
RAPPORT

AVINOR AS

SOGNDAL LUFTHAMN, HAUKÅSEN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-02-12



Sogndal lufthamn, Haukåsen. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-07-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 12. februar 2016
------------------------------	------------------------	---------------------------

Oppdragsnavn:
Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner

Kunde:
Avinor AS

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

Sogndal lufthamn, Haukåsen

Sammendrag:

Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Sogndal lufthamn, Haukåsen i 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2015; prøver av biota som er hentet inn i tilknytning til brannøvingsfeltet, samt supplerende vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder PFOS. I rapporten gjøres også en vurdering av risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til tilgrensende økosystem som følge av PFAS-forurensning.

Øving med brannskum har medført at det har blitt spredd ca. 230 kg PFOS i perioden frem til 2001 og ca. 15 kg PFAS i perioden 2001 til 2005. Disse forbindelsene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann (Reipa/Eitregilbekken og Ytstrudsbekken) og videre til Sognefjorden utenfor Sogndal lufthamn, Haukåsen. Basert på målinger i jord og vann, er det beregnet at det ligger igjen 1-3 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag.

I jordprøvene er det beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon på 106 µg PFOS/kg, i et område på 4 500 ± 2 000 m². Vannprøver viser moderate nivåer av PFAS, stor sett i nedre intervallet i klasse IV – *Dårlig*.

Det foreligger ikke prøver av biota fra terrestriske områder, men sammenlignet med funn i Kristiansand, indikerer det at det terrestriske miljøet i nærområdet til brannøvingsfeltet i Sogndal kan klassifiseres i kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

I bekkørret i Reipa/Eitregilbekken, er det funnet PFAS i alle prøvene som tilsvarer kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*. I prøven av laks tilsendt fra fiskedammene på Jordi gård, ble det funnet PFAS tilsvarende kategori II – *God miljøtilstand*.

Med relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt i bekkørret fra Reipa/Eitregilbekken, moderate konsentrasjoner i jord, og antatt *Dårlig miljøtilstand* i terrestrisk biota, 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 risiko for skade på disse økosystemene som følge av PFAS fra Sogndal lufthamn, Haukåsen synes å være lav.

Mattilsynet uttaler: «Det er tydelig utlekking av PFAS-forbindelser til bekken (red.anm. Reipa/Eitregilbekken). Mattilsynet vil advare mot å spise ørreten fra denne bekken». De oppfordrer også Avinor til å skilte med advarsel for hele bekken.

Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2014-08-15	Utkast m/biota	JJE
A2	2014-11-11	Vurdering av jord, vann og spredning	VK
A3	2015-02-09	Inkludert risikovurdering biota	JJE
A4	2015-03-19	Ny spredningsvurdering og reviderte mengder brukt PFAS	VK
B5	2015-08-18	Første utkast til Avinor	KHG
B6	2015-09-09	Kommentarer fra Avinor	
B7	2015-10-23	Norconsults gjennomgang av kommentarer på vann, jord og spredning	VK
J8	2016-02-12	Endelig versjon	HKA

Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Halvard Kaasa, Håkon Gregersen, Bente Breyholtz, Eivind Halvorsen, Lars Været, Finn R. Gravem, Karel Grootjans

Sign.:

Jannike Gry B. Jensen
Bente Breyholtz

Kontrollert av:

Vegard Kvisle / Norconsult
Frode Løset / Sweco

Sign.:

Frode Løset
Vegard Kvisle

Oppdragsansvarlig / firma:

Kim Rudolph-Lund / Sweco
Janicke Garmann / Norconsult

Oppdragsleder / firma:

Halvard Kaasa / Sweco
Vegard Kvisle / Norconsult

Halvard Kaasa
Vegard Kvisle

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 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 gjennomført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). 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 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. Vurderinger av mattrygghet er gjort av Mattilsynet.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult i samarbeid med Avinors personell ved lufthavna. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge. 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 risikovurdering 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, Kjell Terje Dalaker og Jarl Øvstedal.

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa, Jannike Gry B. Jensen,
Finn Gravem, Håkon Gregersen, Øistein
Preus Hveding, Karel Grootjans

Norconsult:

Vegard Kvisle, Eivind Halvorsen, Lars
Været, Bente Breyholtz

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

12. februar 2016

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	11
2.1	Generelt.....	11
2.2	Egenskaper PFAS.....	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer.....	16
3	Miljømål og akseptkriterier PFAS.....	17
3.1	Miljømål	17
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	17
4	Metode risikovurdering	18
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	18
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	19
4.3	Spredningsvurdering.....	20
4.3.1	Generelt.....	20
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	20
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	21
4.3.4	Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient.....	22
4.4	Risikovurdering	22
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk.....	23
4.5.2	Bioakkumulering	26
4.6	Vurderinger av matbiota.....	28
5	Områdebeskrivelse	29
5.1	Beliggenhet og omgivelser	29
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	30
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	30
5.2.2	Gammelt brannøvingsfelt.....	31
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	31
5.3	Utførte tiltak	32
6	Undersøkelser	33
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	33

6.2	Jord.....	33
6.3	Sedimenter.....	35
6.4	Vann.....	35
6.4.1	Grunnvann.....	35
6.4.2	Overflatevann	37
6.5	Biota	42
6.5.1	Terrestriske arter	42
6.5.2	Ferskvannsarter.....	42
6.5.3	Marine arter	48
7	Spredningsvurdering.....	49
7.1	Innledning	49
7.2	BØF.....	50
7.2.1	Terreng– og strømningsanalyse for området	50
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF	52
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF	56
7.2.4	Konklusjon spredningsvurdering BØF.....	56
7.3	Andre spredningsveier av PFOS	57
7.4	Konklusjon spredningskapittel.....	59
8	Risikovurdering.....	60
8.1	Økosystem og risiko.....	60
8.1.1	Terrestrisk miljø	60
8.1.2	Ferskvann.....	61
8.1.3	Marint miljø	62
8.2	Matbiota og risiko	63
8.2.1	Mattrygghet.....	63
9	Oppsummering	64
9.1	Restmengder jord og vann.....	64
9.2	Matbiota og risiko for mennesker	64
9.3	Økosystem og risiko.....	64
10	Referanser	66

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
- BØF jord og sediment
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

- Oversiktskart matbiota
- Oversiktskart biota Sogndal lufthamn

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet mattrygghet

- Brev Mattilsynet 2013
- Brev Mattilsynet 2015

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 Sogndal lufthamn, Haukåsen. 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 og 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 å gjennomføre tiltak på Avinors lufthavner 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 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 gir grunnlag for både å innlemme hensynet til konsekvenser for mennesker og økosystem.

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 Sogndal lufthamn er det gjennomført innsamling og analyse av ferskvannsbiota i områder som en antar kan være påvirket av avrenning fra flyplassen og brannøvingsfeltet der, samt fra et damanlegg for settefisk i nærheten av lufthavna. Dette arbeidet er utført av Sweco Norge, samt bistand fra Haukaa Settefisk AS. Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av jord, vann og biota ved Sogndal lufthamn.

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 lufthavna.

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)}	Perfluorononanoic 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 når den opptrer fritt i naturen på 41 år (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

produktene 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 i 2001, og annet PFAS-holdig brannskum i 2012, og selskapet har alltid benyttet lovlig skum.

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Sogndal lufthavn, Haukåsen

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 og 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 (reduisert 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

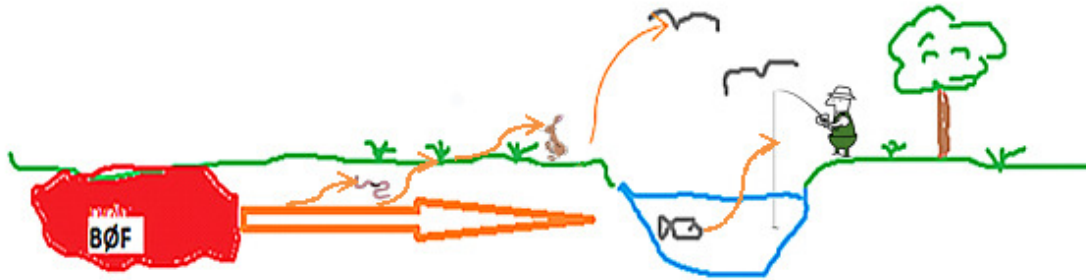
spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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 dannelse 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 i forsøket med ørret (Johanson *et al.*, 2015) er 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 brannøvingfelt.

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 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 (vårhete, 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.

² European Food Safety Authority
Sogndal lufthavn, Haukåsen

3 Miljømål og akseptkriterier PFAS

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

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 vanddirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI 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 (vedlegg 6)). 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 underestimering av tilstand. Videre foreligger det en usikkerhet vedrørende eventuelle «cocktail-effekter»⁶ 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.

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
--	---	---------------------------------------	--	--

⁶ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig
Sogndal lufthavn, Haukåsen

PFAS, µg/kg biota vv	< LOD ⁷	LOD – 9,1 ⁸	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 ⁹	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 TS¹⁰, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for 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 jord med fargekoder utviklet av Aquateam 2011, normverdi gitt i forurensningsforskriften.

	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

⁷ LOD – Limit of detection (deteksjonsgrensen for de enkelte stoffene). LOD = verdi for blankprøve + 3*std.avvik

⁸ Funn over deteksjonsgrensen, opp til 9,1 µg/kg våtvekt

⁹ LOQ – kvantifiseringsgrense. LOQ = verdi for blankprøve + 10*std.avvik

¹⁰ TS - tørrstoff

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.

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og eventuelle tiltak. Spredningsvurderingen søker å gi svar eller estimater 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. 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 5.2).

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) Beregn 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) Beregn 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) Beregn 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.

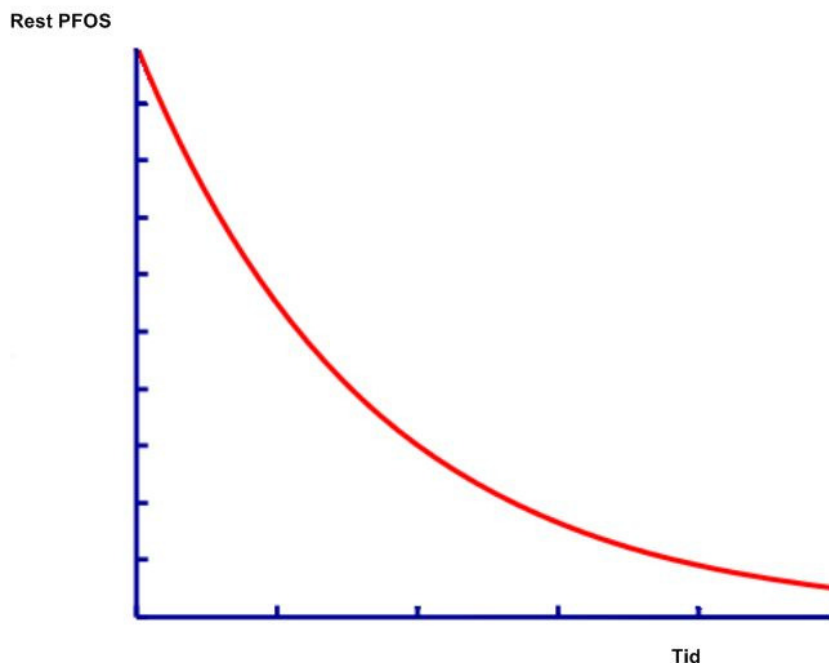
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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 tidsestimat på utlekking av 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

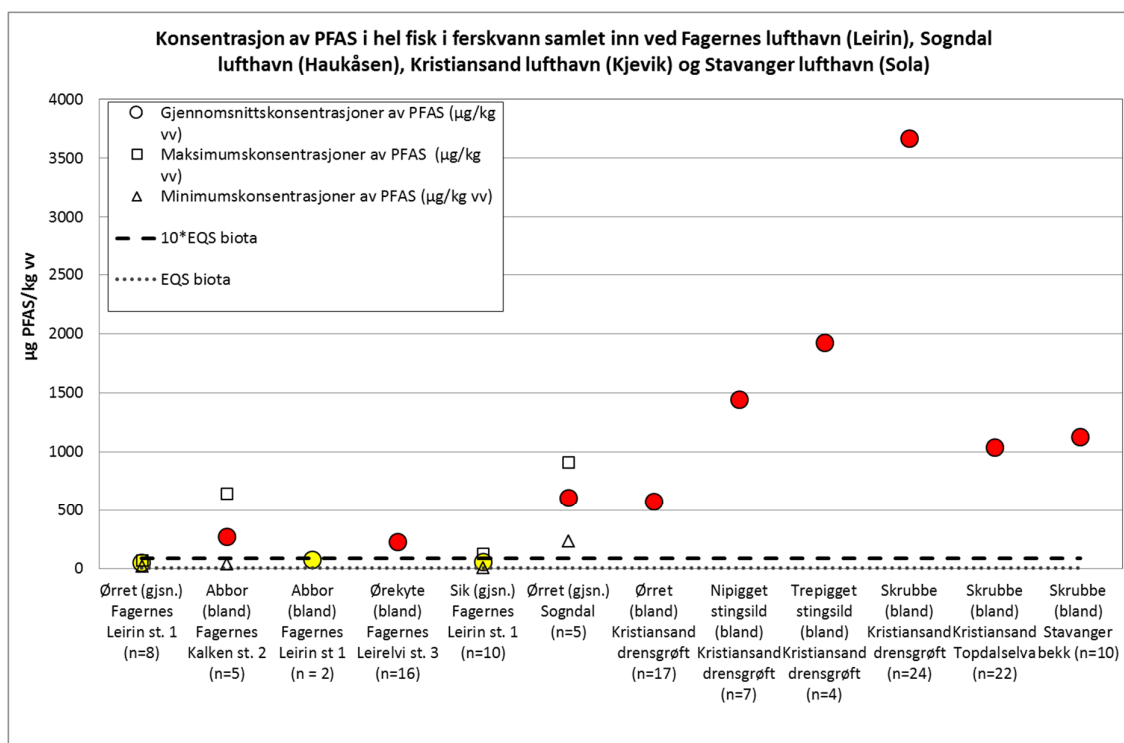
Ved vurdering av forurensingers effekt på økosystem, er grunnlaget for å si noe om virkninger i stigende nivå i næringskjeden av interesse. Overgang fra et trinn til neste i næringskjeden skjer ofte via predasjon, og da er vanligvis hele individer involvert som mat. I dette prosjektet hvor analyser av 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 også 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 konsentrasjoner 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 analyser av hel fisk 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 kun ferskvannsfisk er aktuelt for Sogndal (se også avsnitt 6.5) blir bare dette presentert her.

Ferskvannsfisk

For å presentere et bilde av hvilke nivå av PFAS som er funnet i hel fisk som er fanget i ferskvannlokaliteter 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. Individuene 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 ved Fagernes lufthavn (Gravem *et al.*, in prep.) foreligger 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 (denne rapporten).

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 5 små ørret fra en bekk i tilknytning til 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).

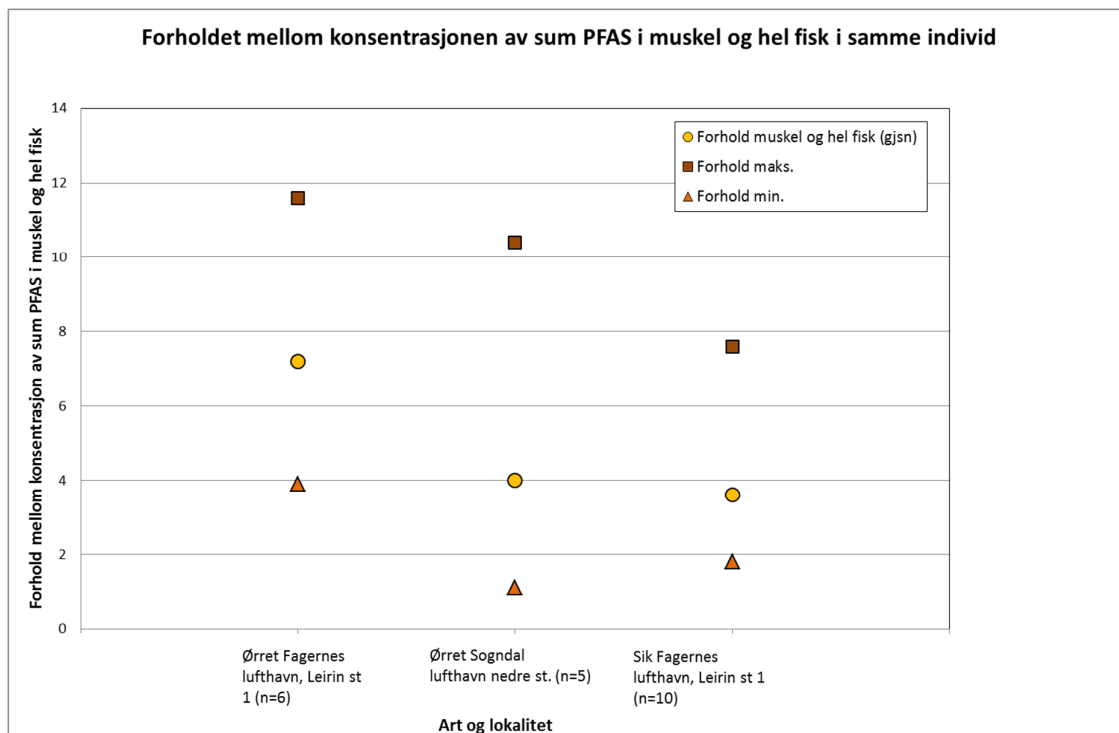
Tabell 4-4. Konsentrasjon av sum PFAS (gjsn., maks., min. og stdav.) i muskel og hel fisk fra samme individ, samt gjennomsnittlig, maks. og min. forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin, samt ørret fanget 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 sik 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.

Da det foreligger spesifikke data fra Sogndal, benyttes forholdstallet 4,0 i denne rapporten (se avsnitt 8.1.2).



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

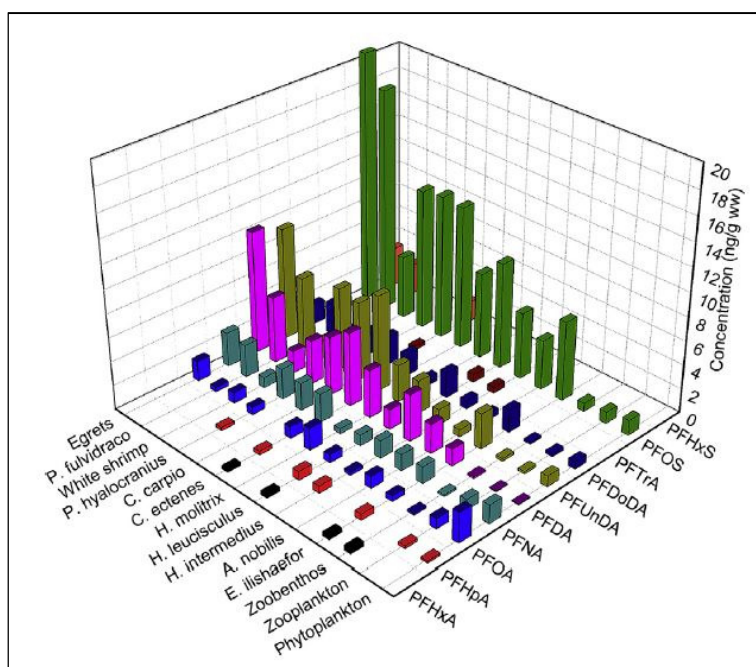
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste 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.

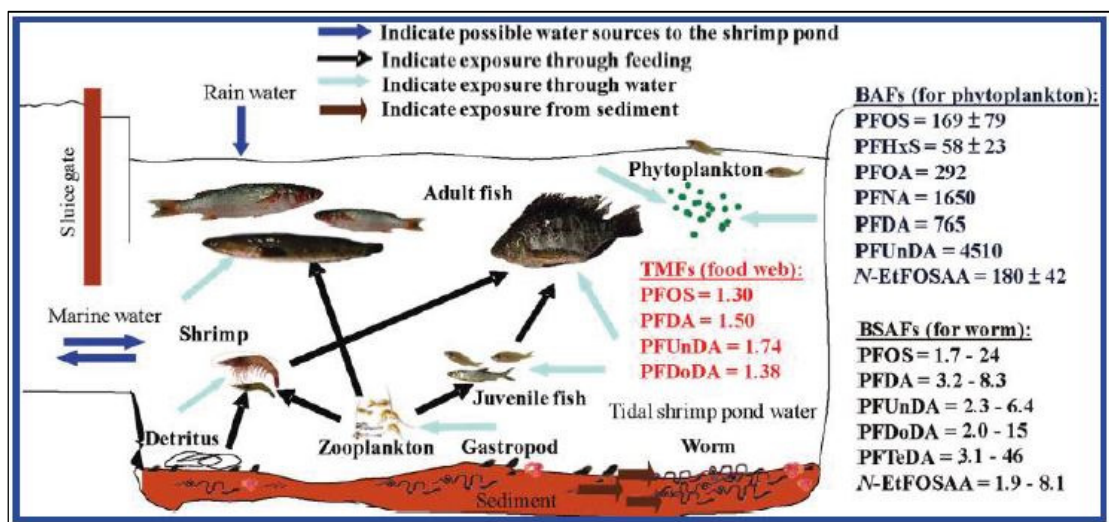
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (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. Deteksjonsgrensene 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 fytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos fytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i fytoplanktonet ($1,07$ 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 næringsnett 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, og det er disse vurderingene som legges til grunn for omtale av mattrygghet i denne rapporten. Mattilsynet har gjennomført sine vurderinger for Sogndal lufthamn basert på deler av analysematerialet av biota som beskrives i avsnitt 6.5 (Tabell 6-12 og Tabell 6-13).

Om sitt grunnlag for vurderingene 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 (ukentlig) 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 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 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 de vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

5.1 Beliggenhet og omgivelser

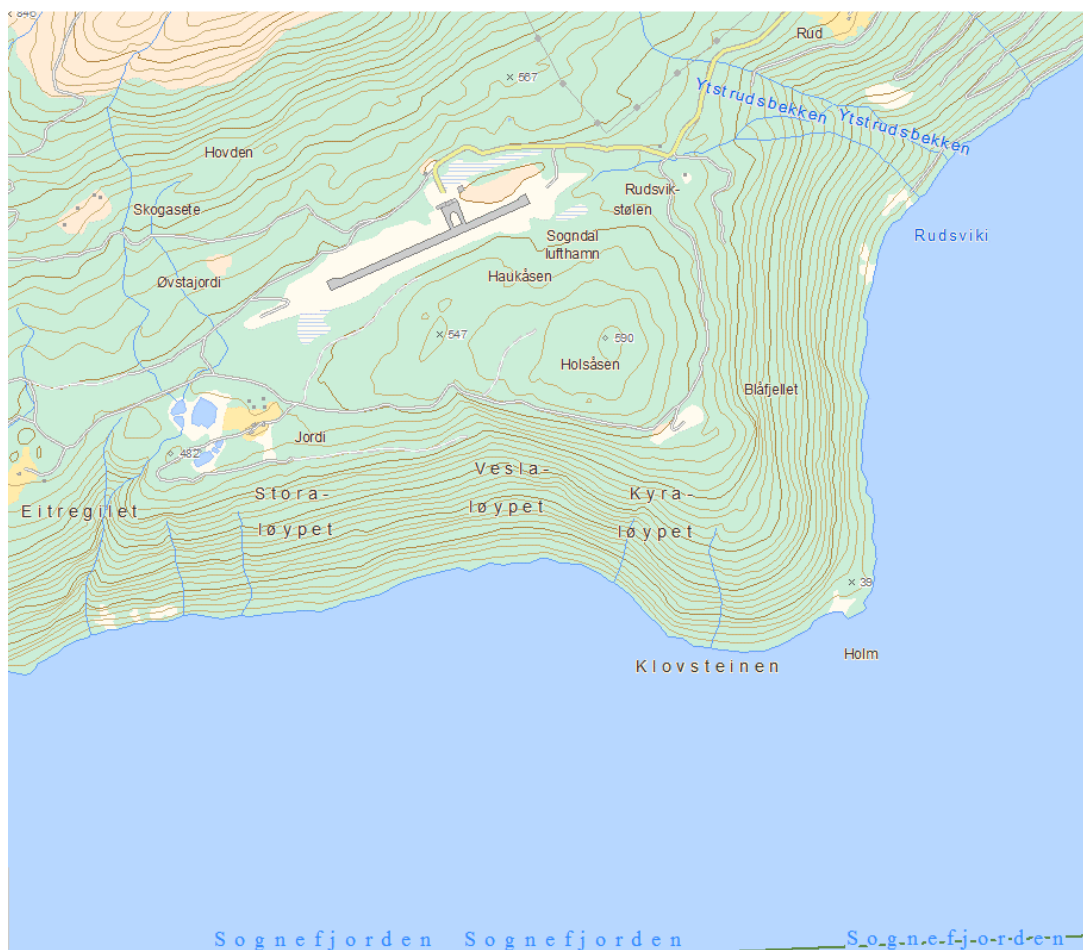
Sogndal lufthavn, Haukåsen ble etablert i 1971 og ligger i Sogndal kommune. Lufthavna er lokalisert i et dalsøkk ca. 500 moh. mellom Holsåsen og Storehaugen (se Figur 5-1). Holsåsen stuper ned i Sognefjorden i vest. Områdene rundt lufthavna består av hovedsakelig av (grøftede) myrområder over morene, med drenering i to ulike retninger – Ytstrudsbekken (Ytste Rudselvi) i nordøst og Reipa/Eitregilet i sørvest. Begge bekkene drenerer til Sognefjorden.

Sognefjorden er Norges dypeste fjord med en maksdybde på 1308 m. Fjorden er en terskelfjord med en høy terskel ved munningen (100–200 m dyp), som gir en begrenset vannutskifting. Sognefjorden er også verdens lengste åpne fjord (205 km).

600 m sørvest for lufthavna ligger et gårdsbruk som brukes til jakt- og fisketurisme (Jordi gård). Det er ingen andre bosetninger i nærheten.

Det er ingen offentlig registrerte lokaliteter med verdifull eller sårbar natur i nærhet av lufthavna, men i en radius på ca. 2 km ligger det flere utvalgte og/eller viktige naturtyper (*Slåttemark* og *Gammel barskog*; www.naturbase.no). Avinor fikk imidlertid gjennomført en vurdering av naturverdier på og rundt lufthavna i 2013, og det ble da registrert en lokalitet av naturtypen våtmarksmassiv (Haukåsmyrene) som ble vurdert som lokalt viktig (Avinor, 2013). Det ble da også observert orrfugl, kongeørn og spurvehauk, og opplyst at trane (raster årlig, hekker ikke), ørn (kanskje både havørn og kongeørn) og storfugl blir sett i området.

Nord for flyplassen er det en grunnvannsbrønn som forsyner lufthavna med vann. I tillegg har gårdsbruket sørvest for lufthavna boret en egen grunnvannsbrønn i fjell.



Figur 5-1. Beliggenheten av Sogndal lufthamn, Haukåsen.

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

5.2.1 Historisk bruk av brannskum

Avinor har før 2001 brukt «Light Water» AFFF 3 % skum fra Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M. Solberg opplyser (personlig kommunikasjon) at før 2001 inneholdt dette skummet 4 % PFAS. Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS.

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 inneholdt 1,6 % 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.

Beregning av mengde PFOS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene er i rapporten basert på 4 % PFOS i skum benyttet før 2001 (all PFAS er definert som PFOS for denne skumtypen).

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.

5.2.2 Gammelt brannøvingsfelt

Det er kun registrert ett brannøvingsfelt ved Sogndal lufthamn, som nå er nedlagt (se Figur 5-2).

Brannøvingsfeltet ble anlagt sørvest for rullebanen, og var i bruk fra lufthavna ble etablert i 1971 og frem til 2005. Det er ingen synlige installasjoner i området.

Det har foregått utjevning av terrenget og masser fra området er trolig blitt fylt ut i sørvestlig retning. Grunnen består av ulike fyllmasser som myrjord, morene, stein og grus. Stedvis er det avfall i massene. Avrenningen skjer mot bekk og videre mot fiskedammer og gårdsbruk i sørvest.

PFOS ble trolig brukt i brannskummet fra slutten av 70-tallet. Det er estimert at det er brukt ca. 230 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2005 er det estimert at det er brukt ca. 15 kg PFAS.

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

En øvelseslogg fra 2001 viste at det har vært sporadiske øvelser andre steder, både i et steinbrudd ved innkjørselen til lufthavna, og ved Vikaleitet, ca. 1 km på veien mot Sogndal. Havarieøvelser er stort sett utført i begge innflygingssektorene.

Brannbilen ble tidligere vasket på terminalområdet, men siden 2006 blir den vasket inne i vaskehallen.

Skumtest av kanonene er siden 2006 utført ved snødeponiet i nord-øst, i sprengsteinfylling, med avrenning mot Ytstrudsbekken (markert med stjerne i Figur 5-2). Før 2005 ble dette utført på det gamle brannøvingsfeltet.



Figur 5-2. Sogndal lufthamn – aktuelle aktiviteter er markert. Stjerne indikerer deponi hvor det siden 2006 har blitt utført skumtesting. Figur hentet fra Sweco (2012).

5.3 Utførte tiltak

Brannskum som inneholdt PFOS ble faset ut i 2001 og erstattet med et annet skum som inneholdt i hovedsak andre perfluorerte forbindelser. Siden har det vist seg at også disse stoffene var uheldige for miljøet. I perioden 2011-2012 byttet derfor Avinor også ut dette skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et mer miljøvennlig skum uten perfluorerte forbindelser.

Overflatevann fra ny oppstillingsplass, etablert i 2013, føres via oljeutskiller før den ledes til Ytstrudsbekken.

Grunneiere i området er holdt informert om resultatene fra gjennomførte undersøkelser.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger 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 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 de vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved brannøvingsfeltene (utført i DP2) var sjaking, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i fire retninger i forhold til selve brannøvingsfeltet. Én av de fire retninger 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 skulle om mulig sjaktes ned til grunnvann. Noen steder var gamle øvingsfelt overfylt med mange meter grove masser.

Målsettingen var å sette miljøbrønner i minst tre sjakter der det var grunnvann, en oppstrøms og to nedstrøms brannøvingsfeltet. Det viste seg at dette ideelle oppsettet bare var mulig noen ganger, til dels fordi det ikke var enkelt å anslå noen sikker strømningsretning og til dels fordi det ikke var grunnvann i porøse masser over fjelloverflaten. Brønner ble i de fleste tilfellene satt ned i sjakter utført med gravemaskin. Det har vist seg at gravearbeider fører til betydelig mobilisering av PFAS, og analyseresultater av vannprøver tatt i slike brønner kan gi PFAS-konsentrasjoner som er høyere enn de man ellers ville finne i grunnvannet.

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2014, med den hensikt å påvise PFAS og avdekke dreneringsveiene for PFAS ved lufthavna. Det ble lagt opp til prøvetaking av overflatevann for å kartlegge vannstrømmer og forhold i resipient.

6.2 Jord

Jordprøver ble tatt ved Sogndal lufthavn i 2011 og 2012 og rapportert i 2012. En del av jordprøvene som ble tatt ut i 2011/2012 ble lagret hos Eurofins i påvente av analyse. Enkelte av disse prøvene ble analysert i 2014 med tanke på ytterligere avgrensning av forurensningen på brannøvingsfeltet. Resultatene av disse prøvene er vist i Tabell 6-1 og Tabell 6-2, samt i kart vedlagt denne rapporten. Fargekodene angitt i kapittel 4 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

Det er kun påvist PFOS over normverdi i to punkter på den nordøstlige delen av brannøvingsfeltet. PFOS-konsentrasjonene ligger mellom ca. 350 – 1400 µg/kg og er påvist i masser 1 – 3 meter under dagens terreng.

Det er ikke påvist PFOS over normverdi i prøvetatte masser fra andre områder ved lufthavna.

I DP2 ble det tatt ut prøve av grøftemasser nord for terminalområdet (Sed 1) og sør for brannøvingsfeltet (Sed 3). Det ble ikke påvist PFOS over normverdi i noen av prøvene.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved gammelt brannøvingsfelt

Parameter	Enhet	SB 2			SB 3		SB 4		SB 5	SB 6	SB 7		SB 8		SB 10	SB 11
Dato		06.09.2011														
Dybde	cm	0-100	100-150	150-300	50-100	150-300	0-100	250-300	90-120	40-90	0-150	150-280	70-170	170-300	0-80	110-300
Jordtype		jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord
6:2 FTS	µg/kg	<3,3	<3,3	-	-	<3,4	-	<3,2	-	-	-	<3,5	<3,4	<3,4	-	<3,4
8:2 FTS	µg/kg	<4,4	<4,4	-	-	<4,6	-	<4,3	-	-	-	<4,6	<4,6	<4,5	-	<4,5
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,3	<3,3	-	-	<3,3	-	<3,2	-	-	-	<3,5	<3,4	<3,4	-	<3,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,2	<2,2	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,2	<2,2	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<2,2	8,5	-	-	5,1	-	<3,2	-	-	-	<3,5	<3,4	<3,4	-	<3,4
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,2	2,3	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,2	<2,2	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,2	<2,2	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<2,2	2,5	<2,2	<2,3	<2,2	<2,1	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	90,6	120	1410	23,5	364	11	8,2	82,2	5,4	6	<2,3	<2,3	<2,3	6,4	<2,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,2	4,5	-	-	<2,3	-	<2,1	-	-	-	<2,3	<2,3	<2,3	-	<2,3
Sum PFAS eks LOQ		90,6	135	-	-	369	-	8,2	-	-	-	i.p.	i.p.	i.p.	-	i.p.

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord ved gammelt brannøvingsfelt, forts.

Parameter	Enhet	O1	O8	O9	S B S	S B V	S Sed 1*	Sed 3*
Dato		06.09.2011						
Dybde	cm	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5
Jordtype		jord	jord	jord	jord	jord	Sand	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	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	<2,3	2,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	85,9	7,2	73	2,4	21,3	38,7	19,5
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-

* jordmasser fra grøft

6.3 Sedimenter

Det er ikke tatt sedimentprøver ved Sogndal lufthamn.

6.4 Vann

Ved Sogndal lufthamn ble det utført analyser av grunnvann og overflatevann i 2011 og 2012 ved brannøvingsfeltet og terminalområdet. Det ble påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFOA. I 2013 ble det tre nye punkter prøvetatt og PFOS påvist.

Det går et naturlig vannskille ved innfartsveien inn til lufthavna. Fra terminalområdet drenerer vann mot nordøst til Ytstrudsbekken, og sørvest til Reipa og videre til Eitregilet. Begge bekker har utløp i Sognefjorden.

I 2013 er det utført utbygginger ved terminalområdet på lufthavna som har påvirket avrenningsmønsteret av overvann. Prøvetakinger i vann ved lufthavna er hovedsakelig utført i 2011 og 2012. Kun enkelte nye punkter er prøvetatt i 2013. Resultatene fra vannprøvene er derfor vurdert ut ifra situasjonen før utbygging og endringer nå er kommentert.

6.4.1 Grunnvann

6.4.1.1 Brannøvingsfeltet

I 2012 ble det tatt én prøve fra to grunnvannsbrønner (S GV1 og S GV2) ved brannøvingsfeltet. Brønn S GV2 ligger nedstrøms brønn S GV1 (se kart for vannprøver i vedlegg 4). Resultatene (Tabell 6-3) viser at det er høyest konsentrasjon av PFAS i S GV2 og at vannet har ulik sammensetning av PFAS. I S GV2 er det lavere konsentrasjon av PFOS, hoveddelen av PFAS-konsentrasjonen består av perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA), samt at det er påvist 6:2 FTS. Dette bildet er kun basert på én vannprøve i hver brønn og det er derfor uklart om det er en reell situasjon.

Tabell 6-3. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner brannøvingsfelt

Parameter	Enhet	S GV1	S GV2
		25-05-2012	25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	<7,5	31,1
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	8,3	66,8
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	49,7	104
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	21,4	167
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	6,4	57,2
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	7,3	18,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	156	14,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	26,4	199
Sum PFAS eks LOQ		275	658

6.4.1.2 Vannforsyningsbrønn

Nord for flyplassen er det etablert en 120 m dyp brønn som forsyner lufthavna med vann. Brønnen er etablert i fjell, og ligger generelt i oppstrøms retning lufthavnas aktiviteter og det nedlagte brannøvingsfeltet.

Vannet ble prøvetatt i 2012 og det ble ikke påvist PFAS. For analyseresultater se Tabell 6-4 nedenfor.

Tabell 6-4. Analyseresultater fra vannforsyningsbrønn nord for lufthavna

Parameter	Enhet	S GV3
		25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.

6.4.1.3 Haukås brønn

Gårdsbruket sørvest for lufthavna boret grunnvannsbrønn i fjell i juli 2013. Avinor ble oppmerksom på brønnen i 2015, og den har så langt vært tatt prøver av én gang, både før og etter filter. Det ble ikke påvist PFAS i brønnen, se Tabell 6-5.

Tabell 6-5. Analyseresultater fra Haukås brønn før og etter filter.

Parameter	Enhet	SG 4 før filter	SG 4 etter filter
		19-05-2015	19-05-2015
6:2 FTS	ng/l	<7,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<7,5	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.	i.p.

6.4.2 Overflatevann

Vann fra lufthavna drenerer enten til Ytstrudsbekken i øst eller til Reipa i vest, før det ledes videre til Sognefjorden. Vassdragene er vist i Figur 7-1 og avrenning, samt prøvepunkter er vist i oversiktskart for vann i vedlegg 4.

6.4.2.1 Ytstrudsbekken

Ytstrudsbekken mottar avrenning fra terminalområdet med snødeponier (punkt SV1), kloakkrenseanlegget (punkt S1) og rullebane, taksebane og deler av oppstillingsplassen (punkt SV6). Disse vannstrømmene er uavhengige av hverandre, men ender alle ut i Ytstrudsbekken. Det er ikke tatt prøve fra Ytstrudsbekken nedstrøms lufthavna.

Resultater (Tabell 6-6) for vannprøver nordøst for terminalområdet (SV1) viser moderat innhold av PFOS/PFAS. I tillegg til PFOS er det påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Terminalområdet er anlagt på sprengsteinfylling.

Tabell 6-6. Analyseresultater fra overvann ved terminalområdet

Parameter	Enhet	SV1	
		06-09-2011	25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	-	57,3
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	5,5
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	45,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	21,8
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	10,1
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	35,7	10,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1180	444
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	37,7
Sum PFAS eks LOQ		-	632

Litt lengre nordøst for terminalbygget ligger utløpet av to rør – ett fra kloakkrenseanlegget (S1) og ett fra verksted/vaskehall. Resultater fra kloakkrenseanlegget (Tabell 6-7) viser at det er påvist lave konsentrasjoner av PFOS, 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Vannet fra verksted/vaskehall er ikke prøvetatt.

Tabell 6-7. Analyseresultater fra kloakkrenseanlegg

Parameter	Enhet	S1	
		16-09-2013	06-05-2015
6:2 FTS	ng/l	53	10,6
8:2 FTS	ng/l	<20,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	10,8	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	15,4	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	39,8	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	17,6	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<10,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	11	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	71,2	12,6
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	75,2	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		294	23,2

I vann fra myrområdet nordøst for rulle-/taksebanen (SV6) er det påvist lave konsentrasjoner av PFOS og 6:2 FTS, se Tabell 6-8. Det er imidlertid påvist bl.a. perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA) slik at det samlet er påvist moderat konsentrasjon av PFAS.

Tabell 6-8. Analyseresultater fra overvann nordøst for rulle-/taksebane

Parameter	Enhet	SV6
		25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	18,6
8:2 FTS	ng/l	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	37,8
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	83,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	113
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	41,7
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	5,7
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	20,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	34
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	217
Sum PFAS eks LOQ		572

Det er i 2015 tatt en vannprøve nedstrøms lufthavna i nordøst, SG 5. Denne prøven dekker avrenning både fra terminalområdet og nordøstligste deler av rullebanen. Det ble ikke påvist PFAS i vannprøven, se Tabell 6-9.

Tabell 6-9. Analyseresultater fra vannprøve i Ytstrudsbekken nedstrøms lufthavna i nordøst.

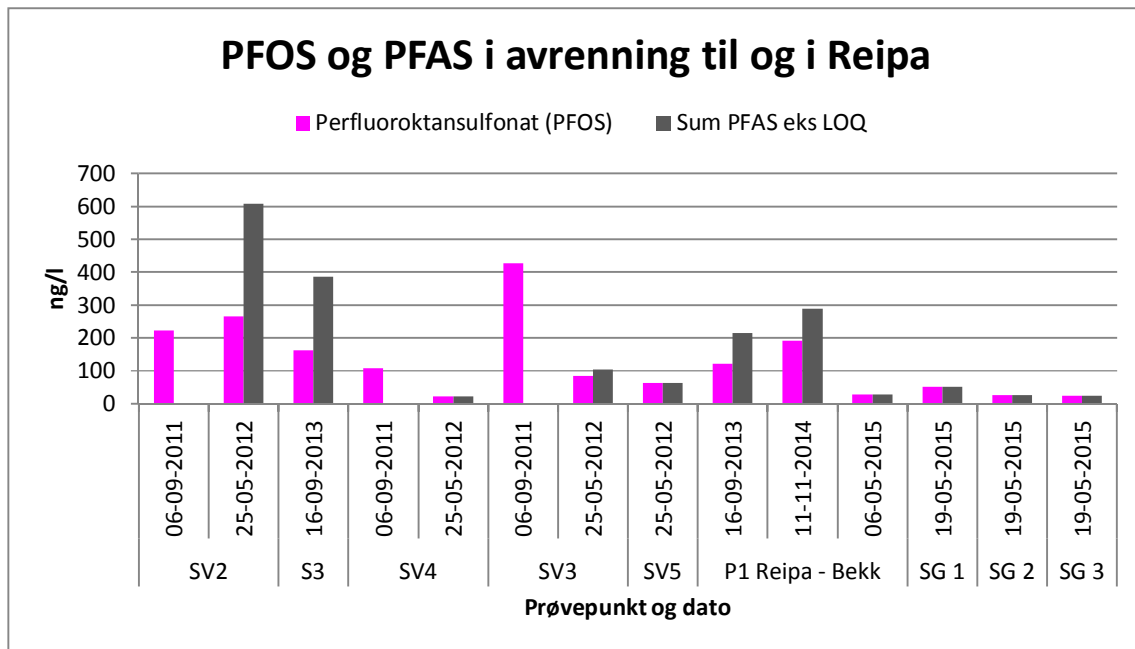
Parameter	Enhet	SG 5
		19-05-2015
6:2 FTS	ng/l	<15,0
8:2 FTS	ng/l	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.

6.4.2.2 Reipa

Reipa (Eitråa) mottar avrenning fra lufthavnas sørvestlige arealer. Avrenning fra snødeponiet sørvest på terminalområdet (punkt SV2) føres under rullebanen og inn i et grøftesystem som renner forbi det gamle brannøvingsfeltet (punkt SV3) og videre ut i Reipa. Reipa tilføres i tillegg vann fra et rør-/grøftesystem fra nord for den sørlige del av rullebanen (punkt SV5).

Resultatene fra prøver av avrenning mot Reipa er vist i Figur 6-1 og Tabell 6-10. Resultatene er presentert fra terminalområdet, via brannøvingsfeltet og til Reipa.

Det er påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i overflatevann sørvest for terminalområdet (SV2). I tillegg til PFOS er det påvist perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA), perfluorpentansyre (PFPeA) og noe 6:2 FTS. Punktet har mottatt avrenning fra snødeponiet og aktiviteter her. Selve prøvepunktet er nå dekket av den nye oppstillingsplassen (2013), og overflatevann herfra ledes nå mot Ytstrudsbekken. Snødeponiet er flyttet lenger mot sørvest.



Figur 6-1. Resultater fra avrenning til og i Reipa.

Før vannet renner inn mot brannøvingsfeltet er det tatt ut prøve i to punkter, S3 (nærmest rullebanen) og SV4. Det er påvist moderat til lave konsentrasjoner av PFOS og til dels lav konsentrasjon av 6:2 FTS. Tilsvarende resultater vises i prøven ved brannøvingsfeltet (SV3). Det er uklart om punktet ligger nedstrøms forurensningen i grunnen.

Avrenningen fra rør-/grøftesystem fra nord for den sørlige del av rullebanen (punkt SV5) viser lave PFOS/PFAS-konsentrasjoner. Her er det ikke påvist 6:2 FTS.

Samlet PFOS/PFAS-avrenning til Reipa er vist i punkt P1 Reipa - Bekk og viser forhøyede konsentrasjoner av PFOS, 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Ved siste prøvetaking i mai 2015 ble det ikke påvist andre PFAS enn PFOS på 28,3 ng/l i vann fra dette prøvepunktet (P1). Dette er betydelig lavere enn ved de to foregående prøvetakingene i 2013 og 2014.

Det ble i mai 2015 tatt prøver også nedstrøms prøvepunkt P1 ved tre steder i Reipa, prøvepunkt SG 1, SG 2 og SG 3. Analysene viser en reduksjon i PFOS-konsentrasjon med økende avstand til lufthavna (kilden). Det er ikke påvist noen av de øvrige PFAS-forbindelsene i disse prøvene. Deteksjonsgrensene var imidlertid noe forhøyet slik at eventuelle lave konsentrasjoner av bl.a. PFOA eller 6:2 FTS, som er påvist ved slike lave konsentrasjoner ved tidligere prøvetaking oppstrøms, ikke kunne dokumenteres.

Tabell 6-10. Resultater fra avrenning til og i Reipa

Parameter	Enhet	SV2		S3	SV4		SV3		SV5	P1 Reipa - Bekk			SG 1	SG 2	SG 3
		06-09-2011	25-05-2012	16-09-2013	06-09-2011	25-05-2012	06-09-2011	25-05-2012	25-05-2012	16-09-2013	11-11-2014	06-05-2015	19-05-2015	19-05-2015	19-05-2015
6:2 FTS	ng/l	-	8,1	24,2	-	<7,5	-	7,8	<7,5	19,4	13,7	<7,5	<15,0	<15,0	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	-	<20,0	-	-	-	-	-	<20,0	<10,0	<10,0	<20,0	<20,0	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	10,8	<15,0	-	<7,5	-	<7,5	<7,5	<15,0	<7,5	<7,5	<15,0	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	11,7	16	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	<10,0	<5,0	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	<10,0	<5,0	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	178	45,8	-	<7,5	-	12	<7,5	24	38,7	<7,5	<15,0	<15,0	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	52,3	34	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	17,8	12,2	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	15,6	19,8	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	<10,0	5,4	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	<10,0	<5,0	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<25,0	23	12,6	51,6	<5,0	6,5	<5,0	<5,0	<10,0	7,3	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	222	265	163	107	21,2	428	84	64,5	122	192	28,3	50	26,3	25,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	44,7	71,4	-	<5,0	-	<5,0	<5,0	33,4	19,6	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		-	609	386	-	21,2	-	104	64,5	216	289	28,3	50	26,3	25,3

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter for analyse av PFAS ved Haukåsen i 2013 eller tidligere år.

6.5.2 Ferskvannsarter

6.5.2.1 Metodikk og datainnsamling

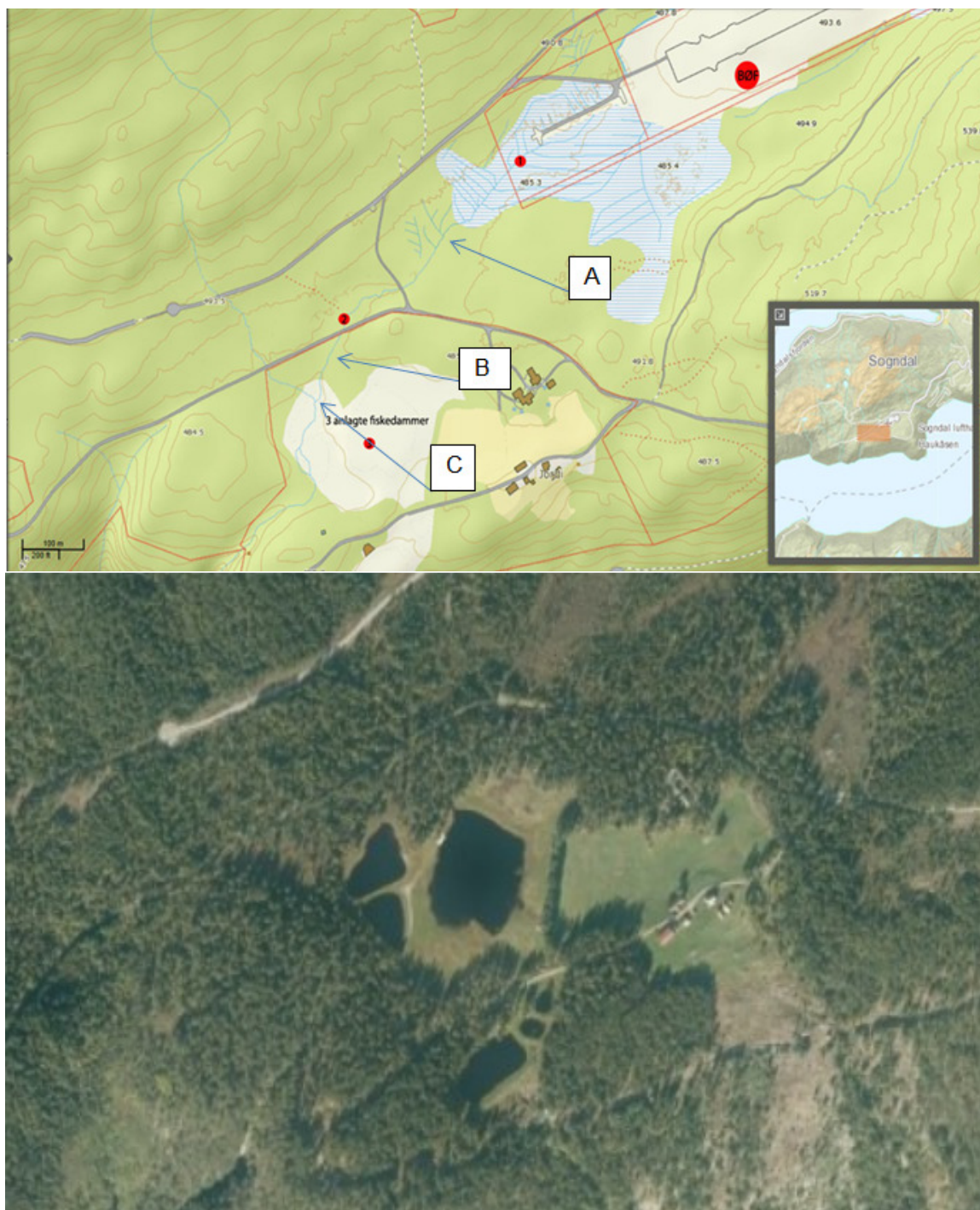
Uttak av biotaprøver ble gjort i Reipa/Eitregilbekken (bekken som drenerer ut fra flyplassen og vestover). Om lag 500 meter nedstrøms lufthavna, ledes vannet inn til tre fiskedammer (se Figur 6-2).

Bekken er sakteflytende, smal (1 meter bred), og mellom 20 og 100 cm dyp de første 150 meterne. Bunnen består av mudder, samt mye stokker og kvist. Langs breddene vokste det tett med gras, starr, blålyng, vier og bjørk. Etter ca. 150 meter samløper bekken med en annen bekk fra fjellet (Hovden). Bekken herfra og nedstrøms til fraføringen til fiskedammene er variert i utforming, og veksler mellom hvitstryk, blankstryk, blankstille og kulper. Elva veksler mellom 1,5 - 2 meter bredde, og har variert bunnssubstrat. Store områder har relativt gode oppvekstområder for ørret, med stor andel grus og stein (10-40 %). Elva faller ca. 10 meter på den undersøkte strekningen, og faller mye på de videre ca. 1,5 km før den stuper ut i Sognefjorden.

I august 2013 ble det elektrofiskefisket på to stasjoner i bekken nedstrøms flyplassområdet (se Figur 6-2). På stasjon 1, som ligger oppstrøms samløpet med bekken fra Hovden, ble det elektrofisket et areal på 125 m² (1 meter bredde og 125 meter lengde), og tilsvarende 190 m² (1,5 meter bredde og 125 meter lengde) på st. 2, som ligger nedstrøms samløpet med bekk fra Hovden.

Det ble påvist ca. 100 bekkeørret i alle aldre, fra årsyngel til eldre ørret. Det ble tatt med et utvalg på 20 ørret fra stasjon 1 og tilsvarende 30 ørret fra stasjon 2 (se Tabell 6-11). I utvalget var det flere aldersgrupper fra årsyngel til eldre bekkeørret (lengde ~125 – 180 mm, vekt ~25 – 60 gram). Fra stasjon 3 (fiskedam) ble det tatt prøver av én oppdrettsfisk (laks, ~3 kg). Disse fiskene er hentet fra eksternt oppdrettsanlegg og går kun uker til måneder i fiskedammene.

Vinteren 2015 ble det sendt inn ytterligere 5 ørret fra stasjon 2, for analyse av PFAS i både muskel og hel fisk. Disse var oppbevart i fryser siden prøvetaking i 2013.



Figur 6-2. a og b. a) Detaljkart over stasjonene hvor det er gjennomført innsamling ved elektrofiske av bekkeørret ved Sogndal lufthamn. Stasjon 1, 2 er elektrofiskestasjoner og stasjon 3 er anlagt fiskedammer hvor det er tatt prøve av fisk som er utsatt her. Pil A markerer innløpet av bekk fra Hovden, pil B markerer fratak av elva inn i fiskedam og pil C markerer bekken som samløper nedstrøms frataket til fiskedammen (bekk fra Storehaugfjellet). Den røde sirkelen med BØF betegner lokasjon for brannøvningsfeltet. Kartet er hentet fra www.norgeskart.no b). Flyfoto av fiskedammene som er anlagt. Kilde www.norgebilder.no



Figur 6-3. Bildet viser deler av elektrofiskestasjon 2, som ligger i øverste del av bekken som drenerer ned til Sognefjorden fra flyplassarealet. Foto: Håkon Gregersen, Sweco.



Figur 6-4. Bekkeørretet fanget i bekken som drenerer fra flyplassområdet 28. august 2013. Foto: Håkon Gregersen, Sweco.

Tabell 6-11. Oversikt over arter, antall individer som er samlet inn og antall som er analysert.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Ørret	20	10	Blandprøve, muskel	St.1, øverste stasjon i Reipa/Eitregilbekken, utenfor og innenfor flyplassgjerdet
Ørret	30	10 15 5	Blandprøve, lever Individprøver, muskel Hele individer	St. 2, Fra vannfrataket til fiskedam og oppstrøms til bru
Laks	1	1	Individprøve, muskel og lever	St. 3, Fiskedammen (oppdrettsanlegg)

6.5.2.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Det har ikke tidligere vært samlet inn biotisk materiale fra Sogndal lufthamn. Resultatene av analysene fra prøvetaking i 2013 vises i Tabell 6-12, Tabell 6-13, Tabell 6-15, Tabell 6-14 og Figur 6-5.

Tabell 6-12. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelblandprøve ørret fra stasjon1, blandprøve ørret lever stasjon 2 og muskel- og leverprøve laks fra stasjon 3. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Stasjon 1, blandprøve muskel	Stasjon 2, blandprøve, lever	Stasjon 3, individprøve 1, muskel	Stasjon 3, individprøve 2, lever
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFFhxA	<5.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<5.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<5.0	1,7	<1.0	<1.0
PFDA	<5.0	5,5	<1.0	<1.0
PFBS	<20	<2.0	<2.0	<2.0
PFFhS	7,5	71	<1.0	2,7
PFOS	190	2200	3,6	26
FTS-6:2	<20	6,5	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<10	8,4	<2.0	<2.0
PFDS	<30	52	<1.0	2,2
PFUnDA	<5.0	7,7	<2.0	<2.0
PFDoDA	<5.0	2,5	<2.0	<2.0
Sum PFAS	197,5	2355,3	3,6	30,9

Tabell 6-13. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelprøver av ørret fra stasjon 2. OBS; flere prøver i neste tabell, sammen med utvalgte statistiske verdier. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Stasjon 2, individprøve 1, muskel	Stasjon 2, individprøve 2, muskel	Stasjon 2, individprøve 3, muskel	Stasjon 2, individprøve 4, muskel	Stasjon 2, individprøve 5, muskel	Stasjon 2, individprøve 6, muskel	Stasjon 2, individprøve 7, muskel	Stasjon 2, individprøve 8, muskel	Stasjon 2, individprøve 9, muskel	Stasjon 2, individprøve 10, muskel	Stasjon 2, individprøve 50, muskel
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFFhxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFFhS	4,3	6,1	4,4	2,3	3	1,8	2	1,8	2,1	1,4	2,3
PFOS	260	200	93	72	58	39	61	31	36	26	65
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	7,9	2,2	1,1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,8
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Lengde, mm	180	166	145	127	158	145	149	140	146	147	135
Sum PFAS	272,2	208,3	98,5	74,3	61	40,8	63	32,8	38,1	27,4	69,1

Tabell 6-15. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelprøver av ørret fra stasjon 2. OBS; flere prøver i forrige tabell. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1. Analysert 2015.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Stasjon 2, individprøve 52, muskel	Stasjon 2, individprøve 54, muskel	Stasjon 2, individprøve 56, muskel	Stasjon 2, individprøve 58, muskel	Gjsn. (n=15)	Maks. (n=15)	Min. (n=15)	Stdav.
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHxS	9,2	11	10	9,9	4,8	11,0	1,4	3,5
PFOS	210	280	210	190	122,1	280	26,0	91,2
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDS	4,7	8,6	5,3	4,7	4,5	8,60	1,10	
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDaDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
Lengde, mm	119	115	110	109	139	180	109	20,6
Sum PFAS	223,9	299,6	225,3	204,6	129,3	299,6	27,4	

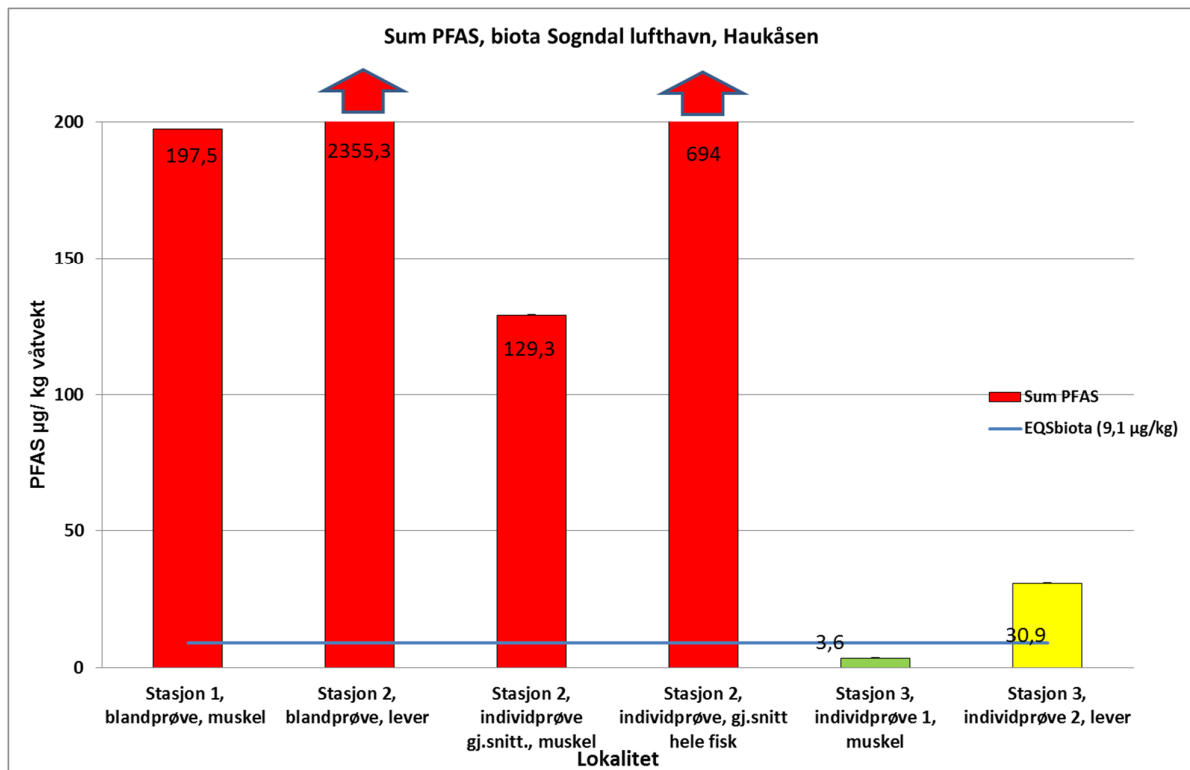
Tabell 6-14. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i prøver av hel fisk (ørret) fra stasjon 2. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1. Analysert 2015.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Stasjon 2, individprøve 51, hel fisk	Stasjon 2, individprøve 53, hel fisk	Stasjon 2, individprøve 55, hel fisk	Stasjon 2, individprøve 57, hel fisk	Stasjon 2, individprøve 59, hel fisk	Gjsn. (n=5)	Maks. (n=5)	Min. (n=5)	Stdav.
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFDA	1,3	1,3	2,3	<1.0	1,4	<1.0	<1.0	<1.0	
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHxS	18	25	33	9,6	29	22,92	33,00	9,60	9,3
PFOS	730	730	970	230	560	644,0	970,0	230,0	273,6
FTS-6:2	2,8	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
FTS-8:2	9,7	3,3	6,2	<2.0	2,6	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDS	22	19	33	4,9	16	18,98	33,00	4,90	
PFUnDA	3	2	4,4	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDaDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
Lengde, mm	135	119	115	110	109	118	135	109	10,5
Sum PFAS	786,8	780,6	1048,9	244,5	609	694	1048,9	244,5	

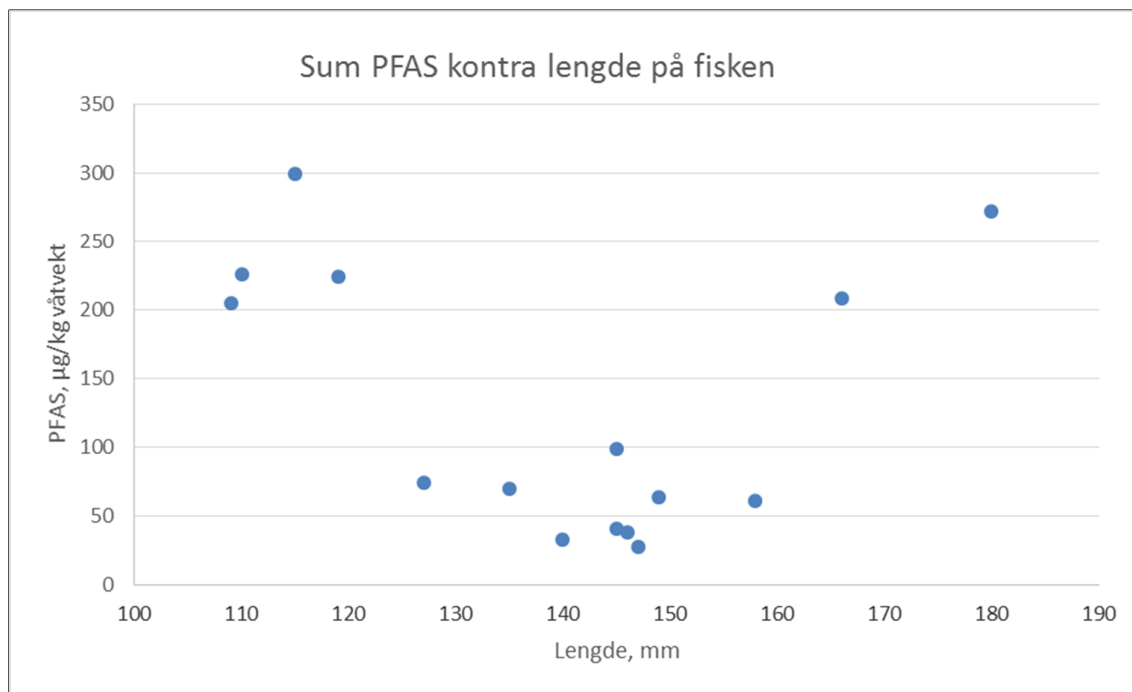
Det ble funnet innhold av PFAS i alle prøvene, både i Reipa/Eitregilbekken som drenerer fra lufthavnsområdet, og også i oppdrettsfisken fra fiskedammen med tilsig fra Reipa/Eitregilbekken.

Høyeste konsentrasjon av sum PFAS, ble funnet i den homogeniserte blandprøven av lever fra 10 bekkørret fanget ved stasjon 2 (2355 µg/kg våtvekt). Det ble påvist 9 ulike PFAS (PFNA, PFDA, PFHxS, PFOS, FTS-6:2, FTS-8:2, PFDS, PFUnDA og PFDaDA), hvor PFOS var den mest betydelige med 2200 µg/kg våtvekt. Forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS i lever og muskel i fisken fanget på stasjon 2 (rett før fraføringen av vann til fiskedammene) var ca. 18, og på stasjon 3 (fiskedam) ca. 9.

Det er ingen klar trend for sammenheng mellom alder/lengde på fisken og innholdet av PFAS i muskelvevet (se Figur 6-6). Dette kan henge sammen med ulike primære matkilder ved ulik alder/livsstadium.



Figur 6-5. Forekomst av PFAS-forbindelser funnet i bekkeørret (st. 1. og 2.) og oppdrettsørret (st. 3.) i Reipa/Eitregilbekken som drenerer fra lufthavnsområdet. Innsamlingen av biota ble gjennomført i august 2013. Legg merke til at Y-aksen ikke viser den maksimalkonsentrasjon.



Figur 6-6. Konsentrasjon av PFAS i muskelvev i fisk fanget på stasjon 2, kontra lengden på fisken.

6.5.2.3 Vurdering ferskvannsbiota

Konsentrasjonen av PFAS var høy i bekkeørret som ble fanget i Reipa/Eitregilbekken. Dette gjaldt både fisken fanget øverst i bekken og etter samløpet med bekk fra Hovden. Selv om nivået i muskelvev etter samløpet i gjennomsnitt ble nesten halvert, var det fortsatt ca. 14 ganger høyere enn EQS_{biota} og tilsvarende kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*. Blandprøve av lever fra 10 fisk fra stasjon 2 viser svært høye konsentrasjoner. Individprøvene av muskel til 15 bekkeørret fra stasjon 2, viser en stor spredning i innhold av PFAS, og konsentrasjonen varierer fra 27,4 – 299,6 µg/kg, med et gjennomsnitt på 129,3 µg/kg. Resultatene viser ikke noen god sammenheng mellom alder på fisk og innhold av PFAS.

Det ble også analysert på innholdet av PFAS i én oppdrettsfisk (laks) som var satt ut i fiskedammen med tilsig fra Reipa/Eitregilbekken. Konsentrasjonen i muskelvev på 3,6 µg/kg vv er under EQS_{biota}, mens leverkonsentrasjonen (30,9 µg/kg) var over EQS_{biota}. Opplysninger fra grunneier tyder på at denne fisken hadde gått i dammen 0-6 måneder, og at den ble satt inn der som stor fisk («put and take» fiske) (Jomar Haukaas pers medd.).

Til tross for at det i avrenningen fra flyplassen ble funnet bl.a. 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA) i tillegg til perfluoroktansulfonat (PFOS), er det hovedsakelig kun funnet PFHxS og PFDS i tillegg til PFOS i biotaprøvene.

6.5.3 Marine arter

Det er ikke samlet inn marine arter for analyse av PFAS ved Haukåsen i 2013 eller tidligere år.

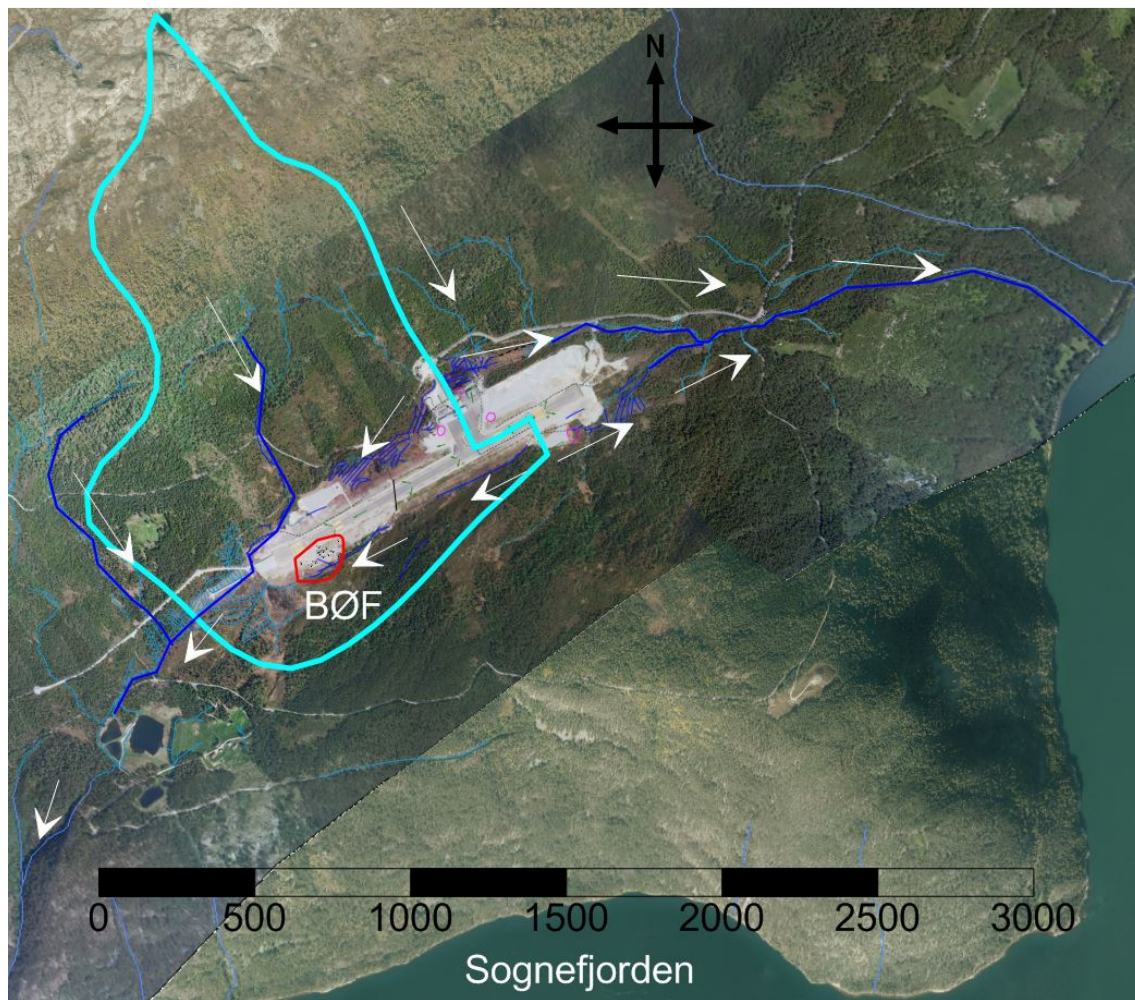
7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltet på Sogndal lufthamn. 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 lignende da det ikke er etablert avløpsledninger fra dette feltet. 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 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.

Sogndal lufthamn ble etablert i 1971. Den ligger ca. 500 moh. i et dalsøkk mellom Holsåsen og Storehaugen. Figur 7-1 viser oversikt over sannsynlig dreneringsretning i området. Midlere netto nedbør for Sogndal lufthamn er ca. 790 mm/år (NVE Atlas). Det er ett brannøvingsfelt på Sogndal Lufthamn. Dette var aktivt frem til 2005 og er nå nedlagt. Det ligger sydvest for rullebanen (Figur 7-1).



Figur 7-1. Dreneringskart for lufthavna Haukåsen og området rundt. Hvite piler markerer strømningsvei. Blå streker markerer bekker. Rosa strek/sirkel markerer snødeponier for glykolfurensset snø. BØF er markert med rødt polygon.

Spredningsanalysen har hovedfokus på spredning av PFOS forurensning fra BØF. Vannprøver fra andre steder på lufthavna indikerer imidlertid at det også er andre mindre betydningsfulle lokasjoner med PFOS forurensning rundt på lufthavna.

7.2 BØF

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF. BØF ble tatt i bruk fra lufthavna ble etablert i 1971. PFOS ble trolig brukt i brannskummet fra 1978. Det er estimert at det er brukt ca. 230 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2005 er det estimert at det er brukt ca. 15 kg PFAS.

BØF ligger i sydvestre ende av rullebanen. Terrenget har blitt utjevnet og masser fra området har sannsynligvis blitt fylt ut i sørvestlig retning.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Vann ved BØF drenerer ned i bekk/vannsig i sydvest før vannet drenerer videre vestover mot punktet "P1 Reipa – Bekk". Det er påvist PFOS i punktene "SV2", "S3" og "SV4", som ligger

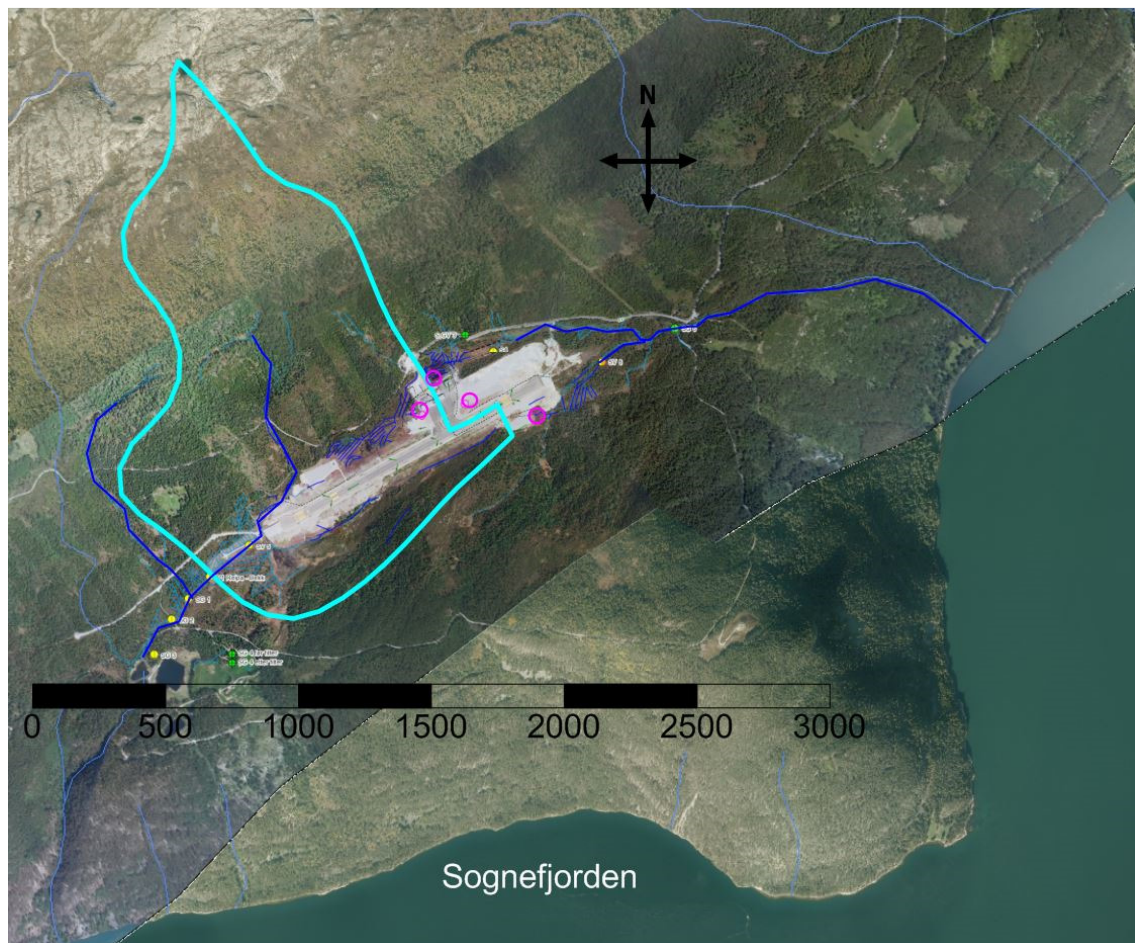
oppstrøms avrenningen fra det nedlagte brannøvingsfeltet. Det er satt to grunnvannsbrønner i antatt dreneringsretning i selve feltet ("S GV 1" og "S GV 2"). Punktet "SV3" ligger i bekken syd for BØF. Noe av vannet fra feltet drenerer trolig til dette punktet, men noe av vannet fra feltet vil trolig drenere ut i bekkesiget vest for punktet "SV3".

I vannprøver fra målepunktet "P1 Reipa – Bekk" vil PFOS som påvises kunne komme fra forurenset vann fra nordsiden av rullebanen via naturlig avrenning og dreneringsgrøft, i tillegg til fra bekken nedenfor brannøvingsfeltet.

Nedbørsfeltet som BØF ligger i, drenerer ut i en bekk (prøvepunktet "P1 Reipa – Bekk"). Det er flere bekker/vannsig som går sammen til en bekk oppstrøms "P1 Reipa – Bekk". Etter ca. 500 meter ledes vannet inn til tre fiskedammer. Ca. 1 000 meter etter fiskedammene renner vannet så ut i Sognefjorden.

Grunnen på brannøvingsfeltet er sterkt heterogen, og består av en blanding av myrjord, morene, stein og grus (grunnet anleggsarbeid). Det har vært foretatt en utjevning av terreng i området. Massene er trolig fylt ut i sørvestlig retning for brannøvingsfeltet. Det er også noe avfall i massene. Disse jordtypene vil ha forskjellig grad av adsorpsjon av PFOS. Det er sannsynlig at PFOS transporteres raskt ut i grovere masser som grus og stein mens en rest henger igjen i tettere masser og myrjord. Når PFOS drenerer ut i bekkesig går transporten relativt raskt.

Ut fra terrengets utforming er nedbørsfelt for punktet "P1 Reipa – Bekk" i bekken som drenerer området beregnet til ca. 1 600 000 m² (Figur 7-2). Med en avrenning på 0,79 m/år blir vannvolumet som drenerer fra nedbørsfeltet ca. 1 260 000 m³/år.



Figur 7-2. Nedbørsfeltet til BØF og området rundt (lyseblått polygon). BØF er markert med rødt polygon. Bekken som drenerer ut ved punktet "P1 Reipa – Bekk" i vestlig del av nedbørsfelt er vist med mørkeblått. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

Vannprøven SG 4 er av drikkevannet til gården Jordi (datert 2015-05-19). Det bli ikke påvist PFOS eller PFAS i drikkevannet.

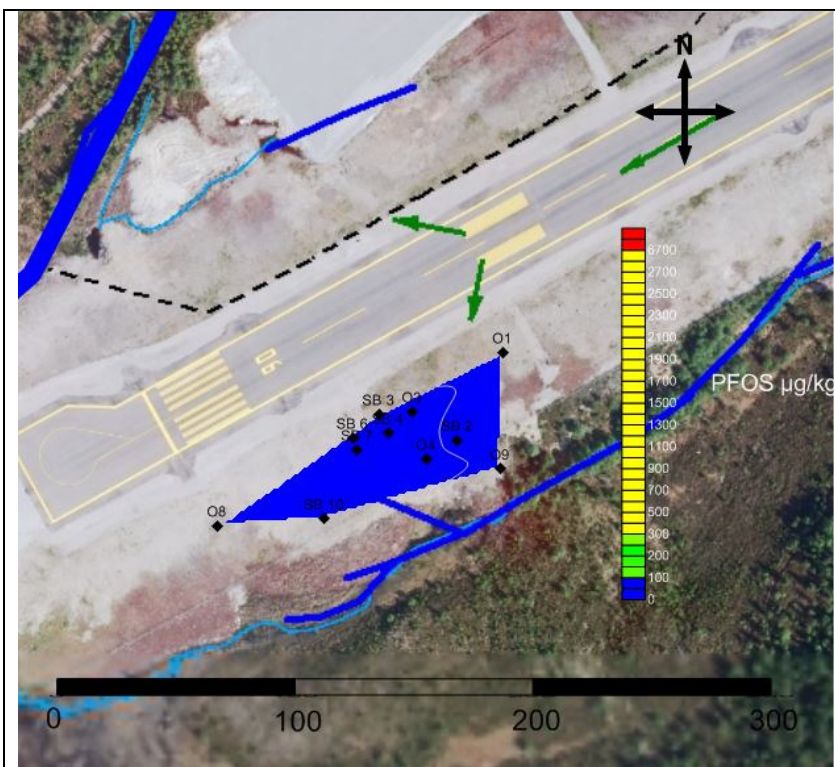
Ett av snødeponiene markert med rosa sirkel (Figur 7-2) ligger innenfor samme nedbørsfelt som BØF og drenerer samme vei, mens to snødeponier drenerer øst mot Ytstbekken. Ett snødeponi (lengst øst) drenerer også øst til Ytstbekken og ned til Sognefjorden. Snødeponiet i øst er en potensiell kilde til PFOS. Ved dette feltet har det forekommet funksjonstesting av brannbil-kanonene.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF

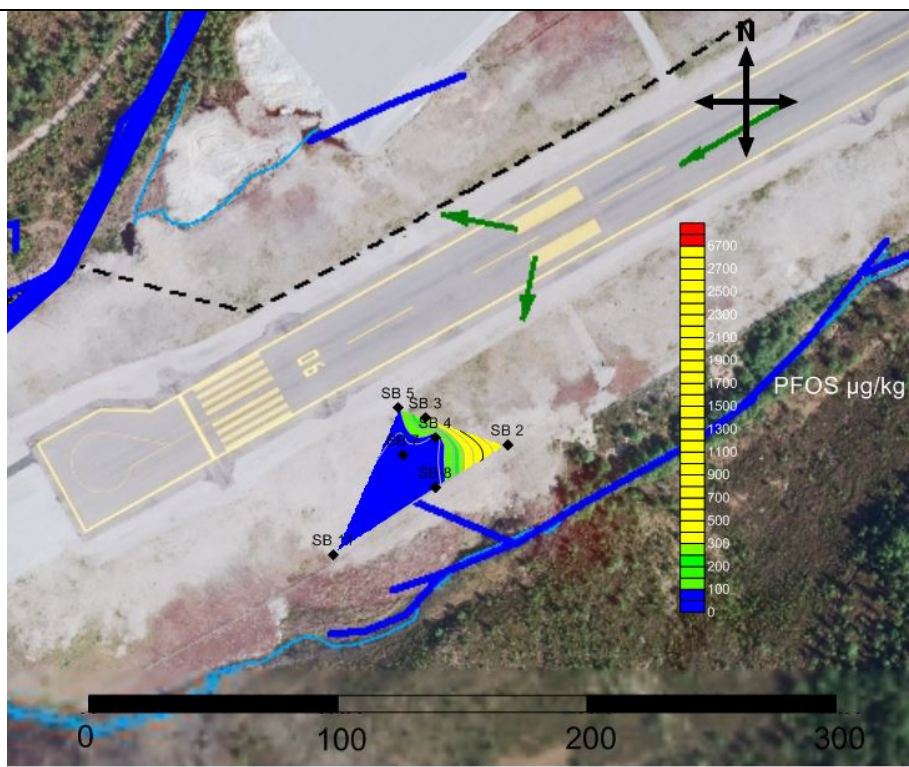
Her er beregnet et estimat på restmengde PFOS i grunnen på BØF. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målingene i lag nedover.

Figur 7-3 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF for 0-1,0 meter under terreng. I dette topplaget har ingen punkter PFOS-konsentrasjoner over normverdi (100 µg/kg). Figur 7-4 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF for 1,0-3,0 meter under terreng. Det er 7 prøvepunkt som hadde analyser fra denne dybden. Det er tydelig at det er høyere konsentrasjoner av PFOS i dette dypet. Her er det sjakt SB2 og SB3 som har PFOS-konsentrasjon over normverdi. SB2 prøven ble tatt fra 150 cm til 300 cm under terreng.

PFOS-konsentrasjonen ble målt til 1412 µg/kg. SB3 prøven ble tatt fra 120 cm til 170 cm under terreng. Her ble PFOS-konsentrasjonen målt til 364 µg/kg. Massene er svært påvirket av anleggsarbeid og vertikale analyseresultat kan reflektere dette forholdet heller enn vertikal spredning. Forurensningen er ikke godt avgrenset i dypet øst for sjakt SB8 og SB5 retning sjakt SB2.

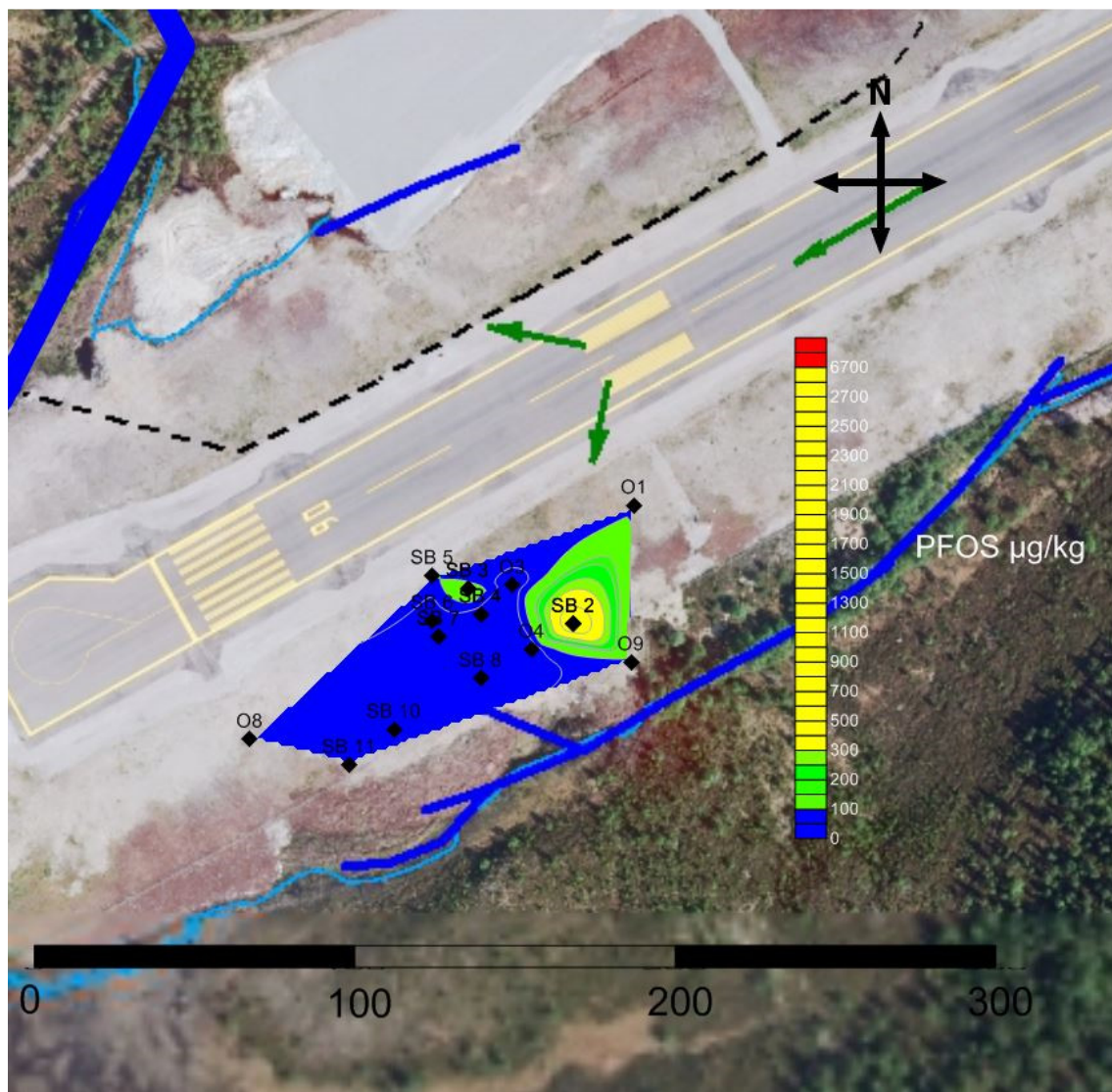


Figur 7-3. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0-1,0 meter under terreng. Prøvepunkt som er med i interpoleringen er: O1, O3, O4, O8, O9, SB2, SB3, SB4, SB6, SB7 og SB10. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i tabell 4-3.



Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 1,0-3,0 meter under terreng. Prøvepunkt som er med i interpoleringen er SB2, SB3, SB4, SB5, SB7, SB8 og SB11. 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 interpolering av PFOS for hele jordprofilen (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilen. Figur 7-4 og figur 7-5 viser at forurensningen ikke er veldig godt avgrenset i øst og nord. Under 1 meter under terreng er forurensningen kun avgrenset i vest.



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF basert på gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i hvert prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Sorte firkanter markerer prøvepunkter.

Beregning av restmengde PFOS på BØF er basert på interpoleringene i Figur 7-3 og Figur 7-4.

PFOS konsentrasjonene i laget 0-1,0 meter under terreng har et gjennomsnitt på 30 µg/kg (beregnet fra en interpolering av målinger). Utstrekningen av forurensset område er estimert til $4\,500 \pm 2000 \text{ m}^2$. Dybden på laget er 1 meter. PFOS konsentrasjonene i laget 1,0-3,0 meter under terreng har et gjennomsnitt på 106 µg/kg (beregnet fra en interpolering av målinger). Utstrekningen av forurensset område er estimert til $4\,500 \pm 2000 \text{ m}^2$. Dybden på laget er 2,0 meter i interpoleringen, men reell dybde på forurensede masser kan være større. Mektigheten vil kunne variere, men har blitt vurdert til $3,0 \pm 1$ meter. Tettheten til massene er Sogndal lufthavn, Haukåsen

vurdert til ca. $1\,600 \pm 500 \text{ kg/m}^3$ (stor usikkerhet på grunn av heterogene masser) for begge lag. Dette gir en rest av PFOS for laget 0-1,0 meter under terreng på $0,2 \text{ kg} \pm 0,1 \text{ kg}$ (se 4.3.2 for metode for utregning). Rest av PFOS for laget 1,0 – 3,0 meter under terreng blir $2 \text{ kg} \pm 1 \text{ kg}$. Summen for begge lagene blir også ca. $2 \text{ kg} \pm 1 \text{ kg}$ (på grunn av usikkerheten blir det for unøyaktig å bruke desimaler).

Grunnen til usikkerhetene i areal og dybde er at forurensingen ikke er veldig godt avgrenset i øst. I dypere lag er den heller ikke godt avgrenset i nord og sør. Det er flere prøver i topplag enn lenger ned i profilet. Det er også høyere konsentrasjon av PFOS dypt nede i jordprofilet enn i topplag. I tillegg er det usikkert hvor dypt det er til fjell eller lavpermeable masser. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Tettheten er basert på typiske verdier for blokk og sandjord. Massene her er sannsynligvis dominert av tyngre fyllmasser og ikke lettere torvmasser.

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF

Viktige parametere for utlekking er målt konsentrasjon av PFOS i jord og vann, og volum vann som drenerer gjennom området. I tillegg er det viktig at vannprøvene er representative for utlekkingen fra BØF. På Sogndal lufthavn er det påvist PFOS i punktene SV2, S3 og SV4. Disse punktene er oppstrøms BØF, men drenerer også ut ved målepunktet «P1 Reipa Bekk». Derfor er usikkerhetene ved et slikt estimat store.

Antatt nedbørsfelt for punktet "P1 Reipa – Bekk" er på ca. $1\,600\,000 \text{ m}^2$ (Figur 7-2). Med en avrenning på $0,79 \text{ m/år}$ blir vannvolumet som drenerer gjennom dette punktet ca. $1\,260\,000 \text{ m}^3/\text{år}$. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFOS målt i vann i dette punktet er $0,11 \text{ µg/l}$.

Dette gir en utlekking av ca. 144 g/år . 144 g/år er et usikkert estimat basert på tre målinger av PFOS i punktet "P1 Reipa – Bekk". I tillegg er vannføringen i punktet ikke målt, men basert på årsmiddelnedbør.

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra området ved og rundt BØF.

Vekt PFOS totalt	2 ± 1	kg
Infiltrasjon	0,79	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF	$1.6\text{E}+06$	m^2
Volum vann i nedbørsfelt	$1.26\text{E}+09$	l/år
Gjennomsnitt målt PFOS ved P1 Reipa – Bekk	0,11	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	144	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	7-21	år

Benyttes vannføring og konsentrasjoner påvist i punktet «P1 Reipa Bekk», tilsier beregningene at det vil ta 7-21 år før all PFOS er vasket ut fra BØF. Imidlertid er det påvist PFOS i flere vannprøver med drenering mot Reipa, og dette punktet er derfor ikke representativt for BØF alene. Dette betyr at den beregnede hastigheten for hvor raskt BØF blir rent kan bli overestimert.

7.2.4 Konklusjon spredningsvurdering BØF

PFOS fra BØF dreneres i hovedsak først med grunnvann/markvann ut i myr-/bekkedrag, og deretter med bekk vestover mot fiskedam for så å renne ned til Sognefjorden. PFOS vil trolig transporteres ut i størst grad i pulser ved høy nedbør og snøsmelting. Det er heterogene masser i området på grunn av anleggsarbeid (myr, morene, stein og grus). PFOS vil ha ulik absorpsjon i de ulike massene. Det er sannsynlig at PFOS transporteres

raskt ut i grovere masser som grus og stein mens en rest henger igjen i tettere masser og myrjord. Idet forurensningen når bekkesig vil transporten gå relativt raskt.

Det har vært flytting av masser i forbindelse med utjevning av terrenget. Massene er trolig ikke flyttet langt, ligger sannsynligvis sørvest for feltet. Dette har sannsynligvis mobilisert mye PFOS og økt utlekkingen til Reipa/Eitregilet.

Det er estimert at det er 2 ± 1 kg PFOS igjen på BØF.

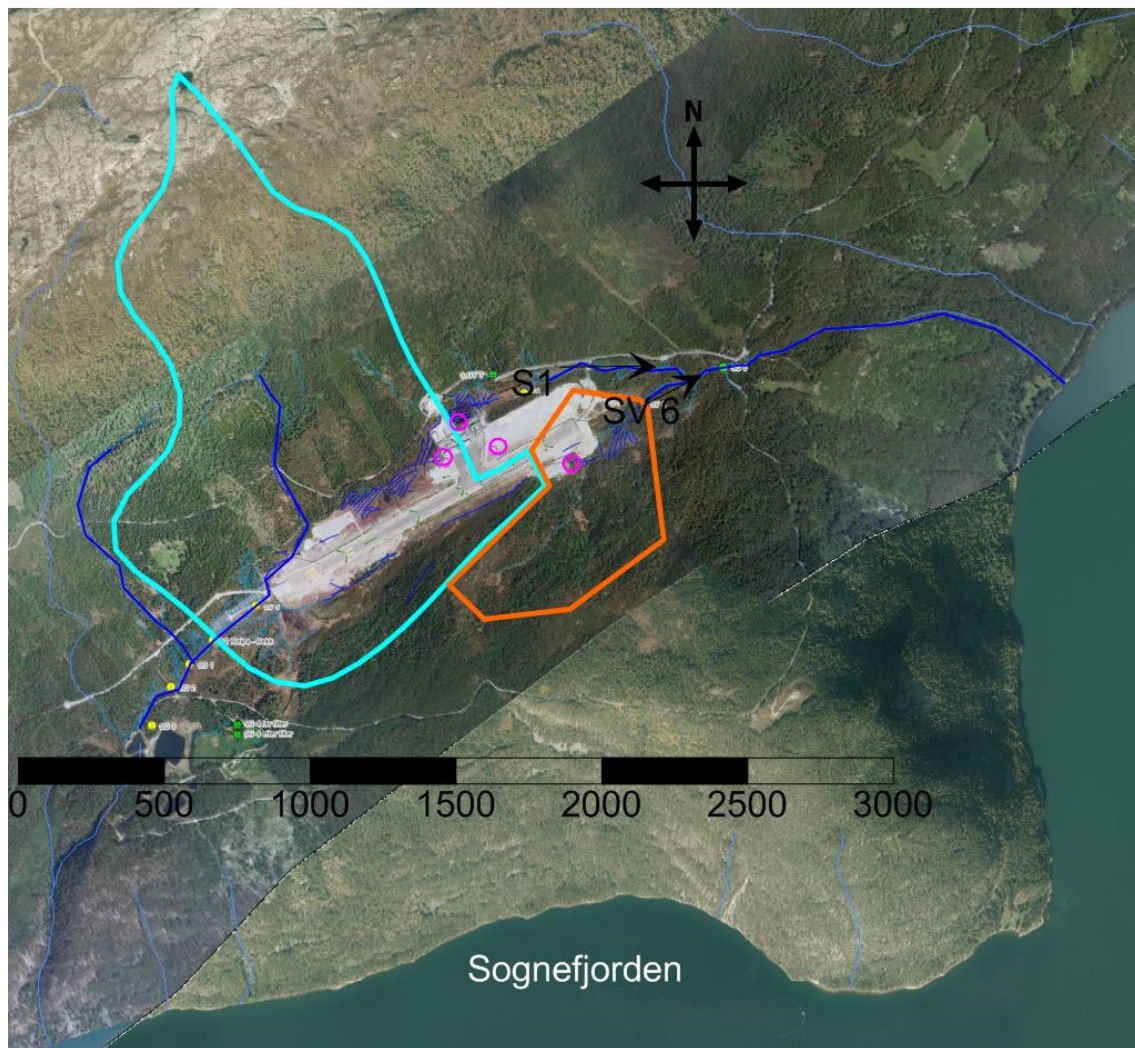
Tidsestimatet i avsnitt 7.2.3 på mellom 7 år til 21 år før all PFOS har drenert fra nedbørsfeltet er et usikkert estimat. Det er flere kilder til PFOS som drenerer ut ved målepunktet "P1 Reipa – Bekk". Utlekking av PFOS per år vil også avta etter hvert som det blir en mindre rest av PFOS igjen.

Dette er forhold som trolig fører til at det vil ta lenger tid enn 21 år før all PFOS har drenert ut av området.

Det er estimert at det er brukt ca. 230 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2005 er det estimert at det er brukt ca. 15 kg PFAS. Det er beregnet at det ligger igjen 1 til 3 kg PFOS på feltet.

7.3 Andre spredningsveier av PFOS

Det er ved vannprøvepunktene S1/S4 (to rør som renner ut samme sted) og SV6 registrert gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjoner på henholdsvis 42, 40 og 34 ng/l. Vann fra disse prøvepunktene drenerer ikke samme vei som BØF, men går via Ytstrudsbekken ned til Sognefjorden lenger øst (Figur 7-6).



Figur 7-6. Viser nedbørsfelt til vannprøvepunkt SV6 i oransje og til BØF i lyseblått. Bekker er vist med blått. Dreneringsretning er vist med sorte piler.

Oransje nedbørsfelt er på ca. 350 000 m². Med en avrenning på 0,79 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom dette punktet SV6 ca. 277 000 m³/år. Med en PFOS-konsentrasjon i punktet på 34 ng/l blir spredning av PFOS via SV6 ca. 10 g/år. Estimater er usikkert da det i punktet SV6 kun er foretatt en måling.

Punktene S1/S4 er fra avløp fra henholdsvis kloakkrenseanlegg og verksted/vaskehall. Vannvolumet som kommer ut her er ikke kjent, men var ved befaring svært liten. Vannføringen vil trolig variere mye ettersom bruken varierer.

Punktet SG5 ligger nedstrøms både S1/S4 og SV6. I dette punktet er det foretatt en måling hvor det ikke ble påvist PFOS over rapporteringsgrensen. Dette tyder på at mengden PFOS som drenerer ned Ytstrudsbekken er betraktelig mindre enn mengden PFOS som drenerer ned Reipa (alle målinger gjort i Reipa har påvist PFOS).

7.4 Konklusjon spredningskapittel

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 230 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og 16 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2005 (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode). Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjøen i Sognefjorden. Basert på målinger i jord er det beregnet at det ligger igjen 1-3 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag. I tillegg er det andre kilder til PFOS på lufthavna. Disse er ikke avgrenset eller undersøkt godt nok at det kan estimeres restmengde PFOS. Beregninger av fluks og konsentrasjoner viser imidlertid at det er over 10 g/år som renner ut mot Ytstrudsbekken i øst. Erfaringsmessig vil slike kilder representere mindre mengder PFAS/PFOS enn brannøvingsfelt.

Det årlige forbruket over en 23-årsperiode er beregnet til ca. 10 kg PFOS pr år som følge av øving med brannskum. Etter nedlegging av brannøvingsfeltet i 2005 viser beregninger basert på målte konsentrasjoner en årlig spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfelt og andre ukjente/diffuse kilder i størrelsesorden 0,14 kg PFOS mot Reipa/Eitregilet og over 0,01 kg PFOS mot Ytstrudsbekken.

Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt.

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. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale slik som fra løv fra trær 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.

Naturen rundt Sogndal lufthamn, er preget av noe myrer og våtmarksområder, samt skog og bratt terreng som drenerer til Sognefjorden. Dette er relativt artsrike økosystemer, som kan ha flere viktige biologiske funksjoner. Det er lite registreringer i offentlige databaser av fugl osv. i området, men det benyttes sannsynligvis som beite- og trekkområder for ender, vadere og andre våtmarksfugler, samt leikområde for skogsfugl. Disse artene lever blant annet av fisk og derfor befinner de seg høyt i næringskjeden. I tillegg fungerer områdene rundt flyplassen som sauebeite og er et viktig tilholdssted for hjort om vinteren. For ytterligere områdebeskrivelse, se avsnitt 5.1.

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt flyplassen, viser at det har foregått en spredning av PFAS fra det opprinnelige kildeområdet ved brannøvingsfeltet til resipientene.

8.1.1 Terrestrisk miljø

I perioden 1978 til 2001 har øving med brannskum på brannøvingsfeltet på Sogndal lufthamn samlet bidratt med ca. 230 kg PFOS, og i perioden 2001-2005 ca. 15 kg PFAS.

Det er beregnet at det totalt er i størrelsesorden 1-3 kg PFOS igjen i massene på brannøvingsfeltet i dag (ref. avsnitt 7.2), og utstrekningen på det forurensede området er estimert til $4\,500 \pm 2\,000 \text{ m}^2$. Resten av tilførselen av PFOS og PFAS (ca. 240 kg) er spredt til terrestrisk og akvatisk miljø i en tidsperiode på snaut 40 år. Mesteparten av disse stoffene har blitt transportert ut i ferskvann og videre til Sognefjorden. Med en jevn årlig spredning på ca. 160 g PFAS fra Sogndal lufthamnsområde, er det ventet at det kan ta ca. 7-21 år for forurensningen er borte fra lufthavna, men sannsynligvis vil det ta lengre tid før all PFAS er borte.

Rundt brannøvingsfeltet er det kun funnet masser med innhold av PFAS over normverdi ($350\text{-}1400 \mu\text{g/kg}$ – klasse III *Moderat*) i to punkter, ca. 1-3 m under dagens terreng. Basert på andre jord- og vannprøvene, virker spredningen å strekke seg både øst- og vestover fra brannøvingsfeltet.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS på brannøvingsfeltet er ved interpolering av resultater fra jordprøver beregnet til $106 \mu\text{g/kg}$ (klasse II - *God*). Det er i overflatelagene det er størst biologisk aktivitet, men røtter fra trær kan bidra til å trekke forurensning opp fra dypere jordlag til løvet som bidrar til strøfall og organisk materiale som er næring for lave nivå i næringskjeden (f.eks. meitemark).

Det har ikke vært undersøkt terrestrisk biota i tilknytning til lufthavnsområdet på Haukåsen, og terrestriske undersøkelser fra andre lufthavner benyttes derfor som støtte.

I jord ved Kristiansand lufthavn, Kjevik ble det funnet en gjennomsnittskonsentrasjon ved interpolering av de ulike prøvepunktene på $165 \mu\text{g/kg}$ ved BØF 1 og $135 \mu\text{g/kg}$ ved BØF 2. De beregnede spredningsområdene for forurensingen ved Kristiansand lufthavn ($10\,000 \pm 4$

000 m², ved BØF 1 og 15 000 ± 4 000 m² ved BØF 2) (Gravem *et al.*, 2015) er dermed en del større enn beregnet forurenset areal ved Sogndal lufthavn. Ved Kristiansand lufthavn ble det funnet at PFAS i liten grad ble tatt opp i blader av svartor, mens konsentrasjonen i bjørkeblader generelt var høyere. Dette viser at vegetasjonen tar opp PFAS, og at det trolig skjer en biomagnifisering der.

Det ble også tatt prøver av meitemark ved Kristiansand lufthavn, som viste relativt høye konsentrasjoner av PFAS, og analyseresultatene tyder på at biomagnifiseringsfaktoren til meitemark kan være mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015). I tillegg ble det påvist 100 µg PFAS/kg vv eller mer i prøver fra lever i syv av ti storskogmus, som ble samlet inn i et skogsområde, som hovedsakelig ligger utenfor det som ut fra jordprøver er definert som forurenset område.

Beregnete gjennomsnittskonsentrasjoner for jord fra brannøvingsfeltet ved Haukåsen er 106 µg/kg, og derved noe lavere enn gjennomsnittsverdien beregnet ved brannøvingsfeltet ved Kristiansand lufthavn. Det er mye myr, vannvegetasjon og noe skog rundt Sogndal lufthavn, og det er grunn til å anta at både vegetasjonen og jordlevende organismer som meitemark kan ha opp mot like høye verdier av PFAS som det som ble funnet ved Kjevik lufthavn.

I det terrestre økosystemet rundt Sogndal lufthavn finnes trolig en rekke musearter, rovfugl og andre fuglearter, hjortedyr, rev og mink, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden. Meitemark, jordlevende insekter, mangefotinger og amfibier er viktig føde for mange fuglearter som benytter nærområdet til flyplassen (spesielt rundt BØF) og bekken, som drenerer rullebanen, til næringssøk som for eksempel trostefugl (gråtrost, rødvingetrost, måltrost og rødstrupe), vadefugl (heilo, vipe, skogsnipe, grønnsilk), fossefall og gråhegre. Fugler kan derved trolig akkumulere PFAS ved å spise ulike næringsdyr.

Sauer og hjortedyr er drøvtyggere, og det kan derfor ikke utelukkes at disse artene også oppkonsentrere PFAS i forbindelse med at de beiter på vegetasjonen rundt lufthavna.

På bakgrunn av foreliggende konsentrasjoner av PFAS i jord ved gammelt brannøvingsfelt, og sammenligninger gjort med funn ved Kristiansand lufthavn, forventes konsentrasjoner av PFAS i terrestrisk biota tilsvarende kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

I forhold til gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, antas effekten av spredning av PFAS via biota fra forurenset område ved gammelt BØF ved Sogndal lufthavn å være av relativt beskjeden karakter, og da det er beskjedne hensyn til sårbare og kritisk truede arter vurderes risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem som lav.

8.1.2 Ferskvann

Som nevnt, finnes det en del myrer og våtmarksområder rundt Sogndal lufthavn. Det er trolig lite fisk utenom bekkeørret i elvesystemene. Som nevnt tidligere, er det sannsynligvis også en del fugl i tilknytning til disse områdene.

I bekkesystemet Reipa/Eitregilbekken er det tatt vannprøver i forbindelse med denne undersøkelsen. Konsentrasjonen i 2013 (tilnærmet samtidig som biotaundersøkelsen) var 216 ng PFAS/L (klassifisering *Moderat*). Denne prøven (P1 Reipa – Bekk) er tatt rett i nærheten av stasjon 1 for elektrofiske. Senere prøver har vist varierende konsentrasjoner av PFAS (se Tabell 6-10).

Av biota finnes det kun prøver av bekkeørret, samt en laks som har gått i fiskedamanlegget til bonden på Jordi. Det ble funnet høye konsentrasjoner av PFAS i både muskel- og leverprøver, samt hel fisk (Kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*). I Tabell 8-1 er det gjengitt målte konsentrasjoner i muskelprøver. Som beskrevet i avsnitt 4.5.1, er forholdstallet mellom

muskel og hel fisk beregnet til å være 5,0. Siden hele individer er grunnlaget for videre utnyttelse av fiskeressursen oppover i næringskjeden, er det i vurderingene valgt å legge beregnet konsentrasjon i hel fisk til grunn for vurdering av risiko for økosystemet.

Tabell 8-1. Ørret (st.1 og 2) og laks (st.3) fanget i Reipa/Eitregilbekken, gjennomsnittlig målte konsentrasjon av PFAS i muskel og beregnet konsentrasjon i hel fisk ($\mu\text{g/kg}$ vv) (omregningsfaktor 4), samt målt konsentrasjon i vannprøve (ng/L) og utregnet biomagnifisering fra vann til fisk. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1 og Tabell 4-2.

Lokalitet	Art	Gj.snitt PFAS i muskel, $\mu\text{g/kg}$ vv	Gj.snitt PFAS i hel fisk, $\mu\text{g/kg}$ vv	Gj.snitt PFAS i vann, ng/L	Biomagnifisering, vann til hel fisk	Kommentar
Stasjon 1	Bekkeørret	197,5	790	216	3657	Blandprøve, n=10
Stasjon 2	Bekkeørret	129,3	517	216	2394	Gj.snitt 15 prøver
Stasjon 3	Laks	3,6	14,4	i.p.	-	n=1

i.p. – ikke prøvetatt

Basert på den målte konsentrasjonen av PFAS i vannprøven tatt i Reipa, samt beregnet gjennomsnittskonsentrasjon for hel fisk, er biomagnifiseringsfaktoren for fisk fanget på stasjon 1 snaut 3700, mens på stasjon 2 ca. 2400 (Tabell 8-1). Dette er på samme nivå som funn fra andre lufthavner, f.eks. Fagernes lufthavn, Leirin (Gravem *et al.*, in prep). I utregningene for stasjon 2, er det benyttet samme vannprøve som for stasjon 1. Tilførsel av vann via bekk fra fjellet på denne strekningen, gjør det rimelig å anta at konsentrasjonen av PFAS sannsynligvis var lavere ved stasjon 2 enn det som er brukt i beregningene, og dermed er biomagnifiseringsfaktoren sannsynligvis høyere, og mulig opp mot det samme for stasjon 1. Det er ikke beregnet biomagnifisering for stasjon 3.

Siden det er påvist betydelige konsentrasjoner av PFAS i ørret som har vært eksponert, er det rimelig å anta at fugl og pattedyr som befinner seg på et høyere trofisk nivå, og som ernærer seg av fisk fra dette området, også kan inneholde moderate-høye konsentrasjoner av PFAS. Dette er imidlertid ikke undersøkt, og uten målte verdier er det ikke mulig å si om eventuelle dyr oppover i næringskjeden har PFAS-konsentrasjoner i sine organer som kan gi uheldige virkninger.

Med bakgrunn i det begrensede prøveomfanget og foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Sogndal lufthamn potensielt kan gi uheldige økologiske konsekvenser, men en kan heller ikke utelukke dette.

8.1.3 Marint miljø

Det ble ikke samlet inn prøver av biota eller vann fra områdene i Sognefjorden der Ytstrudsbekken eller Reipa/Eitregilbekken munner ut i fjorden.

Områdene hvor disse har sitt utløp, er bratte og vannet fortynnes fort i sjøen. Det forventes ingen målbar oppkonsentrering i marin biota pga. denne fortynningseffekten.

8.2 Matbiota og risiko

Området rundt Sogndal lufthavn, Haukåsen, består av mye myr, skog, og bratte skråninger ned mot Sognefjorden. Området rundt lufthavna benyttes en del til turer og friluftsliv av lokalbefolkningen. Gården *Jordi* som ligger ca. 600 m sørvest for flyplassen, driver organisert turistfiske i fiskedammene ved gården, samt hjortejakt. I fiskedammene settes det ut stor oppdrettslaks, som blir gående i ca. 0 – 6 måneder før den fiskes.

I bekkesystemet Reipa sørvestover fra flyplassen er det mye bekkørret. Denne fisken er relativt små, og benyttes sannsynligvis i liten grad som menneskemat. Det er ikke salg av fiskekort, og grunneier har ikke observert fiskere i området.

Det ble funnet PFAS i alle prøvene av fisk som ble tatt i området. Det ble funnet høye konsentrasjoner av PFAS i både muskel og lever fra ørret fanget i Reipa/Eitregilbekken, tilsvarende klasse IV – *Dårlig miljøtilstand*. Da lever fra ørret ikke benyttes til menneskemat, vurderes ikke dette videre.

I muskel av ørret fanget i Reipa/Eitregilbekken (bekken som drenerer fra flyplassområdet) lå alle gjennomsnittskonsentrasjonene av PFAS høyere enn grensen for EQS_{biota} (9,1 µg/kg vv) (Tabell 8-2). I muskel av laks fanget i oppdrettsanlegg sør for flyplassen lå gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS lavere enn grensen for EQS_{biota} (klasse II – *God miljøtilstand*).

Tabell 8-2. Gjennomsnitt PFAS innhold i matbiota representert ved muskelprøver av bekkørret fra området rundt Sogndal lufthavn (prøvene er samla inn i 2013).

Lokalitet	Art	Gj.snitt PFAS, µg/kg vv	Kommentar
Stasjon 1	Ørret	197,5	Blandprøve, 10 fisk
Stasjon 2	Ørret	129,3	Gjennomsnitt 15 fisk
Stasjon 3	Laks	3,6	Oppdrettsanlegg

8.2.1 Mattrygghet

Avinor har anmodet Mattilsynet om vurdering av analyseresultatene presentert i denne rapporten opp mot mattrygghet. Mattilsynet skriver blant annet (Mattilsynet 2015, vedlegg 6):

«Ved Sogndal lufthavn (Haukåsen) er det analysert prøver av bekkørret fra lokaliteten Eitregilbekken. Analyseresultatene av filet (muskel) av bekkørret spriker mye, og viser en snittverdien for PFOS (PFAS) i filet fra individprøver på 91,6 pg/kg v.v. Filet fra 10 blandprøver viser her et snitt for PFOS(PFAS) på 197,5 pg/kg v.v.»

På bakgrunn av analyseresultater av PFAS-forbindelser i fisk presentert i denne rapporten konkluderer Mattilsynet som følger:

«Ved Sogndal lufthavn (Haukåsen) bør ingen fiske, og heller ikke spise bekkørreten fra Eitregilbekken. Det er tydelig utlekking av PFAS-forbindelser til bekken. Mattilsynet vil advare mot å spise ørreten fra denne bekken. Siden dette er en liten og lokal forurensing med kjent opphav, vil Mattilsynet ikke legge resultatet ut som advarsel på matportalen.no. Som en mindre og lokal forurensing opptil flyplassen, oppfordrer Mattilsynet Avinor AS til å skilte med advarsel for hele Eitregilbekken.»

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser av PFAS forurensning i jord og vann ved Sogndal lufthavn. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014, som består av biotaprøver i ferskvann, supplert med nye vannprøver, samt vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 Restmengder jord og vann

Det er estimert at det er brukt ca. 230 kg PFOS på brannøvingsfeltet frem til 2001. Fra 2001 til 2005 er det estimert at det er brukt ca. 15 kg PFAS. Undersøkelsene som er gjennomført hittil, har avdekket at det ligger lite (1-3 kg) PFOS/PFAS igjen i massene i 1-3 meters dybde ved brannøvingsfeltet. Forurensningsgraden i dypere liggende masser (> 3 m dyp) er imidlertid ikke kjent. Det er ikke påvist PFOS i prøvetatte masser fra andre områder ved lufthavna.

Det har vært flytting av masser i forbindelse med utjevning av terrenget. Massene er trolig ikke flyttet langt, og ligger sannsynligvis sørvest for feltet. Dette har sannsynligvis mobilisert mye PFOS og økt utlekkingen til Reipa/Eitregilet.

Prøvetakinger i vann ved lufthavna er utført i perioden 2011 til 2015. Avrenningen ledes mot Ytstrudsbekken i nord-øst og Reipa i sør-vest før det renner ut i Sognefjorden. Det er påvist moderate - lave konsentrasjoner av PFAS, inkludert 6:2 FTS, i avrenningen til Ytstrudsbekken. Samlet PFOS/PFAS-avrenning til Reipa, prøvepunkt P1, viser forhøyede konsentrasjoner av PFOS, 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Resultater fra prøvetaking av Reipa i 2015 viser en reduksjon av PFOS med økende avstand til lufthavna.

Det er ikke påvist PFAS i privat brønn ved Haukås gård sør for lufthavna, prøvepunkt SG4 (før og etter filter).

Utlekkingen av PFOS fra brannøvingsfeltet er beregnet til ca. 144 g/år. Tidsestimatet i avsnitt 7.2.3 på mellom 7 år til 21 år før all PFOS har drenert fra nedbørsfeltet er et usikkert estimat. Det er flere kilder til PFOS som drenerer ut ved målepunktet "P1 Reipa – Bekk".

9.2 Matbiota og risiko for mennesker

I 2015 gjennomførte Mattilsynet vurderinger for Sogndal lufthavn basert på analyser av biota fra 2013 (Mattilsynet 2015, vedlegg 6). På bakgrunn av analyseresultater av PFAS-forbindelser i fisk presentert i denne rapporten konkluderer Mattilsynet som følger:

«Ved Sogndal lufthavn (Haukåsen) bør ingen fiske, og heller ikke spise bekkørreten fra Eitregilbekken.»

9.3 Økosystem og risiko

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltet er med bakgrunn i analyseresultatene av biota fra ferskvann klassifisert til kategori IV – *Dårlig miljøtilstand* (Tabell 4-1). Det er grunn til å anta at dette også kan gjelde for det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltet. I marint område utenfor Reipa/Eitregilbekken og Ytstrudsbekken, er miljøtilstanden sannsynligvis betydelig bedre (kategori I-II, *Bakgrunn - God miljøtilstand*), grunnet stor vannutskifting og fortykning. Hvilke effekter de påviste konsentrasjonene i bekkørret kan ha

på organismene som lever i økosystemene, er vanskelig å gi et godt svar på. Utfordringen er at 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 Sogndal lufthavn sannsynliggjør at det kan oppstå konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter. Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en biomagnifisering av PFAS i biota, også i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltet, slik det synes å være tilfelle i Reipa/Eitregilbekken. Det er også trolig at organismer som befinner seg på et høyere trofisk nivå enn de som er undersøkt i denne undersøkelsen, kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av PFAS. Dette gjelder for eksempel fiskespisende fugl, rovfugl, rev og mink dersom de tar sin føde fra dette området. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Sogndal lufthavn gir uheldige økologiske konsekvenser i ferskvannsmiljø, men det kan heller ikke utelukkes, da kunnskapen om dette er mangelfull. Fra det terrestre miljøet mangler data fra biota, men på bakgrunn av foreliggende konsentrasjoner av PFAS i jord ved det gamle brannøvingsfeltet, og sammenligninger gjort med funn ved Kristiansand lufthavn, forventes konsentrasjoner av PFAS i terrestrisk biota tilsvarende kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*. Det er imidlertid et begrenset område der forurensingen ligger og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området. Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og få individer til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem, og risikoen for tilgrensende økosystem anses som lav.

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 perfluoreerte organiske forbindelser i forurensset grunn. Aquateam rapport 11-004.

Avinor (2013). Sogndal lufthavn, Haukåsen, Sogndal kommune – vurderinger av naturverdier. AVINOR-BM-Notat 5-2013. Geir Gaarder, Miljøfaglig utredning. Datert 04.12.2013. 9 s.

Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.

Borg, D., and Håkansson, H. (2012). Environmental and health risk assessment of perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 6513. ISBN 978-91-620-6513-3.

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.

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) (in prep). 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 Gabriesen, 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.

Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Været, L., Søvik, M.-L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep c). 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.

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 Zarogian, 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.
- 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 – Utrekning 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 for prosjektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

Pethon, P. (2005) Aschehougs store fiskebok. 5 utg. Aschehoug, Norge. ISBN: 82-03-23247-7

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 – Sogndal lufthavn, Haukåsen. Rapport 168180-110-1 rev1.

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.

Fangsttinnssatsen 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.

Ørret (*Salmo trutta*). Ørret (se Figur 1) er vanlig i hele Norge både i ferskvann og i saltvann. I havet er den ofte kystnær, og man finner den i nær sagt alle vassdrag og innsjøer i innlandet. I ferskvann lever ørreten av insekter, bunndyr, dyreplankton og småfisk. Hvis den når en viss lengde kan den gå over på fiskediett. I havet vil dietten være mer variert, men ved en viss lengde vil den ernære seg for det meste av fisk. Gytealder spenner fra 2 til 10 år og den gyter for det meste på rennende vann om høsten. Store ørret kan vandre over store områder. Sjørørreten vandrer ut som smolt fra sin barndoms elv og spiser seg stor i havet for å vandre tilbake å gyte i elva den ble født i (Jonsson, B. and Semb-Johansson, A., 1992; Pethon, 1985).



Figur 1. Ørreten er vanlig i hele Norge, både i ferskvann og i saltvann. Foto: Finn R. Gravem

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.

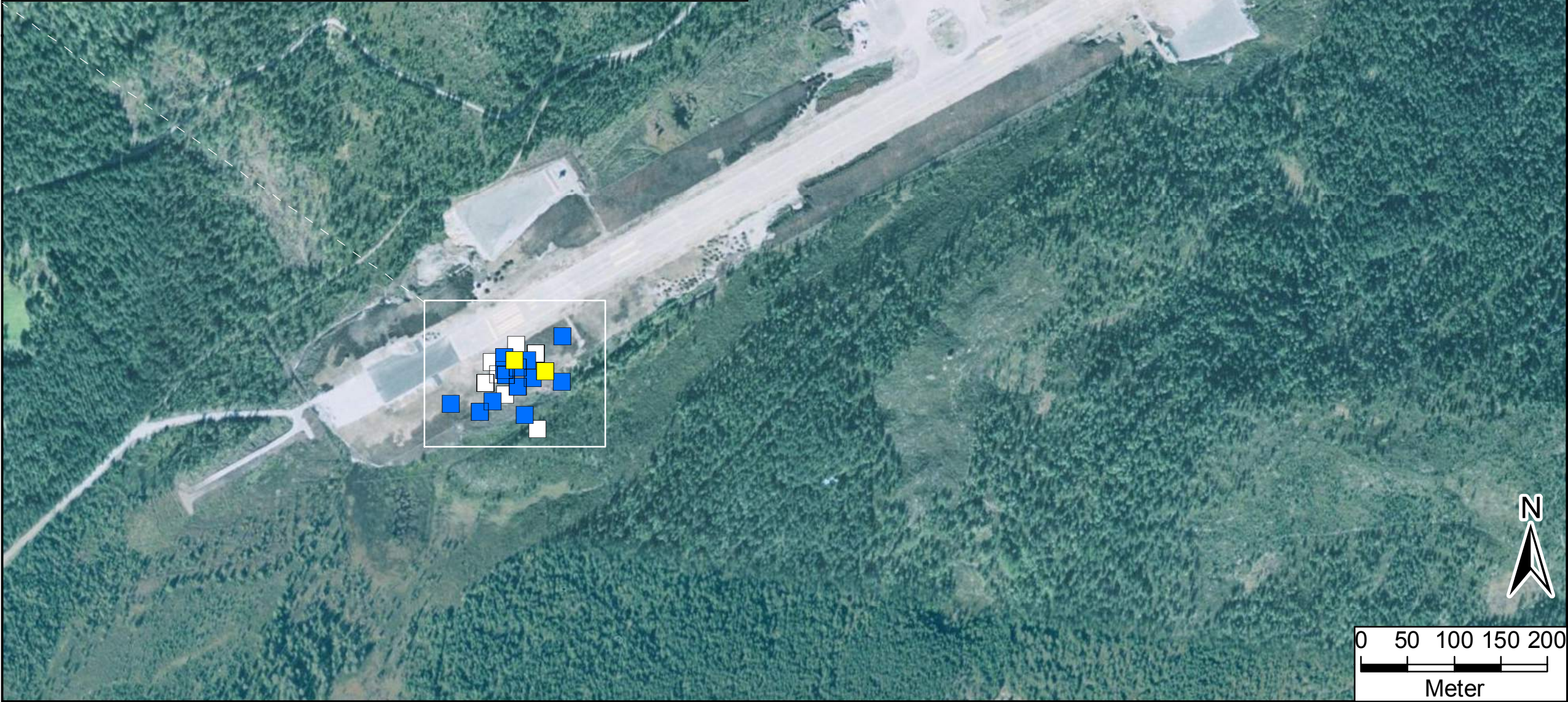
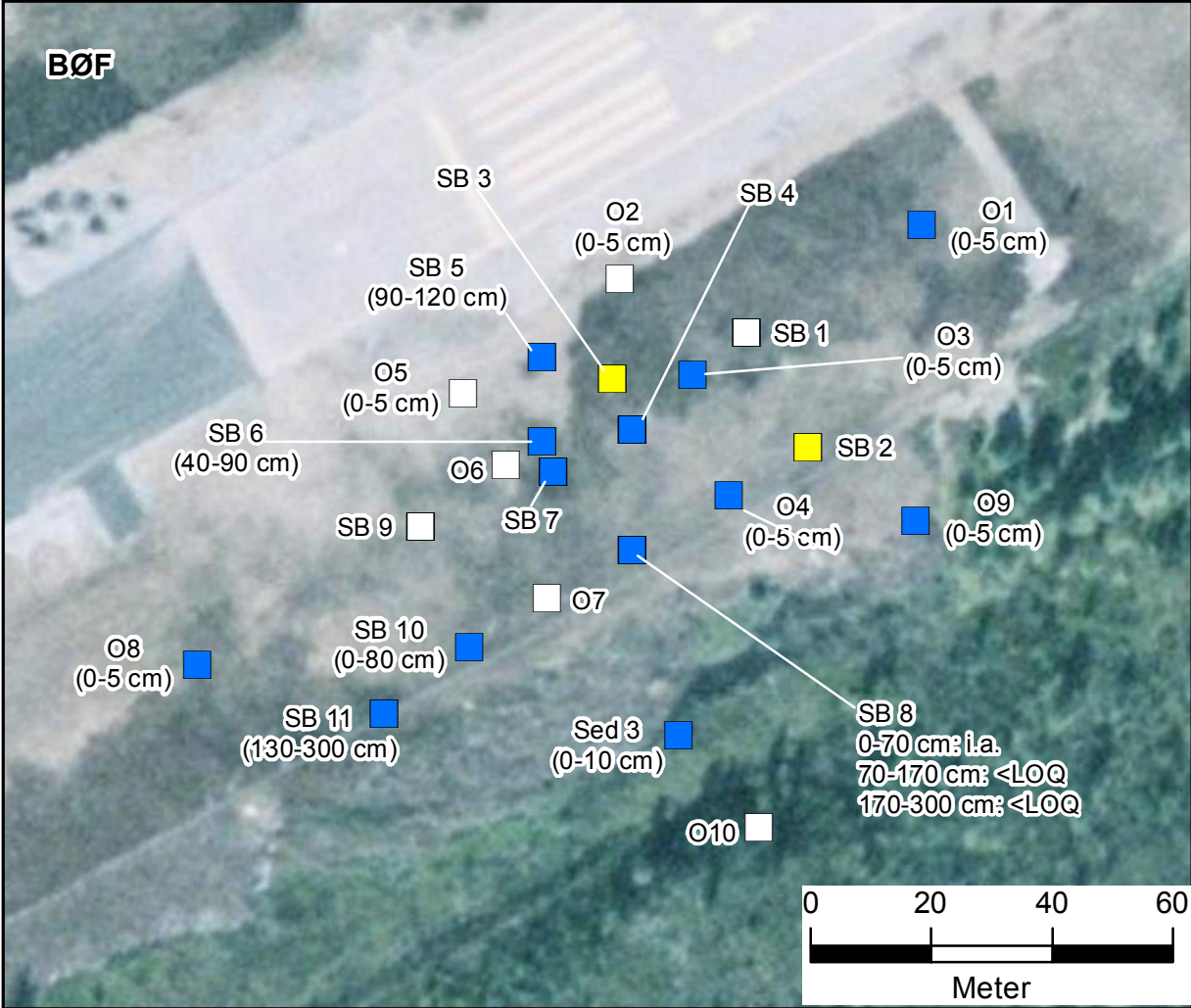
TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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
2011-2013**



Sogndal lufthamn Haukåsen (ENSG)

Oversiktskart

Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

- <100 (normverdi)
- 100-250
- 250-6700
- >6700
- Ikke analysert

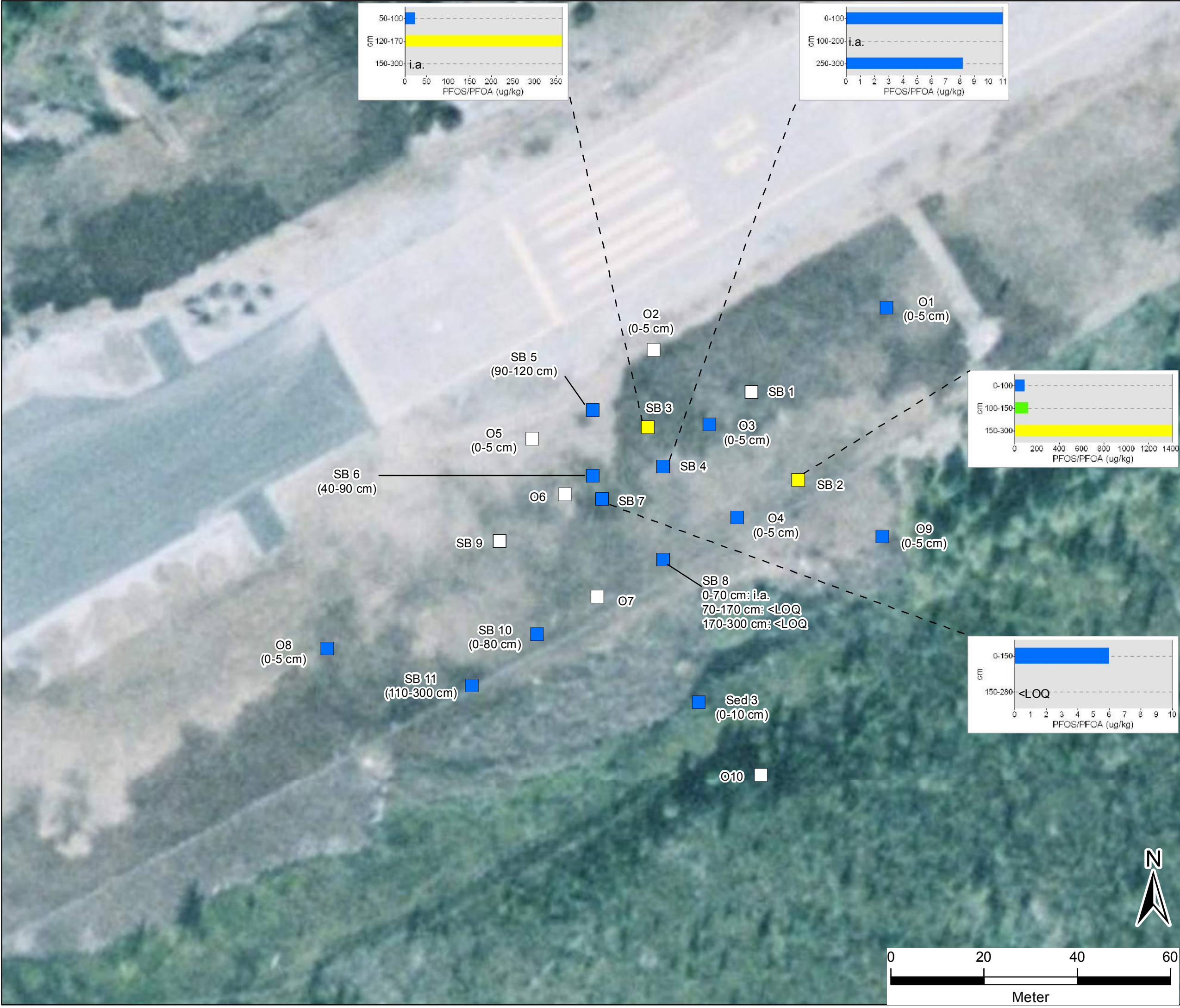
* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Sogndal lufthamn
Haukåsen (ENSG)

Brannøvingsfelt

Jord og sediment



Sogndal lufthamn
Haukåsen (ENSG)

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

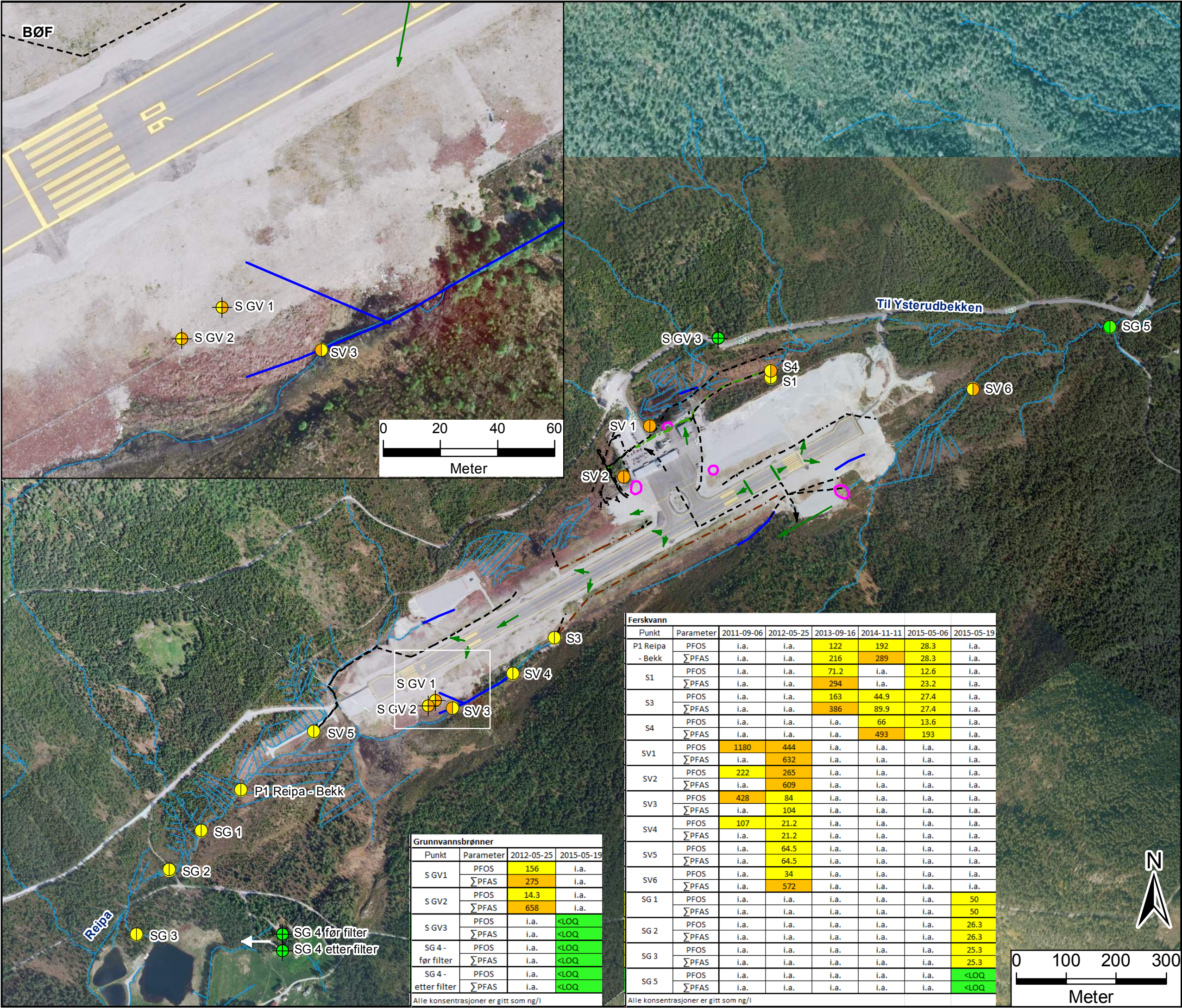
* Venstre halvdel = PFOS

Høyre halvdel = Σ PFAS

i.a. = ikke analysert

LOQ = rapporteringsgrense

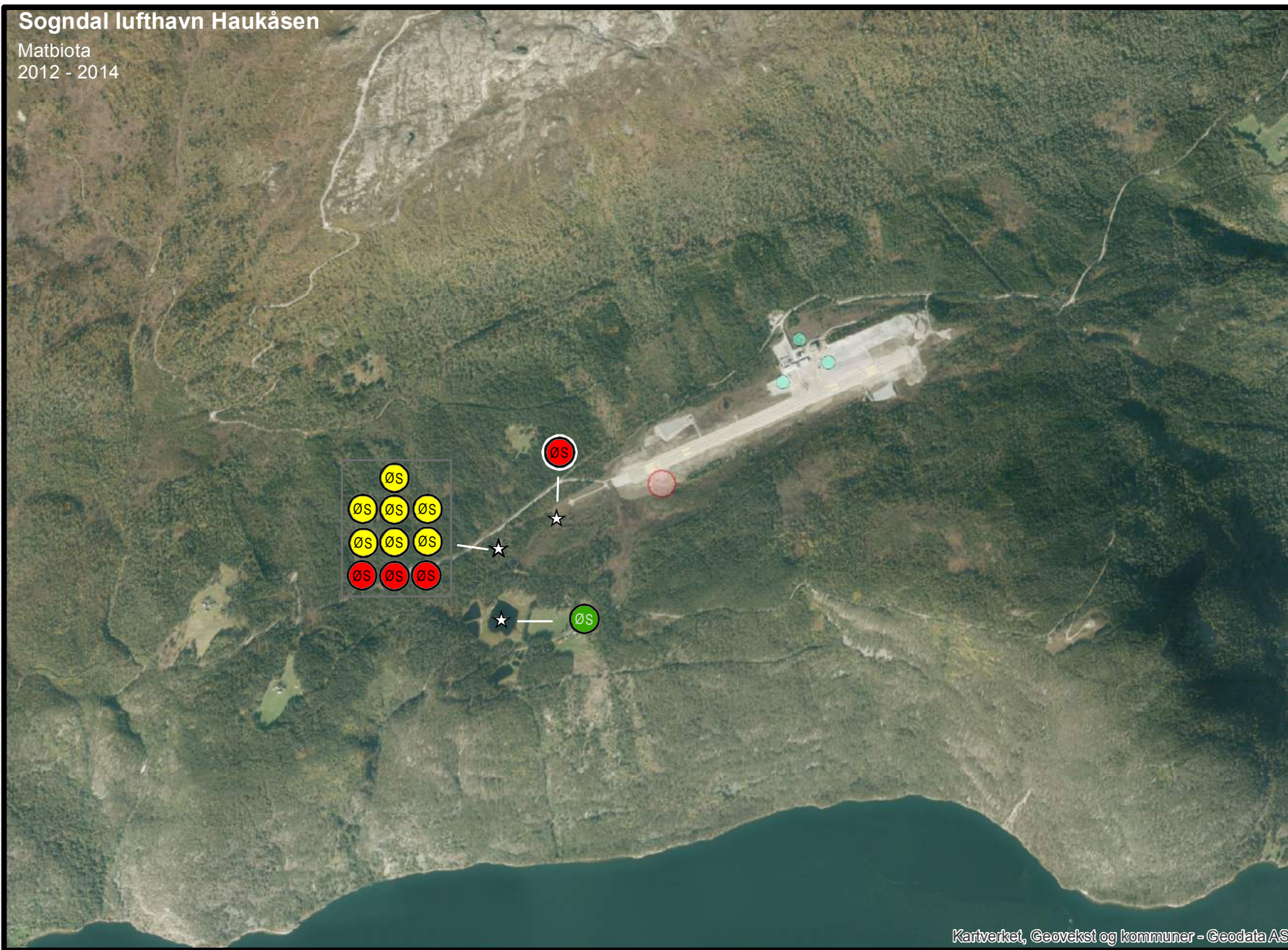
(tilsv. ikke påvist for Σ PFAS)



Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2013

Sogndal lufthavn Haukåsen

Matbiota
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

○ Muskel

□ flere individer

ØS ørret (stasjonær)

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

○ brannøvingsfelt

○ snødeponi

0 500
Meter

168186, NOERAT, 19.02.2015

SWECO

Sogndal lufthavn Haukåsen
 Biota
 Oversiktskart
 2012 - 2014

Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS

Sogndal lufthavn Haukåsen
 Biota
 Oversiktskart
 2012 - 2014

Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS

- ☆ prøvepunkt
- ◡ Lever
- Muskel
- ☐ flere individer
- ØS ørret (stasjonær)
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvsfelt
- snødeponi

PFAS/kg våtvekt

-  < LOD (Limit of detection)
-  LOD - 9,1 µg
-  > 9,1 - 91,3 µg
-  > 91,3 µg

 brannøvingsfelt

 snødeponi

 < LOD (Limit of detection)
 LOD - 9,1 µg
 > 9,1 - 91,3 µg
 > 91,3 µg
 brannøvingsfelt
 snødeponi

- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- snødeponi

-  > 9,1 - 91,3 µg
-  > 91,3 µg
-  brannnøvingsfelt
-  snødeponi

 > 91,3 µg

 brannøvingsfelt

 snødeponi

- brannøvingsfelt
- snødeponi

- snødeponi

0 500
Meter
168186, NOERAT, 19.02.2015
SWECO

168186, NOERAT, 19.02.2015
SWECO 

SWECO 

Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet

AVINOR
v/Jarle Øvstedal
Postboks 150
2061 GARDERMOEN

Deres ref:
Vår ref: 2013/99423
Dato: 31.07.2013
Org.nr: 985 399 077

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



VURDERING AV PFOS (PFC) I FISK OG VANN I NÆROMRÅDET TIL AVINORS FLYPLASSER

Mattilsynet er anmodet om å vurdere resultater fra en undersøkelse av polyfluoreerte forbindelser (PFC) i biota for Harstad/Narvik lufthavn (Evenes). I tillegg ble analysene av PFC i biota rundt fire av de andre større flyplassene i landet, Kristiansand lufthavn (Kjevik), Haugesund lufthavn (Karmøy), Bergen lufthavn (Flesland) og Tromsø lufthavn (Langnes), inkludert i vurderingen. Resultatene fra undersøkelsene er utført av *Sweco Norge AS for Avinor finnes i rapporten: Evenes, 168183 av 22. februar 2013* og rapporten: *Resultatrapport PFC i biota – oppdragsnr. 168182 av 27. november 2012*, og begge tar for seg PFC i biota rundt de fem ovennevnte flyplasser. Undersøkelsene er av fisk, skalldyr, vannprøver og sediment, og påviser PFOS ved de fleste av flyplassenes nærområder, mens PFOA kun er påvist i liten grad.

Fra 2007 har det vært forbudt å produsere brannslukkingsskum /-kjemikalier som inneholder PFOS som igjen er en av de mest stabile av PFC-forbindelsene. Etter juli-2011 er det forbudt å benytte brannslukkingsskum /-kjemikalier som er produsert før 2007 og som inneholder PFOS. Påvisning av PFOS i miljøet rundt flyplassene skyldes antakelig utsig fra brannøvningsfeltene ved/på flyplassene. PFOS er en stabil forbindelse og utvaskingen fra grunnen er en svært sakte prosess som må forventes å vedvare i mange år framover.

Miljøet får likevel ny tilførsel av PFC-forbindelser selv etter forbudet for brannskum, fordi disse stoffene er å finne i svært mange produkter. Dette er funnet i bl.a. tekstiler, impregnering og rengjøringsmidler. I tillegg er kommunale avløp og deponier store kilder av PFC-forbindelser (også PFOS) ut til miljøet. PFOS og PFOA har negative helseeffekter i megadoser og det arbeides aktivt for å redusere utslippene av PFC-forbindelsene. Etterhvert erstattes disse kjemiske forbindelsene av andre og mindre skadelige komponenter, slik at tilførsel til miljøet begrenses.

Mattilsynets rolle

Mattilsynet kan gå ut med advarsel/kostholdsråd dersom innholdet av fremmedstoff/kontaminant i undersøkte matvarer overskrider de grenseverdier som er fastsatt for matvaren, eller som kan beregnes ut fra et fastsatt maksimalt inntaksnivå. Virksomheter har selv ansvar for at produktene deres er trygge, og Mattilsynets advarsel/kostholdsråd er for at fritidsfiskere skal unngå matvarer, også fisk og skalldyr, fra områder som er forurensset.

Mattilsynets grunnlag for vurderinger

Det er ikke fastsatt grenseverdier for fluorforbindelsene PFOS i mat, her i ferskvannsfisk og sjømat. EFSA (European Food Safety Authority) ga i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFOS (og PFOA) – *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), Perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts – Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain – The EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131* av 21. februar 2008, der det ble etablert et tolerabelt daglig inntak (TDI) for PFOS på 0,15 µg/kg kroppsvekt (BW). For en person på 70 kg, blir det 73,5 µg PFOS per uke. Det normale inntaket (volum) av fisk og fiskeprodukter (inkludert skalldyr) per uke som undersøkelsen *Norkost 2010 – 2011* viser, gir et samlet inntak på 714 g (inkl. SD). Selv om hele inntaksvolumet av fisk og fiskeprodukter er fra de filetene med høyest innhold av PFOS (unntak nevnte lokasjon ved Kjevik lufthavn), vil TWI ikke overstiges. Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen.

Inntak av fisk og skalldyr, særlig ferskvannsfisk og skalldyr, blir oftest noe sesongbetont. Om sommer og tidlig høst har de fleste et høyere inntak av fiskefilet og skalldyr enn resten av året, slik at et noe forhøyet inntak i den perioden jevner seg ut med et lavere inntak resten av året.

EFSA-rapporten har også undersøkt både drikkevann og overflatevann i Europa (og Asia). For drikkevann er de analyserte verdiene rapportert som svært lave eller under deteksjonsgrense. Drikkevann er estimert til å bidra med mindre enn 0,5 % av samlet eksponert mengde, og regnes derfor som neglisjerbar. Overflatevann kan inneholde noe eller lite PFC-forbindelser, men det er ikke rapportert om nevneverdige nivåer. Eksempler fra analyser av forskjellige matprodukt som f. eks. i Multi City Study (3M Company, 2001) som tar for seg ti landbruksprodukter (kjøtt, egg, vegetabilier). Der ble det kun registrert lave verdier av PFOS i noen melkeprøver og en rå biff. Andre studier viser samme trend, med kun et fåtall prøver der det er registrert PFOS og da i helt små mengder. De fleste studiene er utført i tett befolkede områder i Europa, USA og Canada. Det er stort sett nær punktkilder / spesifikke utslipp at PFOS registreres i Norge, og vann i seg selv er ikke regnet som problemområde.

Mattilsynets vurderinger

Høyeste analyserte verdi av fiskefilet fra Lavangsvatnet ved Evenes viser 62 µg/kg PFOS, med en snittverdi for vannet på 37,2 µg/kg PFOS. Fra Langevatnet ved Flesland er høyeste verdi 59 µg/kg PFOS. I en liten bekk ved Kjevik er det målt i 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, i 3-pigg stingsild 1700 µg/kg PFOS og i skrubbe 1000 µg/kg PFOS. Det er også målt høye verdier i lever fra røye og ørret ved flere flyplasser, men siden vi normalt ikke spiser innvoller fra selvfangst av disse artene er lever ikke vurdert. Mattilsynet har vurdert resultatene for fiskefilet, skalldyr og drikkevann med vekt på innhold av PFC-forbindelsen *perfluoroktylsulfonat (PFOS) (og perfluoroktylsyre (PFOA))*.

Tromsø lufthavn (Langnes)

Analysene av fisk og skjell viser ved Tromsø lufthavn ikke påvist kvantifiserbare mengder av PFC-forbindelsene. Her er det eneste miljøet rundt store flyplasser som ikke synes forurensset med PFOS eller de andre PFC-forbindelsene

Harstad/Narvik Lufthavn (Evenes)

Her er det påvist PFOS i filet og lever fra røye i Lavangsvatnet. Selv om leveranalysene påviser PFOS, er lever fra ferskvannsfisk ikke regnet som mat. Snittverdien av PFOS fra målingene i filet fra røye fra Lavangsvatnet er 37,2 µg/kg, som likevel vil gi et opptak som blir godt under TWI og kan tangere eller så vidt overskride TDI. Om en legger til grunn Norkost 3-undersøkelsens antatte inntaksvolum, overskrides ikke PFOS-verdiene TWI. Det er likevel svært tydelig at Lavangsvatnet spesielt tilføres PFC-forbindelser, og utsig fra grunnen fortsetter selv etter forbudet om bruk i brannskum. Ved en markert økning av nivået, kan kostholdsråd for Lavangsvatnet bli aktuelt. For Langevatnet ved samme lufthavn anses verdiene av PFOS som moderate til lave i mattrygghetssammenheng.

Bergen lufthavn (Flesland)

Analysene fra Langevatn (ferskvann) gir også her verdier av PFC-forbindelser, med opptil 59 µg/kg PFOS i filet fra ørret. Resultatet viser en tilførsel av PFOS som lekker ut i vannet. De målte verdiene fra fiskefilet ville gi et opptak som er under TWI, men vannet er inne på selve flyplassområdet og allmenheten har ingen adgang der. Det er ellers kun påvist forekomst av PFC-forbindelser i noen fisk- og skjellprøver fra sjøen i nærområdet til flyplassen.

Haugesund lufthavn (Karmøy)

Haugesund lufthavn har laveste påvisning av PFOS som er undersøkt i denne studien, og det er kun registrert lav påvisning av PFOS i lomre og skrubbe.

Kristiansand lufthavn (Kjevik)

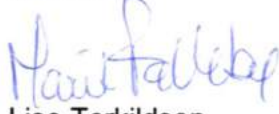
Det er her de høyeste verdiene av PFOS er målt i 9-pigg stingsild, 3-pigg stingsild og iskrubbe som er fangstet i en bekk som renner fra et gammelt brannøvingsfelt og videre ut i Topdalselva. På denne lokaliteten Hovedstasjon ferskvann – Topdalselva, viser analyser av 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, for 3-pigg stingsild 1700 µg/kg og av skrubbe (en blandingsprøve) 1000 µg/kg. Analyseverdier for innhold av PFOS i reker utenfor/ved utløpet av Topdalselva er påvist, med kun analyseresultater på 8,2 µg/kg PFOS. Den forurensede lokaliteten her ligger inne på flyplassen ved det gamle brannøvingsfelt, og allmenheten har ikke adgang til fiske her. Betydelige verdier av PFOS er registrert umiddelbart ved bekkens utløp til Topdalselva, ellers er små mengder registrert i fisk og skalldyr, men heller ikke her har allmenheten adgang til fiske.

Mattilsynets konklusjon

På bakgrunn av ovennevnte rapporter og gjennomgang vurderer Mattilsynet at mattryggheten er ivarettatt, og derfor er det ikke grunnlag for advarsel/kostholdsrad for filet av ferskvannsfisk eller sjømat på grunn av PFOS det er analysert for i undersøkelsene. Lever fra disse fiskeslagene regnes ikke som menneskeemat, og vurderes ikke selv om det er målt høye verdier.

Mattilsynet ser heller ikke behov for advarsler i forhold til PFOS i drikkevann og overflatevann i områdene rundt flyplassene som er undersøkt. Selv om det finnes tydelig forurensning i filet og lever fra røye og ørret av PFC-forbindelser på eller i umiddelbar nærhet av noen flyplasser, viser analyser av fisk og skalldyr stort sett lave verdier der allmenheten har adgang.

Med hilsen

for 
Lise Torkildsen
seksjonssjef

Kopi til:

Fiskeri- og kystdepartementet (e-post)
Klima- og forurensingsdirektoratet (e-post)

02 FEB 2015

Avinor AS
Postboks 150
2061 GARDERMOEN

Deres ref:
Vår ref: 2014/90780
Dato: 29.01.2015
Org.nr: 985 399 077

Attn: Bente Wejden

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



VURDERING AV PFAS I FISK VED AVINOR AS LUFTHAVNER ÅLESUND LUFTHAVN (VIGRA), SOGNDAL LUFTHAVN (HAUKÅSEN) OG FAGERNES LUFTHAVN (LEIRIN)

Avinor AS bedt Mattilsynet vurdere resultatene fra undersøkelser av polyfluorerte forbindelser (PFAS (PFC)) i sjø og bekker/vann ved lufthavnene Ålesund lufthavn (Vigra), Sogndal lufthavn (Haukåsen) og Fagernes lufthavn (Leirin). Undersøkelsene er utført på skjell og fisk i sjø, samt fisk fra ferskvann.

Sweco Norge AS har fått utført undersøkelsene for Avinor AS ved de tre lufthavnene. Ingen detaljert resultatrapport er mottatt, men analyseresultater fra de forskjellige områdene er oversendt som datafiler. På grunnlag av det mottatte datamaterialet fra undersøkelsene har Mattilsynet vurdert om advarsler (kostholdsråd) er nødvendig for angjeldende område. Fisk og skjell er analysert for summen av polyfluorerte forbindelser (PFAS) og resultatene er oppgitt som sum PFAS i µg/kg våt vekt (v.v.). All den tid perfluoroktylsulfonat (PFOS) utgjør det hovedinnholdet av summen av PFAS, benyttes sum PFAS som er oppgitt fra ASL som mål for forurensingen fra brannøvsområdene (etc.) rundt de tre flyplassene.

Det er rundt flyplasser der det i lang tid har vært hyppige øvelser i brannslukking vi finner de høyeste verdiene av PFAS-forbindelser. Påvisning av PFOS i miljøet rundt flyplassene skyldes antakelig utsig fra (de gamle) brannøvsfeltene ved/på flyplassene. PFOS er en stabil forbindelse og utvaskingen fra grunnen er en svært sakte prosess som må forventes å vedvare i mange år framover. Fra 2007 har det vært forbudt å produsere brannslukkingsskum /-kjemikalier som inneholder PFOS som igjen er en av de mest stabile og betenkelige av PFAS-forbindelsene. Etter juli-2011 er det forbudt å benytte brannslukkingsskum /-kjemikalier som er produsert før 2007 og som inneholder PFOS. Etterhvert erstattes disse kjemiske forbindelsene av andre og mindre skadelige komponenter slik at tilførsel til miljøet begrenses. Det antas at PFOS hovedsakelig blir tilført mennesker via sjømat og ferskvannsfisk.

Miljøet som helhet får likevel ny tilførsel av PFAS-forbindelser selv etter forbudet for brannskum, fordi disse stoffene er å finne i svært mange produkter. Dette er brukt i bl.a. tekstiler, impregnering og rengjøringsmidler. I tillegg er kommunale avløp og deponier store kilder av PFAS-forbindelser (også PFOS) ut til miljøet. PFOS og PFOA (perfluoroktylsyre) har negative helseeffekter i mega-doser og det arbeides aktivt for å redusere utslippene av alle PFAS-forbindelsene. PFOS utgjør hovedmengden av summen av PFAS-forbindelsene som er oversendt for vurdering.

Mattilsynet
Seksjon sjømat

Saksbehandler: Harald Nordås
Tlf: 22 40 00 00
Besøksadresse: Ullevålsveien 76, Oslo
E-post: postmottak@mattilsynet.no
(Husk mottakers navn)

Postadresse: Postboks 383
Felles postmottak, Postboks 383
2381 Brumunddal
Telefaks: 23 21 68 01

www.mattilsynet.no

Mattilsynets konklusjon av undersøkelsen

På grunnlag av oversendte dokumentasjon av undersøkelser av skjell og fisk ved flyplassene, har Mattilsynet vurdert og konkludert følgende:

Ålesund lufthavn, Vigra:

Ingen advarsel for skjell, rødspette og torsk.

Sogndal lufthavn, Haukåsen:

ADVARSEL: Ikke spis bekkørret fra Eitregilbekken pga. betydelig innhold av polyfluorerte forbindelser (PFAS) med vekt på perfluoroktylsyre (PFOS)

Fagernes lufthavn, Leirin:

Leirin 1:

ADVARSEL: Ikke spis abbor fra lokasjonen Leirin 1 pga. betydelig innhold av polyfluorerte forbindelser (PFAS) med vekt på perfluoroktylsyre (PFOS)

Ingen advarsel er nødvendig for ørret fra lokasjonen Leirin 1.

Leirin 2:

ADVARSEL: Ikke spis abbor fra lokasjonen Leirin 2 pga. betydelig innhold av polyfluorerte forbindelser (PFAS) med vekt på perfluoroktylsyre (PFOS)

For lite prøver av ørret for vurdering fra lokasjonen Leirin 2.

Mattilsynets rolle

På bakgrunn av vitenskapelig vurdering av helsemessig risiko, må Mattilsynet vurdere tiltak for å verne forbrukerne. For geografiske områder hvor enkelte matvarer har høyt innhold av miljøgifter blir det anbefalt inntaksbegrensinger via advarsler (tidligere kostholdsråd).

Mattilsynet kan gi advarsel dersom innholdet av fremmedstoff/miljøgifter i undersøkte matvarer overskrider de grenseverdier som er fastsatt for matvaren. Det kan også gis advarsler dersom inntaket av fremmedstoff/miljøgifter overstiger maksimalt daglig inntak (TDI) eller maksimalt ukentlig inntak (TWI), som inngår i kalkulasjonen som inkluderer alle matvarer. Virksomheter som fisker og/eller produserer sjømat har selv ansvar for at produktene deres er trygge, og Mattilsynets advarsel er for at fritidsfiskere skal unngå matvarer, også fisk og skalldyr, fra områder som er påvist forurensset.

Mattilsynets grunnlag for vurdering

Prøvematerialet fra denne undersøkelsen er analysert av ALS Laboratory Group Norway AS (ALS). Det er analysert fisk fra ferskvann, samt fisk og skjell sjø. Områdene som er valgt antar en kunne være forurensset med PFAS-forbindelser fra brannøvingsfelt (..m.m.). De fleste brannøvingsfelt som lekker ut til terreng og vann/sjø er nedlagte og betydelig opprensning er utført.

Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelsen PFOS 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 PFAS-forbindelsen PFOS på 0,15 µg/kg kroppsvekt (BW). Inntaket av PFOS antas i hovedsak å komme via fisk og fiskeprodukt, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere og kjente utslipp. Vurderingen her baseres på at et normalt volum for inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (*Norkost 2010 – 2011*) blir inntatt. 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).

Ved Ålesund lufthavn (Vigra) er det analysert prøver av albuskjell og hjerteskjell fra lokalitetene Roaldstranda og fra ytre og indre Blindheimsvika, samt analysert prøver av torsk og rødspette fra lokaliteten BØF 1. Her er analyseverdiene for PFOS (PFAS) lave i alle skjell- og fiskefiletprøver. Et unntak er prøve av en skrubbe i indre Blindheimsvika med analysert verdi på 116,4 µg/kg v.v. Det er ikke oppgitt hva på fisken som er analysert, og blir ikke med i vurderingen.

Ved Sogndal lufthavn (Haukåsen) er det analysert prøver av bekkørret fra lokaliteten Eitregilbekken. Analyseresultatene av filet (muskel) av bekkørret spriker mye, og viser en snittverdien for PFOS (PFAS) i filet fra individprøver på 91,6 µg/kg v.v. Filet fra 10 blandprøver viser her et snitt for PFOS(PFAS) på 197,5 µg/kg v.v.

Ved Fagernes lufthavn (Leirin) er det fra lokalitetene Leirin 1 og 2 analysert filetprøver av ørret og abbor.

Leirin 1:

Innholdet av PFOS (PFAS) filet av ørret fra Leirin 1 viser lave verdier på 12,3 µg/kg v.v. Det er litt over anbefalt, men noen «slengere» drar snittet noe opp, men ingen advarsel er nødvendig. Analyseresultatene for filet av abbor viser betydelig høyere verdier med et snitt på 20,4 µg/kg v.v. og advarsel er nødvendig for abbor her.

For abbor ved lokaliteten Leirin 2 viser analyseresultatene av filet et snitt på 124 µg/kg v.v. for PFOS (PFAS). Her er det nødvendig med advarsel.

For ørret er det fra Leirin 2 for lite prøvemateriale til å vurdere innholdet av PFOS (PFAS).

Analyseresultatene viser svært varierende verdier. Høye analyseverdier av PFAS i fisk blir her påvist i bekker og ferskvann der fortynningen er lav. Sjøvann har en betydelig større fortynningseffekt for PFAS enn ferskvann pga. volum. En eventuell utlekking til sjø blir oftest liten og helt lokal.

Mattilsynet har vurdert alle analyseresultatene av fiskefilet og skjell opp mot mattrygghet. Lever er ikke vurdert pga. av at det er en generell advarsel fra Mattilsynet. Advarselen gjelder lever fra all fisk ved selvfangst langs hele kysten og inkluderer ferskvann/innsjøer.

Mattilsynets vurdering og konklusjon

Sjøområdene ved Ålesund lufthavn (Vigra) viser svært beskjedne mengder av polyfluorerte forbindelser (PFAS). Sjøen har betydelig fortynningseffekt, samt at det kan være beskjeden utlekking fra brannøvingsfeltene her. Ingen advarsel er nødvendig for området her.

Ved Sogndal lufthavn (Haukåsen) bør ingen fiske, og heller ikke spise bekkørreten fra Eitregilbekken. Det er tydelig utlekking av PFAS-forbindelser til bekken. Mattilsynet vil advare mot å spise ørreten fra denne bekken. Siden dette er en liten og lokal forurensing med kjent opphav, vil Mattilsynet ikke legge resultatet ut som advarsel på *matportalen.no*. Som en mindre og lokal forurensing opptil flyplassen, oppfordrer Mattilsynet Avinor AS til å skilte med advarsel for hele Eitregilbekken.

Resultatene ved Fagernes lufthavn (Leirin) er noe sprikende med noen enkeltstående svært høye verdier av PFAS (PFOS). Ved lokaliteten Leirin 1 er analyseresultatene for filet fra ørret lave og ingen advarsel her er nødvendig. Men for filet av abbor er advarsel nødvendig.

For filet av abbor ved lokaliteten Leirin 2, er resultatene høye og en advarsel er nødvendig. Filet av ørret er ikke vurdert pga. for lite prøvemateriale.

Siden dette er lokal forurensing opptil flyplassene, oppfordrer Mattilsynet Avinor AS til å skilte med advarsel ved lokalitetene der advarsel er nødvendig.

Vurderingen av analyser av fisk (og litt skjell) ved de tre lufthavnene, gir resultat for: bekkørret fra Eitregilbekken ved Sogndal lufthavn, og for: abbor ved Fagernes lufthavn. Rundt Ålesund lufthavn er ingen advarsel er nødvendig for torsk og rødspette, samt skjell pga. polyfluorerte forbindelser (PFAS).

Med hilsen



Lise Torkildsen
Seksjonssjef

Kopi til:

Miljødirektoratet (e-post)
Nærings- og fiskeridepartementet (e-post)