

AVINOR AS

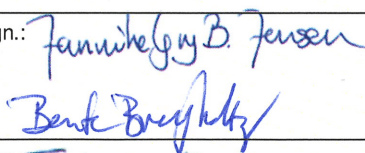
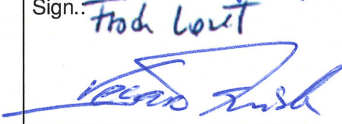
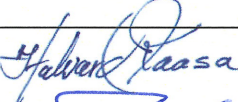
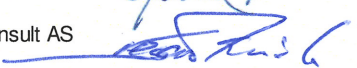
HAUGESUND LUFTHAVN, KARMØY

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-27



Haugesund lufthavn, Karmøy. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-04-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 27. juni 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA Haugesund lufthavn, Karmøy			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, sedimenter, vann og marin biota ved Haugesund lufthavn, fra perioden 2011 til 2015. Rapporten beskriver også restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp og miljøtilstand, samt risiko knyttet til menneskelig helse som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 220 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 40 kg PFAS (i hovedsak fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til marint miljø rundt Haugesund lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen totalt ca. 8-16 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Mattilsynet har vurdert analyser av fiskekjøtt, og har konkludert med at mattryggheten er ivaretatt og at det derfor ikke er grunnlag for advarsel/kostholdsråd for filet av fisk fra marint område ved Haugesund lufthavn. Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert blandprøver av fiskekjøtt og av zooplankton, samt diverse individprøver av ulike muslinger. Det ble påvist PFAS (hovedsakelig PFOS) i noen av muskelprøvene av lomre og skrubbe, tilsvarende kategori II-III (<i>God til Moderat miljøtilstand</i>). Det er sannsynlig at spredning av PFAS fra Haugesund lufthavn ikke gir skade på de undersøkte artene og heller ikke på tilgrensende økosystem. Liten restmengde av PFAS på flyplassområdet er med og støtter denne antagelsen.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-12	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-06-10	Innarbeidet jord/vann og spredningsvurderinger	VK
B7	2016-05-13	Revidering av jord/vann og spredningsvurderinger	VK
J8	2016-06-27	Endelig versjon	JJE
Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa (red.), Vegard Kvisle		Sign.: 	
Kontrollert av: Frode Løset / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS		Sign.: 	
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS Janicke Garmann / Norconsult AS		Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS  Vegard Kvisle / Norconsult AS 	

Forord

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

For å skaffe 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). Nivået for innsamling av biologisk materiale er bestemt av Avinor.

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 i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge, med bistand fra Buskerud Dykkerservice og båtfører Nils Bjarne Stava fra Åkrehamn Fartøyvernforening. 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 og med risikovurdering i forhold til mennesker. Sweco har også stått for sluttredigering av rapporten.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

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

Norconsult:

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

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

27. juni 2016

Innhold

1	Innledning	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	14
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier	18
3.1	Miljømål	18
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	18
4	Metode resultatvurdering	19
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	19
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	20
4.3	Spredningsvurdering.....	21
4.3.1	Generelt.....	21
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	21
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	22
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient .	23
4.4	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.4.1	Bioakkumulering	24
4.5	Vurderinger av matbiota.....	26
5	Områdebeskrivelse	27
5.1	Beliggenhet og omgivelser	27
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	28
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	28
5.2.2	Gammelt brannøvingsfelt, BØF B	28
5.2.3	Aktivt brannøvingsfelt, BØF A	29
5.2.4	Andre PFAS-lokaliteter	30
5.3	Utførte tiltak	30

5.3.1	Oljeutskillere og sandfang.....	30
6	Undersøkelser	31
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	31
6.2	Jord.....	31
6.2.1	Nedlagt brannøvingsfelt, BØF B	31
6.2.2	Aktivt brannøvingsfelt, BØF A.....	32
6.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	32
6.3	Sedimenter	34
6.4	Vann.....	34
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	42
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota	47
7	Spredningsvurdering.....	48
7.1	Innledning	48
7.2	BØF A – det aktive brannøvingsfeltet.....	50
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	50
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF A.....	51
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF A.....	52
7.3	BØF B – det nedlagte brannøvingsfeltet	53
7.3.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	53
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF B.....	53
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF B.....	55
7.4	Øvrige PFOS-lokaliteter.....	56
8	Oppsummering	57
8.1	Jord og vann	57
8.2	Restmengder i jord og spredning.....	58
8.3	Biota	58
8.4	Mattrygghet	58
9	Referanser	59

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

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 Haugesund lufthavn, Karmøy (heretter omtalt som «Haugesund lufthavn»). Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter 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 ble avsluttet innen utgangen av 2015, og miljøarbeidet ble overført til driftsorganisasjonen.

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

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

vurdering av konsekvens for økosystemene rundt en del av lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver utvidet.

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 Haugesund lufthavn er det gjennomført analyse av fisk, muslinger og zooplankton fra marint miljø utenfor brannøvingsfeltene, i tillegg til muslinger fra referansestasjon i Skudeneshavn. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013 og 2014.

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

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)}	Perfluorononaic 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 produktenes

vann- og smussavstøtende egenskaper. Stoffene brukes eller har vært brukt blant annet i brannskum, hydraulikkoljer, plantevernmidler, rengjøringsmidler, elektronisk utstyr, teflonbelegg, matemballasje, skismøring, samt i tekstiler og tepper.

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

Tidligere var PFOS-holdig brannskum den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Foruten PFOS, er det PFOA, 6:2 FTS, PFHxS og PFBS som hovedsakelig assosieres med brannskum. Klif (nå Miljødirektoratet) har utarbeidet en handlingsplan for å redusere forbruket og utslippene av PFAS, og blant annet ble PFOS i brannskum regulert i Norge i 2007 og PFOA i 2014. Avinor faset ut sin bruk av PFOS-holdig brannskum 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, 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 miljømatrikser styres av komplekse interaksjoner mellom matriksens egenskaper (f.eks. ionebytter) og stoffenes struktur og molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingsegenskaper og transport ikke kan benyttes.

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Haugesund lufthavn, Karmøy

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

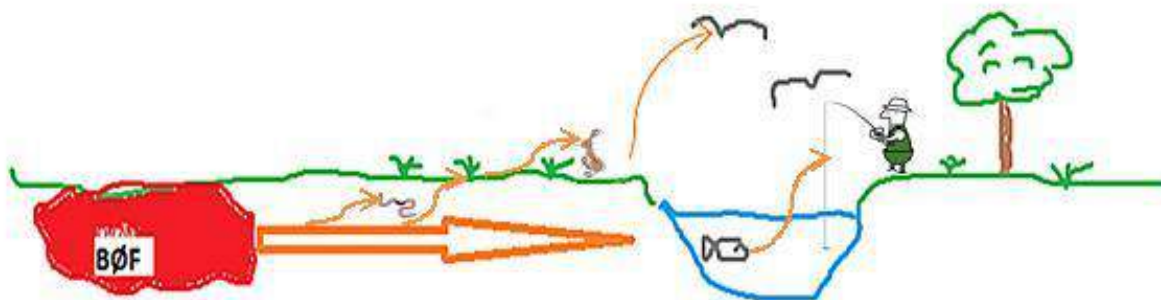
for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

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

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

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

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

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. TDI⁶ er verdien for livslangt tolererbart daglig inntak (μg stoff/kg kroppsvekt/dag) av et spesifikt stoff. TDI-verdien bestemmes normalt på bakgrunn av studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, og observasjoner av når skadelig påvirkning på organismene inntreffer, inkludert en sikkerhetsfaktor (KLIF, 2012).

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanndirektiv at et bidrag på inntil 10 % av 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»⁷ av ulike PFAS, og også i kombinasjon med eventuelle andre miljøgifter. Det foreligger svært lite forskning rundt dette, men den generelle utviklingen for klassifisering av miljøgifter i samfunnet er at de ofte anses som mer farlige etter hvert som kunnskapsnivået øker, slik at anbefalt TDI reduseres med tiden. En dokumentasjon av dette ligger i artikkelen til Grandjean and Budtz-Jørgensen (2013) der det hevdes at nåværende grense for drikkevann er flere hundre ganger for høy i forhold til effekter på immunsystemet hos mennesker.

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

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

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

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹¹, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste

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

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

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

¹¹ TS - tørrstoff

klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3.

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

Det estimeres hvor mye PFOS og PFAS som er brukt totalt på brannøvingsfeltene basert på forbruksdata fra perioden 2001-2011. For perioden før 2001 er det antatt samme årlig forbruk som i perioden etter 2001. Denne beregningen er basert på forbruksdata av brannskum brukt i forbindelse med øvelser på Avinors flyplasser, samt %-innhold av PFOS/PFAS i skummet (se avsnitt 5.2.1).

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen. I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilen i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet

blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet ($\mu\text{g/kg}$).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

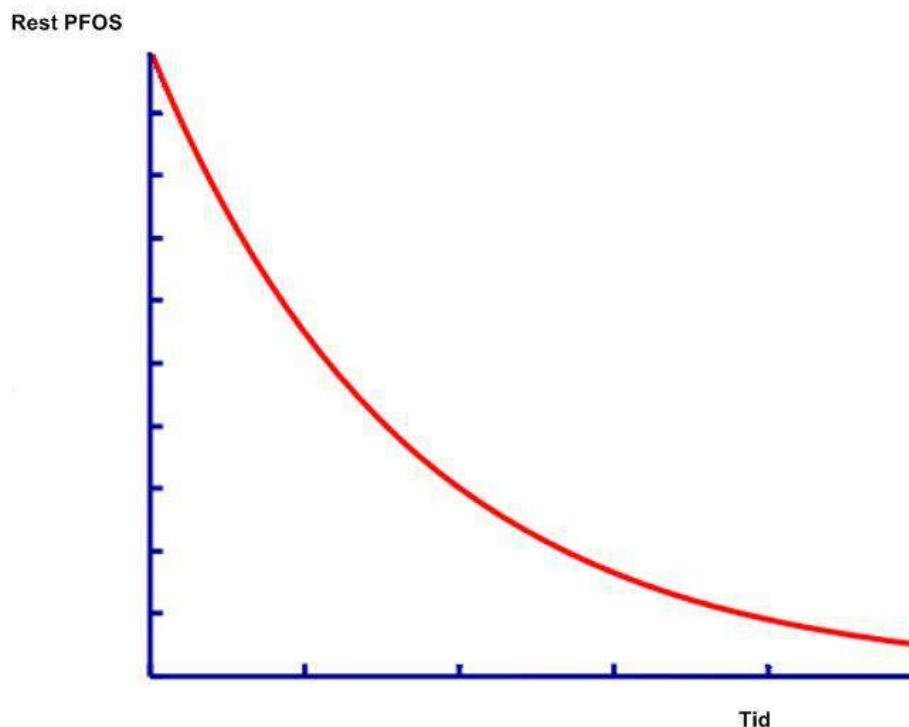
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

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

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

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

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

4.4 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.

4.4.1 Bioakkumulering

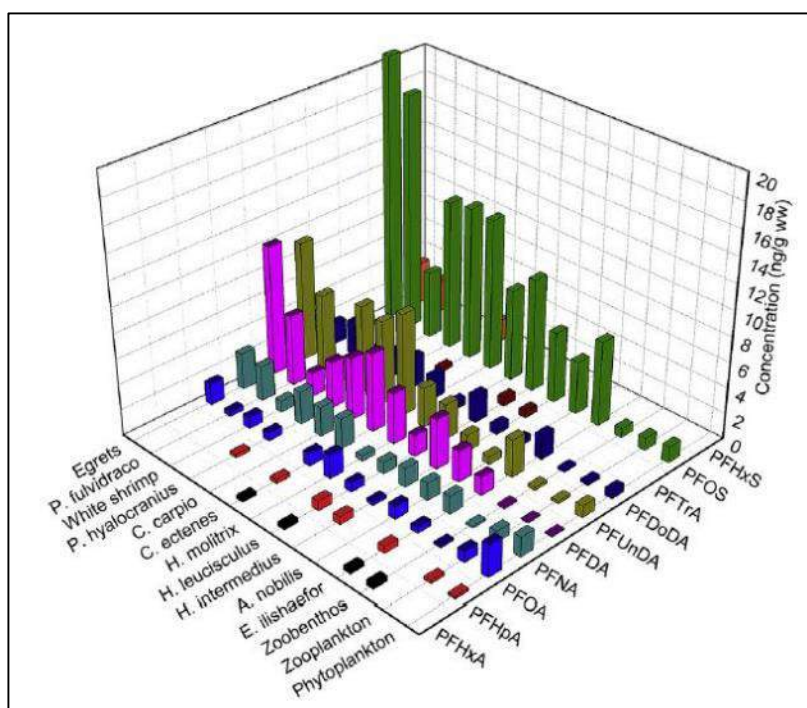
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

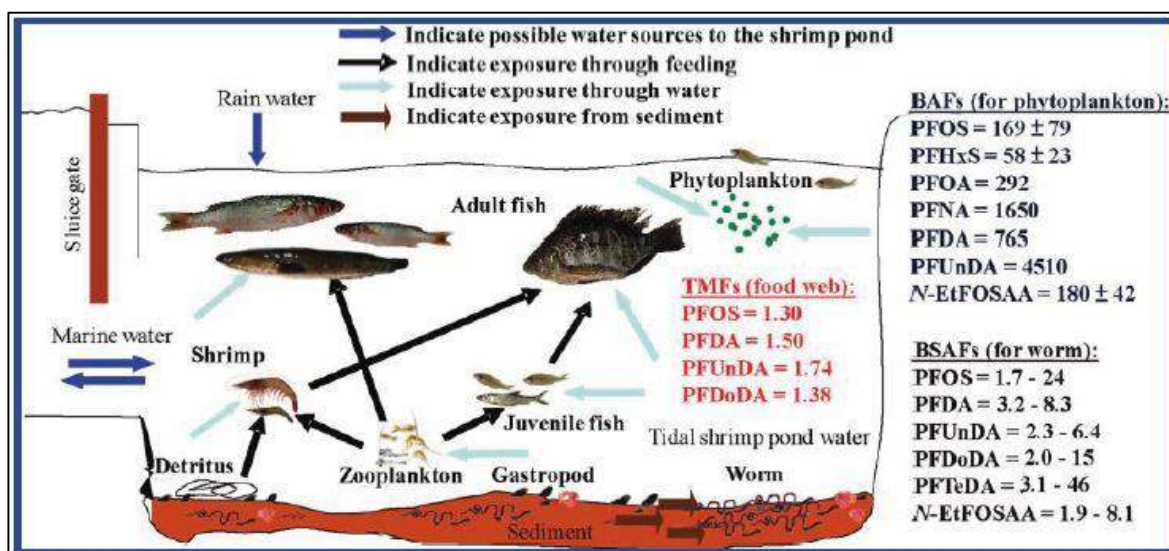
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (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 4-2, og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fyttoplankton, 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 fyttoplankton, 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 4-3). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) $1,7 - 24$ ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



Figur 4-2. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS-forbindelser, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu *et al.* (2014).



Figur 4-3. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMFs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS-forbindelser i biota fra «the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong». Figuren er hentet fra Loi et al. (2011).

4.5 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner.

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 (pr uke) inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (Norkost 2010 – 2011) (Mattilsynet 2015a). Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen)» (Mattilsynet, 2015b).

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

5 Områdebeskrivelse

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

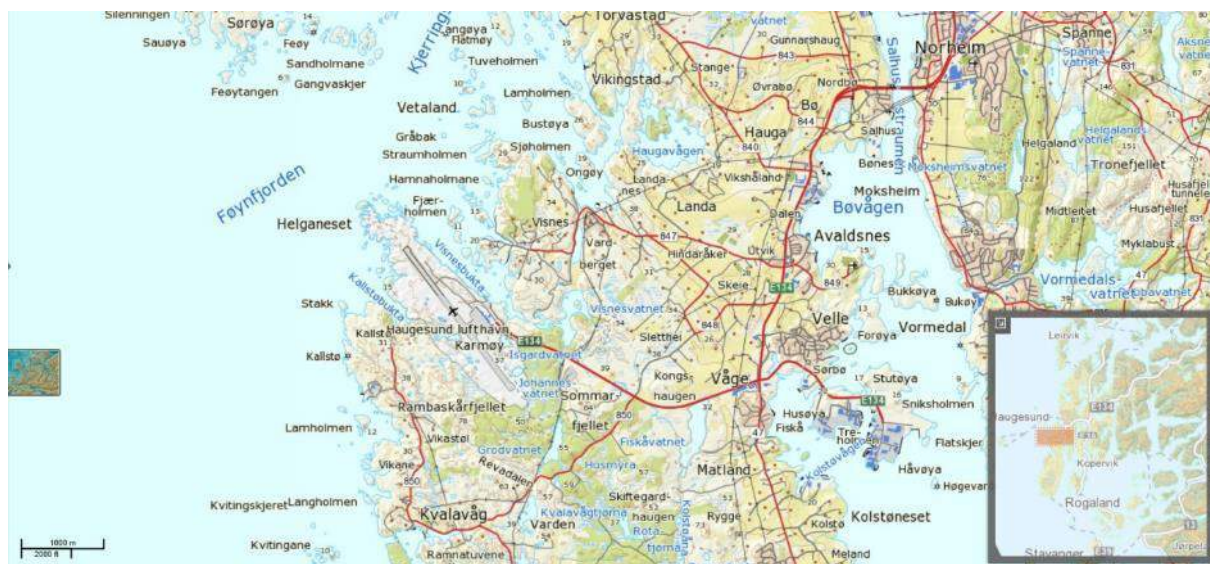
5.1 Beliggenhet og omgivelser

Haugesund lufthavn, Karmøy, ligger i Haugesund kommune, ca. 10 kilometer sør for kommunesenteret Haugesund i Rogaland (se Figur 5-1). Lufthavnen ble åpnet i 1975 og eiendommen eies av Avinor.

Rullebanen ligger i retning vest-nordvest til øst-sørøst. Rullebanen og oppstillingsplattformen er anlagt på en steinfylling på fjell. Rullebanen ligger 250 - 350 m fra Visnesbukta og oppstillingsområdet ligger ca. 300 m fra fjorden.

Lufthavnen ligger på et nes i et område som har variert topografi (knauser) med mye bart, utsprengt fjell. Den ligger værutsatt til, med Nordsjøen ved enden av rullebanen. Rullebanen er anlagt direkte på en steinfylling på fjell, mens det på sidearealene er anlagt med et topplag med torvjord. Grunnvann forekommer i fyllmassene.

Det er ingen opplysninger om spesielle områder med naturvern i nærhet av flyplassen, men i en radius av ca. 1 km ligger det flere registrerte naturtyper, derav marine skjellsandområder og kystlynghei. Det er også registrert flere områder med artsforkomster i samme sektoren. Noen av artene her er hjort, vade-, måke- og andefugl, orrfugl og spurvefugl. Det er registrert flere fuglearter med status i Rødlisten på flyplassområdet og i nærområdet, blant annet vipe, storspove, tornirisk, bergirisk, tornskate, hønsehauk og hubro (www.naturbase.no). Klimaet ved Haugesund er påvirket av Sognefjorden, med et mildt kystklima.



Figur 5-1. Beliggenheten av Haugesund lufthavn, Karmøy. Kartkilde: www.norgeskart.no

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

5.2.1 Historisk bruk av brannskum

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

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

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

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

Haugesund lufthavn har et nedlagt brannøvingsfelt som ligger i en liten dal, vest for terminalbygget (se **Feil! Fant ikke referansekilden.**). Brannøvingsfeltet ble satt ut av drift rundt 2004, og det ble da etablert et nytt brannøvingsfelt som ligger omtrent 500 m nordvest fra terminalen.

5.2.2 Gammelt brannøvingsfelt, BØF B

Det gamle brannøvingsfeltet ligger vest for terminalbygget i en liten dal. Avstanden mellom rullebanen og brannøvingsfeltet er cirka 160 meter. Brannøvingsfeltet ligger ca. 80 meter vest for JET A1 tankanlegget, hvor avløpet renner via overvann og grunnvann mot brannøvingsfeltet.

Brannøvingsfeltets areal, inklusive arealet påvirket av virksomheten, er cirka 7.200 m², og sentrum av det gamle brannøvingsfeltet kan lokaliseres visuelt.

Brannøvingsfeltet er bygd på et myrområde hvor det er fylt på med forskjellige fyllmasser. Undergrunnen består av et tynt grus- og pukklag med jord. De dypere liggende fyllingene har en dybde på 1 – 3 meter. I sentrum av brannøvingsfeltet består disse massene av jord og steinfylling. Den sørvestlige delen av myra er utfyllt med nå delvis nedbrutte avfallsmasser fra lufthavndriften.

Løsmassene består generelt av oppfylte masser av blokker, sprengstein, sand, grus og blokk. Fyllmassene er ofte blandet med avfall som byggavfall, tegl, trevirke, jernskrot, plast, asfalt, snøfreserbørster, oljeholdige masser osv.

Dette feltet var i bruk frem til 2004. Det er anslått at det er brukt ca. 220 kg med PFOS og 7 kg PFAS på BØF B.

5.2.3 Aktivt brannøvingsfelt, BØF A

Det aktive brannøvingsfeltet ligger ca. 500 m nordvest for terminalen (Figur 5-2). Arealet er omtrent 5.200 m². Feltet ligger ca. 40 m fra sjø, på et plant område, 14-15 moh. Den sentrale delen er asfaltert (ca. 1.300 m²). På den østlige siden av feltet er det etablert en oljeutskiller med flere kamre.

Undergrunnen består av et tynt oppfyllingslag (komprimert grus- og pukklag) over fjell.



Figur 5-2. Haugesund lufthavn med relevante stedsangivelser.

Dette feltet ble oppført etter at det gamle brannøvingsfeltet ble tatt ut av drift i 2004 og er fortsatt i aktiv bruk. Det er anslått at det er brukt ca. 30 kg med PFAS på BØF A.

Det aktive brannøvingsfeltet skal fortsatt være i bruk. Området er avstengt for allmenn ferdsel og det er kun adgang for voksne som er ansatt hos AVINOR. Bruken vil begrenses til lagringsplass med varighet av oppholdstid av ca. 5 timer per uke.

5.2.4 Andre PFAS-lokaliteter

Det er ikke kjent at det er gjennomført øvelser med brannskum utenfor brannøvingsfeltene. Det skal heller ikke være gjennomført vasking av biler utenfor vaskehall. I vaskehall blir vann ført til oljeutskiller og videre til septiktank og sjø.

Ved trening og innstilling av skumbildet fra skumkanon skal det kun benyttes vann. Erfaring tilsier imidlertid at skum kan forekomme da det kan være rester av skum i slangesystem o.l., samt dersom skummet ved en forglemmelse ikke stenges for. Slike hendelser kan også ha funnet sted ved Haugesund lufthavn. Dersom slike hendelser skjer utenfor brannøvingsfelt(ene) vil PFAS-forbindelser spres til ulike deler av lufthavnen utilsiktet. Det opplyses fra lufthavnen at slik aktivitet er forbeholdt brannøvingsfeltene, i hvert fall de seneste 10-15 årene.

Det er registrert to nedlagte søppelfyllinger/deponier på lufthavnens område. Det ene er i nord på østsiden av rullebanen mens det andre er rett ved siden av det nedlagte brannøvingsfeltet, se Figur 5-2. Det forekommer ikke noe ytterligere informasjon om disse deponiene i Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase.

Det er dedikerte områder for avising på lufthavnen. Disse ligger mellom lufthavnens bygninger og rullebanen, se Figur 5-2.

I brønnen MB2 ved midtre snødeponi er det påvist lave PFOS-konsentrasjoner.

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.

Det er utført rengjøring av brannbiler som har vært i bruk før bytte fra AFFF til F-fritt skum. Promitek anbefalte våren 2014 tømning og rengjøring av oljeutskilleranlegget i tilknytning til BØF samme vår for å redusere spredning av PFAS.

5.3.1 Oljeutskillere og sandfang

Det er oljeutskiller i tilknytning til det aktive brannøvingsfeltet ved Haugesund lufthavn, Karmøy. Denne samler overvann fra feltet og ender med utløp i sjøen.

Det er også oljeutskiller som er knyttet til vaskehall hvor biler og utstyr blir vasket. Vann fra oljeutskilleren ledes til septiktank og deretter til avløpsvann til sjø. Utløpsvann fra denne oljeutskilleren er ikke prøvetatt for PFAS-forbindelser.

6 Undersøkelser

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

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser ved alle Avinors lufthavner i perioden 2011 – 2013. Forurensninger på brannøvingsfeltene var i fokus, og det ble utført en utvidet prøvetaking av masser i ulike dyp og avstand fra senter på brannøvingsfeltene, med særlig fokus på spredningsretning. Det ble etablert grunnvannsbrønner og supplert med vannprøver i grøfter, bekker og elver der dette var hensiktsmessig.

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

6.2 Jord

Det ble foretatt prøvetaking av jord ved Haugesund lufthavn i oktober 2011 og mai 2012. Prøvene ble analysert i samme måned. Resultatene av analyserte jordprøver er vist i kart vedlagt denne rapporten. Det er ikke tatt supplerende jordprøver i ettertid.

Fargekodene angitt i avsnitt 4.2 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

6.2.1 Nedlagt brannøvingsfelt, BØF B

I oktober 2011 ble det tatt 21 jordprøver fra tolv sjakter på det nedlagte brannøvingsfeltet.

PFOS-konsentrasjonene varierer mellom 8 – 17 700 µg/kg, se Tabell 6-1 og Tabell 6-2. Konsentrasjonene av PFOS ser ut til å være høyest i jordlag fra 20 cm dyp og ned, og er konsentrert rundt sentrum av øvingsfeltet. Det er her påvist moderat til sterk forurensning av PFOS mellom 439 – 17 700 µg/kg. I radius ut fra senteret av feltet er det kun påvist lave konsentrasjoner av PFOS, fra 3,2 – 42,4 µg/kg.

Naturlig avrenningsretning fra brannøvingsfeltet er mot sjø. Terrenget heller nedover mot sjøen fra øvingsfeltet, og overvann vil gå i denne retning, men vil hovedsakelig raskt gå ned i grunnen og følge grunnvannet. Basert på strømningsvurderinger, se kap. 7, vil den naturlige spredningsveien for grunnvann være nordover mot sjø. Det er imidlertid lagt et dreneringsrør fra brannøvingsfeltet (nøyaktig plassering av innløp er ikke kjent) som samler grunnvann ned til kum nærmere sjø i østlig retning fra brannøvingsfeltet. Denne kummen mottar også vann fra andre rørledninger før det går ut i bekk og ut i Visnesbukta.

6.2.2 Aktivt brannøvingsfelt, BØF A

Ved det nye feltet er det totalt tatt ti jordprøver fra topplag (0-10 cm).

PFOS og PFOA er enten ikke påvist, eller påvist i lave konsentrasjoner, se Tabell 6-3. Konsentrasjonene påvist av PFOS er mindre enn normverdien på 100 µg/kg i alle jord- og sedimentprøvene. Den høyeste verdien for 6:2 FTS er funnet i prøve BØF-NY-1 (212 µg/kg TS). Her er konsentrasjonen av 6:2 FTS vesentlig høyere enn for PFOS. I de andre punktene er det ikke påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS over 21,2 µg/kg. Sum PFAS er også høyest i prøve BØF-NY-1 (217 µg/kg). I alle andre overflate-/sedimentprøver er det funnet lave konsentrasjoner av sum PFAS (<32 µg/kg).

Øvrige PFAS-forbindelser som er påvist, omfatter PFBA som er påvist i tre av prøvene. Den høyeste konsentrasjonen, påvist i prøve BØF-NY-6, er imidlertid kun på 21,8 µg/kg.

6.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det ble i tillegg tatt én jordprøve et stykke nordvest for det aktive brannøvingsfeltet, prøve MD1. Dette stedet er registrert som fylling/deponi i Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase. Utover dette er det ingen informasjon om type deponi, alder, eller påviste forurensninger.

Det ble påvist lav konsentrasjon av PFOS i prøven MD1-2 som ble tatt (i dybde 20-120 cm), se Tabell 6-3. Denne forurensningen kan stamme fra materialer i fyllingen, da det ikke er kjent at det har foregått aktivitet med brannskum i dette området.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord på/ved nedlagt BØF (BØF B)

Parameter	Enhet	BØF-1-1	BØF-1-2	BØF-1-3	BØF-2-1	BØF-2-2	BØF-4-1	BØF-4-2	BØF-4-3	BØF-5-2	BØF-6-2	BØF-7-2	BØF-8-2	BØF-9-2	BØF-10-2
Dato		5.10.2011													
Dybde	cm	0-20	20-160	160-180	0-20	20-70	0-20	20-160	160-170	20-120	20-180	20-130	30-120	20-160	20-180
Jordtype		Pukklag	Sprengstein med sand, grus, søppel	Sand+grus med asfalt	Pukklag	Blokk+steiner, sand, grus	Pukklag	Sprengstein, sand, grus	Blokk med sand, steiner, grus, jernskrap, trevirke	-	Sprengstein med sand, leire	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Pukklag	Sand+grus med asfalt	Sprengstein, trevirke, asfalt, sand, grus
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	2,8	16	18	1,8	7,1	2,2	17	19	1,8	1,7	2,3	1,9	1,9	1,6
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	1020	17400	4180	439	839	738	4690	3510	42,4	21,7	15,8	3,2	8,0	24

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord på/ved nedlagt BØF (BØF B), forts.

Parameter	Enhet	DT 1-1	DT 1-2	DT 1-3	DT 2-2	DT 3-1	DT 3-2	DT 3-3
Dato		5.10.2011						
Dybde	cm	0-20	20-160	160-180	20-140	0-40	40-150	150-170
Jordtype		Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus	Sprengstein, pukkl, sand, grus
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,8	<1,6	<1,8	<2,1	<1,7	7,3	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	38,0	32,4	10,5	19,7	511	954	2390

Tabell 6-3. Analyseresultater fra jord ved aktivt BØF (BØF A)

Parameter	Enhet	BØF-NY-1	BØF-NY-2	BØF-NY-3	BØF-NY-4	BØF-NY-5	BØF-NY-6	BØF-NY-7	BØF-NY-8	BØF-NY-9	BØF-NY-10	MD 1-2
Dato		25.05.2012										05.10.2011
Dybde	cm	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	20-120
Jordtype		Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, pukkl (oppfylling)	Sand, grus, matjord	Sand, grus, matjord	Sand, grus, matjord	-
6:2 FTS	µg/kg	212	9,1	7,0	21,2	<2,5	3,6	<3,8	<3,5	6,0	<2,6	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,6	<2,7	<2,7	<3,0	<2,5	<2,7	<3,8	<3,5	<3,8	<2,6	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,4	<1,8	<1,8	<2,0	10,8	21,8	<2,5	10,9	2,7	<1,7	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,4	<1,8	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,6	<2,7	<2,7	<3,0	<2,5	<2,7	<3,8	<3,5	<3,8	<2,6	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,4	<1,8	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,4	<1,8	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,4	<1,8	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,5	<1,8	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	<1,6
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	4,5	4,0	8,3	10,3	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	3,5	13,4	23,7
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,4	1,9	<1,8	<2,0	<1,7	<1,8	<2,5	<2,3	<2,5	<1,7	-
Sum PFAS eks LOQ		217	15,0	15,3	31,5	10,8	25,4	i.p.	10,9	12,2	13,4	-

6.3 Sedimenter

Det ble tatt én sedimentprøve ved en liten sjøbukt ved siden av to grøfteavskjæringer som får overflatevann fra det aktive brannøvingsfeltet. Det er ikke påvist noen PFAS-forbindelser i sedimentet, se Tabell 6-4.

Tabell 6-4. Analyseresultater sediment i bukt (overvannsresipient).

Parameter	Enhet	BØF-NY-11
Dato		05.10.2011
Dybde	cm	0-10
Jordtype		Sand, grus, organisk (marint sediment)
6:2 FTS	µg/kg	<3,4
8:2 FTS	µg/kg	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,2
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,2
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,4
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,2
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,2
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,2
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,2
Sum PFAS eks LOQ		i.p.

6.4 Vann

Ved Haugesund lufthavn ble det tatt grunnvannsprøver, overflatevannprøver (inkludert fra sjø) og prøver fra oljeutskiller i 2011 og 2012. Det er tatt prøver av oljeutskiller og overflatevannprøver (fra kum) også i 2013 og 2014.

Det ble påvist PFOS-konsentrasjoner fra 10,3 til 49 800 ng/l på det nedlagte brannøvingsfeltet. Dette feltet består av søppelmasser som har vært benyttet til oppfylling og planering. Det er i tillegg oppdaget en oljeforurensning fra Jet-diesel-anlegg som har drenert ned til brannøvingsfeltet. I grunnvann fra sjakt litt sør for midten av brannøvingsfeltet ble det påvist den høyeste PFOS-konsentrasjonen i vann (grunnvann og overflatevann) på lufthavnen. Kum som mottar overflatevann og grunnvann fra det nedlagte brannøvingsfeltet inneholder mellom 1560 og 3780 ng/l PFOS og totalt mellom 2410 og 6050 ng/l PFAS-forbindelser.

På det aktive brannøvingsfeltet samles overflatevann i oljeutskiller og føres deretter med rør til sjø. I oljeutskilleren er det påvist konsentrasjoner av sum PFAS fra 1150 til 40 400 ng/l. Det er forbindelsen 6:2 FTS som utgjør den største andelen av dette. I vannprøve tatt i sjø i bukt nedenfor brannøvingsfeltet er det ikke påvist PFAS-forbindelser.

Det er i tillegg påvist lave konsentrasjoner av PFAS-forbindelser i grunnvann ved avisingsfelt på lufthavnen.

6.4.1 Grunnvann

6.4.1.1 Nedlagt brannøvingsfelt

Grunnvannet fra selve brannøvingsfeltet er påtruffet 0,5 m under terreng.

Det er satt ned en miljøbrønn (MB1, fjellbrønn) på vestsiden av det nedlagte BØF, i motsatt retning av naturlig spredningsretning fra brannøvingsfeltet. Brønnen ligger i masser med innhold av bygningsavfall som ble brukt til oppfylling og planering av den sørvestlige delen av brannøvingsfeltet. Prøvene ble tatt i to omganger, oktober 2011 og mai 2012. Det er påvist kun lave konsentrasjoner av PFOS og PFAS i grunnvannsprøvene, hhv. 10,3 ng/l PFOS i 2011 og <10 ng/l PFOS og 16,2 ng/l sum PFAS i 2012 (Tabell 6-5).

I sammenheng med en undersøkelse av en diesellekkasje ble det også undersøkt vann i to sjakter ved siden av det gamle BØF (DT1-vann og DT3-vann). I vann i sjakt DT3 ble det påvist meget høy konsentrasjon av PFOS, 49 800 ng/l (Tabell 6-5). Konsentrasjoner som påvises i grunnvann ved prøvetaking i sjakt er for øvrig ikke representativt for grunnvannet ellers på feltet. Ved omrøring av masser vil PFOS/PFAS frigjøres meget lett og konsentrasjoner i vann økes betydelig. Det er imidlertid et tegn på at massene inneholder PFAS-forurensninger som er svært mobile. I jordprøve tatt i sjakt DT3 er det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS (opptil 2390 µg/kg).

I vannprøve fra sjakt DT1 er det påvist 83,5 ng/l PFOS. Her er det lave konsentrasjoner av PFOS i massene.

6.4.1.2 Aktivt brannøvingsfelt

Feltet har hovedsakelig avrenning via oppsamlet overflatevann til egen avløpsledning, og det er ikke tatt grunnvannsprøver her. Det er generelt svært tynt masselag. PFAS er påvist i oljeutskiller ved det nye brannøvingsfeltet. Vannet renner videre fra oljeutskiller til sjø. Det er ikke påvist PFAS i sjøvann nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet (Tabell 6-7).

6.4.1.3 Avisingsområde

Det er tatt grunnvannsprøver på det midtre avisingsområdet på lufthavnen, i to omganger (MB2, fjellbrønn). I oktober 2011 ble det påvist 17 ng/l PFOS (Tabell 6-5). Ved denne prøvetakingen ble det kun analysert for PFOA og PFOS. I mai 2012 ble det også analysert for øvrige PFAS-forbindelser, men det ble ikke påvist PFOS. Sum PFAS målt ble ikke høy, 16,7 ng/l.

Naturlig spredningsretning fra avisingsområdet er mot vest under rullebanen og mot Stogdalsvatnet. Det er ingen prøver fra denne siden av rullebanen, så ev. spredning av PFAS-forbindelser i denne retningen kan ikke dokumenteres.

Tabell 6-5. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner/sjakter.

Parameter	Enhet	MB1		MB2		DT1-vann*	DT3-vann*
Dato		06-10-2011	25-05-2012	06-10-2011	25-05-2012	06-10-2011	06-10-2011
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<15,0	-	<7,5	-	-
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<15,0	-	<7,5	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	16,2	-	11,3	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<10,0	-	5,3	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<2,5	<10,0	<2,5	<5,0	10,8	250
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	10,3	<10,0	17	<5,0	83,5	49 800
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0	-	-
Sum PFAS eks. LOQ		-	16,2	-	16,7	-	-

*prøver tatt i sjakt, ikke brønn.

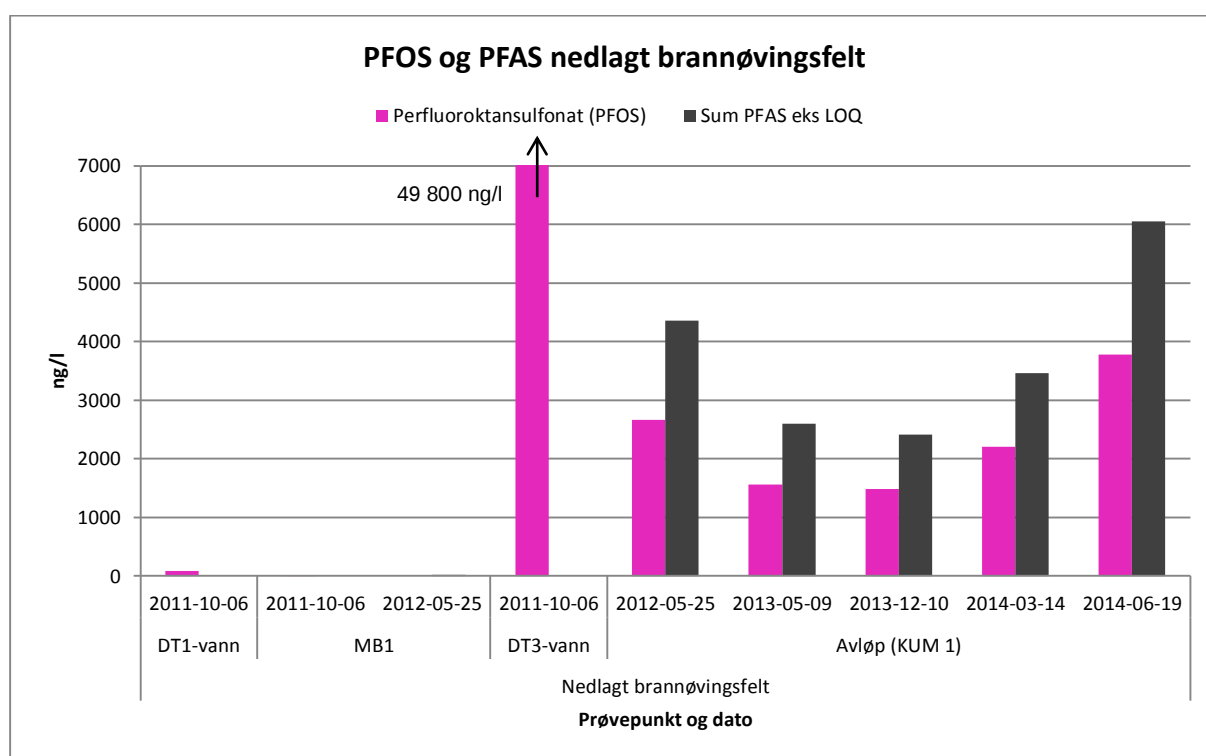
6.4.2 Overflatevann

6.4.2.1 Nedlagt brannøvingsfelt

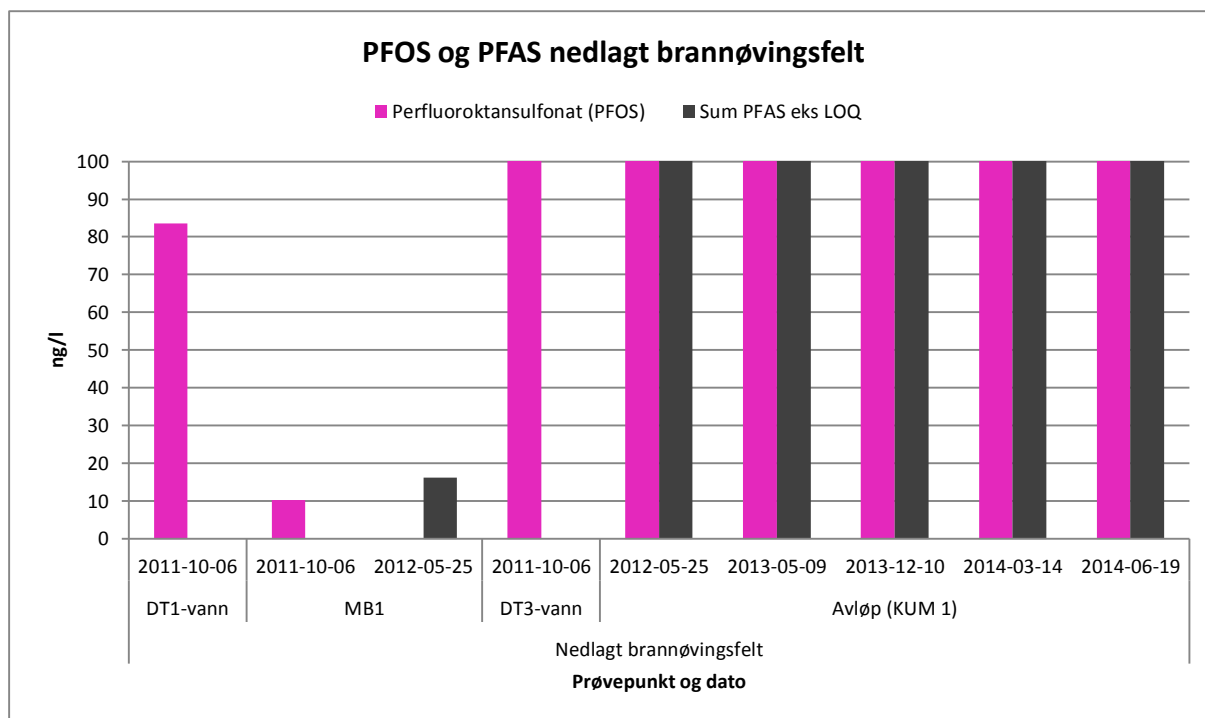
Det er tatt vannprøver fra kum som drenerer brannøvingsfeltet (Avløp KUM 1). I kummen samles også andre rør fra lufthavnområdet for videre utløp i sjøen. Det er ikke kjent hvor røret som drenerer brannøvingsfeltet starter eller hvorvidt denne er tett mot omkringliggende masser. Det er heller ikke kjent hvor rør fra kummen ender, annet enn at vannet renner via rør videre til en liten bekk og videre til Visnesbukta i østlig retning. Det er imidlertid også observert et rørutløp ikke langt fra land nedenfor kummen. Opphavet til røret er ukjent.

Konsentrasjonene av PFOS og sum PFAS i kummen er i figurer nedenfor satt sammen med konsentrasjonen av PFOS som ble påvist i vann i sjakter nærmere sentrum av feltet. Disse resultatene er tidligere omtalt i kapittelet om grunnvann.

Konsentrasjonen av PFAS i drenert vann fra brannøvingsfeltet (prøver fra kum) viser noe høyere konsentrasjoner i juni 2014 enn tidligere.



Figur 6-1. PFOS og sum PFAS i vann (både grunnvann, sjaktevann og avløpsvann) ved det nedlagte brannøvingsfeltet. Figur som viser høy konsentrasjon på y-aksen.

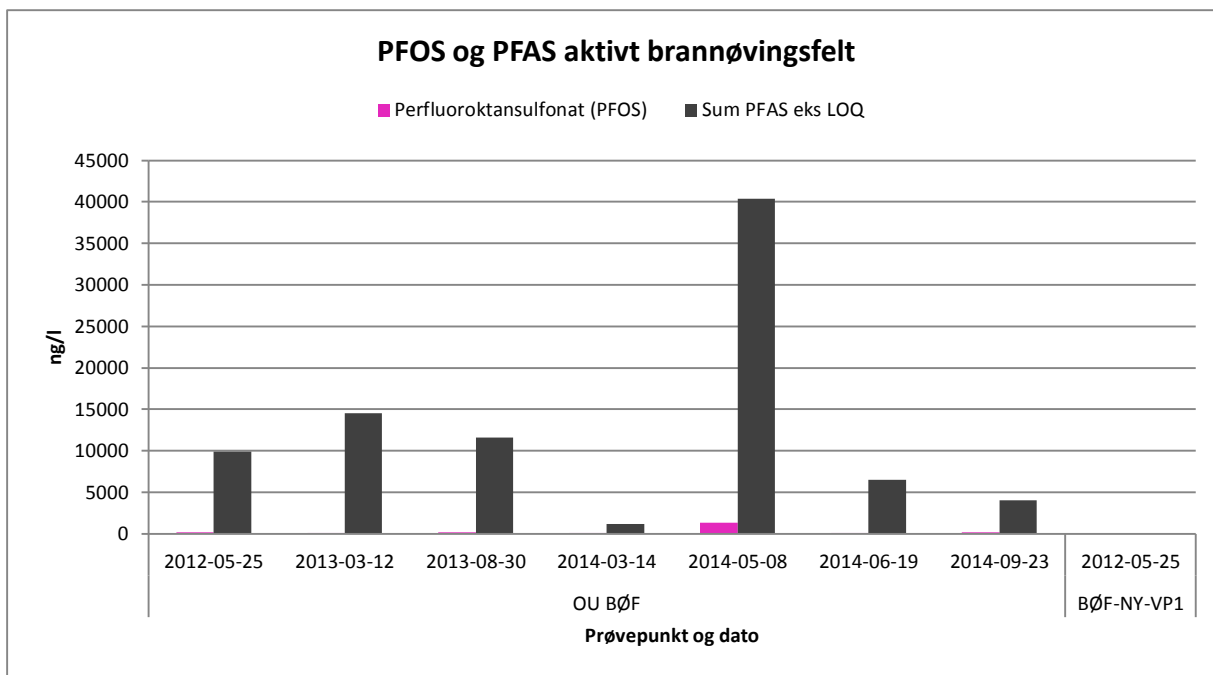


Figur 6-2. Samme figur som forrige, men med annen skala på y-aksen. PFOS og sum PFAS i vann (både grunnvann, sjaktevann og avløpsvann) ved det nedlagte brannøvingsfeltet.

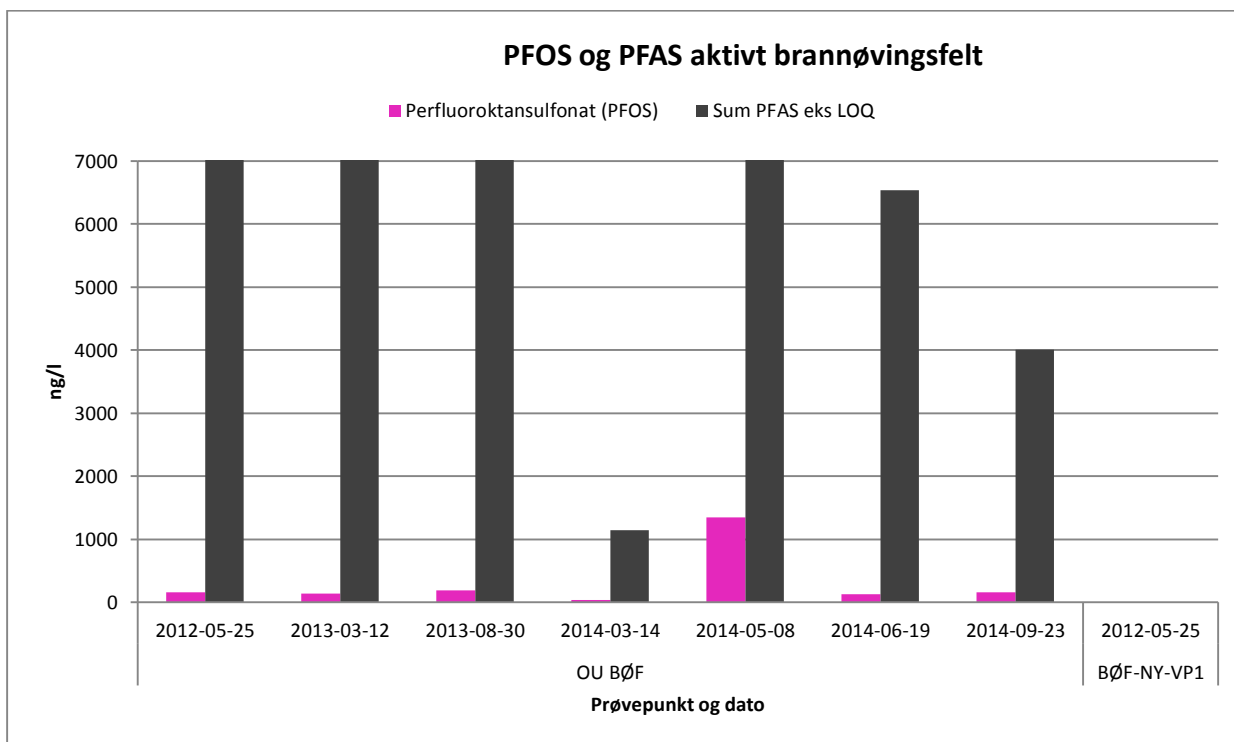
6.4.2.2 Aktivt brannøvingsfelt

Det er tatt prøver av oljeutskiller som mottar overflatevann fra det aktive brannøvingsfeltet. Det er her påvist PFOS-konsentrasjoner fra 38 – 1350 ng/l. Totalt for PFAS er konsentrasjonene imidlertid mye høyere, fra 1150 – 40 400 ng/l. Det er forbindelsen 6:2 FTS, benyttet som erstatning for PFOS, som bidrar til det høye PFAS-nivået. Konsentrasjonene for denne forbindelsen er fra 889 – 34 300 ng/l.

Høyeste PFAS-konsentrasjon er påvist i mai 2014. Denne konsentrasjonen er nærmere tredoblet sammenlignet med de øvrige resultatene. Dette kan være tilfeldig da prøven kun er en stikkprøve og ikke nødvendigvis er representativ for en lengre periode. Det er ikke registrert store nedbørsmengder i forkant av prøvetakingen som kan ha skylt PFAS-forbindelser gjennom systemet (informasjon hentet fra eklima.no). Informasjon fra lufthavnen øvelser at det var øvelser på brannøvingsfeltet senest 28. april 2014. Om dette kan ha påvirket PFAS-konsentrasjonene i vann fra oljeutskilleren så lenge som én uke senere er ikke kjent.



Figur 6-3. PFOS og sum PFAS påvist i oljeutskiller tilknyttet det aktive brannøvningsfeltet. Figuren viser også at det ikke er påvist PFAS-forbindelser i sjøvann som mottar vannet fra brannøvningsfeltet/oljeutskilleren (BØF-NY-VP1). Figur som viser høy konsentrasjon på y-aksen.



Figur 6-4. Samme som vist i forrige figur, men i ulik skala på y-aksen. PFOS og sum PFAS påvist i oljeutskiller tilknyttet det aktive brannøvningsfeltet. Figuren viser også at det ikke er påvist PFAS-forbindelser i sjøvann som mottar vannet fra brannøvningsfeltet/oljeutskilleren (BØF-NY-VP1). Figur som viser lav konsentrasjon på y-aksen for å tydeliggjøre lave konsentrasjoner.

Tabell 6-6. Analyseresultater av overvannsprøver fra nedlagt brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	Avløp (KUM-1)				
Dato		2012-05-25	2013-05-09	2013-12-10	2014-03-14	2014-06-19
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	26,5	22,2	13	15,4	28,7
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<20,0	<10,0	<20,0	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	50	26,2	24	31,7	79,2
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	41,8	26,6	31,1	34,8	66,5
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<10,0	<5,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	957	563	515	696	1310
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	237	164	119	151	319
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	57,6	42,6	39,1	58,3	78,9
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	60,9	31	27,4	41,9	61,6
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	53,3	37	29,7	41,6	74
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	2660	1560	1480	2200	3780
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	216	127	136	190	262
Sum PFAS eks. LOQ		4360	2600	2410	3460	6050

Tabell 6-7. Analyseresultater av overvannsprøver fra aktivt brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	OU BØF							BØF-NY-VP1
Dato		2012-05-25	2013-03-12	2013-08-30	2014-03-14	2014-05-08	2014-06-19	2014-09-23	2012-05-25
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	8240	11600	9240	889	34300	5040	3120	<7,5
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	541	706	126	2350	542	285	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<15,0	<7,5	<15,0	<150	<15,0	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	84,4	157	102	13,4	170	136	24,5	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	67,7	17,4	38,7	<10,0	<100	27,4	15	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	27,3	59,4	25,5	<15,0	174	<15,0	10,4	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	462	742	429	32,7	894	182	103	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	261	290	232	19,2	518	79,1	78,1	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	65,1	47,4	39,7	<10,0	<100	22,4	20,2	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	107	150	85	10,4	244	40	29,1	<5,0
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	166	137	188	38	1350	135	157	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	397	824	532	21,3	382	335	171	<5,0
Sum PFAS eks. LOQ		9880	14500	11600	1150	40400	6540	4010	i.p.

i.p.: ikke påvist

6.4.2.3 Grotvatn

Det ble i 2011 tatt en prøve fra Grotvatn som ligger i rullebanens lengderetning mot sørøst. Topografi og dreneringsretning tyder på at PFAS-forbindelser ikke skal ha spredd seg til Grotvatn. Det ble heller ikke påvist PFOS eller PFOA i prøven som ble tatt.

Tabell 6-8. Analyseresultater fra Grotvatn.

Parameter	Enhet	Grotvatn
Dato		26-04-2011
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter for analyse av PFAS ved Karmøy i 2013 eller tidligere år. Den 23. og 24. mai 2012 ble det imidlertid forsøkt å samle inn gnagere ved bruk av musefeller i området ved det gamle brannøvingsfeltet, uten at dette gav fangst (100 musefeller/1 døgn).

6.5.2 Ferskvannsarter

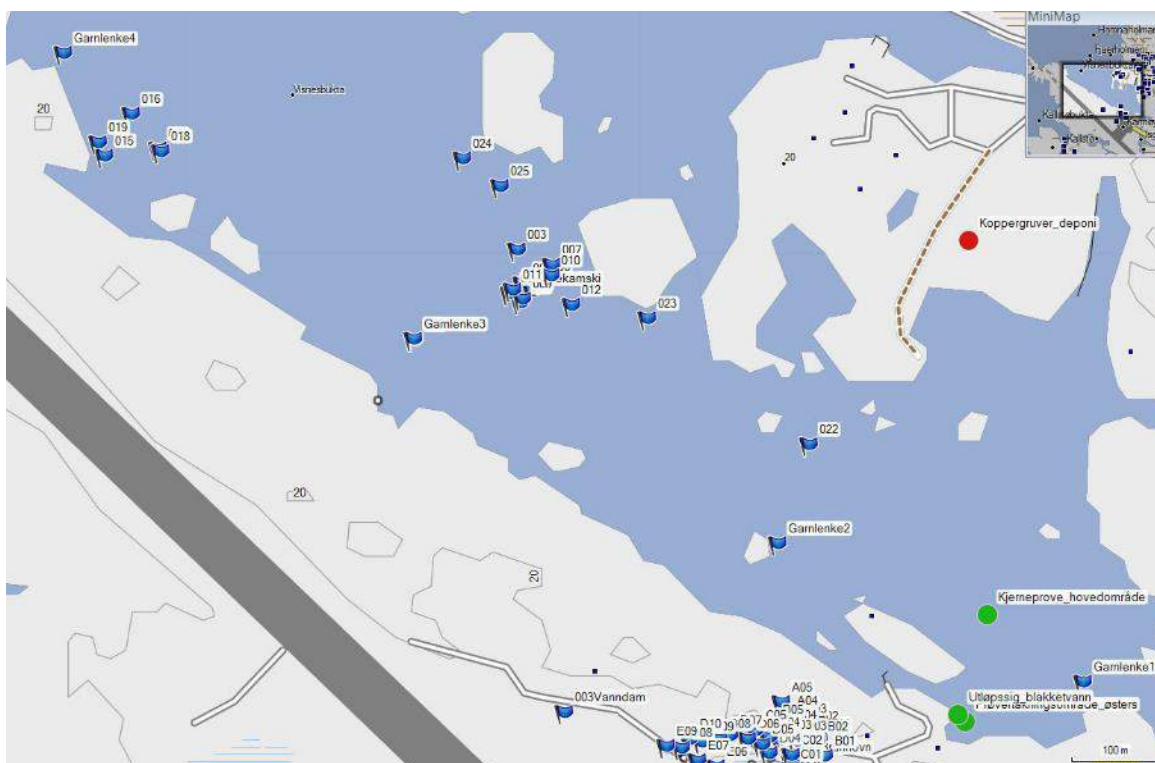
Det ble valgt å ikke samle inn amfibier eller annen biota fra nærliggende ferskvannslokaliteter, da disse sannsynligvis ikke er påvirket av aktiviteten fra brannøvingsfeltene.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

I mai 2012 ble det gjennomført dykkerinnsamling av biota ved Haugesund lufthavn, Karmøy, samt fra et referanseområde ved Skudeneshavn.

24. mai ble det gjennomført innsamling av kuskjell og kamskjell i Visnesbukta utenfor BØF (Figur 6-5) på Haugesund lufthavn. Det ble samtidig tatt tre kjerneprøver av bunnsediment på 7 meters dybde utenfor BØF. Den 25. mai ble det samlet inn 10 kuskjell og kjerneprøver av bunnsediment på referansestasjon utenfor Skudeneshavn.



Figur 6-5. Oversikt over fangst av kamskjell og kuskjell (blå flagg med løpenummer), garnplassering og sedimentkjerneprøvepunkter (grønne, fylte sirkler) i Visnesbukta, utenfor Haugesund lufthavn, Karmøy.

I juni 2012 (19.- 21. juni.) ble det fanget fisk og samlet musling i Visnesbukta. (Figur 6-5). Det ble det satt 12 trollgarn i fire lenker på hovedstasjonen, og det ble tatt to hovtrekk med zooplanktonprøver. Garna sto på dyp fra 7 – 46 m, og det meste av fangsten ble tatt på dyp mindre enn 15 m. Den 21. juni ble det plukket flatøsters ved fridykking i Visnesbukta, utenfor redningskaia ved gammel BØF.

Den 20. juni ble det satt tilsvarende 12 trollgarn i fire lenker på referansestasjonen ved Skudeneshavn. Her var det noe grunnere, og garna sto på dyp fra 5 – 30 m, og det meste av fangsten ble tatt på dyp mindre enn 10 m. Det ble også trukket zooplanktonprøver som referanse til prøvene i Visnebukta. Tabell 6-9 viser oversikt over analysert materiale.

Tabell 6-9. Oversikt over analysert biotamateriale samlet inn ved Haugesund lufthavn.

Art	Analysert, Antall	Kommentar
Kuskjell	6	Individprøve, dyr uten skall, Visnesbukta
Kamskjell	10	Individprøve, dyr uten skall, Visnesbukta
Rundøsters	4	Individprøve, dyr uten skall, Visnesbukta
Berggyllt	1	Muskel, blandprøve (n=2), Visnesbukta
Lomre	10	Muskel, individprøve, Visnesbukta
Skrubbeflyndre	1	Muskel, blandprøve (n=2), Visnesbukta

Art	Analysert, Antall	Kommentar
Torsk	1	Muskel, blandprøve (n=4), Visnesbukta
Zooplankton	1	Blandprøve, Visnesbukta
Kuskjell	10	Individprøve, dyr uten skall, Skudeneshavn (referansestasjon)

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Resultatene av analysene fra innsamlet biologisk materiale i 2012 vises i Tabell 6-10 til Tabell 6-15, og Figur 6-6.

Tabell 6-10. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i bløtvev i kuskjell samlet inn ved referansestasjonen i Skudeneshavn. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	17: kuskjell bløtvev	18: kuskjell bløtvev	19: kuskjell bløtvev	20: kuskjell bløtvev	21: kuskjell bløtvev	22: kuskjell bløtvev	23: kuskjell bløtvev	24: kuskjell bløtvev	25: kuskjell bløtvev	26: kuskjell bløtvev
FTS-6:2	<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
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<10	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<10	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<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	<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
PFNA	<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
Sum PFAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

På referansestasjonen ved Skudeneshavn ble det ikke påvist PFAS over deteksjonsgrensen i kuskjell (Tabell 6-10).

Tabell 6-11. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelvev i lomre samlet inn i Visnesbukta, nord for brannøvingfeltene. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	7: lomre muskel	9: lomre muskel	11: lomre muskel	13: lomre muskel	15: lomre muskel	17: lomre muskel	32: lomre muskel	34: lomre muskel	36: lomre muskel	38: lomre muskel
FTS-6:2	<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
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1,9	9,1	3,2	1,1	1,8	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,8
PFPeA	<5.0	<5.0	<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	<2.0	<2.0
PFHpA	<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
PFNA	1,5	3,7	1,4	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	1,5	5,1	1,3	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,1
Sum PFAS	4,9	17,9	5,9	1,1	1,8	ND	ND	ND	ND	2,9

Tabell 6-12. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelvev i torsk, berggylte og skrubbe, samt zooplankton samlet inn i Visnesbukta nord for brannøvingsfeltene. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	torsk muskel, n=4	berggylt muskel, n=2	skrubbe muskel, n=2	zooplankton blandprøve
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	1,7	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Homogenisering	Ja	ja	ja	ja
Sum PFAS	0	0	1,7	0

Tabell 6-13. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i bløtvev av rundøsters samlet inn i Visnesbukta nord for brannøvingsfeltene. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	rundøsters bløtvev	rundøsters bløtvev	rundøsters bløtvev	rundøsters bløtvev
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Sum PFAS	0	0	0	0

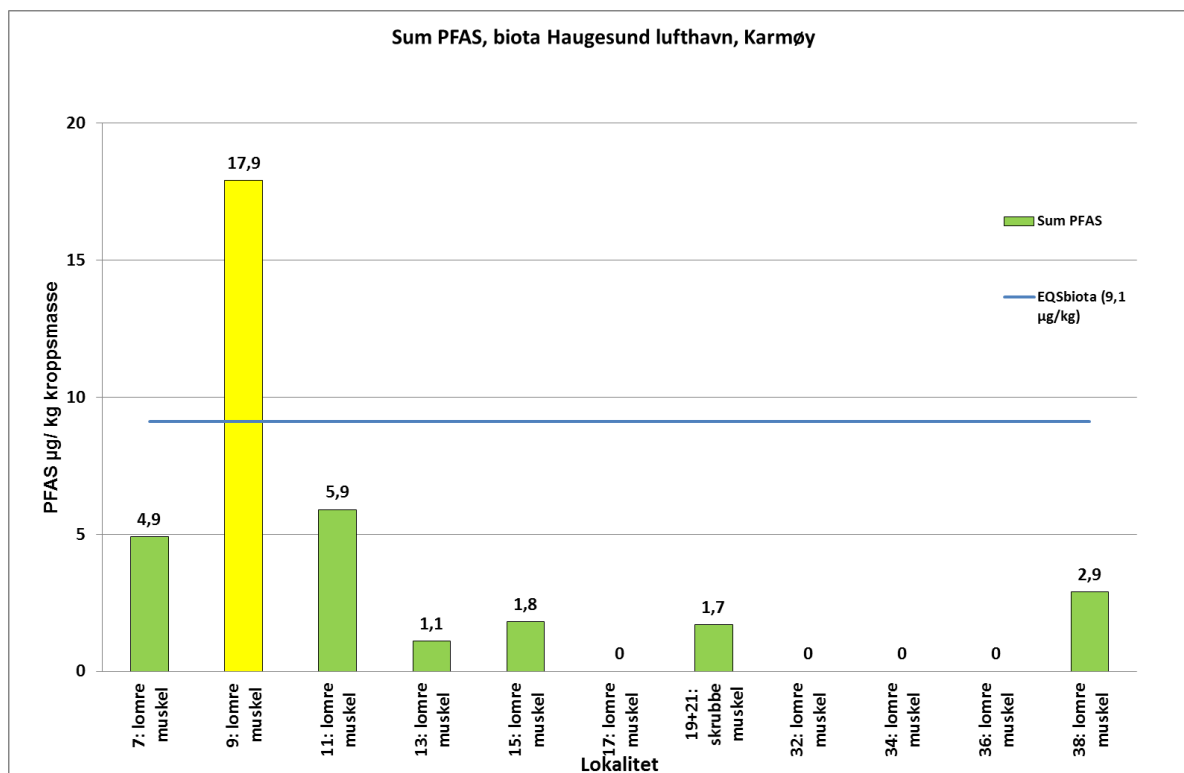
Tabell 6-14. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i bløtvevet til kuskjell samlet inn i Visnesbukta nord for brannøvingfeltene. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	1: kuskjell bløtvev	2: kuskjell bløtvev	3: kuskjell bløtvev	4: kuskjell bløtvev	5: kuskjell bløtvev	6: kuskjell bløtvev
FTS-6:2	<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
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<20	<5.0
PFHxA	<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
PFOA	<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
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Sum PFAS	0	0	0	0	0	0

Tabell 6-15. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i bløtvev fra kamskjell samlet inn i Visnesbukta nord for brannøvingfeltene. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	7: kamskjell bløtvev	8: kamskjell bløtvev	9: kamskjell bløtvev	10: kamskjell bløtvev	11: kamskjell bløtvev	12: kamskjell bløtvev	13: kamskjell bløtvev	14: kamskjell bløtvev	15: kamskjell bløtvev	16: kamskjell bløtvev
FTS-6:2	<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
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<5.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<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	<2.0	<2.0
PFHpA	<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
PFNA	<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
Sum PFAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

På hovedstasjonen i Visnesbukta utenfor brannøvingfeltene ble det ikke påvist PFAS-forbindelser i innsamlet materiale av zooplankton (blandprøve), kamskjell (hele dyr uten skall), kuskjell (hele dyr uten skall), østers (hele dyr uten skall), torsk (blandprøve av muskel) eller berggylte (blandprøve av muskel) (se Tabell 6-12 - Tabell 6-15). I skrubbe ble det påvist PFOS i en blandprøve av 2 individer, men godt under EQS_{biota} (Tabell 6-12). I de 10 lomrene som ble analysert, ble det påvist PFAS i 6 av individene (Tabell 6-11). Ett av individene hadde konsentrasjon over EQS_{biota} (tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand*), mens de andre lå godt under (kategori I og II; *Bakgrunn til God miljøtilstand*). Her ble det også påvist PFNA og PFDA.



Figur 6-6. Forekomst av PFAS påvist i lomre, og skrubbeflyndre i Visnesbukta.

6.5.3.3 Vurdering

Det ble ikke påvist PFAS i muslinger, plankton eller i muskelvev av fisk, med unntak av i skrubbe og lomre. Dette er flyndrefisker som lever på sjøbunnen, og som trolig har akkumulert PFAS via næringsopptak fra bunnlevende makroorganismer. Funnene viser at PFAS er tilstede i biota utenfor Haugesund lufthavn men konsentrasjonene er lave.

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Det er ikke samlet inn terrestrisk- eller ferskvannsbiota fra området rundt Haugesund lufthavn.

Fra marint miljø er det analysert zooplankton, diverse muslinger, og muskelvev av ulike fiskearter. Det ble analysert en del individprøver, samt noen blandprøver. Bortsett fra zooplankton som har svært stort individtall, består øvrige blandprøver av få individer som gir stor usikkerhet for resultatene. Men siden individprøvene, som det er mange av, og blandprøvene viser analyseresultater som er relativt samstemte, synes analyseresultatene samlet å gi et godt bilde av forurensningssituasjonen for de aktuelle artene i området utenfor Haugesund lufthavn.

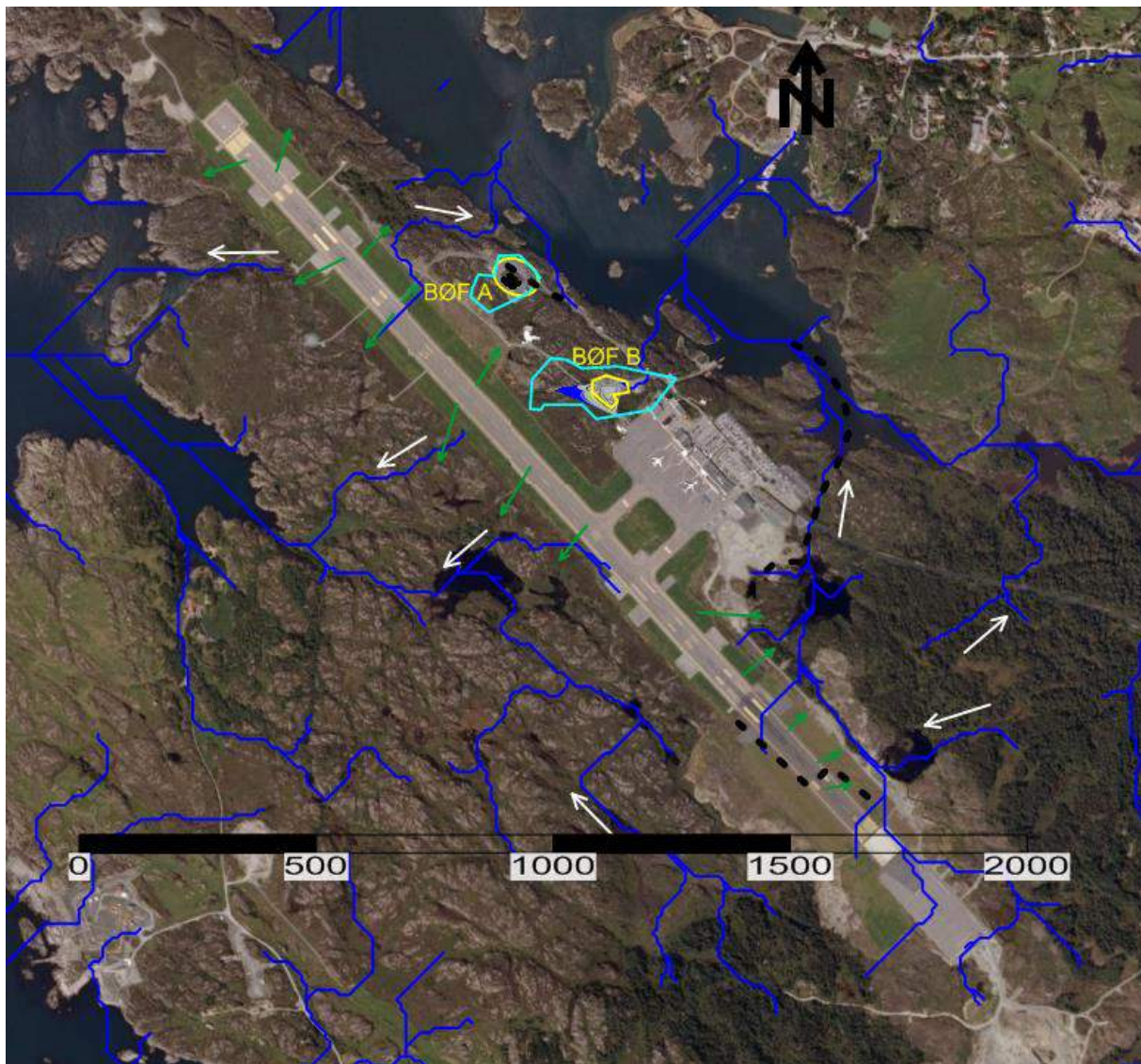
7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

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

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og vil også kunne danne grunnlag for vurdering av 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.

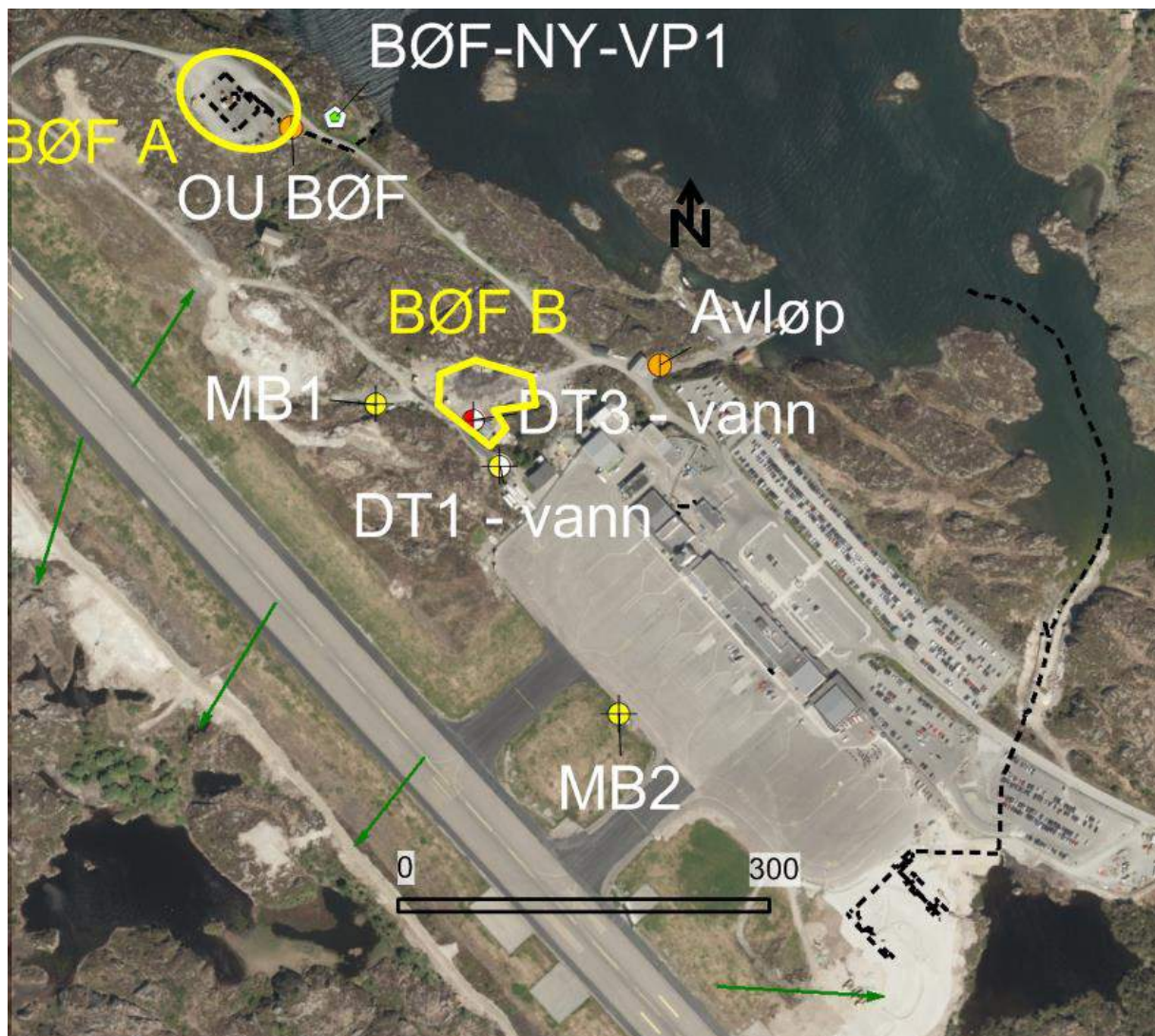
Figur 7-1 viser oversikten over terrengets gradient i området på og rundt Haugesund lufthavn samt sannsynlig dreneringsretning der det ikke er grøfter og overvannsledninger. Det er sannsynlig at grunnvannsig følger overflatetopografien i dette området. Midlere nedbør for Haugesund er 1 270 mm/år. Ved å trekke fra evapotranspirasjonen beregnet etter Tamms formel, blir avrenningen 850 mm/år.



Figur 7-1. Dreneringskart for Haugesund lufthavn og området rundt. De blå strekene er generert i programvaren Surfer ut fra en 10*10 meters terrengmodell og viser gradienten til terrenget. De hvite pilene markerer strømningsvei, de grønne pilene markerer strømningsvei for baneavising og svart stiplet linje markerer avløpsledninger. Gule polygoner markerer brannøvingsfeltene, og lyseblå polygoner markerer tilhørende nedbørsfelt beregnet ut fra terrengmodellen.

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltene BØF A –aktivt brannøvingsfelt og BØF B – nedlagt brannøvingsfelt.

Feil! Fant ikke referansekilden. Figur 7-2 viser detaljutsnitt av BØF A og BØF B med vannprøvelokaliteter for overflatevann, grunnvann og sjøvann.



Figur 7-2. Detaljutsnitt av BØF A og BØF B med vannprøvelokaliteter for overflatevann, grunnvann og sjøvann. De grønne pilene markerer strømningsvei for baneavising og svart stiplet linje markerer avløpsledninger. 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.

7.2 BØF A – det aktive brannøvingsfeltet

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF A. Dette feltet ble oppført etter at det gamle brannøvingsfeltet ble tatt ut av drift i 2004 og er fortsatt i aktiv bruk. Det er anslått at det er brukt ca. 30 kg med PFAS på BØF A.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Brannøvingsfeltet ligger på et plant område ca. 500 m nordvest for terminalen på 14-15 moh. Det er omkring 40 m til sjø, og feltet har et areal på ca. 5 200 m². På den østlige delen av feltet er det en oljeutskiller. Grunnen består av et tynt oppfyllingslag med grus og pukk over fjell. Feltet drenerer til sjø gjennom oljeutskilleren og avløpsledning til Visnesbukta (øst for feltet). Avløpsledningen ender noen titalls meter ut fra land.

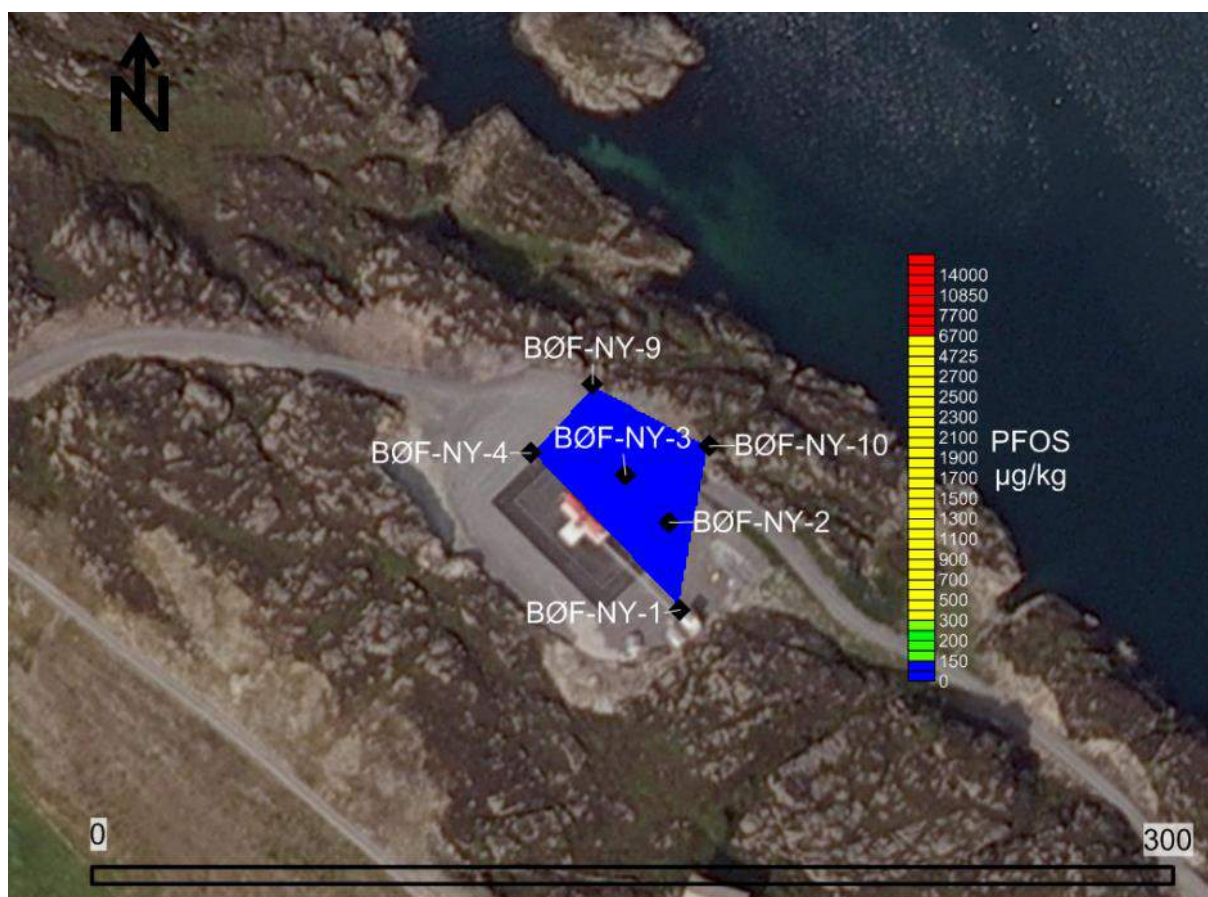
Det er generelt et svært tynt løsmasselag over fjell. Langs skråningen mot sjøkanten er det etablert noen grøfteavskjæringer hvor overflatevann som ikke går i oljeutskiller og avløpsledning kan renne av mot sjøen. En mindre del av vannet vil trolig også drenere ned i sprekkesystemer i berggrunnen og følge grunnvann mot sjø. Det antas at det meste av PFOS-forurensningen fanges opp i oljeutskilleren og transporteres videre med avløpsledningen ut i Visnesbukta.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF A

Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen på BØF A basert på målte verdier i jord.

Figur 7-3 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF A for 0-0,1 meter under terrenget. Alle prøvene viser konsentrasjoner under normverdi. Ettersom alle prøver er tatt fra dybden 0-0,1 m, er forurensningen utilstrekkelig avgrenset i dybden, og det foreligger ingen informasjon om konsentrasjoner i grunnvann under BØF A.

Tettheten til massene er vurdert til $1\,800\text{ kg/m}^3$ (sprengstein). Dette gir en rest av PFOS igjen på $0,05 \pm 0,02\text{ kg}$. Det er relativt store usikkerheter forbundet med dette estimatet. Det er naturlig at det i slike undersøkelser kan være PFOS-forurensede masser som ikke blir oppdaget og tettheten på massene vil variere. Avgrensningen av forurensningen i dybden er usikker ettersom alle prøvepunkter er fra overflaten og det ikke foreligger prøver fra grunnvann.



Figur 7-3: Interpolert konsentrasjon i jord på og rundt BØF A basert på gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i hvert prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF A

Viktige parametere for tidsestimatet er mengde PFOS i jord og vann.

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest av PFOS igjen i grunnen på og rundt BØF på $0,05 \pm 0,02$ kg.

Vannvolumet som drenerer fra området er også en viktig parameter. Vannvolumet er basert på et estimert nedbørsfelt til brannøvingsfeltet (Figur 7-1) og en årlig infiltrasjon på $0,85 \text{ m/år}$. Basert på målinger i oljeutskilleren (OU-BØF) ved utløpet av BØF A er det estimert at det lekker ut ca. $0,31 \mu\text{g}$ PFOS og $12,6 \mu\text{g}$ PFAS (inkludert PFOS) per liter vann som renner ut fra området. Dette er en forenkling da det ikke er usannsynlig at en mindre del av PFOS-forurensningene fra feltet drenerer utenom dreneringssystemet som går til oljeutskiller. Fra naturlig avrenning er det et estimert vannvolum som drenerer til OU-BØF på ca. $8500 \text{ m}^3/\text{år}$. Fra øvelser er det estimert et vannvolum som drenerer til OU-BØF på ca. $270 \text{ m}^3/\text{år}$. Dette gir samlet en utlekking av ca. 2-3 g PFOS og ca. 110 g PFAS per år. Med en rest av PFOS på mellom $0,05 \pm 0,02 \text{ kg}$ vil det ta mellom 10 og 30 år før all PFOS har lekket ut fra BØF (Tabell 7-1).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Figur 4-1). Dette betyr at det kan være spor av PFOS på feltet lenger tid enn 30 år.

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

Vekt PFOS totalt	0,05 ± 0,02	kg
Infiltrasjon	0,85	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF A	10 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	8 500	m ³ /år
Målt PFOS i oljeutskilleren i BØF A	0,31	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	2-3	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	10-30	år

7.3 BØF B – det nedlagte brannøvingsfeltet

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF B. Dette feltet var i bruk frem til 2004. Det er anslått at det er brukt ca. 220 kg PFOS og 7 kg PFAS på BØF B.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Brannøvingsfeltet ligger sørvest for terminalbygget i en liten dal, ca. 160 m fra rullebanen. Det er omkring 125 m til sjø, og feltet har et areal på ca. 4000 m². Feltet er bygd på et myrområde der det er fylt på ulike fyllmasser, blant annet blokk, sprengstein, sand og grus, med iblanding av byggavfall som tegl, trevirke, jernskrot, plast, asfalt osv. Dybde på fyllmassene er 1-3 m. Feltet drenerer antakelig rett til grunnvann. Grunnvann er registrert ca. 0,5 meter under terreng. Det finnes ingen offisiell informasjon om avløpssystemer fra BØF B, men det er observert en avløpskum (prøvepunkt "Avløp") ca. 100 m øst for BØF B som antakelig drenerer brannøvingsfeltet via en drensledning. Fra denne kummen føres vannet videre til en liten bekk og til slutt ut i Visnesbukta.

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF B

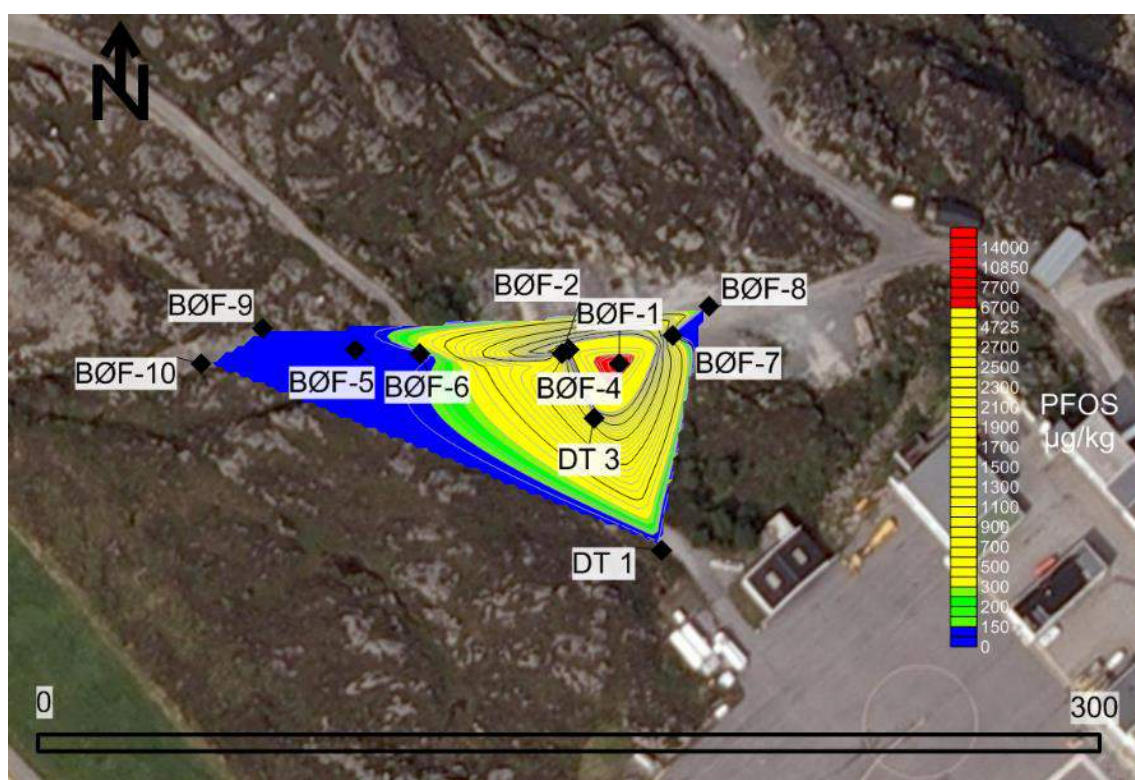
Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen på BØF B basert på målte verdier i jord.

Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS konsentrasjonene målt i lag nedover i jordprofilet. Det er antatt at PFOS-forurensningene ligger i de øverste 3 meter av jordprofilet.

Figur 7-4 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF B for 0-1,8 meter under terrenget. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 645 µg/kg, og utstrekningen av det forurensede området er estimert til 4 000 m². Figur 7-5 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF B for 0,2-1,8 meter under terrenget. Her er gjennomsnittskonsentrasjonen på 811 µg/kg.



Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF B for alle prøver fra 0-180 cm. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer, og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF B for 20-180 cm. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer, og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

Interpoleringene viser at hoveddelen av forurensningen er konsentrert rundt den sentrale delen av feltet, og at forurensningen er godt avgrenset i utstrekning i sørlig, østlig og vestlig retning. I nordlig retning er forurensningen utilstrekkelig avgrenset. Det er noe høyere konsentrasjoner i dypet enn i overflaten, og analysene tyder på at noe av forurensningen har drenert ned til grunnvann.

Ettersom det er få analyser fra de øverste og de dypeste områdene, virker det ikke hensiktsmessig å skille de ulike dypene fra hverandre i beregningen av gjenværende mengder PFOS. Beregningen er basert på interpoleringen i Figur 7-4.

Tettheten til massene er vurdert til 1 800 kg/m³ (sprengstein). Dette gir en rest av PFOS igjen på 12 ± 4 kg. Det er relativt store usikkerheter forbundet med dette estimatet. Det er naturlig at det i slike undersøkelser kan være PFOS-forurensede masser som ikke blir oppdaget og tettheten på massene vil variere. Avgrensningen av forurensningen i dybden er usikker ettersom det ikke er prøvepunkter under 2 meter under terreng.

7.3.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF B

Viktige parametere for tidsestimatet er mengde PFOS i jord og vann.

I avsnitt 7.3.2 ble det estimert en rest av PFOS igjen i grunnen på og rundt BØF fra 12 ± 4 kg.

Vannvolumet som drenerer fra området er også en viktig parameter. Vannvolumet er basert på et estimert nedbørsfelt til brannøvingsfeltet (Figur 7-1) og en årlig infiltrasjon på 0,85 m/år. Basert på målinger i prøvepunktet "Avløp" ca. 100 m øst for BØF B som antakelig drenerer brannøvingsfeltet via en drensledning er det estimert at det lekker ut ca. 2,3 µg PFOS per liter vann som renner ut fra området. Punktet «Avløp» er vurdert som det best representative målepunktet for avrenningen fra feltet. Dette er en forenkling da det ikke er usannsynlig at en mindre del av PFOS-forurensningene fra feltet drenerer utenom dreneringssystemet som går til punkt «Avløp». Med et estimert vannvolum som drenerer ut BØF B på ca. 21 550 m³/år gir dette en utlekking av ca. 50 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på mellom 12 ± 4 kg vil det ta mellom 160 og 320 år før all PFOS har lekket ut fra BØF (Tabell 7-1).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Figur 4-1). Dette betyr at det kan være spor av PFOS på feltet lenger tid enn 320 år.

Tabell 7-2. Parametere for utlekking PFOS fra området ved og rundt BØF B.

Vekt PFOS totalt	12 ± 4	kg
Infiltrasjon	0,85	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF B	25 350	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	21 550	m ³ /år
Gjennomsnittlige PFOS-konsentrasjoner i punktet «Avløp»	2,3	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF B	50	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	160-320	år

7.4 Øvrige PFOS-lokaliteter

Det er også observert lav PFOS-forurensning i grunnvann ved et midtre avisningsområde like sørvest for terminalbygget, i miljøbrønn MB2. Denne forurensningen følger antakelig dreneringsveien til avisingsvæsken og drenerer sørvestover og ut i Stogdalsvatnet og derfra videre ut i Kallstøbukta.

8 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Haugesund lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensning i jord, vann og biota. I tillegg er det presentert nye data fra 2013 til 2015, som består av nye vannprøver fra utløp gammelt brannøvingsfelt (Kum 1) og vannprøver fra oljeutskiller i avløpet fra aktivt brannøvingsfelt. Det er gjort nye vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

8.1 Jord og vann

BØF B

Undersøkelsene viser høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS ved det nedlagte brannøvingsfeltet. I jord er den sterkeste forurensningen begrenset til sentrum av brannøvingsfeltet, og høyeste konsentrasjoner er målt fra 20 cm dybde og nedover mot 2 m (ingen prøver er tatt dypere enn dette). Det er påvist høy konsentrasjon av PFOS/PFAS i grunnvannsprøve tatt nær senter av brannøvingsfeltet. Prøven er tatt fra sjakt, ikke brønn, og er dermed ikke representativ for grunnvannet da omrøring av masser vil kunne frigjøre PFOS/PFAS. BØF B dreneres antakelig av en drensledning som går til en avløpskum ca. 100 m øst for feltet og videre ut i Visnesbukta. Drensledningen og kummen ble observert under arbeidet med DP2, men Haugesund lufthavn har ingen informasjon om den, og ledningssystemet er heller ikke oppgitt på kartgrunnlaget. I kummen er det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS.

BØF A

I aktivt brannøvingsfelt er det kun påvist lave konsentrasjoner av PFOS/PFOA i jordprøver tatt i overflaten. Det er ikke målt på øvrige PFAS-forbindelser. I vannprøver tatt fra oljeutskiller som mottar overvann fra brannøvingsfeltet er det imidlertid påvist høye konsentrasjoner av sum PFAS grunnet innhold av forbindelsen 6:2 FTS. Denne er benyttet som erstatning etter at bruken av PFOS ble avsluttet. PFAS-forbindelser har dermed vært spredt til Visnesbukta gjennom avløpsrør.

Andre kilder

Det er påvist PFOS/PFAS i grunnvannsprøver tatt i 2011 og 2012 på midtre avisingsfelt mellom lufthavnens bygninger og rullebane. Konsentrasjonene som er påvist er lave. Eventuell spredning av PFAS-forurensning herfra er ikke dokumentert, men det er mulig at denne spres mot Stogdalsvatnet og Kallstøbukta. Kilde til forurensningen er heller ikke fastslått, men kan være testing, innstilling av skumbilde, etc. hvor det har vært rester av PFAS-forbindelser i slangen e.l.

I resipient

Det er ikke påvist PFAS-forbindelser verken i sjøvann eller sjøsedimenter i Visnesbukta som mottar avrenning/overvann fra brannøvingsfeltet. Selve avløpsrøret fra oljeutskilleren har utløp lenger ut i sjøen fra bukten som er prøvetatt.

8.2 Restmengder i jord og spredning

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 220 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 40 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012 (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode). Det årlige forbruket i 1978-2002 var gjennomsnittlig ca. 9 kg PFOS/PFAS. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert til sjøen ved Haugesund lufthavn.

Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 8-16 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Mesteparten ligger på det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF B). På BØF A – aktivt brannøvingsfelt indikerer våre prøver at det ligger det igjen $0,05 \pm 0,02$ kg PFOS.

Det er beregnet en forventet uttransport til Visnesbukta på ca. 50-55 g PFOS pr år, som i all hovedsak stammer fra BØF B. Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (opptil 320 år).

8.3 Biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø i nærområdet til brannøvingsfeltene, ved Haugesund lufthavn samt på referansestasjon i Skudeneshavn. Det ble analysert blandprøver av muskelvev fra torsk, berggylt, og skrubbe, samt av zooplankton. I tillegg ble det analysert på en rekke individprøver av forskjellige muslinger og flyndrefisk.

Det ble påvist PFAS i muskelprøver av lomre og skrubbe (hovedsakelig som PFOS) tilsvarende kategori II og III; *God – Moderat miljøtilstand*.

Funnene som er gjort i strandsona nordøst for det aktive brannøvingsfeltet, utgjør et relativt lite og beskyttet areal, men som er påvirket av tidevannet.

Med bakgrunn i internasjonal kunnskap om effekter av PFAS i naturmiljøet og sammenlignet med vurderinger og konklusjoner fra øvrige lufthavner med tilsvarende PFAS nivå i biota, er det sannsynlig at spredning av PFAS fra Haugesund lufthavn ikke gir skade på de undersøkte artene og heller ikke på tilgrensende økosystem. Liten restmengde av PFAS på flyplassområdet er med og støtter denne antagelsen.

8.4 Mattrygghet

Mattilsynet vurderte analysedata fra fisk fanget ved Haugesund lufthavn i tilknytning til denne undersøkelsen i 2012. Mattilsynet (2013) skriver at «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... På bakgrunn av ovennevnte rapporter og gjennomgang vurderer Mattilsynet at mattryggheten er ivaretatt, og derfor er det ikke grunnlag for advarsel/kostholdsråd for filet av ferskvannsfisk eller sjømat på grunn av PFOS det er analysert for i undersøkelsene.»

9 Referanser

- Andersson, S., Persson, M., Moksnes, P O., Baden, S. (2009). The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on macroalgae in Swedish seagrass meadows. *Mar Biol* (2009) 156:969–981.
- ATSDR (2009). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for perfluoroalkyls. U.S. department of health and human services Public Health Service. Report 404 pp.
- Aquateam (2011). Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for perfluorerte organiske forbindelser i forurenset grunn. Aquateam rapport 11-004.
- Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.
- Borg, D., 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.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.
- Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.
- Glynn, A, Cantillana, T, Bjermo, H. (2013). Riskvärdering av perfluorerande 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., 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), Harju, M., Herzke, D and Kaasa, H. (2013). Perfluorinated alkylated substances (PFAS), brominated flame retardants (BFR) and chlorinated paraffins (CP) in Norwegian Environment - Screening 2013. NILU / Miljødirektoratet Rapport 106 s. M 40-2013.

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

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

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

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

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

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

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 perfluorobutane sulfonate, perfluorohexanesulfonate, 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.

Museth, J. 2014. Innlandsfisk og fiskevandring. Innlegg på fiskesymposiet i 2014.

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

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

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

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

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

Rylander, C., Duong, T. P., Odland, J. O., and Sandanger, T. M. (2009). Perfluorinated 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 forurensset 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 – Haugesund lufthavn, Karmøy. Rapport 168180-160-1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1 Undersøkte arter Haugesund

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

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

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

Dyreplankton, eller **zooplankton**, er organismer som trenger organiske næringsstoffer. Bortsett fra noen unntak (f.eks. maneter og krill) er de som regel for små til å kunne sees med det blotte øye. De fleste arter av dyreplankton er filterspisere, men noen er også detritivore (livnærer seg av dødt organisk materiale i partikkelform). Dyreplankton følger vannmassenes bevegelser og har liten horisontal egenbevegelse. Dyreplankton utgjør grunnpilaren for marint liv. Mye av grunnlaget blir også utnyttet kommersielt som råvarer til fiskeolje og fiskefor. Større makrozooplankton er en viktig matkilde for fisk og sjøfugl.



Figur 1. Dyreplankton. Kilde: www.ndla.no

Skrubbe (*Platichius flesus*). Skrubbe (se Figur 2) er vanlig langs hele kysten og om sommeren er unge individer ofte på næringssøk langt opp i elver. Den kan således påtreffes i innsjøer hvor det er fri vandringsvei til havet. Dietten består av bunndyr som tanglopper, børstemark, slangestjerner og muslinger samt småfisk som kutlinger. Dietten i ferskvann og brakkvann består for det meste av små krepser og larver av dansemygg. Man finner skrubbe for det meste på sand- og slambunn ned til 75 meters dyp. Sommer og høst er den på grunne områder, mens den på vinter og vår foretrekker dypere områder. Skrubba regnes allikevel som en stasjonær fisk. Den kjønnsmodner fra to til fem år og gyter en gang i mars til juni på 25 til 75 meters dyp. Det pelagiske larvestadiet varer rundt to til tre måneder. Yngelen bunnsår på grunt vann ved ca. 1 cm lengde.



Figur 2. Skrubbe er vanlig i hele Norge, både i ferskvann og i saltvann. Foto: Finn R. Gravem.

Kuskjell (*Arctica islandica*). Vanlig langs Norskekysten. Kuskjellet (se Figur 3) graver i sand og mudder fra nederst i fjæra til dypere vann. Det lever vanligvis nedgravet i mudder og sand slik at bare de korte sifonene stikker opp (Wiborg og Bøhle 1968). Fødepartikler skilles fra vann strømmen, og faeces pumpes ut gjennom "ut"-siphonen (Mortensen, 1990). Muslingen forekommer fra tidevannssonen og nedover, vanligvis på 5 til 25 meters dyp (Campbell, 1977), og kan bli svært gammelt (over 400-500 år).



Figur 3: Kamskjell (øverst) og kuskjell (nederst) fanget i Bergen. Foto: Finn R. Gravem

Haneskjell/kamskjell (*Chlamys islandica*). Haneskjell (se Figur 3) er utbredt i de sørlige deler av det arktiske området og finnes nord for Lofoten og i farvannene rundt Jan Mayen, Bjørnøya (Wiborg, 1970) og Svalbard. I tillegg finnes noen relikte populasjoner på Vestlandet. De trives i strømrrike områder på hardbunn med stein, grus eller skjellsand på 10 til rundt 100 meters dyp (Direktoratet for Naturforvaltning, 2011). Haneskjellet filtrerer partikulært materiale fra vannmassene og er derfor meget avhengig av årssyklusen i primærproduksjonen. Gytetiden er tidlig på sommeren og den blir kjønnsmoden ved 4 til 6 år, mens maksimumsalder er rundt 30 år (Campbell, 1977).

Rundøsters (*Crassostrea gigas*). Rundøsters (se Figur 4) er registrert i Hordaland, Kragerø og Skagerrakkysten fra Vestfold til Agder (Heggøy et al, 2008). Opprinnelig kommer den fra det Vestlige Stillehavet. Muslingen forekommer på grunt vann, ofte bløtbunn der den kan danne store rev. Den filtrerer partikulært materiale fra vannmassene, hvor næringen består for det meste av grønne encellede planktonalger (Bøhle, 1984).



Figur 4: Rundøsters fanget i Haugesund. Foto: Håkon Gregersen

Berggyllt (*Labrus bergylta*). Berggyllt er vanlig langs kysten av Sørlandet og Vestlandet, nord til Trondheimsfjorden. Berggyllten liker seg ved bratte fjellsider og er en utpreget bunnfisk. Den lever på stein- og tangbunn fra fjæra og ned til 200 meters dyp. Kosten består for det meste av muslinger og krepsdyr. Kjønnsmodningen inntreffer fra en alder av to-tre år og den gyter om sommeren. Berggyllten har kjønnsskifte og den starter som hunn og utvikler seg senere til hann, og kan bli inntil 25 år gammel (Jonsson og Semb-Johansson, 1996a; Pethon, 1985).

Lomre (*Microstomus kitt*). Lomre er en flyndrefisk som er vanlig langs hele Norskekysten, men noe mindre vanlig i Nord-Norge. På vinteren spiser Lomra lite eller ingen føde, og sommeren og høsten er de viktigste beiteperiodene. Dietten består utelukkende av bunndyr, særlig børstemark, men også noe muslinger og krepsdyr. Lomra kan også ta en del slangestjerner og bløtdyr. Den trives best på fargerik stein- og berggrunn på dyp fra 10 m til 200 m, og kalles ofte bergflyndre. Den er stasjonær, men gjør små forflytninger på senvinteren i forbindelse med tiden før gyting. Etter 3 til 5 år er den kjønnsmoden og gytetiden er fra april til september. Eggene er pelagiske og gytes på 40 til 200 meter dyp. De pelagiske larvene bunnsår på dypt vann når de er rundt 3 cm store, og deretter vandrer yngelen inn mot kysten når de er 10 til 20 cm lange (Jonsson og Semb-Johansson, 1996a). Lomren kan bli over 20 år.

Torsk (*Gadus morhua*). Vi har to typer torsk, der den ene kalles kysttorsk og den andre skrei (som gytemoden) og loddetorsk (som umoden). Torsk (Figur 5) er vanlig utbredt i Norge langs hele kysten iberegnet alle fjordene. Dens leveområde er fra tangbeltet langs land til havområdene i Nordsjøen og Barentshavet ned til 600 meter. Kysttorsken er mer bundet til kystnære områder, mens den vandrende torsken vandrer over store områder på gytevandring og/eller næringsvandring etter for eksempel lodde. Den vandrende torsken oppholder seg for det meste av året ute i de store havområdene, mens den vandrer kystnært for å gyte hovedsakelig i Lofoten, Finnmark, Troms og på Nordvestlandet. Den kan bli mer enn 20 år gammel. Torsken er allsidig i matveien og spiser all slags fisk, til og med sine egne artsfrender. Sild, lodde, uer og øyepål er fiskearter den setter pris på, men den tar også krepsdyr (f.eks. reker, krill og rauåte). Av bunndyr liker den børstemark, slangestjerner, og muslinger.



Figur 5. Torsk fanget i Kristiansand. Foto: Finn R. Gravem, Sweco Norge AS.

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Teori bak PFOS-klasseinndeling

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Grunnlag for klasseinndeling (klassifisering av risiko)

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

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

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

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

Klasse V: verdier høyere enn klasse IV.

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

² AA – annual average

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

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

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

Miljøklassifisering PFOS og PFOA ⁸

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

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

For QS_{biota,hh} er følgende foreslått:

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

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

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

⁴ AA - Annual average – årlig gjennomsnitt

⁵ PNEC - Predicted No Effect Concentrations

⁶ MAC - maksimal årlig konsentrasjon

⁷ AF: sikkerhetsfaktor

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

⁹ Basert på inntak av fisk

Klassifisering for PFAS i denne rapporten

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

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

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

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

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

Vedlegg 3 Ordliste

Forklaringsordliste:

AA – annual average (årlig gjennomsnitt)

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

LOD: Limit of Detection (deteksjonsgrense)

LOQ: Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense)

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

ng/L: milliardtedels gram pr liter analysert prøve

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

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

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

TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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

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

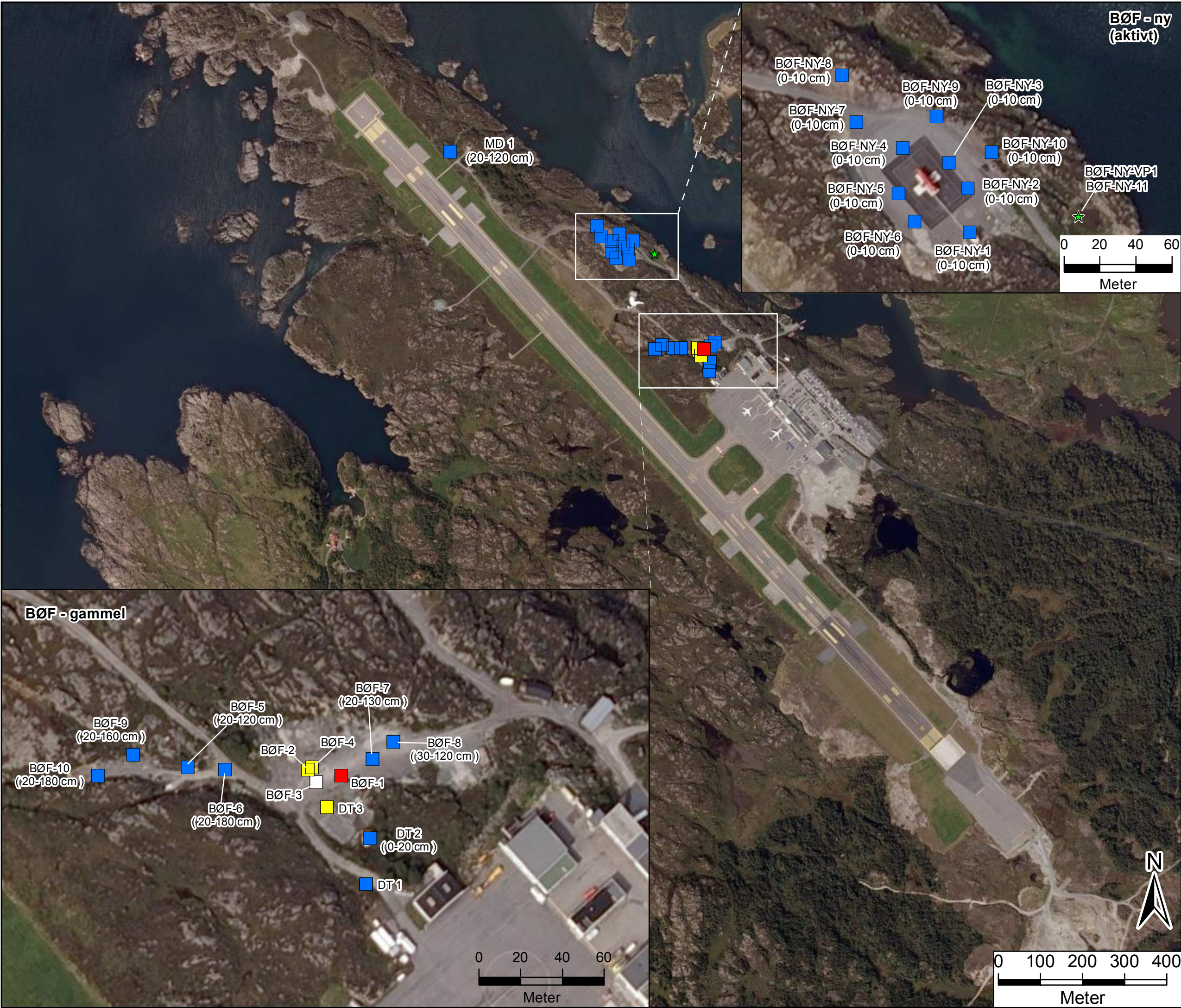
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

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

Haugesund lufthavn Karmøy (ENHD)

Oversiktskart

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

■ <100 (normverdi)

■ 100-250

■ 250-6700

■ >6700

□ Ikke analysert

PFOS sediment marint (ug/kg)

★ 0

★ <LOQ

★ LOQ-63

★ 63-6300

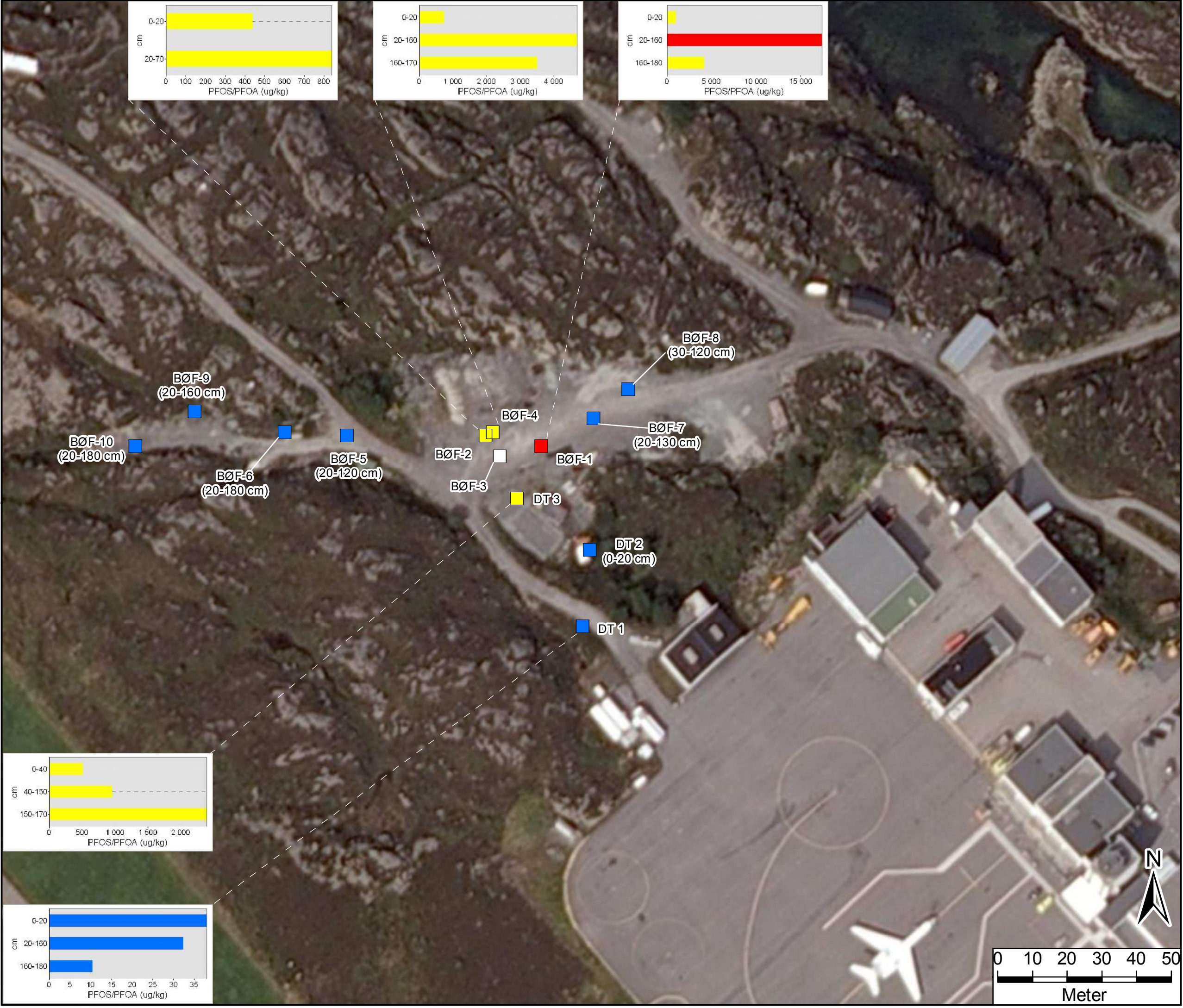
★ >6300

★ Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense

i.a. = ikke analysert



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

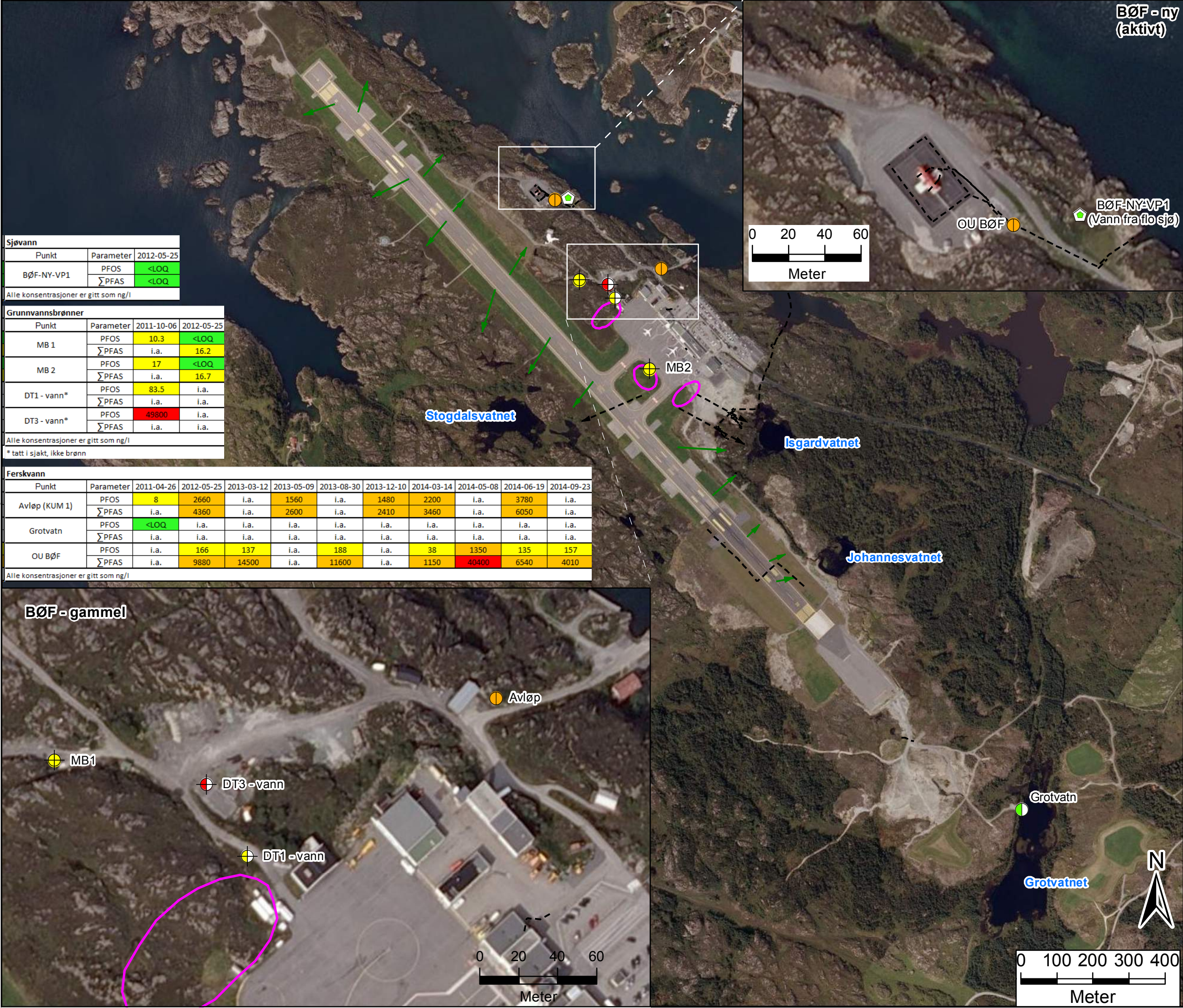
Mrk. varierende skala for x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

AVINOR

Norconsult
COWI
SWECO



Sjøvann		
Punkt	Parameter	2012-05-25
BØF-NY-VP1	PFOS	<LOQ
	ΣPFAS	<LOQ

Grunnvannsbrønner			
Punkt	Parameter	2011-10-06	2012-05-25
MB 1	PFOS	10.3	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	16.2
MB 2	PFOS	17	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	16.7
DT1 - vann*	PFOS	83.5	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.
DT3 - vann*	PFOS	49800	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.

Ferskvann											
Punkt	Parameter	2011-04-26	2012-05-25	2013-03-12	2013-05-09	2013-08-30	2013-12-10	2014-03-14	2014-05-08	2014-06-19	2014-09-23
Avløp (KUM 1)	PFOS	8	2660	i.a.	1560	i.a.	1480	2200	i.a.	3780	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	4360	i.a.	2600	i.a.	2410	3460	i.a.	6050	i.a.
Grotvatn	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
OU BøF	PFOS	i.a.	166	137	i.a.	188	i.a.	38	1350	135	157
	ΣPFAS	i.a.	9880	14500	i.a.	11600	i.a.	1150	40400	6540	4010

Haugesund lufthavn Karmøy (ENHD)

Oversiktskart

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

- ⊕ Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-230
- 230-36 000
- >36 000

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = PFAS

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

- ⊕ Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-230
- 230-36 000
- >36 000

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = PFAS

PFOS / Σ PFAS sjøvann (ng/l) **

- ⊕ Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-23
- 23-7 200
- >7 200

** Senter = PFOS
Ytre ramme = PFAS

Avlopsledning

- Avløp annet
- Avløp Felles
- Drensvann
- Glykolholdig overvann
- Glykolholdig spillvann
- Overvann
- Pumpespillvannsledning
- Spillvann

Avrenning

- Deponi glykolforurensset snø
- Overvannsledning
- Avrenningsveg glykol
- Bekkeresipient
- Overvannsystem
- Vannskille rullebane
- Antatt avrenningsveg baneavising

i.a. = ikke analysert
LOQ = rapporteringsgrense
(tilsv. ikke påvist for ΣPFAS)

AVINOR

Norconsult
COWI
SWECO

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Haugesund lufthavn Karmøy

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individer

○ muskel

□ flere individer

BG berggylt

DP dyreplankton (spp.)

KS kamskjell

KU kuskjell

LO lomre

SK skrubbe

TO torsk

ØR rundøsters

PFAS/kg våtvekt

□ < LOD (Limit of detection)

□ LOD - 9,1 µg

□ > 9,1 - 91,3 µg

□ > 91,3 µg

○ brannøvingsfelt

□ avløpsanlegg

- utløp (avløpsanlegg)

0 500
Meter

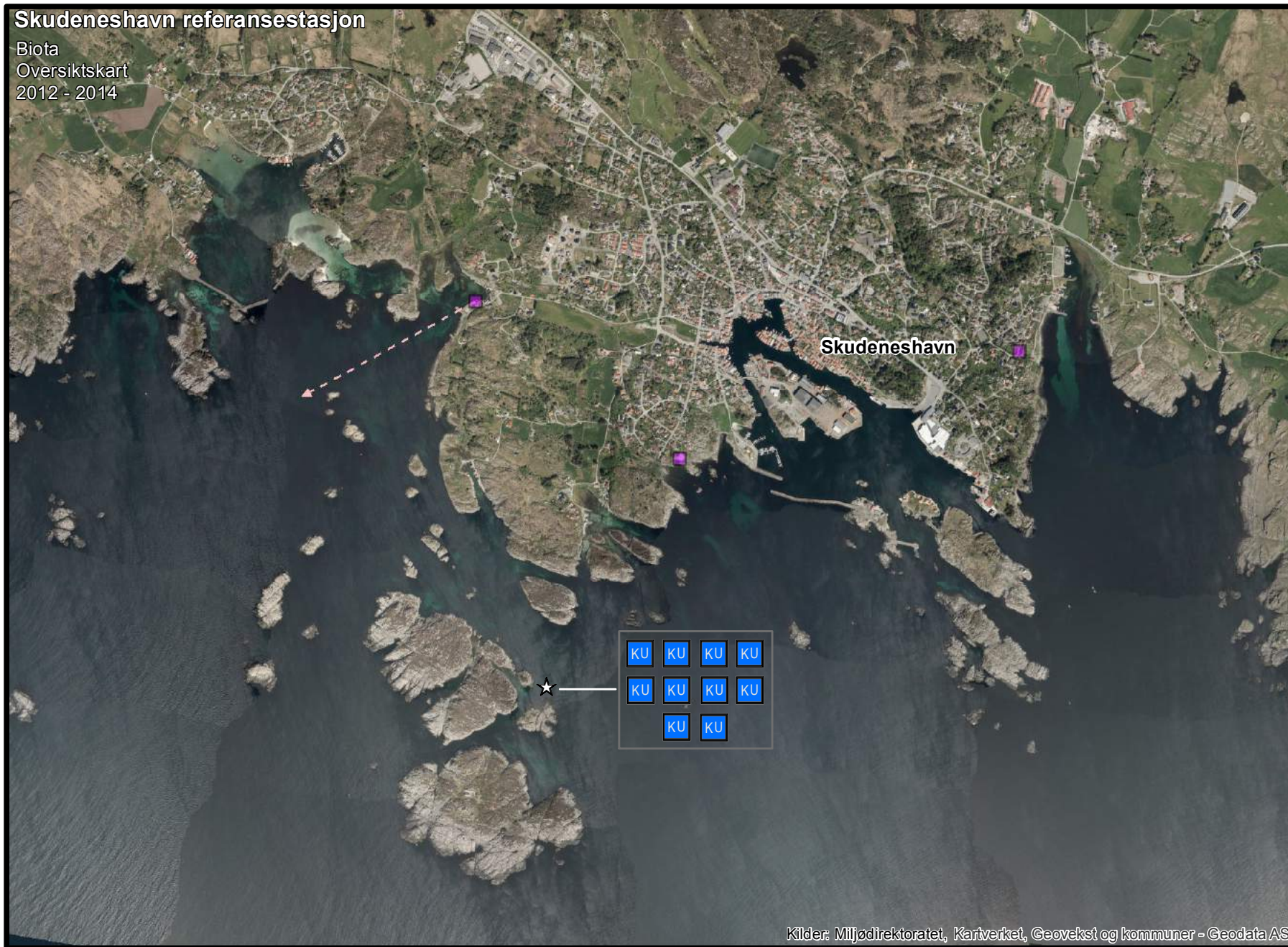
168186, NOERAT, 06.11.2015

SWECO

Kilder: Miljødirektoratet, Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS

Skudeneshavn referansestasjon

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individer

KU kuskjell

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

■ avløpsanlegg

— utlop (avløpsanlegg)

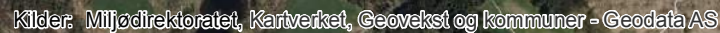
0 500
Meter

168186, NOERAT, 06.11.2015

SWECO

Kilder: Miljødirektoratet, Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata/AS

Matbiota
2012 - 2014



- ØR rundøsters

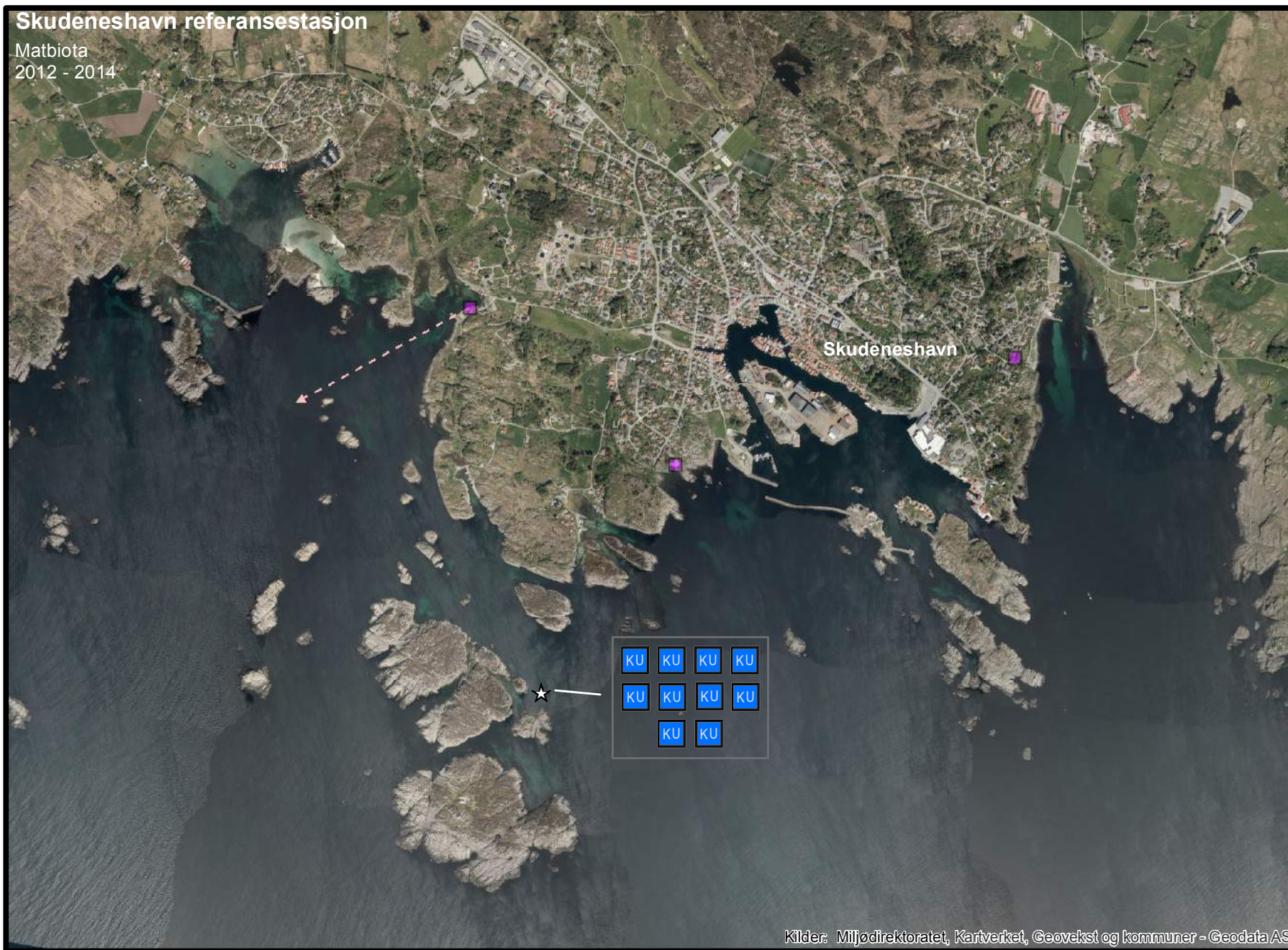
> 91,3 µg

- utløp



Skudeneshavn referansestasjon

Matbiota
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individer

KU kuskjell

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

■ avløpsanlegg

— utløp

0 500
Meter

168186, NOERAT, 06.11.2015

SWECO

Kilder: Miljødirektoratet, 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)

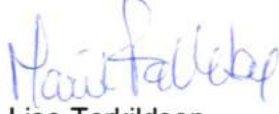
Det er her de høyeste verdiene av PFOS er målt i 9-pigg stingsild, 3-pigg stingsild og iskrubbe som er fangstet i en bekk som renner fra et gammelt brannøvingsfelt og videre ut i Topdalselva. På denne lokaliteten Hovedstasjon ferskvann – Topdalselva, viser analyser av 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, for 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 ivaretatt, 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 forurensing 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)