfor Trondheim lufthavn, Værnes.

6.6.2.3 Vurdering ferskvannsarter

Det ble påvist innhold av PFAS over EQS_{biota} for trepigget stingsild, som kan være flerårige individer og kan være sterkt territoriehevdende, og slik knyttet til et område gjennom hele livet. Tilsvarende ble det også målt PFAS i årsyngel av skrubbe som kan vandre mellom ferskvann og brakkvann, mens det ikke ble påvist PFAS i blandprøve av årsyngel av brakkvannsreke som trolig har levd kortere tid i ellevannet enn skrubbeyngelen.

Eksponeringen disse artene er utsatt for kan variere på grunn av oppholdstid i vann med innhold av PFAS og på grunn av opptak av ulike næringspartikler/organismer.

Stingsild lever av små planktonisk krepsdyr og insektlarver, mens skrubbe er flatfisk som lever av mikrofauna på elvebunnen, og reker er opportuniste som primært lever av organisk sediment, små krepsdyr, mark osv.

6.6.3 Marine arter

Det er ikke samlet inn marine arter ved Trondheim lufthavn.

6.6.4 Vurdering testgrunnlag biota

Det ble påvist PFAS i flere av artsgruppene som ble undersøkt, både terrestrisk og i ferskvann. PFAS i blandprøver av meitemark fra gammelt brannøvingsfelt var nesten 300 ganger høyere enn EQS_{biota}. Det var spesielt PFOS som var den vanligste PFAS forbindelsen som ble påvist her. På det nye brannøvingsfeltet var det i tilsvarende blandprøver av meitemark ca. fem ganger EQS_{biota}, men andelen av PFOS var lav i forhold til innholdet av FTS-6:2 og FTS-8:2. I ferskvann nedstrøms gammel BØF ble det også funnet konsentrasjoner av PFAS over EQS_{biota} i hele individprøver med kort eksponeringstid.

Funn av PFAS i blandprøven av skrubbe og stingsild, tyder på at ferskvannsorganismer i elva er påvirket og at andre organismer høyere opp i næringskjeden, også i det terrestre miljøet, dermed kan bli påvirket. Dette er ikke videre undersøkt, men diskuteres i avsnitt 8.1.

I marint miljø mangler det datagrunnlag på biota for å gjøre en risikovurdering av tilgrensende økosystemer utenfor Trondheim lufthavn.

Datamaterialet er noe tynt (få arter og få individer er analysert), men dette gir et visst grunnlag for å si noe om lavere trinn i næringskjedene.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for hvert av brannøvingsfeltene på Trondheim lufthavn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og avløpsledninger. Transportveiene fra kildeområde til resipient er definert som spredningsområdet.

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og vil også kunne danne grunnlag for vurdering av behov for eventuelle tiltak. Spredningsvurderingen søker å gi svar på omfanget av spredningsområdet, estimat av transportert mengde PFOS til resipient per år, estimat av restmengde PFOS på brannøvingsfeltene og et estimat på hvor lang tid det vil ta før all PFOS har drenert til resipient. I tillegg sammenlignes estimatet på restmengden av PFOS mot mengde PFOS totalt brukt på feltet gjennom årene.

Begge brannøvingsfeltene vil ha naturlig avrenning mot Stjørdalselva. Stjørdalselva har en midlere vannføring på 72 m³/s og er Nord-Trøndelags tredje største vassdrag. Det vil være flo/fjære variasjoner flere kilometer opp i elva på grunn av meget liten gradient i nedre del av elva (forbi brannøvingsfeltene).

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltene BØF-1-nedlagt felt og BØF-2-aktivt felt. Vann- og jordprøver fra andre steder på lufthavnen indikerer imidlertid at det også er et annet område med PFOS-forurensning på lufthavnen.

Midlere nedbør for Værnes er ca. 890 mm/år. Tall fra NVE estimerer netto avrenning til gjennomsnittlig ca. 480 mm/år (evapotranspirasjon trukket fra).

Figur 7-1 viser overvannsdreneringen på lufthavnen basert på Avinors egne registreringer.



Figur 7-1. Grøfter og overvannsledninger på Værnes lufthavn vises med sort. Rosa sirkler er snødeponier. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. Grønn stiplet linje er spillvann. Rød strek er avløp. Brun stiplet strek er dreinsvann. BØF-1 og BØF-2 er vist med gule sirkler. Rosa strek som går fra sør til nord er vannskille fra NVE Regine.

7.2 BØF-1- gammelt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF-1. Brannøvingsfeltet ligger ca. 60 meter nord for Stjørdalselva på toppen av en elveavsatt skråning ved østenden av rullebanen. Feltet ligger på ca. 20 moh. Det skråner bratt ned mot Stjørdalselva som ligger på ca. 0 moh. Massene er sandige. Feltet var i bruk fra 1982 til 2006. Det ble foretatt brannøvelser 5-10 ganger i året. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 1 250 kg ren PFOS på BØF-1. Fra 2001 til 2006 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 100 kg PFAS på BØF-1.

Lokasjonen har også tidvis blitt brukt som lagerplass for oljefat og grovavfall. Øvingsvæske brukt på feltet har vært parafin og diesel. Pulver og skum ble brukt til slukking. Figur 7-2 viser bilde av feltet med retning mot syd.



Figur 7-2: Oversiktsbilde over gammel BØF-1 med retning mot syd. Kilde: DP2.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området BØF-1

Under en miljøteknisk undersøkelse utført av NGU i 1995 (NGU, 1995) ble grunnvannsnivået målt til 17 meter under terreng, ca. 1-2 meter over elve-nivå. Denne undersøkelsen så ikke på PFC-forbindelser, men konkluderte med at det ikke var forurensninger av andre typer som ville kunne skade lokalt naturmiljø ved feltet. Det ble registrert THC i massene ved brannøvingsfeltet. Ved prøvetakingen gjort i forbindelse med DP2 ble det registrert sandige og grusige masser i de øverste 3 meter under terreng. NGU sin undersøkelse (NGU, 1995) viser at det er et grusig topplag fra øverste 3-4 meter, men at massene ellers er sandige (finsand og siltig finsand). Det er også registrert et gruslag på ca. 10 meter under terreng (mektighet mellom 1 til 4 meter), deretter siltig finsand og et gruslag på ca. kote -3 (mektighet mellom 3 til 4 meter). Dette tyder på at massene har en høy hydraulisk ledningsevne i topplaget, men at den hydrauliske ledningsevnen ikke er høy totalt sett. Det er det nederste gruslaget som er i mettet sone. Under dette gruslaget er det sandige siltmasser med lav hydraulisk ledningsevne. Dette gruslaget vil ha høy vannledningsevne og transportere vekk forurensning fra brannøvingsfeltet raskt til Stjørdalselva. Grunnvannsgradienten er målt til ca. 0,03. Strømningsretningen ble funnet å gå sørover normalt (90°) mot Stjørdalselva fra feltet. Den store mektigheten på umettet sone gjør transportveien ned til grunnvann lang.

Det er i kartleggingen i 2011 ikke analysert prøver fra dyp større enn 3 meter under terreng. Det er derfor ikke kjent hvilke PFOS-konsentrasjoner det er lenger nedover i jordprofilen. Det

ble imidlertid påvist PFOS i grunnvannet under sentrale deler av feltet ved kartlegging i 2008 (Multiconsult, 2008), men denne brønnen er ikke lenger tilgjengelig for prøvetaking. Det er også tatt prøver i en grunnvannsbrønn ca. 10 meter fra Stjørdalselva (V1/GBMB2, Figur 7-3). Fra denne brønnen er tatt prøver 8 ganger fra 2011-11-03 til 2014-05-08 og kun i prøven fra 2011-11-03 ble det påvist PFOS så vidt over deteksjonsgrensen. Figur 7-3 viser at brønnen V1/GBMB2 ligger i utkanten av spredningsområdet til BØF-1. Brønnen er kanskje plassert litt langt øst for å gi representative grunnvannsprøver. Siden det er påvist PFOS i brønnen er det sannsynlig at PFOS fra feltet har nådd grunnvannet.

NGU sin undersøkelse (NGU, 1995) viste hardt grunnvann, svakt surt med mye sulfat og veldig mye jern/mangan (reduserende forhold). Det ble konkludert med at dette var naturlig og ikke menneskeskapt da det er registrert stedvis høyt innhold av organisk materiale som kan gi reduserende forhold ved nedbrytning. Det ble ikke påvist noen saltvannspåvirkning ved høyvann eller lavvann. Ved høyvann viste vannkjemien lavere verdier av klorid, natrium, sulfat og magnesium enn ved lavvann. Dette kan komme av en oppstuvning av ferskvann. Dette tydet på at det ikke var saltvannsinntrengning i brønnen. Brønnen i denne undersøkelsen er trolig identisk med V1/GBMB1.

Ellevannets kjemi ble betegnet som bløtt, pH-nøytralt, kalsium-karbonat-vann.

Ca. 30 meter øst for brannøvingsfeltet er det en gammel grovavfallsfylling. NGU konkluderte med at den ikke utgjorde en fare for naturmiljøet lokalt. Det ligger også et fatlagringsområde ca. 30 meter nordøst for feltet. NGU fant ikke her funnet forurensning av alvorlig art, men undersøkelsen var begrenset og ble betegnet som en stikkprøve. Ingen av disse to lokalitetene ble undersøkt for PFC'er.

Antatt nedbørsfelt for avrenning fra feltet er på ca. 16 500 m² (Figur 7-3), generert fra topografi. Utstrekningen til nedbørsfeltet er usikkert. Det er stor mektighet på løsmassene i området så grunnvannsnivået vil kunne avvike fra topografien. Med en avrenning på 0,48 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom antatt nedbørsfelt ca. 7 700 m³/år.



Figur 7-3. Viser antatt nedbørsfelt til BØF-1 og området rundt med blått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Antatt strømningsretning for grunnvann vist med hvite piler. Sirkel markert med kryss er brønn. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Det er analysert flere prøver for PFOS enn av PFAS.

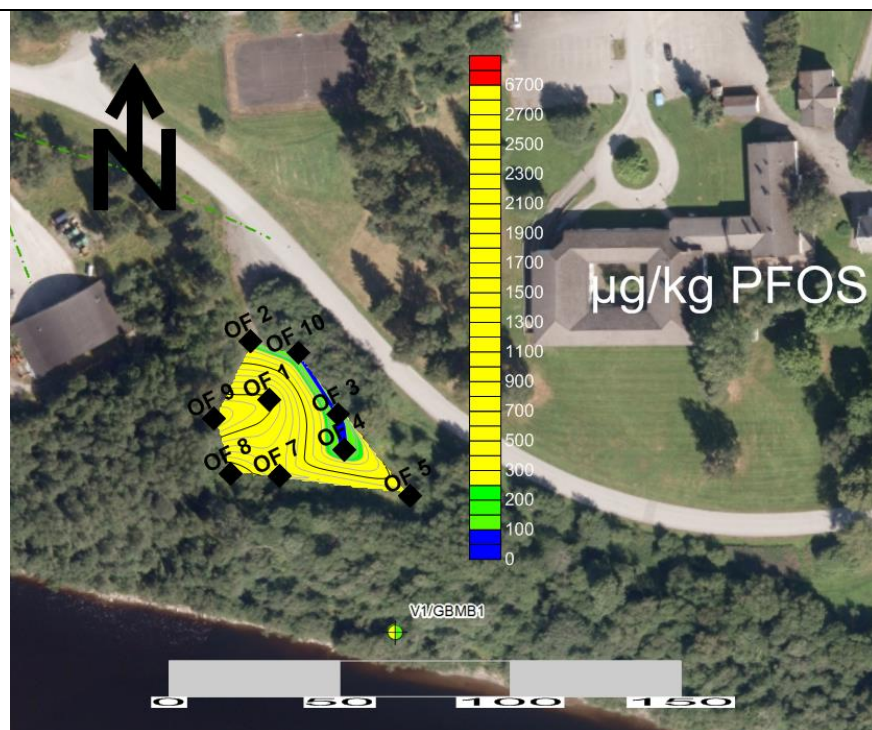
7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF-1

Mengde PFOS igjen i grunnen på BØF-1 er estimert basert på målte verdier i jord. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS konsentrasjonene målt i lag nedover i jordprofilet.

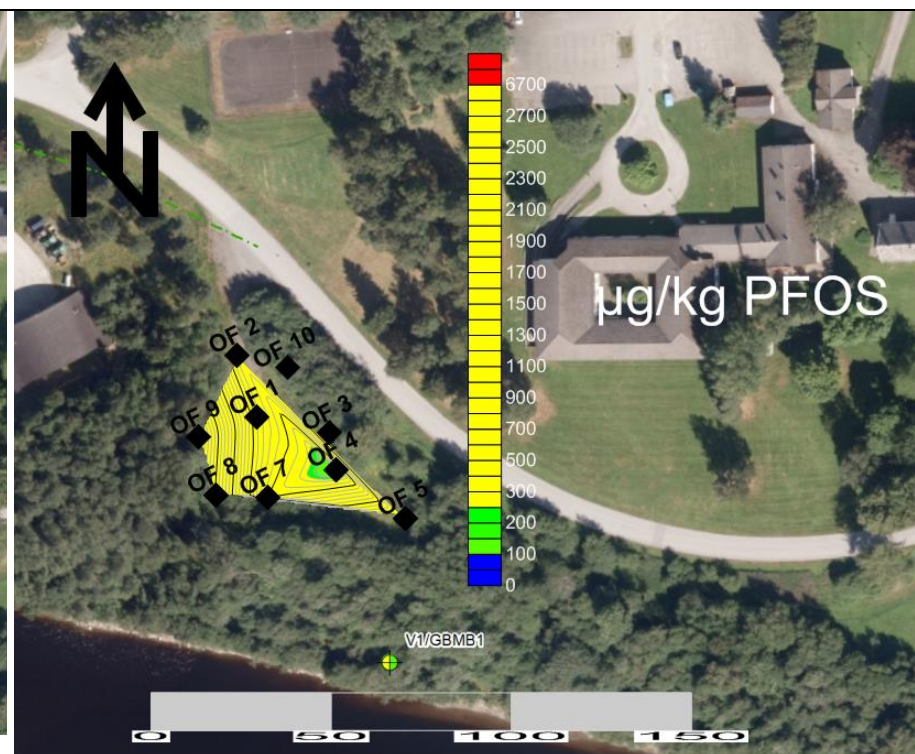
Det er ikke analysert prøver fra dyp større enn 3 meter under terreng. Undersøkelse gjort av NGU (1995) fant at det var ca. 17 meter ned til grunnvannsspeilet og at massene består av siltig sand med enkelte gruslag. Det vil være den siltige sanden som er begrensende i forhold til hvor raskt PFOS perkulerer nedover i jordprofilet.

Figur 7-5 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF-1 for 0-1 meter under terreng. Det er 10 prøvepunkter med analyser fra dette dypet. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjoner i to punkter OF 9 vest for feltet og OF 1 sentralt på feltet. Mange prøvepunkter i ytterkantene av det prøvetatte området har konsentrasjoner godt over normverdi. Unntakene er punktene OF 4 og OF 3 som ligger øst for feltet. Punktet OF 5 ligger enda lenger øst og har gjennomsnitts konsentrasjon på 690 µg/kg. Figur 7-5 viser at utbredelsen av forurensningen ikke er godt avgrenset av prøvetakingen. Figur 7-6 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF-1 sentralt for 2,0 - 3,0 meter under terreng (det er ikke analysert prøver i sjiktet 1-2 meter under terreng). Det er 7 prøvepunkter med

analyser fra dette dypet (se Tabell 6-3 og Tabell 6-4). Med unntak av punktene OF 1, OF 4 og OF 7 er det høyere PFOS-konsentrasjoner i dette dypet enn i øverste meter under terreng.

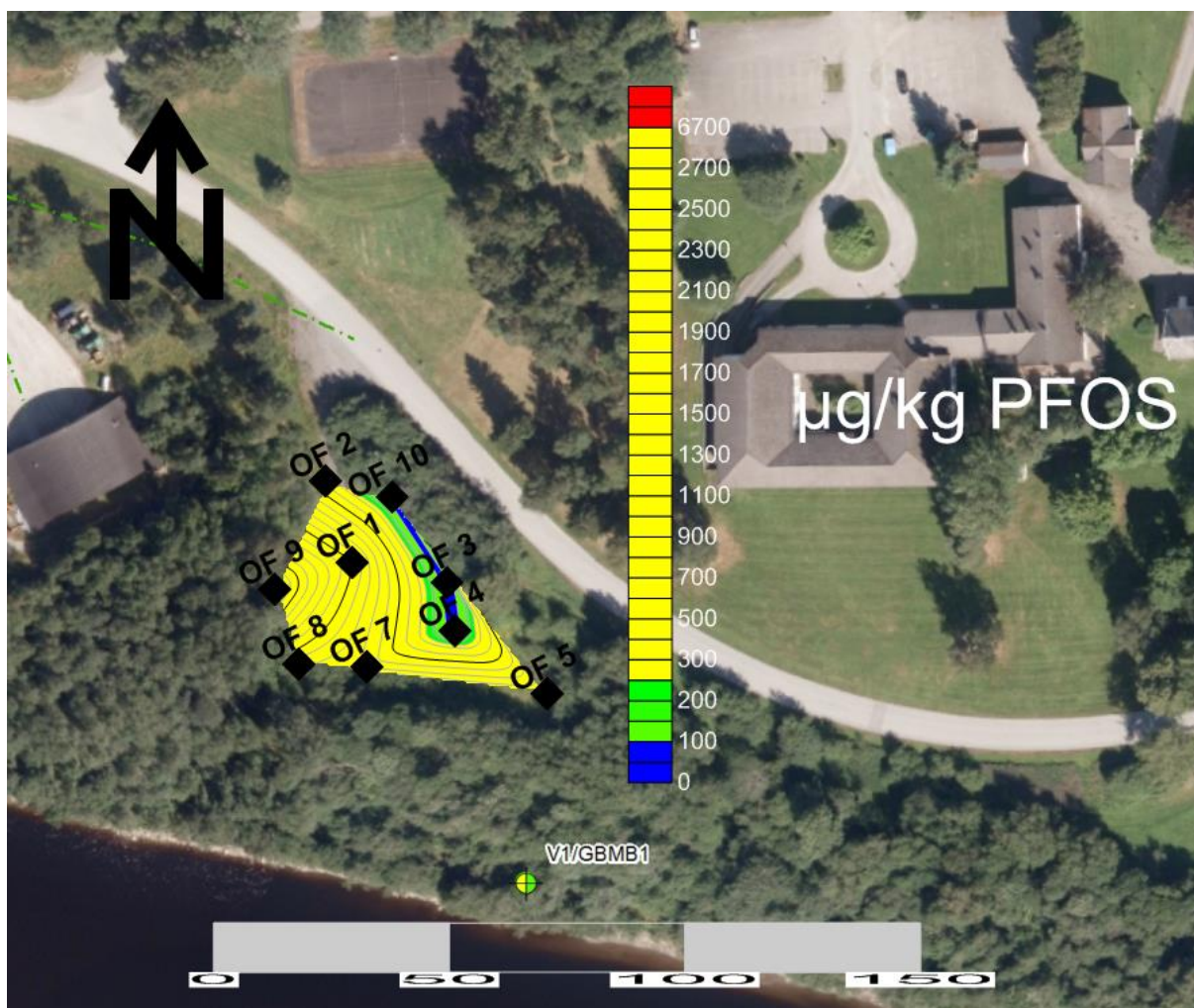


Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 0-1 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 2,0-3,0 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.

Figur 7-6 viser interpolering av PFOS for hele jordprofillet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofillet.



Figur 7-6. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A basert på gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i hvert prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

Beregning av restmengde PFOS på BØF-1 er basert på denne interpoleringen i Figur 7-6. Årsaken til at lagene i Figur 7-4 og Figur 7-5 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 651 µg/kg.

Utrekningen av interpolert område er 1 400 m². Sannsynlig forurens et område ligger mellom 1 400 m² og 1 800 m². Dybden på forurens et område vil sannsynligvis variere, men har blitt vurdert til 12 ± 5 meter som et gjennomsnitt. Mektigheten på umettet sone er ca. 17 meter og angir maksimal mektighet på forurensede masser. Det vil være naturlig at mektigheten på forurensningen varierer noe på grunn av tettere lag og foretrukne

strømningsveier. Tettheten til massene er vurdert til $1\,600 \pm 400 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF-1 på mellom 10-32 kg (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Grunnen til usikkerhetene i areal og dybde er at forurensingen ikke er godt avgrenset hverken i xy-planet eller nedover i jordprofilet. Det er også høyere konsentrasjoner av PFOS dypt nede i jordprofilet der det er færre prøver. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere, da det både er påvist grusige lag og siltige lag på området. Tettheten er basert på typiske verdier for sandig jord.

Gjennomsnittskonsentrasjonen ($651 \mu\text{g/kg}$) er basert på PFOS-konsentrasjonen i de øverste 3 meter under terreng. Det kan være høyere eller lavere konsentrasjoner av PFOS lenger ned i jordprofilet. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS inneholder en relativt stor usikkerhet som er vanskelig å kvantifisere. Dette betyr at usikkerhetene i restmengde er større enn mengdeintervallet på 10-32 kg PFOS antyder.

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF-1

Da det sannsynligvis ikke er tatt grunnvannsprøver som er representative for avrenning fra feltet er det ikke mulig å gi et godt tidsestimat på hvor lang tid det tar før all PFOS har drenert vekk fra feltet. Grunnvannet står ca. 17 meter under terreng i et gruslag med høy hydraulisk ledningsevne som vil transportere PFOS relativt raskt ut til Stjørdalselva når PFOS når grunnvannsnivå. Det er sannsynlig at det vil ta mange hundre år før all PFOS fra feltet har lekket ut på grunn av den store mektigheten på umettet sone.

7.3 BØF-2 - aktivt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF-2. Senter av feltet ligger ca. 120 meter vest for Stjørdalselva (Figur 7-1) og ca. 8 moh.

Brannøvingsfeltet ble åpnet i oktober 2006 (Figur 7-7). Det er estimert at det ble brukt ca. 150 kg PFAS på BØF-2 i perioden 2006 til 2012. PFOS ble faset ut fra brannskummet i 2001, men PFAS-holdig skum var i bruk frem til 2012 og kan ha inneholdt også mindre mengder PFOS.



Figur 7-7. BØF-2 sett mot vest. Kilde: DP2.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området BØF-2

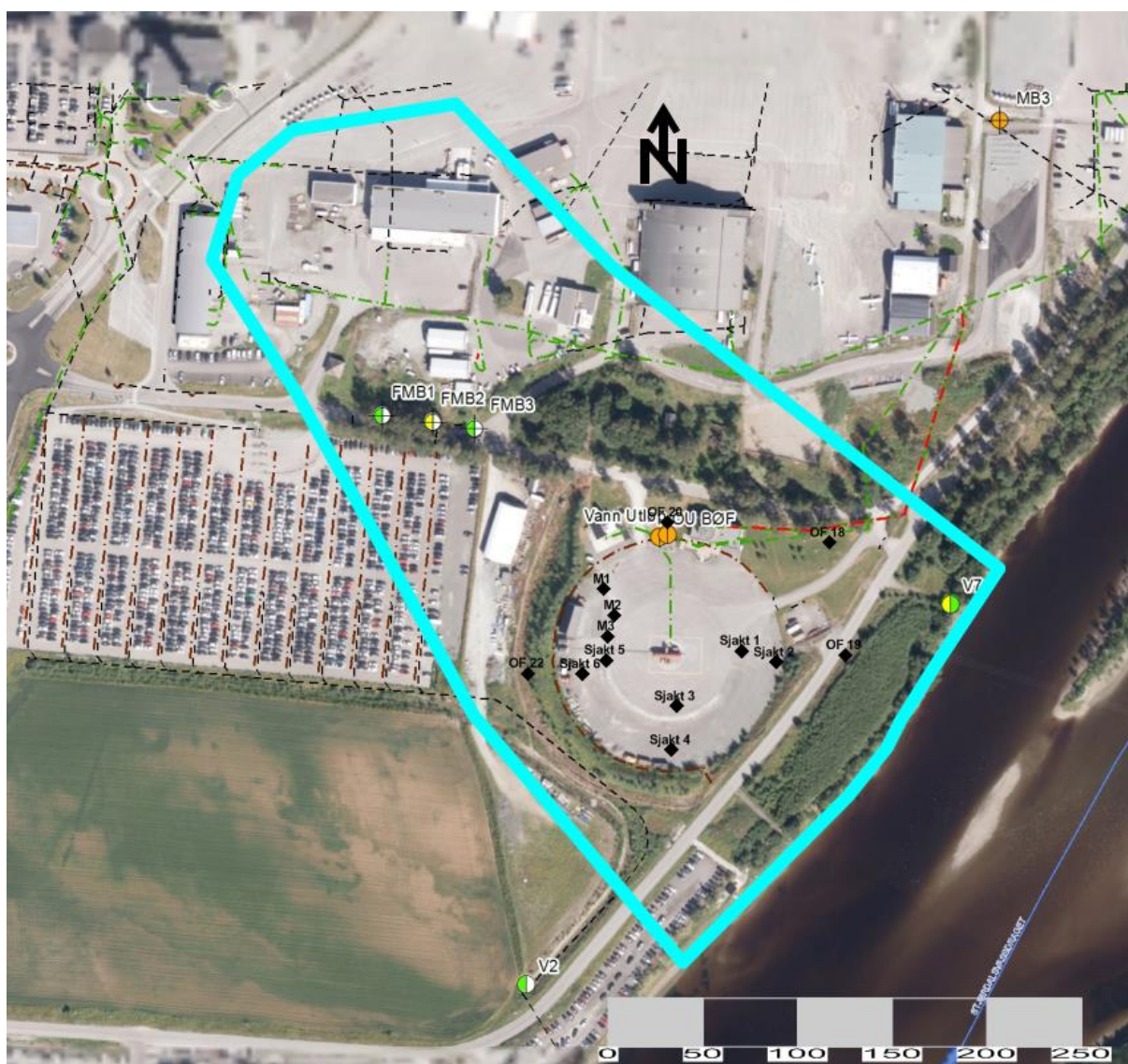
Området har masser dominert av sand avsatt av Stjørdalselva. Grunnvannsnivået ligger sannsynligvis ca. 5-6 meter under terreng.

Grunnvann under feltet vil strømme mot Stjørdalselva i sør og sørøst. Det er ikke målt grunnvannsspeil, men det er sannsynlig at massene og grunnvannsgradienten er sammenlignbar med den funnet på BØF-2. Denne ble målt til 0,03. Overvannet fra feltet renner til en oljeutskiller og til spillvannssystem. Det er påvist PFOS over deteksjonsgrensen i to sjakter: sjakt1 på prøvedyp 70 cm (198 µg/kg) og OF18 på prøvedyp 10 cm (14,8 µg/kg). Kun sjakt1 er over normverdi (100 µg/kg). I dypere lag er det ikke påvist PFOS. Dette tyder på at det ikke er spredt PFOS nedover i jordprofilet og at det er lite PFOS i grunnen på feltet.

Antatt nedbørsfelt for avrenning fra feltet er på ca. 91 500 m² (Figur 7-8), generert fra topografi. Utstrekningen til nedbørsfeltet er usikkert. Det er stor mektighet på løsmassene i området så grunnvannsgradienten vil kunne avvike fra topografien. Med en avrenning på 0,48 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom antatt nedbørsfelt ca. 43 900 m³/år. Det er gravd drenering i området som kan påvirke dette bildet, men denne dreneringen er sannsynligvis over grunnvannsnivå slik at denne dreneringen påvirker da ikke grunnvannet.

Det er tre grunnvannsbrønner ca. 150 meter nordvest for feltet som ligger i samme nedbørsfelt (FMB1, FMB2 og FMB3), Figur 7-9. FMB2 har påvist PFOS med konsentrasjon 19,1 ng/l. FMB1 og FMB3 har ikke påvist PFOS (analyser fra prøvetaking 2011-11-03).

Vannprøvepunktene V7 og V2 kan representere noe av avrenningen fra feltet (Figur 7-8). Punkt V2 har ikke påvist PFOS. Punkt V7 har 1,7 ng PFOS/l. Denne konsentrasjonen er veldig lav og tangerer sannsynligvis deteksjonsgrensen. V2 får vann fra andre deler av lufthavnen via overvannssystemet slik at det er usikkert hvor PFOS forurensningen stammer fra. I begge prøvepunktene er det blitt foretatt en analyse fra en prøvetaking. Det er sannsynligvis veldig lite spredning av PFOS fra BØF-2.

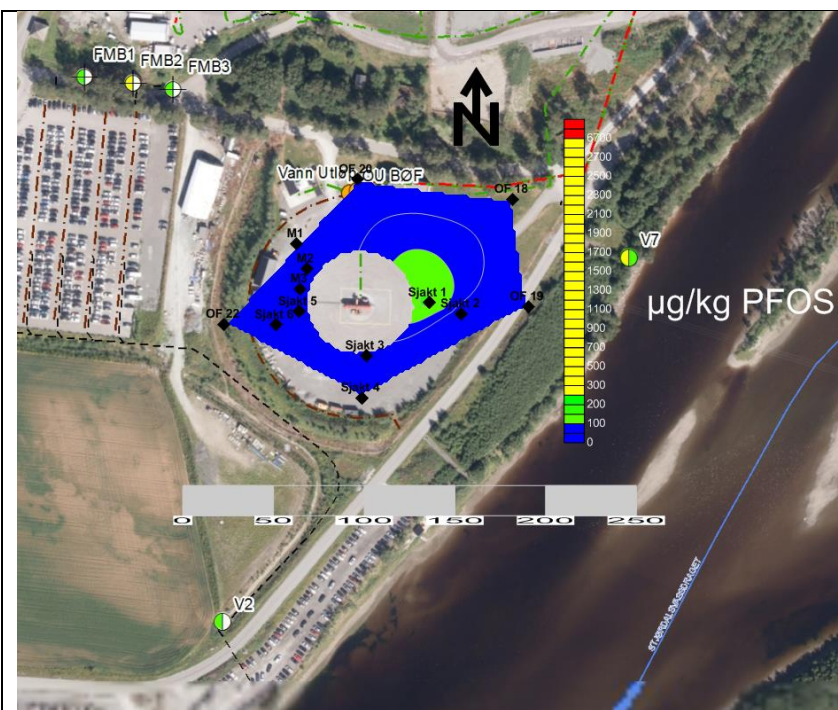


Figur 7-8. Viser nedbørsfelt til BØF-2 og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

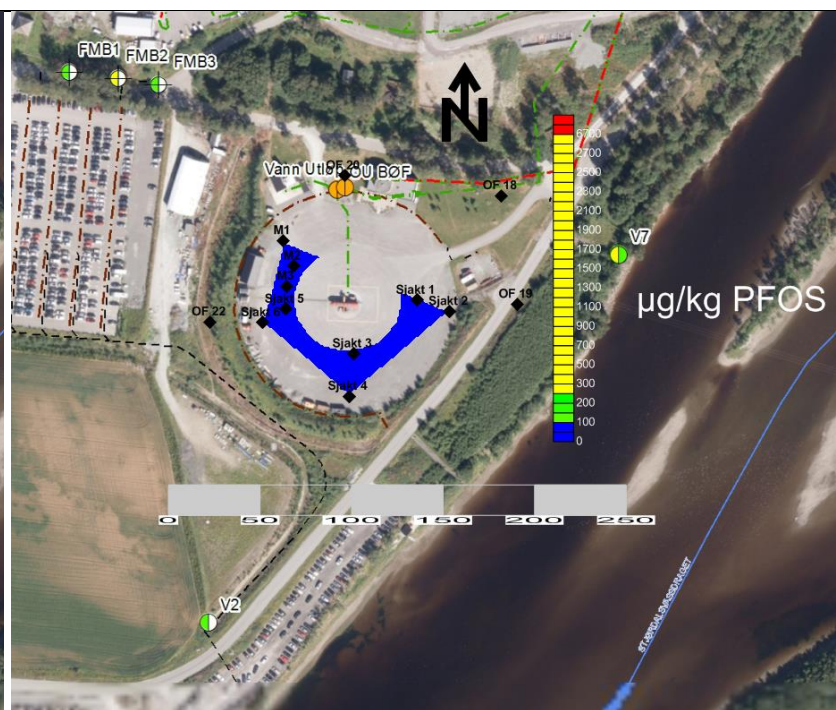
7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF-2

Beregningen gjelder innenfor området det er tatt jordprøver på BØF-2. I hvert prøvepunkt er det beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målinger i lag nedover i jordprofilen. Det er påvist PFOS over deteksjonsgrensen i to sjakter: sjakt1 på prøvedyp 70 cm (198 µg/kg) og OF18 på prøvedyp 10 cm (14,8 µg/kg). Kun sjakt1 er over normverdi (100 µg/kg). Årsaken til funnet er ikke kjent, men kan ha oppstått i forbindelse et tidligere punktutslipp. Det er sannsynlig ut fra analyseresultater at PFOS forurensningene ligger i den øverste 1-2 meter under terreng. Det er ikke analysert prøver i prøvedyp mellom 1 til 2 meter under terreng, men i prøvene tatt på 3 meters dyp påvises ikke PFOS.

Figur 7-9 viser en interpolering av den punktvis gjennomsnittskonsentrasjonen på og rundt BØF-2 for laget 0-1 meter under terreng. Antatt utstrekning av tett asfaltdekke er fjernet fra interpoleringen. Det er kun et område rundt sjakt 1 som har konsentrasjoner over normverdi. Figur 7-10 viser en interpolering av den punktvis gjennomsnittskonsentrasjonen på og rundt BØF B for laget 3-3,5 meter under terreng. Det er ikke påvist PFOS i noen av prøvepunktene.

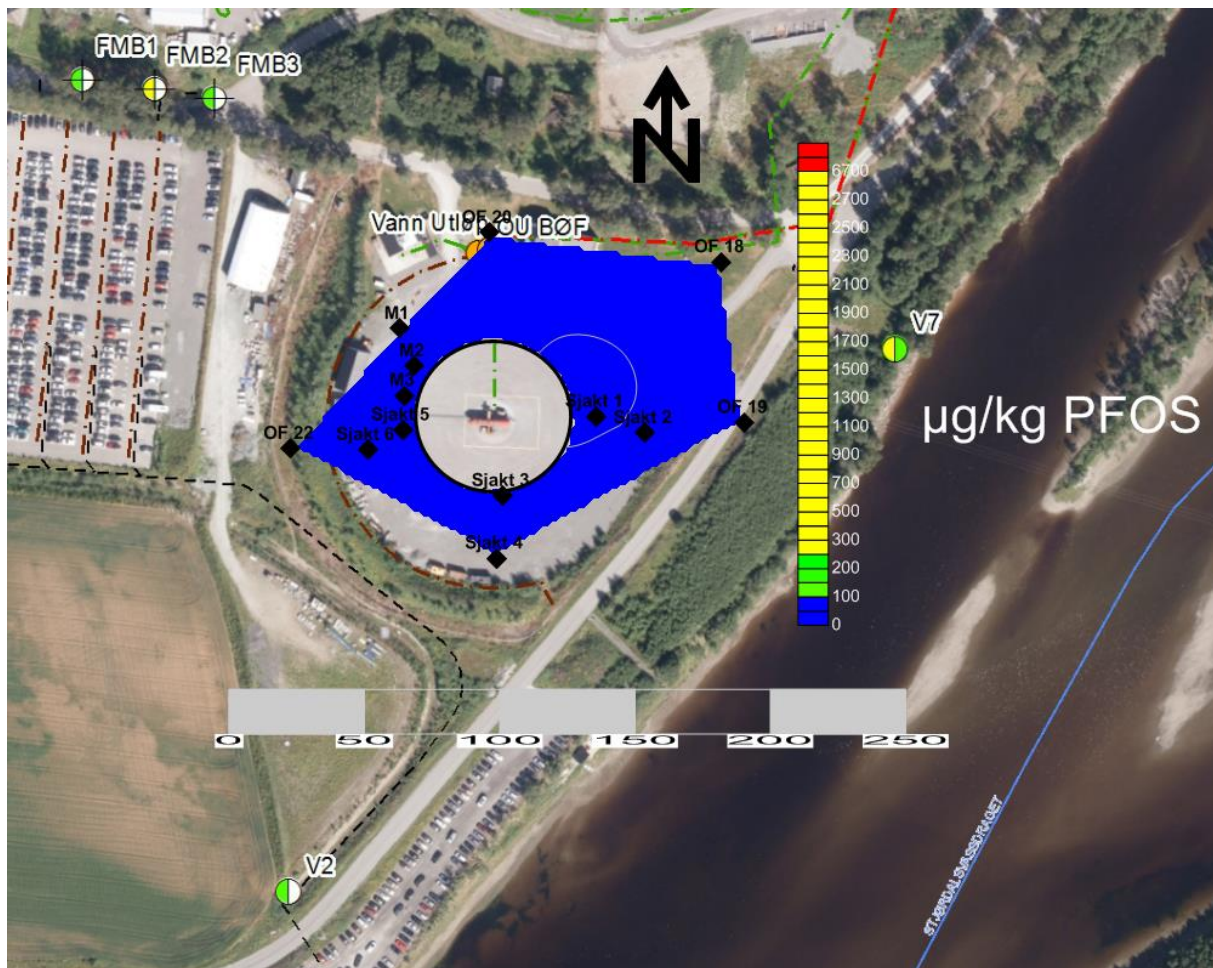


Figur 7-9. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF-2 for dybde 0-1 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3. Antatt tett dekke er markert med sort sirkel.



Figur 7-10. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF-2 for dybde 3,0-3,5 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3. Antatt tett dekke er markert med sort sirkel.

Figur 7-11 viser interpolering av PFOS for hele jordprofilen (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilen.



Figur 7-11. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF-2 basert på gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i hvert prøvepunkt for hele jordprofilen. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Antatt tett dekke er markert med sort sirkel.

Beregning av restmengde PFOS på BØF B er basert på denne interpoleringen i Figur 7-11. Årsaken til at lagene i Figur 7-9 og Figur 7-10 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er $19 \mu\text{g/kg}$ (ca. 1/5 av normverdi på $100 \mu\text{g/kg}$). Utstrekningen av forurenset område er $17\,500 \text{ m}^2 \pm 4\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til $2,0 \pm 0,5$ meter som et gjennomsnitt for BØF-2. Tettheten til massene er vurdert til $1\,800 \pm 300 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF-2 på ca. $1,0 \pm 0,5 \text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes egenskaper vil variere. Massene her er sannsynligvis sandige elveavsetninger (kan også være siltig sand og grus i lag nedover i jordprofilen).

7.3.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF-2

Det har ikke blitt vurdert som hensiktsmessig å estimere tiden på utlekking av PFOS fra BØF-2. Grunnen til dette er at det sannsynligvis er veldig lite PFOS som lekker fra feltet da feltet er lite forurenset. Det er ikke tatt grunnvannsprøver nedstrøms feltet, men vannprøver fra overflate viser lite/ingen PFOS.

7.4 Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning

Figur 7-12 viser lokaliteter på lufthavnen mistenkt for forurensning i tillegg til BØF-1 og BØF-2.

Det er blitt tatt jordprøver ved gammel flysimulator. Seks overflateprøver (OF11-OF16) viste ikke innhold av PFOS over normverdi.

Område nord for brønn MB3 har blitt brukt til testing av brannslukningskanoner. Her er det gravd to sjakter HS1 og HS2. HS1 hadde PFOS-konsentrasjon på 256 µg/kg i prøvedyp 2-2,5 meter under terreng og 159 µg/kg i prøvedyp 0,2-0,7 meter under terreng. Det er plassert 4 overvåkningsbrønner syd og vest for de-iceing plattform/snødeponier (MB1, MB2, MB3 og MB4). MB4 har ikke påvist PFOS. MB1 og MB2 har påvist henholdsvis 5,8 ng/l og 62,8 ng/l PFOS. MB3 hadde mye høyere konsentrasjoner. Gjennomsnittskonsentrasjon PFOS fra tre prøvetakinger (2011-11-03, 2013-07-04 og 2013-09-18) er 11 250 ng/l, der prøven fra 2011 var i overkant av 25 000 ng PFOS/L, mens prøvene fra 2013 inneholdt i overkant av 4 000 ng/l. Det er tatt overflateprøver (blandprøver) fra 0-20 cm i området ved MB3. Det påvises ikke PFOS i disse prøvene. Forurensningen av PFOS i MB3 stammer sannsynligvis fra området ved sjaktene HS1 og HS2. Dette området er ikke avgrenset.



Figur 7-12. Oversikt over prøvetatte områder hvor det er mistanke om forurensning.

7.5 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF gjennom oljeutskiller

I oljeutskiller som tar imot avløpsvannet fra selve plattformen på aktiv BØF er det funnet relativt høye verdier av PFOS og PFAS. Dette avløpsvannet går ut via kommunalt nett til Stjørdalsfjorden. Gjennomsnittskonsentrasjonen i oljeutskilleren er 900 ng/l for PFOS og 6 860 ng/l for PFAS. Størrelsen på brannøvingsplattformen med gruset område er ca. 11 500 m² og nedbørsmengden er gjennomsnittlig 0,48 m/år. Dette gir en avrenning fra nedbør til oljeutskilleren på ca. 5 500 m³/år. I tillegg er det estimert at Avinor bruker ca. 2 700 m³/år vann til brannøvelser. Dette gir et totalt vannvolum som går gjennom oljeutskiller på ca. 8 200 m³/år.

Disse tallene gir et estimat på PFOS-utlekking via oljeutskiller på ca. 7 g/år og utlekking av PFAS (inkl. PFOS) via oljeutskiller på ca. 56 g/år.

8 Risikovurdering

8.1 Økosystem og risiko

Som nevnt i avsnitt 4.4 og 4.5 kan forurensingen fra et brannøvingsfelt spres både til luft, vann, jord og biota. Disse fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og står i nær kontakt med hverandre. Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. Et eksempel på videre spredning til økosystemet kan være at meitemark kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet.

Risiko for påvirkning av økosystem avhenger i stor grad av hvilke miljøkvaliteter som finnes i områdene nedstrøms brannøvingsfeltene. Det gis derfor her en kort beskrivelse av disse kvalitetene.

Naturen rundt Trondheim lufthavn består hovedsakelig av elvedeltaet til Stjørdalselva ut mot Stjørdalsfjorden. Området omfatter økosystemer med flere viktige biologiske funksjoner og med sjeldne arter og naturtyper. Det opprinnelige elveestuariet er delt i to, i tillegg til at jordbruksarealer, bebyggede områder og rester fra tidligere trelastvirksomhet har tilført mye organisk materiale og annet i nordre elveleie.

Det er registrert både småsalamander, oter, åkerrikse, vintererle og brushane rundt og ved lufthavnen. For øvrig er det et mangfold av vadefugl, måker og andefugl som har både rasteområde, beiteområde og yngleområde i tilknytning til områdene rundt lufthavna. Stjørdalselva har anadrom laksefisk, og det er også registrert elvemusling. For ytterligere områdebeskrivelse, se avsnitt 5.1 og 5.2.

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt lufthavna, viser at det har foregått en spredning av PFAS fra de opprinnelige kildeområdene til resipientene.

8.1.1 Terrestrisk miljø

I det terrestre økosystemet rundt Trondheim lufthavn finnes trolig en rekke musearter, rovfugl og andre fuglearter, rådyr, oter og mink, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden.

Det ble funnet svært høye konsentrasjoner av PFAS i meitemark som ble analysert fra området ved det gamle brannøvingsfeltet. Summen av PFAS (2 653 µg/kg vv) er nesten 300 ganger høyere enn EQS_{biota}, og omkring 80% av PFAS-innholdet er PFOS. Dette er betydelig høyere enn det som ble registrert i meitemark ved Kristiansand lufthavn (ca. 16-385 µg PFAS/kg vv, biomagnifiseringsfaktor på mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015)).

Når funn i meitemark fra gammel BØF sammenlignes med beregnet gjennomsnittskonsentrasjon (651 µg PFOS/kg) for dette brannøvingsfeltet, kan det anslås en biomagnifiseringsfaktor fra jord til meitemark på rundt 4, mens ved bruk av gjennomsnittskonsentrasjonen i øvre jordlag (ca. 170 µg PFOS/kg), kan det anslås en biomagnifiseringsfaktor fra jord til meitemark på ca. 15.

Miljøtilstanden basert på innsamlet terrestrisk biota rundt det gamle brannøvingsfeltet ble vurdert til klasse IV – *Dårlig miljøtilstand*. Utstrekningen av beregnet forurensset areal er relativt liten, og sannsynlig mellom 1 400 og 1 800 m². Med bakgrunn i konsentrasjon i grunnen, grunnvannsprøver og den analyserte meitemarken, er det grunn til å anta at miljøtilstanden med hensyn på terrestrisk biota innenfor dette området kan tilsvare klasse IV

Dårlig miljøtilstand. Utenfor dette området er konsentrasjonene i jord betraktelig lavere, og det er grunn til å anta at risikoen for biota der er tilsvarende lav.

I tilknytning til det aktive brannøvingsfeltet (BØF-2), ble det funnet PFAS over EQS_{biota} for PFOS i meitemarkprøven, men betydelig lavere enn ved det gamle brannøvingsfeltet. PFOS utgjør omkring 10 % av de 49,7 µg PFAS/kg vv i prøven som domineres av fluortelomerer. Ved bruk av beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av PFOS i jord på dette feltet, gir dette en biomagnifisering for meitemark på ca. 2,5. Miljøtilstanden innenfor dette området basert på analysert biota er vurdert til klasse III – *Moderat miljøtilstand*.

Området rundt de-iceing plattform/snødeponier har vært benyttet til testing av brannslukningskanoner, og det er funnet PFAS i både jord og vannprøver i området. Det er vanskelig å vurdere påvirkning av det terrestriske miljøet da det mangler biotaprøver her, men med utgangspunkt i jord/vann og undersøkelsene på brannøvingsfeltene, kan dette antyde en *Moderat miljøtilstand*.

Påvirkning av det terrestriske miljøet på sørsiden av Stjørdalselva, deriblant naturreservatet Reppesleiret, er lite sannsynlig. PFAS som eventuelt lekker fra forurensningskildene, både i overflate- og grunnvann, blir trolig fanget opp i Stjørdalselva og fortynnet kraftig og raskt ført nedover elva.

Ut fra de analyserte prøvene av jord, vann og biota, spredningsvurderingene, samt andre faglige vurderinger, er miljøtilstanden for terrestrisk biota vurdert å være *moderat* til *dårlig*. Usikkerhetene i arealstørrelse og beregninger, relativt høye konsentrasjoner sporadisk i både grunnvann og overflatevann, samt hensynet til sårbare naturverdier, tilsier at risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem vurderes som lav til moderat.

8.1.2 Ferskvann

Grunnvann fra det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1) og fra området for test av skumkanoner (ved HS1) strømmer i retning Stjørdalselva. Det er derfor sannsynlig at elva er mottar PFAS fra disse lokalitetene. På grunn av konstruksjonen av det nye brannøvingsfeltet (BØF-2) har mesteparten av PFAS brukt på stedet gått via oljeutskiller til spillvannssystem og til kommunalt renseanlegg med utløp i Stjørdalsfjorden. I overflatevannprøver i naturlige vannkilder ble det ikke påvist PFOS/PFOA, men grunnvannsprøver tatt på lufthavnområdet viste varierende konsentrasjoner av PFOS (høyeste konsentrasjon i klasse IV *Dårlig*). Tilførsel av PFOS/PFAS til Stjørdalselva skjer dermed hovedsakelig via grunnvannet.

Stjørdalselva har en såpass høy vannføring at PFAS som renner inn i elva fortynnes raskt. Dessuten er det stor utveksling med vann fra Stjørdalsfjorden grunnet flo og fjære. I utstrømningsområdene for forurenset grunnvann fra flyplassen kan konsentrasjonene av PFAS likevel være forhøyet. Organismer som har sine leveområder der, kan bli påvirket i større grad enn ellers i elva. Analysene av trepigget stingsild, som kan være sterkt territoriehevdende og derfor knyttet til et spesifikt område hele livet, viste PFAS-innhold rett over EQS_{biota} (*Moderat miljøtilstand*).

I skrubbeflyndre fra Stjørdalselva ble det påvist PFAS-innhold under EQS_{biota}. Skrubbeflyndre er flatfisk som lever på bentisk mikrofauna på elvebunnen. Tilsvarende ble det ikke funnet innhold av PFAS i blandprøve av årsyngel av brakkvannsreke, som primært lever av organisk sediment, små krepsdyr, mark osv.

Det er estimert at det er en rest på mellom 10-32 kg PFOS på det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1) som befinner seg stort sett i en tykk umettet sone på ca. 17 meter. Grunnvannet står

ca. 17 meter under terreng i et gruslag med høy hydraulisk ledningsevne som vil transportere PFOS relativt raskt ut til Stjørdalselva når PFOS når grunnvannsnivå, og fortynningen her er sannsynligvis stor. Konsentrasjonene som renner inn i Stjørdalselva er dermed sannsynligvis lave.

Basert på de analyserte prøvene, vurderes miljøtilstanden å være *Moderat*, og risikoen for økosystemene lav.

8.1.3 Marint miljø

Det er ikke gjort undersøkelser av marint miljø utenfor Trondheim lufthavn i denne undersøkelsen. Avrenning fra det gamle brannøvingsfeltet og område for test av skumkanon (ved HS1) er mot Stjørdalselva, og PFAS blir her sterkt fortynnet før det renner inn i Stjørdalsfjorden. Vannet fra det nye brannøvingsfeltet som ledes til spillvannsnettets går via kommunalt renseanlegg med utslipp til Stjørdalsfjorden nord for lufthavnen. Også dette vannet blir sterkt fortynnet. Siden det verken er tatt vannprøver eller biotaprøver i fjorden, er det ikke mulig å gi en god vurdering av det marine miljøet, men grunnet høy fortynningsfaktor er det ikke urimelig om tilstanden er relativt god.

Ved Kristiansand lufthavn, Kjevik, ble det også undersøkt blandprøver av reker, trepigget stingsild og skrubber i Topdalselva, rett før utløpet til Ålefjærfjorden, samt diverse marine arter ute i fjorden. Miljøtilstanden i marint miljø, ble ved Kristiansand klassifisert til klasse II – *God miljøtilstand*. Forholdene rundt de to utløpselvene er relativt like, så materialet fra Kristiansand kan benyttes til en viss grad for klassifisering av marin miljøtilstand ved Trondheim. Da konsentrasjonene av PFAS var betydelig lavere i de undersøkte prøvene av ferskvannsarter i Trondheim enn ved Kristiansand, er det ikke usannsynlig at miljøtilstanden marint ved Trondheim tilsvarer klasse I – *Bakgrunn/ikke påvist*.

8.2 Matbiota og risiko

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Trondheim lufthavn i denne undersøkelsen. Relativt lave konsentrasjoner av PFAS i hel skrubbe og trepigget stingsild fanget i Stjørdalselva, og som begge er matorganismer for større fisk, tyder imidlertid på at matbiota kan være påvirket, men det er likevel rimelig å forvente lave konsentrasjoner av PFAS i muskelvev hos fisk.

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har ikke gjort vurdering av mattrygghet for matbiota fra området rundt Trondheim lufthavn.

9 Oppsummering spredning

Denne rapporten bygger på data fra undersøkelser av jord, vann og biota fra ferskvann og terrestriske systemer ved Trondheim lufthavn. Det er utført nye vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS, og gjennomføres vurdering av risiko for økosystemer.

9.1 Oppsummering jord og vann

Det er påvist moderate konsentrasjoner av PFAS i grunnen på det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1), maksimale konsentrasjon som er målt er på 2640 µg/kg, hvorav 2610 µg/kg PFOS. PFAS-forurensingen er målt ned til 3 meter under eksisterende terreng, men det foreligger ikke prøver fra dypere masser. Det er én miljøbrønn nedenfor feltet mot Stjørdalselven, hvor det er påvist PFOS ved én anledning. Det antas at plasseringen av brønnen kan være noe langt øst for å fange opp PFAS-spredning fra feltet til Stjørdalselven. Forsvaret er grunneier og var bruker/drifter av det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1) i perioden 1982 til 2001. Da hadde Avinor FDV-ansvar i noen år inntil nytt brannøvingsfelt (BØF-2) ble tatt i bruk.

Ved det aktive brannøvingsfeltet (BØF-2) er det påvist PFOS kun i én sjakt. Brannskum og overvann på feltet ledes til sluk og oljeutskiller før det går til spillvannsnettet og deretter til kommunalt renseanlegg. Under feltet er det en membran på 70 m i diameter som leder vann til oljeutskiller. Mellom membranen og toppplata i betong ligger det et gruslag. Alt brannskum og vann skal dermed kontrollert ledes til oljeutskiller og renseanlegg, men det kan forekomme spredning utenfor membran f.eks. ved kraftig vind under øvelse e.l. Det er ved én anledning/prøvetaking påvist PFOS i vann i grøft nedstrøms brannøvingsfeltet noe som kan tyde på at slike episoder har funnet sted. Det er også etter utfasing av PFAS-holdig brannskum påvist høye konsentrasjoner av PFAS i oljeutskilleren tilknyttet feltet. Avhengig av konstruksjonen, kan forurenset vann fra membransen (gruslaget over membranen) ledes inn på oljeavskilleren. Vannet fra oljeutskilleren ledes videre til kommunalt renseanlegg som har utløp i Stjørdalsfjorden. Dette renseanlegget er ikke designet for å fjerne PFAS. Det antas derfor at PFAS fra det aktive brannøvingsfeltet i stor grad ender opp i fjorden.

Det er tatt overflatevannprøver fra seks punkter i naturlige vannkilder (grøfte-/bekkevann, ellevann). Det ble ikke påvist PFOS/PFOA i disse punktene verken i 2011 eller 2012. I 2011 ble det imidlertid påvist PFOS i bekk/grøft nedstrøms aktivt brannøvingsfelt nær utløp til Stjørdalselven. Konsentrasjonen var imidlertid lav og ble ikke påvist igjen ved prøvetakingsrunden i 2012. I jordprøve tatt i 2011 i samme grøft ble det ikke påvist PFOS.

Det er tatt grunnvannsprøver fra flere miljøbrønner på lufthavnsområdet utenom brannøvingsfeltene. Miljøovervåkingsbrønnene MB1, MB2, MB3 og MB4 er satt syd og vest for de-iceing plattform/snødeponier. Brønn MB3 er satt noe øst for Avinors verkstedbygg, nærmere Stjørdalselven sammenlignet med de øvrige miljøbrønnene. Det ble påvist noe PFOS i MB1 og MB2 i 2011. I MB3 ble det påvist høy konsentrasjon av PFOS i 2011, og det ble dermed tatt oppfølgende prøver herfra i juli og september 2013. Konsentrasjonen av PFOS i 2013 var lavere enn i 2011, men fremdeles høy. Sannsynlig kilde til PFAS-innholdet i MB3 er det tidligere testområdet for brannbilenes brannslukningskanoner. PFAS-forurensning her spres sørover mot elven.

Det er ytterligere tre miljøbrønner ved lufthavnen hvor det er analysert for PFOS/PFAS. Disse ligger (sør-)vest for terminalområdet og nordvest for aktivt brannøvingsfelt. Her ble det tatt grunnvannsprøver i november 2011. Det er kun påvist PFOS i én av brønnene hvor konsentrasjonen var 19,1 ng/l.

9.2 Restmengder i jord og spredning av PFAS

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 1 250 kg PFOS i perioden 1982 til 2002 og 250 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Det årlige forbruket i 1982-2001 er estimert til gjennomsnittlig ca. 60 kg PFOS som følge av øving med brannskum. På BØF-1 er det estimert at det har blitt brukt ca. 1 250 kg PFOS frem til 2001, og deretter 100 kg PFAS i perioden 2001-2006. På BØF-2 er det estimert at det har blitt brukt ca. 150 kg PFAS i perioden 2006 til 2012.

På BØF-1 –er det estimert at det ligger igjen mellom 10 til 32 kg PFOS på feltet, men dette estimatet er høyst usikkert. Grunnen til dette er at det ikke er tatt dypere jordprøver enn 3 meter under terreng, og det er hele 17 meter ned til grunnvannsnivå. Det er betydelig usikkerhet i konsentrasjoner nedover og knyttet til avgrensning i det horisontale planet.

Det kan være hensiktsmessig å ta jordprøver både for avgrensning horisontalt og fra dypere lag for å kartlegge PFOS-konsentrasjoner lenger ned i umettet sone mot grunnvannsspeilet. Dette kan gjøres samtidig som det etableres en brønn ned til grunnvannsspeilet. Dette vil gi et bedre estimat på restmengde PFOS i umettet sone og vil gi et bedre bilde av PFOS-konsentrasjonen i grunnvannet. I tillegg kan det vurderes å etablere en grunnvannsbrønn nedstrøms feltet noe lenger vest enn brønnen V1/GBMB2. Denne bør også etableres noe lenger fra Stjørdalselva for å unngå påvirkning fra elva og tidevann. Da grunnvannet står i et gruslag med høy hydraulisk ledningsevne er det sannsynlig at når PFOS lekker ut i grunnvannet transporteres det raskt ut i Stjørdalselva.

BØF-2-aktivt felt har lave konsentrasjoner av PFOS, under normverdi med unntak av en prøve. Det er estimert at det ligger $1 \pm 0,5$ kg PFOS på feltet og at det sannsynligvis ikke er spredning til grunnvann. Dette er usikkert da det ikke foreligger grunnvannsprøver nedstrøms feltet. PFOS-forurensningene i området rundt BØF-2 er klart avgrenset. Dette kan sees tydelig i Figur 7-9, Figur 7-10 og Figur 7-11. PFOS ble faset ut fra brannskummet i 2001, men skum som inneholdt andre PFAS var i bruk frem til 2012. Prosjektet DP2 estimerte et stoffutslipp PFOS på 0,3 g/år. Det er en oljeutskiller på feltet som drenerer til spillvannssystemet. Dette systemet ledes via kommunalt renseanlegg til Stjørdalsfjorden. Det er estimert utlekking via oljeutskiller på ca. 7 g PFOS/år og PFAS utlekking via oljeutskiller på ca. 56 g/år. Sannsynligvis har mesteparten av PFAS brukt i brannslukking gått via oljeutskiller til spillvannssystem og til kommunalt renseanlegg. Det er sannsynlig at PFOS-konsentrasjon i jord, sedimenter og vann i dette området vil minke i tiden fremover.

I tillegg til brannøvingsfeltene er det påvist PFAS-forurensning i et område som har vært brukt til test av skumkanoner. Dette området ligger nær dagens de-icing plattform/snødeponier. Her har brønnen MB3 (Figur 7-12) relativt høye PFOS-konsentrasjoner.

9.3 Matbiota og risiko for mennesker

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Trondheim lufthavn Værnes er det ikke samlet inn matbiota, og Mattilsynet har derfor ikke foretatt vurderinger her.

Funn av PFAS i skrubbe og stingsild fanget i Stjørdalselva kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, men nivåene av PFAS i muskelvev er trolig lave.

9.4 Risiko for økosystem

Miljøtilstanden i det terrestre naturmiljøet rundt det gamle brannøvingsfeltet er med bakgrunn i analyseresultatene av biota klassifisert til kategori IV *Dårlig miljøtilstand*. I områdene rundt det nye brannøvingsfeltet og i området for testing av skumkanoner (ved HS1) er miljøtilstanden basert på foreliggende prøver vurdert til kategori III *Moderat miljøtilstand*.

Hvilke effekter de påviste konsentrasjonene i meitemark og fisk kan ha på andre organismer som lever i økosystemene, er vanskelig å gi et godt svar på da slike effekter er vanskelig å påvise. Det er kjent fra internasjonal litteratur at ulike arter både av planter og dyr viser skader ved påvirkning av høye konsentrasjoner av PFAS, men det er ikke funnet dokumentasjon i litteraturen på at de konsentrasjonene som er målt i biota ved Trondheim lufthavn sannsynliggjør at det kan oppstå konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter (se avsnitt 2.3, 2.4 og 4.5.2). Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en biomagnifisering av PFAS i biota, også i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltene.

I grunnvannet nedstrøms området for test av skumkanoner (MB3), og ved det gamle brannøvingsfeltet (BØF-1) er det påvist PFOS/PFAS. Området som er påvirket av forurensningen fra brannøvingsfeltene er relativt lite og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort utenfor dette området, særlig når de renner inn i Stjørdalselva og fortynnes. Siden området er lite, er det et begrenset antall arter med få individer som er til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem.

Det er sannsynlig at organismer som befinner seg på et høyere trofisk nivå enn de som er undersøkt i denne undersøkelsen, kan inneholde høyere konsentrasjoner av PFAS enn de som er målt i meitemark, trepigget stingsild og skrubbe. Dette gjelder for eksempel mark- og fiskespisende fugl, rovfugl, rev og oter dersom de tar en del av sin føde fra dette området. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse.

I kapittel 7 er det konkludert med at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt. Med et slikt utgangspunkt er det over tid grunn til å forvente avtagende innhold av PFAS i fisk og andre arter som tar opp disse forbindelsene.

Med foreliggende relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt i meitemark i nærområdet til gammel BØF, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer knyttet til dette lokale området. Men, med bakgrunn i de relativt små gjenværende mengdene PFAS i et relativt lite område, og tatt i betraktning gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, så synes spredning av PFAS fra Trondheim lufthavn til tilgrensende økosystem å medføre lav (beskjeden) risiko for skade på disse økosystemene.

10 Referanser

- Andersson, S., Persson, M., Moksnes, P. O., Baden, S. (2009). The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on macroalgae in Swedish seagrass meadows. *Mar Biol* (2009) 156:969–981.
- ATSDR (2009). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for perfluoroalkyls. U.S. department of health and human services Public Health Service. Report 404 pp.
- Aquateam (2011). Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for perfluorerte organiske forbindelser i forurenset grunn. Aquateam rapport 11-004.
- Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP. (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.
- Borg D, Håkansson H. (2012). Environmental and Health Risk Assessment of Perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket. (Swedish Environmental Protection Agency) ISSN 0282-7298
- Direktoratsgruppen (2013). Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.
- Dr. Sthamer (2014), skriftlig korrespondanse, Hamburg (<http://www.sthamer.com>).
- Du, G., Hu, J., Huang, H., Qin, Y., Han, X., Wu, D., Song, L., Xia, Y. and Wang, X. (2013). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 353–360.
- EPA (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). 5 p.
- European Food Safety Authority (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, *The EFSA Journal* (2008) Journal number, 653, 1-131.
- European Food Safety Authority (2012). Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. *EFSA Journal* 2012; 10(6):2743. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2743.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.
- Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.
- Glynn, A, Cantillana, T, Bjermo, H. (2013). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.
- Grandjean, P., Budtz-Jørgensen (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), 12:35, 7 p.
- Gravem, F.R., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Jensen, J.G.B., Grootjans, K., Sørbotten, L-E., Været, L og Kaasa, H. (red) (2016). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Fagernes lufthavn, Leirin. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Gravem, F.R., Kaasa, H., Jensen, J.G.B, Breyholtz, B., Været, L. og Halvorsen, E. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Kristiansand lufthavn, Kjevik. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Harju, M., Herzke, D and Kaasa, H. (2013). Perfluorinated alkylated substances (PFAS), brominated flame retardants (BFR) and chlorinated paraffins (CP) in Norwegian Environment - Screening 2013. NILU / Miljødirektoratet Rapport 106 s. M 40-2013.

Haug, L.S. (2012). Hvordan eksponeres vi for PFOS og PFOA og hva er mulig konsekvens/toleranse. Innlegg på fagtreff i Vannforeningen 29.10.2012.

Haug, L.S., Salihovic S, Jogsten IE, Thomsen C, van Bavel B, Lindström G (2010). Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. Chemosphere 2010a; 80:1137–43.

Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B, and Gabrielsen, G.W (2007). Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. 2007. Environ Pollut. 148(1):360-71.

Hellstad, S. (2015). Bioconcentration and Transcriptional Effects of Fire Foam-Related PFASs on Brown Trout (*Salmo trutta*). Master thesis in toxicology, Department of Biosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, June 2015. 102 p.

Hellstad, S., Holth, T.F., Villanger, G.D., Johanson, S.M., Hylland, K. (2015). Bioconcentrations and effects on gene expression of per- and polyfluorinated compounds on brown trout (*Salmo trutta*). Poster. Dept. of Biosciences, University of Oslo. 1 p.

Henriksen S. and Hilmo O. (red.) (2015). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge. ISBN: 978-82-92838-41-9.

Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Været, L., Søvik, M.-L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep a). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Alta lufthavn. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jensen, J.G.B., Hveding, Ø.P., Breyholtz, B., Været, L., Halvorsen, E., Gravem, F.R. og Kaasa, H. (in prep b). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Ålesund lufthavn, Vigra. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jensen, J.G.B., Kaasa, H., Gregersen, H., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Været, L., Gravem, F. og Grootjans, K. (2016). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Sogndal lufthavn, Haukåsen. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jeon J, Kannan K, Lim HK, Moon HB, Kim SD. (2010). Bioconcentration of perfluorinated compounds in blackrock fish, *Sebastes schlegeli*, at different salinity levels. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol.29, issue 11. 2529-2535. November 2010.

Johanson, S.M. (2015). Bioconcentration, elimination and effects of fire foam-related poly- and perfluoroalkyl substances in brown trout (*Salmo trutta*). Master thesis in toxicology, Department of Biosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, June 2015. 98 p.

Johanson, S.M., Holth, T.F., Villanger, G.D., Hellstad, S., Hylland, K. (2015). Bioconcentration and effects of poly- and perfluorinated compounds in Brown Trout (*Salmo trutta*). Poster. Dept. of Biosciences, University of Oslo. 1 p.

Kaasa, H., Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Hveding, Ø.P., Halvorsen, E., Været, L. og Breyholtz, B. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Kallenborn, R., Berger, U. and Järnberg, U. (2004). Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. *Tema Nord* 552:107.

Kannan K, Newsted J, Halbrook RS, Giesy JP. (2002). Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States. *Environmental Science & Technology* 36:2566-2571.

Kerstner-Wood C, Coward L, Gorman G. (2003). Protein Binding of perfluorbutane sulfonate, perfluorhexanesulfonate, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate to plasma (human, rat, monkey), and various human derived plasma protein fractions. Southern Research Corporation, Study 9921.7. USEPA Administrative Record AR-226.

KLIF (2012). Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport. TA-3001. 105 s.

KLIF (2013a). Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport. TA-3001. 105 s.

KLIF (2013b). Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012. TA 3028/2013.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Lee, H, De Silva, AO, Mabury, SA. (2012). Dietary Bioaccumulation of Perfluorophosphonates and Perfluorophosphinates in Juvenile Rainbow Trout: Evidence of Metabolism of Perfluorophosphinates. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3489 – 3497.

Livsmedelsverket, 2014a. Intagsberäkningar som underlag för framtagande av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror (PFAA) i dricksvatten. Vetenskapligt underlag. 2014-02-13. 12 s.

Livsmedelsverket, 2014b. Risker vid förorening av dricksvatten med PFAA. Riskhanteringsrapport. 2014-03-12. 6s.

Loi, E.I.H., Yeung, L.Y., Taniyasu, S., Lam, P. K. S., Kannan, K. and Yamashita, N. (2011). Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 5506–5513

Løland, B. (2014). Fate and Transport of PFCs in a Peat Bog Environment, Master Thesis, Department of Geosciences, University of Oslo.

Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., and Muir, D.C.G. (2003). Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22: 196-204.

Mattilsynet (2013). Vurdering av PFOS (PFC) i fisk og vann i nærområdet til Avinors flyplasser. Brev datert 31.07.2013. Referanse: 2013/99423.

Mattilsynet (2015a). Vurdering av innholdet av PFAS i fisk i fiskevann rundt Harstad/Narvik Lufthavn, Evenes. Ref. 2015/44730. Brev datert: 09.04.2015.

Mattilsynet (2015b). Vurdering av PFAS i fisk ved Avinor AS lufthavner Ålesund lufthavn (Vigra), Sogndal lufthavn (Haukåsen) og Fagernes lufthavn (Leirin). Ref. 2014/90780. Brev datert: 29.01.2015.

Miljødirektoratet (2014). <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2014/Januar-2014/Reduserer-miljogift-utslipp-fra-avfallsbehandling/>. Publisert 28.01.2014.

Mills, L.J., Gutjahr-Gobell, R.E., Borsay Horowitz, D., Denslow, N.D., Chow, M.C. and Zaroogian, G.E. (2003). Relationship between Reproductive Success and Male Plasma Vitellogenin Concentrations in Cunner, *Tautoglabrus adspersus*. Environmental Health Perspectives. Volume 111, number 1, January 2003, 93-99.

Multiconsult (2008). Gamle brannøvingfelt – Værnes Lufthavn, Miljøteknisk grunnundersøkelse. Datarapport med risikovurdering og tiltaksplan. Multiconsult rapport 412822-1.

Noorlander, C. W., van Leeuwen, S. P. J., te Biesebeek, J. D., Mengelers, M. J. B., & Zeilmaker, M. J. (2011). Levels of perfluorinated compounds in food and dietary intake of PFOS and PFOA in The Netherlands. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 59(13), 7496–7505.

Norconsult (2013). Oslo Lufthavn risikoanalyse for PFOS-spredning. PFOS-Risikoanalyse – Utregning av Kd.

Nordskog, A.M. (2012). Leaching of PFCs from soil polluted by firefighting activities. Master thesis, Department of Geosciences, UIO, Oslo, Norway.

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

Qi, P., Wang, Y., Mu, J., Wang, J. (2011). Aquatic predicted no-effect-contamination derivation for perfluorooctane sulfonic acid. Environmental Toxicology and Chemistry 30: 836-842.

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.
<https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/begrensningsdirektivet---pfos/id523580/>

Rylander, C., Duong, T. P., Odland, J. O., and Sandanger, T. M. (2009). Perfluorinated compounds in delivering women from south central Vietnam. J. Environ. Monit. 11:2002–2008.

Schultz MM, Barofsky DF, Field JA. (2003). Fluorinated Alkyl Surfactants. Environmental Engineering Science 20(5):15.

SFT (1999). Veiledning 99:01. Risikovurdering av forurenset grunn. TA1629/99. 103 s.

Stahl, T., Heyn, J., Thiele, H., Huther, J., Failing, K., Georgii, S., and Brunn, H. (2009). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from soil to plants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 57:289–298.

Stubberud, H. (2006). Økotoksikologiske effekter av PFOS, PFOA og 6:2 FTS på meitemark (*Eisenia fetida*) (TA-2212/2006), SFT

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Trondheim lufthavn, Værnes. Rapport 168180-170-1 rev 1.

US EPA (2009). Long-Chain Perfluorinated Chemicals (PFCs) Action Plan. 12/30/2009. 24 s.

van Asselt ED, Rietra RPJJ, Romkens PFAM, Fels-Klerx HJ (2011). Perfluorooctane sulphonate (PFOS) throughout the food production chain. Food Chem 128:1–6.

van Asselt ED, Kowalczyk J., van Eijkeren JCH, Zeilmaker MJ, Ehlers S., Fürst P., Lahrssen-Wiederholt M-, van der Fels-Klerx HJ. (2013). Transfer of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) from contaminated feed to dairy milk. Food Chemistry 141 (2013), 1489–1495.

Xu, J., Chang-Sheng, G., Zhang, Y. and Meng, W. (2014). Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. Environmental Pollution 184 (2014) 254e261

Yamashita, N. 2011. Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 5506–5513

Yolanda Picó, Y., Farré, M., Llorca, M. and Barceló, D. (2011). Perfluorinated Compounds in Food: A Global Perspective, Critical Reviews in Food Science and Nutrition, 51:7, 605-625, DOI: [10.1080/10408391003721727](https://doi.org/10.1080/10408391003721727)

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

Miljødirektoratet: <http://www.dn.no/d2/2014/05/29/Milj/farlige-forbindelser>

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Ved valg av arter, har det vært viktig å finne arter som dekker ulike trinn i næringskjeden, arter som har både kort og lang livssyklus, samt både stasjonære og vandrende arter. I valg av arter, har det også vært fokus på om disse er spiselige organismer for mennesker.

Fangsttinsatsen var avgrenset i tid, og det ble dermed behov for å gjøre tilpasninger i artsutvalget i forhold til fangstene som naturlig varierer med biotoper og årstider. Artsutvalget varierer således noe fra stasjon til stasjon, og en måtte gjøre et valg av arter i henhold til målet om å speile situasjonen i næringskjeden så godt som mulig, samtidig som en søkte å skaffe et grunnlag for å gjøre statistiske vurderinger av materialet i etterkant.

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

Meitemark (*Lumbricidae*) tilhører klasse Fåbørstemark (*Oligochaeta*). Fåbørstemark kjennetegnes ved at de mangler gjeller og antenner forrest på kroppen. I motsetning til flerbørstemark, mangler de også børsteføtter. Fåbørstemark er hermafroditter, det vil si at et og samme individ er både hankjønn og hunkjønn. De fleste har et belte (clitellum) rundt den forreste del av kroppen. Det skiller ut slim som holder dyrene sammen under paringen, og danner eggkokonger.



Figur 1. Meitemark. Kilde: www.miljolare.no

Det er registrert 108 arter fåbørstemark i Norge. Flere av artene er marine. Forekomst av fåbørstemark i Norge er lite undersøkt.

Meitemark er overveiende terrestriske og ernærer seg på organisk materiale i jordsøylen og kan trekke ned lauv og annet organisk materiale fra jordoverflaten. De 19 norske artene varierer i lengde mellom 2-30 cm.

Meitemark er et ettertraktet næringsemne og har en særegen rolle som nedbryter. Mange små og store virveldyr livnærer seg hovedsakelig på meitemark i sommerhalvåret. Noen eksempler på dette er trostefugler, vadefugl og grevling.

Reke (*Caridea*). Det finnes om lag 35 arter i Norge. De er utbredt i alle hav, pelagisk og som bunnformer, de fleste på dypere vann. Enkelte rekearter finnes også i ferskvann, og i Norge er det kun én art, *Palaemonetes varians*, som går i brakt eller nesten ferskt vann. Reker forekommer ofte mange sammen i stim (se Figur 2). Om dagen står de ved bunnen og hviler eller beiter. Den er en opportunist som primært lever av organisk sediment, små krepsdyr, mark osv.



Figur 2. Småreker fanget i Topdalselva.
Foto: Finn R. Gravem

Skrubbe (*Platichius flesus*). Skrubbe (se Figur 3) er vanlig langs hele kysten og om sommeren er unge individer ofte på næringssøk langt opp i elver. Den kan således påtreffes i innsjøer hvor det er fri vandringsvei til havet. Dietten består av bunndyr som tanglopper, børstemark, slangestjerner og muslinger samt småfisk som kutlinger. Dietten i ferskvann og brakkvann består for det meste av små krepsdyr og larver av dansemygg (Pethon, 1985). Man finner skrubbe for det meste på sand- og slambunn ned til 75 meters dyp. Sommer og høst er den på grunne områder, mens den på vinter og vår foretrekker dypere områder. Skrubba regnes allikevel som en stasjonær fisk. Den kjønnsmodner fra to til fem år og gyter en gang i mars til juni på 25 til 75 meters dyp. Det pelagiske larvestadiet varer rundt to til tre måneder. Yngelen bunnsår på grunt vann ved ca. 1 cm lengde (Jonsson og Semb-Johansson, 1996a).



Figur 3. Skrubbe fanget ved Kjevik.
Foto: Finn R. Gravem

Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Finnes langs hele kysten i saltvann, men er også utbredt i ferskvann i lavlandet til litt over marin grense. Den 3-piggete stingsilda (se Figur 4) liker seg på grunt vann i vegetasjonen, men kan også forekomme som stimfisk i de frie vannmasser. Den spiser insektslarver, småkreps, mark, bløtdyr, fiske- og amfibieegg og larver.



Figur 4. Trepigget stingsild

Den 3-piggete stingsilda kjønnsmodnes som et år eller eldre, og de fleste gytefiskene dør etter gytesesongen. Gytetiden er fra mai til juni. Den kan ha vandringer mellom saltvann og ferskvann (Jonsson og Semb-Johansson, 1996a; Pethon, 1985). Både 9-pigget og 3-pigget stingsild er mat for andre fiskearter, for eksempel ørret. Den blir sjelden mer enn tre år gammel.

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Teori bak PFOS-klasseinndeling

Teksten i dette avsnittet er i sin helhet hentet fra «Bakgrunnsdokument TA 3001/2012 til vannforskriftens veileder»

Bruk av EQS (miljøkvalitetsstandard) for akvatisk biota har tre hensikter:

1. Beskytte mennesker mot negative effekter ved inntak av kontaminert fisk, skalldyr og skjell.
2. Beskytte topp-predatorer, slik som fugler og pattedyr mot sekundær forgiftning ved inntak av giftige stoffer som finnes i maten de spiser.
3. Beskytte bunnlevende (bentiske) og pelagiske (lever i de frie vannmasser) predatorer (f.eks. fisk som spiser andre dyr) mot sekundær forgiftning.

For tiden antas det at pkt.2 også ivaretar pkt.3. Det er ennå ikke utarbeidet gode nok retningslinjer for å bestemme EQS for bentiske/pelagiske predatorer.

EQS-verdier for topp-predatorer er basert på studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, inkludert vurdering av studienes robusthet (sikkerhetsfaktorer).

Grenseverdier for human risiko basert på inntak av fisk og sjømat er basert på TDI (TDI - livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet). For PFOS og PFOA er følgende TDI beregnet: 0,15 µg PFOS/kg kroppsvekt/dag og 1,5 µg PFOA/kg kroppsvekt/dag. Der det finnes andre kilder til miljøgiften enn sjømat, benyttes 10 % av TDI i beregningene for human risiko ved inntak av akvatisk biota, mens der det ikke finnes andre kilder til inntak av stoffet enn sjømat, benyttes 100 % av TDI-verdien.

Kvalitetsstandarden for biota, QS biota, med tanke på human helse, er i henhold til EU basert på 10 % av TDI-verdi, kroppsvekt 70 kg og inntak av 115 g sjømat pr dag gjennom hele livet ("normalt" inntak av sjømat pr. person pr. dag).

Maks tillatt inntak via sjømat (mg/kg biota):

QS biota = $(0,1 \cdot \text{TDI} \cdot 70) / 0,115$ (kvalitetsstandard for fisk og skalldyr = 10 % * tolererbart daglig inntak av sjømat * kroppsvekten (her 70 kg) / 0,115 kg sjømat)

Generelt gjelder det at for miljøgifter som påvirker det endokrine systemet¹ (f.eks. hormonhermende stoffer), er det kun benyttet klasse II og III. Enkelte PFAS er ansett som hormonhermere.

Grunnlag for klasseinndeling (klassifisering av risiko)

Klasse I: øvre grense = bakgrunnsnivåer som skal representere naturtilstand. Ofte vanskelig å finne. Deteksjonsgrenser ofte høyere enn dette.

Klasse II: som øvre grense benyttes AA-EQS (årlig gjennomsnitt).²

Klasse III: som øvre grense benyttes MAC-EQS (maksimal årlig konsentrasjon).³

Klasse IV: som øvre grense er det benyttet akutt giftighet uten sikkerhetsfaktor.

Klasse V: verdier høyere enn klasse IV.

¹ Styrer kroppens hormonproduksjon, og består blant annet av kjertler og vev i hjernen, skjoldbruskkjertelen, nyrer, bukspyttkjertel og eggstokker/testikler.

² AA – annual average

³ MAC – Maximal annual concentration. Bestemt ut fra akutt toksisitet, dvs. L(E)C₅₀-verdier for vannlevende organismer i kystvann og/eller ferskvann, eventuelt ved beregninger/statistisk analyse inkl. sikkerhetsfaktor.

Klassifiseringssystem som beskrevet i figuren under er benyttet. Dette er tilsvarende det som er benyttet i Klifs klassifiseringssystem for forurensede sedimenter (Bakke *et al.*, 2011, 2012).

Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – God	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids eksponering	Akutte toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense bakgrunn	Øvre grense: AA-QS ⁴ , PNEC ⁵	Øvre grense: MAC-QS ⁶ , PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} *AF ⁷	

Miljøklassifisering PFOS og PFOA ⁸

For ulike vanntyper og sedimenter er følgende øvre klassegrenser i de ulike klassene for hhv. PFOS og PFOA foreslått:

PFOS	Klasse I – Bakgrunnsdata	Klasse II – AA-EQS	Klasse III – MAC EQS	Klasse IV – Akutt tox	Klasse V – Omfattende akutt tox
Ferskvann, µg/L	0	0,00065 ⁹	0,23	36	>36
Kystvann, µg/L	0	0,00017	0,023	7,2	>7,2
Sedimenter, µg/kg TS	0	0,2 (fv: 1,7)	63	6300	>6300
PFOA	Klasse I – Bakgrunnsdata	Klasse II – AA-EQS	Klasse III – MAC EQS	Klasse IV – Akutt tox	Klasse V – Omfattende akutt tox
Ferskvann, µg/L	0	0,05 ¹	570	2400	>2400
Kystvann, µg/L	0	0,01 ¹	57	480	>480
Sedimenter, µg/kg TS	0	2,7 (fv: 14)	63	6300	>6300

For QS_{biota,hh} er følgende foreslått:

PFOS: $QS_{biota,hh} = (0,15 \cdot 0,1 \cdot 70) / 0,115 = 9,1 \text{ µg PFOS/kg biota}$ (kvalitetsstandard for PFOS i biota = TDI (her 0,15) * 10 % * kroppsvekten (her 70 kg) / 0,115 kg sjømat)

Bakgrunn for TDI-verdien er QS biota for sekundærforgiftning er 0,033 mg/kg biota (basert på forsøk med aper, over en tidsperiode på 6 måneder der effekten var hormonforstyrrelser).

Grenseverdier for PFOS i vann med tanke på overlevelse for art (økotoksisitet), er betydelig høyere enn grenseverdier med tanke på inntak av sjømat (human helse). PFOS har tidligere vært ansett som lite økotoksisk ut fra testresultater. Imidlertid har det vist seg at stoffet akkumuleres i høy grad i næringskjeden. PFOS kan derfor være meget skadelig for human helse ved inntak av sjømat som lever i vann der konsentrasjonen av stoffet er lav.

⁴ AA - Annual average – årlig gjennomsnitt

⁵ PNEC - Predicted No Effect Concentrations

⁶ MAC - maksimal årlig konsentrasjon

⁷ AF: sikkerhetsfaktor

⁸ Grenseverdier basert på ulike toksisitetstester. Se TA 3001/2012 for nærmere opplysninger.

⁹ Basert på inntak av fisk

Klassifisering for PFAS i denne rapporten

Som tidligere nevnt, er det i arbeidet med risikovurderingene valgt å benytte summen av de påviste PFAS, ikke kun konsentrasjonen av PFOS eller PFOA som i TA-3001.

Da nedre rapporteringsgrense ved kommersielle laboratorier for PFAS i ferskvann og kystvann er 2-5 ng/L (i praksis ofte 5-10 ng/L pga. matrikseffekter) og i sediment 2 µg/kg TS, betyr dette at man i praksis ikke kan kontrollere om vann og sediment i et område tilfredsstiller klasse II foreslått i TA-3001. Videre er bakgrunnsverdiene i vanndirektivet definert som 0 (sediment og vann). Dette betyr at det i kart ikke vil foreligge resultater for klasse I (bakgrunn) og II (god), mens laveste påviste konsentrasjoner vil kategoriseres etter påvist konsentrasjon. For å synliggjøre lave verdier er resultater under kvantifiseringsgrensen (<LOQ¹⁰) vist som klasse II – Under kvantifiseringsgrensen. For ytterligere bakgrunn og beregninger av klasseinndelingene, henvises til TA-3001 (KLIF, 2012).

Tabell 0-1. Grenseverdier for PFAS i vann (ng/L) og sedimenter (µg/kg TS) (basert på TA-3001).

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiserings- grense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

¹⁰ LOQ – kvantifiseringsgrense. LOQ = verdi for blankprøve + 10*std.avvik

Vedlegg 3 Ordliste

Forklaringsordliste:

AA – annual average (årlig gjennomsnitt)

Bioakkumulering – i denne rapporten benyttes følgende definisjon for bioakkumulering: Generell uttrykk som beskriver en prosess hvor kjemikalier blir tatt opp av en organisme enten direkte fra å være eksponert for et kontaminert medium, herunder luft/vann/jord, eller ved opptak gjennom mat som inneholder kjemikaliene.

LOD: Limit of Detection (deteksjonsgrense)

LOQ: Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense)

MAC – Maximal annual concentration. Bestemt ut fra akutt toksisitet, dvs. L(E)C50-verdier for vannlevende organismer i kystvann og/eller ferskvann, eventuelt ved beregninger/statistisk analyse inkl. sikkerhetsfaktor.

ng/L: milliardtedels gram pr liter analysert prøve

Næringskjede: begrep for hvordan organismene lever av hverandre, og hvordan organisk stoff og energi passerer fra én organisme til en annen. Eksempelvis produserer planter organisk materiale ved hjelp av fotosyntese og opptak av vann, CO₂ og minerealer, som blir spist av planteetere som videre blir spist av kjøttetere. En næringskjede kan eksempelvis bestå av gran, granbarkbille, hakkespett og hønsehauk.

Næringsnett: begrep for hvordan ulike næringskjeder er vevd inn i hverandre. Arter spises ikke bare av én art høyere oppe i næringskjeden, men av flere arter.

PFAS: per- og polyfluorerte alkylsubstanser; fellesnevning for alle kjemiske forbindelser som presenteres.

TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

TMF – trophic magnification factor; brukes til å kvantifisere biomagnifisering, og representerer den gjennomsnittlige overføring av miljøgifter fra byttedyr til predator gjennom næringskjeder, i stedet for de enkelte arters biomagnifisering, hvor beregningene er svært variable fra en predator-byttedyr kombinasjon til en annen. TMF er beregnet ut fra stigningstallet av logaritmisk transformerte konsentrasjoner av miljøgifter versus trofisk nivå (TL) til organismer i næringskjeden.

Trofisk nivå: Et trofisk nivå er plasseringen en organisme har i en næringskjede, angitt som et tall (nivå). Eksempelvis ligger primærprodusentene, eller de grønne fotosyntetiserende organismene på 1. nivå, mens de ulike konsumentene tildeles tall (nivå) etter hvor mange ledd de er fra den fotosyntetiserende planten.

µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

**Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann med prøvepunkter fra undersøkelser
2011-2012**

Trondheim lufthavn
Værnes (ENLK)

BØF gammelt

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

- Blue square: <100 (normverdi)
- Green square: 100-250
- Yellow square: 250-6700
- Red square: >6700
- White square: Ikke analysert

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Trondheim lufthavn Værnes (ENLK)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

⊕ Ikke analysert

● 0

● <LOQ

● LOQ-230

● 230-36 000

● >36 000

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

○ Ikke analysert

● 0

● <LOQ

● LOQ-230

● 230-36 000

● >36 000

Avlopsledning

— Avløp annet

— Avløp Felles

— Drensvann

— Glykolholdig overvann

— Glykolholdig spillvann

— Overvann

→ Pumpespillvannsledning

— Spillvann

Avrenning

— Deponi glykolforurenset snø

→ Overvannsledning

→ Avrenningsveg glykol

— Bekkeresipient

— Overvannssystem

— Vannskille rullebane

→ Antatt avrenningsveg baneavising

* Venstre halvdel = PFOS

Høyre halvdel = Σ PFAS

Basert på snittverdi av alle målinger i punktet.
Antall prøver kan variere for hhv. PFOS og Σ PFAS.

i.a. = ikke analysert

LOQ = rapporteringsgrense

(tilsv. ikke påvist for Σ PFAS)

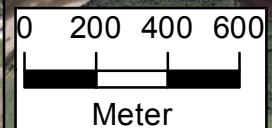
Grunnvannsbrønner		2011-11-03	2011-09-27	2012-05-23	2013-07-04	2013-09-18	2013-10-10	2014-02-04	2014-05-08
V1/GBMB2	PFOS	6	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Grunnvannsbrønner		2011-11-03	2013-07-04	2013-09-18
MB1	PFOS	5.8	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
MB2	PFOS	62.8	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
MB3	PFOS	25600	4120	4040
	Σ PFAS	i.a.	5620	5400
MB4	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
FMB1	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
FMB2	PFOS	19.1	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
FMB3	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.

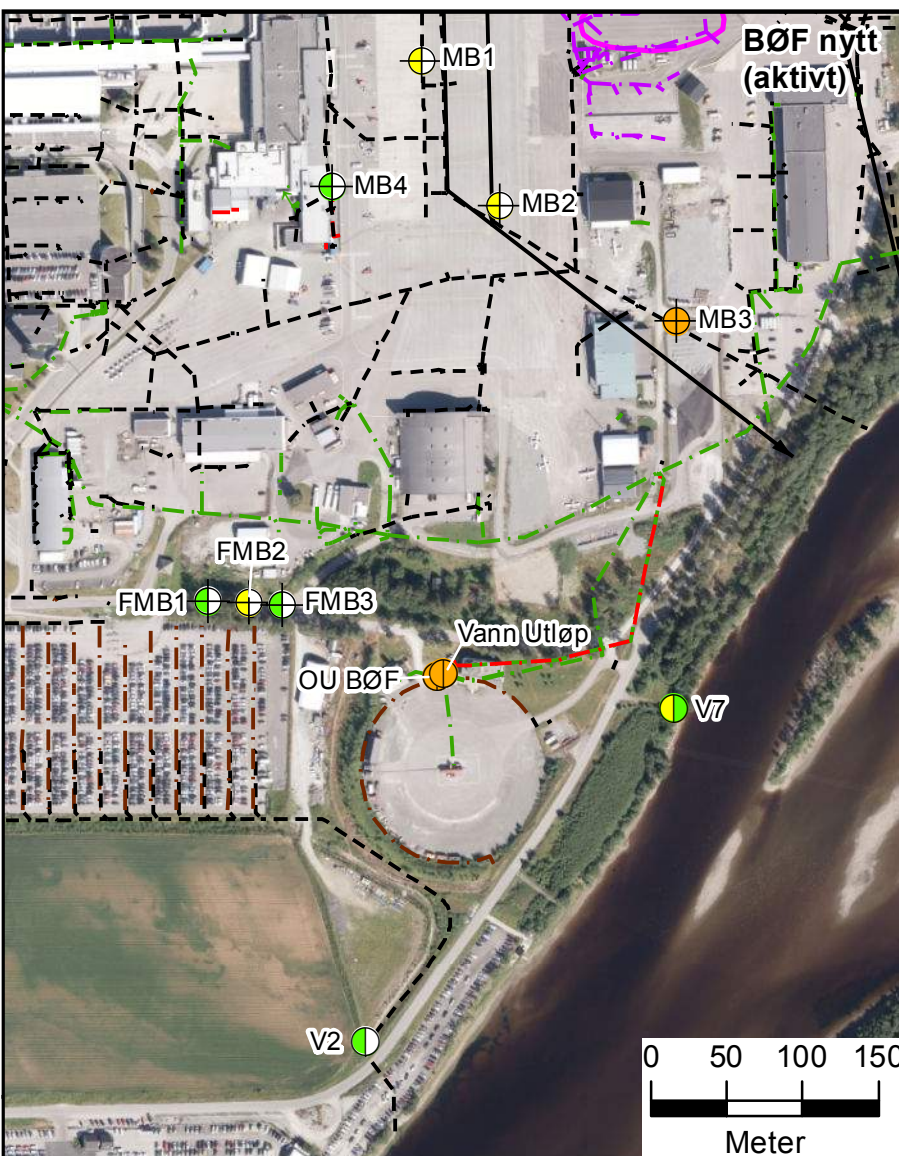
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

V1/GBMB1



V5

V4

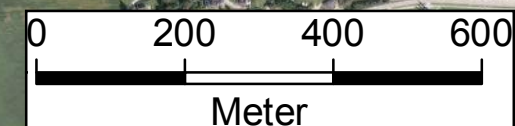
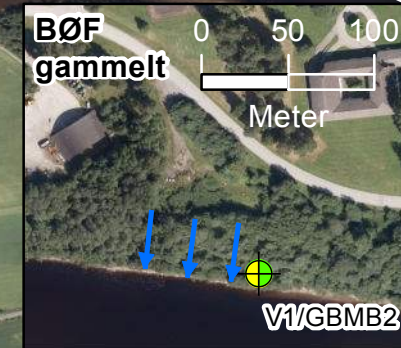


Ferskvann		2011-09-27	2012-05-23	2014-03-24
V2	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.
V3	PFOS	<LOQ	<LOQ	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	<LOQ	i.a.
V4	PFOS	<LOQ	<LOQ	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	<LOQ	i.a.
V5	PFOS	<LOQ	<LOQ	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	<LOQ	i.a.
V6	PFOS	<LOQ	<LOQ	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	<LOQ	i.a.
V7	PFOS	3.4	<LOQ	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	<LOQ	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Oljeutskiller BØF (OU BØF)		2013-06-11	2013-11-13	2014-03-24	2014-10-30
OU BØF	PFOS	1030	481	1260	821
	Σ PFAS	5800	7520	9380	4720
Vann Utløp	PFOS	i.a.	i.a.	1360	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	9770	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Trondheim lufthavn Værnes

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- Hele individer
- flere individer
- BR brakkvannsreke
- MM meitemark
- SK skrubbe
- TS trepigget stingsild
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- deponi
- avløpsanlegg (nedlagt)
- naturvernengse