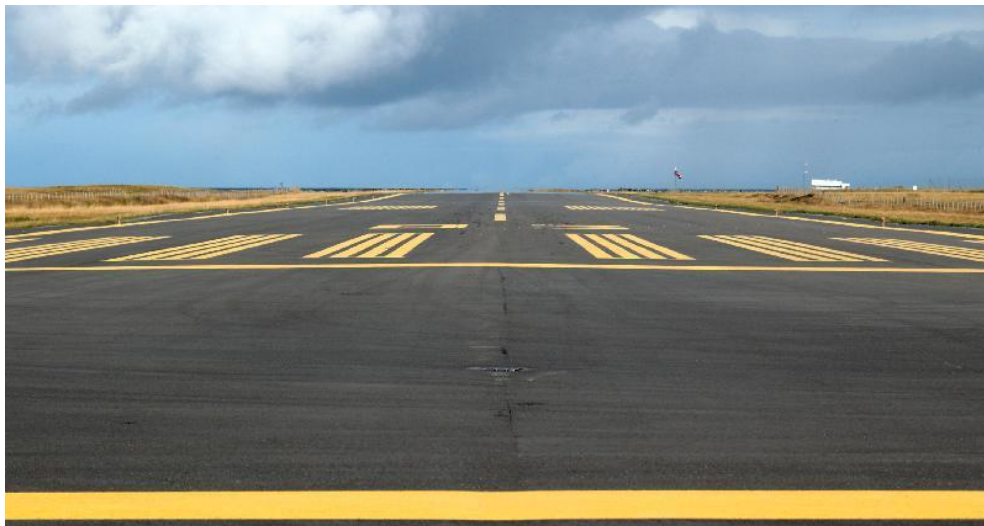

RAPPORT

AVINOR AS

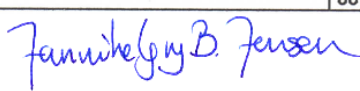
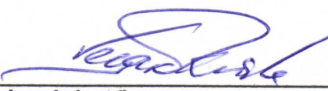
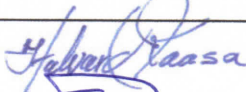
RØST LUFTHAVN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-20



Røst lufthavn. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-15-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 20. juni 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorente og polyfluorente forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA			
Røst lufthavn			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, sedimenter, vann og marin biota ved Røst lufthavn, fra perioden 2011 til 2013. 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. 20 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 5 kg PFAS (i hovedsak fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til sjøen rundt Røst lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen totalt ca. 0,6-1,8 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Det er ikke analysert på matbiota fra området rundt Røst lufthavn. Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø, øst for aktivt brannøvingsfelt. Det ble analysert blandprøver av strandsnegl og børstemark. Det ble påvist PFAS (hovedsakelig PFOS) i begge prøvene, tilsvarende kategori III (<i>Moderat miljøtilstand</i>).			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-13	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-12-08	Innarbeidet jord, vann og spredningskapittel	VK
B7	2016-06-15	Revidert jord, vann og spredningskapittel	VK
J8	2016-06-20	Endelig versjon	JJE
Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Finn R. Gravem, Marthe-Lise Søvik, Lars Været, Ingvild Helland, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa (red.), Vegard Kvisle			
Kontrollert av: Frode Løset / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS		 	
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 materialet er bestemt av Avinor.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2013. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Vurderinger av mattrygghet er gjort basert på sammenligning med funn og Mattilsynets vurderinger fra andre lufthavner.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult. Innsamlingen av biotaprøvene ble planlagt og gjennomført av Norconsult. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og jord- og vannprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurdering i forhold til mennesker. Sweco har også stått for sluttredigering av rapporten.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Jannike Gry B. Jensen, Halvard Kaasa,
Finn Gravem

Norconsult:

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

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

20. juni 2016

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)	11
2.1	Generelt	11
2.2	Egenskaper PFAS	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer	16
3	Miljømål og akseptkriterier	17
3.1	Miljømål	17
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	17
4	Metode resultatvurdering	18
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	18
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	19
4.3	Spredningsvurdering	20
4.3.1	Generelt	20
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS	20
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	21
4.3.4	Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient	22
4.4	Vurderinger av økologiske konsekvenser	22
4.4.1	Bioakkumulering	23
4.5	Vurderinger av matbiota	25
5	Områdebeskrivelse	26
5.1	Beliggenhet og omgivelser	26
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	27
5.2.1	Historisk bruk av brannskum	27
5.2.2	Nedlagt brannøvingsfelt (BØF 2)	28
5.2.3	Aktivt brannøvingsfelt (BØF 1)	28
5.2.4	Andre PFAS-lokaliteter	28
5.3	Utførte tiltak	28

5.3.1	Oljeutskillere og sandfang.....	29
6	Undersøkelser	30
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	30
6.2	Jord.....	30
6.2.1	Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2).....	30
6.2.2	Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1)	31
6.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	31
6.3	Sedimenter	33
6.4	Vann.....	33
6.4.1	Grunnvann.....	33
6.4.2	Overflatevann	36
6.5	Biota	39
6.5.1	Terrestriske arter	39
6.5.2	Ferskvannsarter.....	39
6.5.3	Marine arter	39
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	40
7	Spredningsvurdering.....	41
7.1	Innledning	41
7.2	BØF1- aktivt felt	42
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området BØF1	42
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF1	43
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF.....	44
7.3	BØF2- gammelt felt.....	44
7.3.1	Terreng- og strømningsanalyse for området BØF2	45
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF2	46
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF2	47
7.4	Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning	48
8	Oppsummering	49
8.1	Jord og vann	49
8.2	Restmengder i jord og spredning av PFAS.....	49
8.3	Biota	50
8.4	Matbiota og risiko for mennesker.....	50
9	Referanser	51

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 Røst 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 Røst lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av fjærmark og strandsnegl rett øst for det aktive brannøvingsfeltet. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2012.

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)}	Perfluorononanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ COOH
PFDA ^{a)}	Perfluorodecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₈ COOH
PFBS ^{a)}	Perfluorobutans sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ SO ₃ H
PFHxS ^{a)}	Perfluorohexane sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ SO ₃ H
PFOS ^{a)}	Perfluorooctanesulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ SO ₃ H
FTS-6:2 ^{a)}	6:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
FTS-8:2 ^{a)}	8:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
PFDS ^{c)}	Perfluoro-1-decanesulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₉ HSO ₃
PFUnDA ^{c)}	Perfluoroundecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₉ COOH
PFDoDA ^{c)}	Perfluorododecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₁₀ COOH

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

PFAS fremstilles syntetisk, og har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1940-tallet. Stoffene har gode overflateegenskaper, og de kan blant annet danne tynne hinner som

hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også 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 perfluoreerte 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 polyfluoreerte 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 polyfluoreerte 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

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

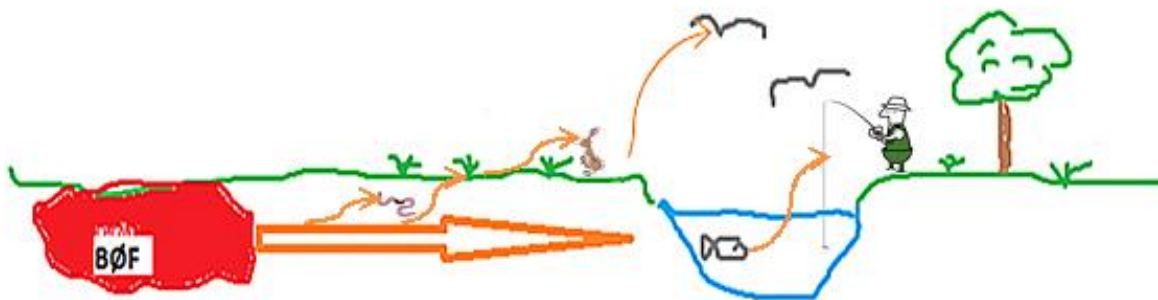
viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at føringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle 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 føret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

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

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



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

3 Miljøsmål og akseptkriterier

3.1 Miljøsmål

Følgende miljøsmål 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 miljøsmål 1 og 2 skal være basert på statistiske verdier og ikke på enkeltobservasjoner. Miljøsmål 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 miljøsmål 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 kvantifiserings- grense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ ¹⁰	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

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

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

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

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

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

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 jordprofilet 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) Beregn 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) Beregn 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) Beregn 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.

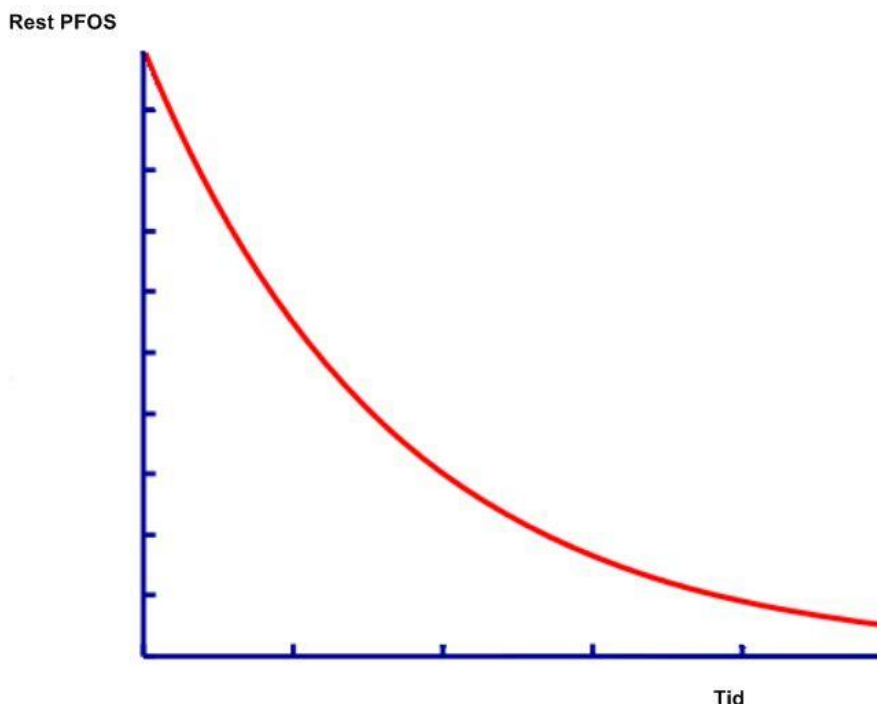
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilet. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

4.4 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

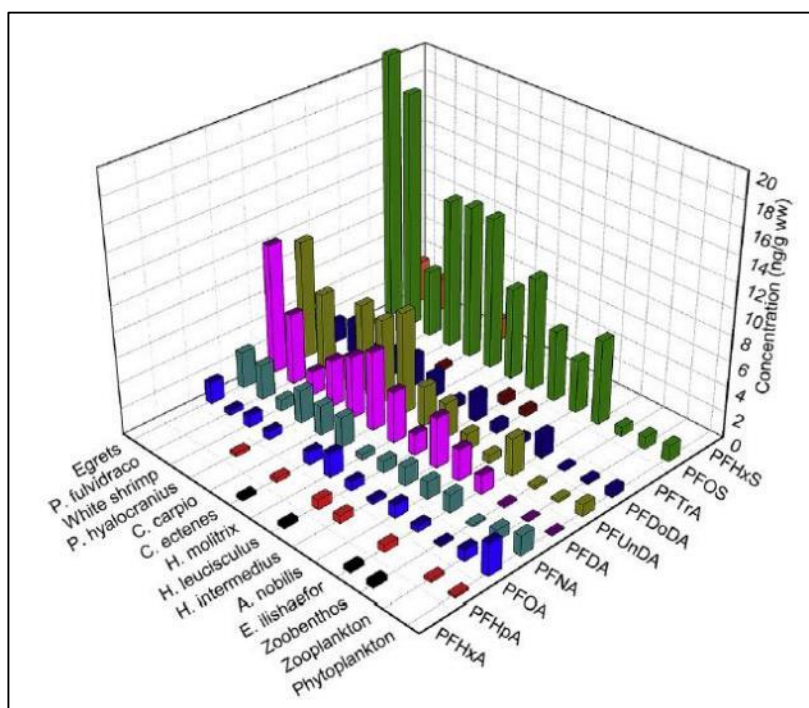
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

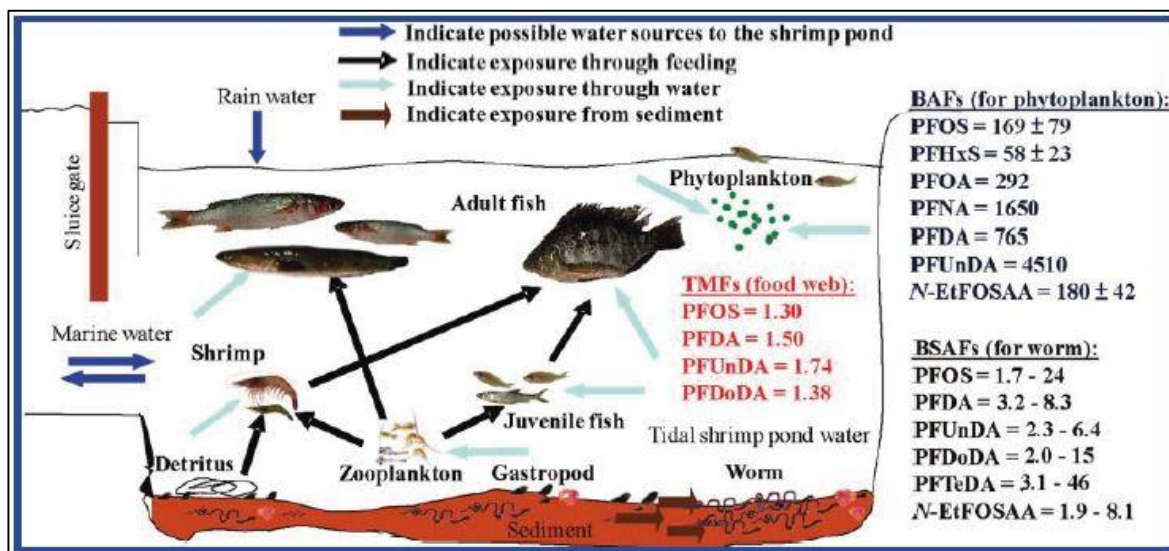
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (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.

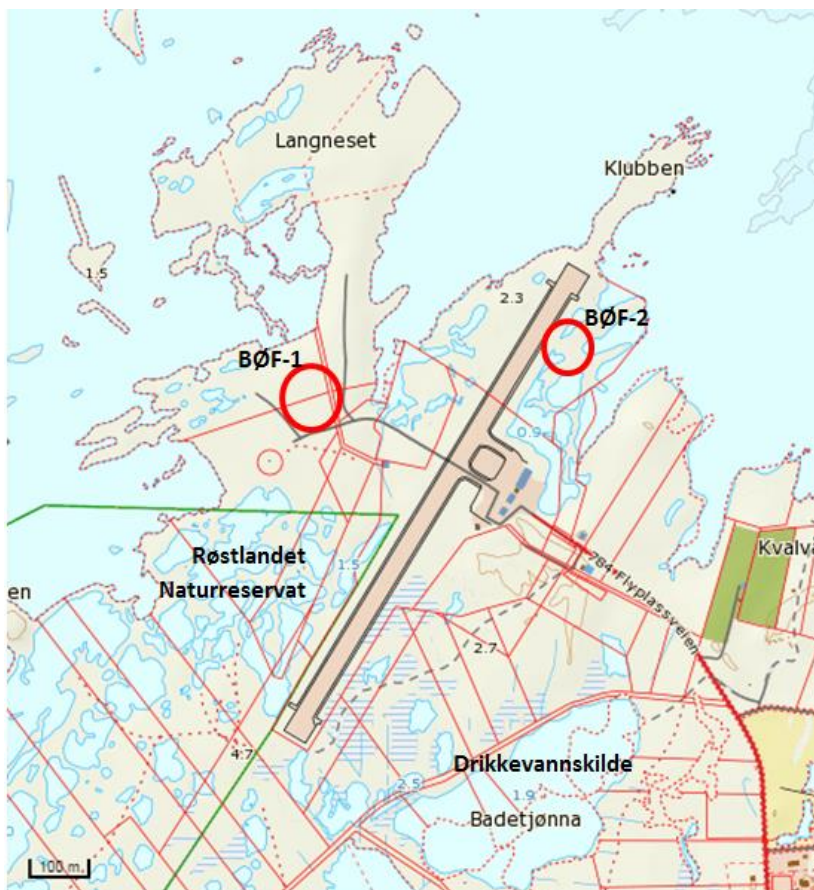
5.1 Beliggenhet og omgivelser

Røst Lufthavn ligger på den nordvestlige delen av øya Røstlandet i Røst kommune, helt sydvest i Lofoten i Nordland fylke. Flyplassens sydlige del grenser til Røstlandet naturreservat i vest, mens den i øst grenser til Røst kommunes drikkevannskilder (se Figur 5-1). Det er åpne vannspeil fra sidearealene til rullebanen mot drikkevannskilden i sør-øst via gamle dreneringsgrøfter. Det er også åpent vannspeil fra rullebanen mot naturreservatet i nord. Mot naturreservatet ligger det også en deponeringsplass for fast avfall.

Røstlandet naturreservat er vernet i henhold til verneplan for våtmark, og har beliggenhet i et flatt og åpent myr- og gruntvannsområde. Det er generelt en meget rik og variert fuglefauna, og øyas beliggenhet gir dens våtmarksbiotoper særlige viktige trekkfunksjoner. Vadefugler er den dominerende gruppen under trekktidene, med hittil observert i alt 24 ulike arter (Naturbase, 2014). Hekkefaunaen i området er også rik. Reservatet omfatter dessuten en av totalt tre ferskvannsdammer på øya som er vurdert verneverdig grunnet ferskvannsbiologiske forhold. Reservatet har også et rikt og spesielt planteliv.

I tillegg til naturreservatet, er havområdene rundt vurdert som særlig verdifulle områder med tanke på biologi. Det er bl.a. registrert niser, vågehval, kvitnos og grønlandssel i områdene rundt. Det er også mye fisk i områdene, bl.a. nordøstarktisk sei, lange, norsk vårgytende sild, tobis, vanlig uer, øyepål, brosme, kolmule og kysttorsk. Det er også registrert flere viktige naturtyper, som strandeng og strandsump, naturbeitemark og våtmark-mudderflate.

Dominerende vindretning ved Røst lufthavn er fra sørvest (www.ekllima.no).



Figur 5-1. Oversiktsbilde Røst lufthavn, med markeringer for aktivt (BØF 1) og nedlagt (BØF 2) brannøvingsfelt.

Løsmassene omkring flyplassen består av et topplag med torv/myr over strandavsetninger. Topplaget har en mektighet på 10 – 70 cm. Strandavsetningene består av relativt ren sand, eller stedvis grovere grus og stein der sand og finstoff er vasket vekk. De grove massene antas meget permeable. Mektigheten av løsmasser ned til fjell er 0,3-3,7 m.

Grunnvannstanden er ved brannøvingsfeltet nord for rullebanen målt til 0,2 – 0,9 m under terreng (september 2011), og sør for rullebanen til 0,6 - 1,0 m under terreng (Sweco, 2012).

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, jfr. 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.

Det er registrert to brannøvingsfelt ved Røst lufthavn – et eldre og et aktivt. Det gamle brannøvingsfeltet ligger på Avinors område, mens det aktive feltet ligger på kommunal grunn.

5.2.2 Nedlagt brannøvingsfelt (BØF 2)

Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2) har vært i bruk av Avinor fra 1987 frem til ca. 1998. Det er estimert at det er blitt brukt ca. 15 kg PFOS på feltet i denne tiden. Feltet er lite og er anlagt øst for den nordlige delen av rullebanen (se Figur 5-1). Det er ingen synlige installasjoner i området. Grunnen består av tynt gruslag over fjell, og avrenningen skjer mot sjøresipient.

Masser fra dette feltet skal være flyttet til ytterkant av sikkerhetsområdene øst bane 21.

5.2.3 Aktivt brannøvingsfelt (BØF 1)

Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1) ligger på kommunal grunn og har vært i bruk av Avinor siden 1998. Det er estimert at det er brukt ca. 5 kg PFOS i tiden fra 1998 til og med 2001. Fra 2002 til 2012 er det estimert at det er brukt ca. 5 kg PFAS. Feltet er anlagt vest for den midtre delen av rullebanen. Feltet er anlagt i et massetak, og grunnen består av grus over fjell. Denne typen masser har god hydraulisk ledningsevne slik at PFOS vil sannsynligvis sige ned i grunnen og lekke ut med grunnvann. Avrenningen skjer trolig mot sjøresipient i nordøst og nordvest. En eventuell avrenning mot sørøst og sørvest kan ikke avskrives. På øvingsområdet står det en container (2*12 m), samt tre åpne, rektangulære kar til bruk under brannøvelse.

5.2.4 Andre PFAS-lokaliteter

Det er ingen andre kjente kilder til PFAS-forurensning ved lufthavnen, så PFAS-forurensninger på steder uten tilknytning til brannøvingsfeltene antas å stamme fra diffuse kilder som avrenning fra biler brukt under øvelse, fra av- og påfylling av brannskum, innstilling av skumbilde, testing av utsyr, vasking av utstyr og biler, e.l.

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 skum helt uten perfluorerte forbindelser.

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

5.3.1 Oljeutskillere og sandfang

Det foreligger ikke analyser av PFAS på prøver fra oljeutskiller ved lufthavnen.

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

Prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved brannøvingsfeltene (utført i DP2) var sjaktning, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i fire retninger i forhold til selve brannøvingsfeltet. Én av de fire retninger skulle velges som forlenget akse, med prøvetaking lengre fra brannøvingsfeltet. Denne retningen ble valgt ut fra kunnskap om sannsynlig spredningsretning, f.eks. strømningsretning for grunnvannet, fremherskende vindretning eller opplysninger om i hvilken retning brannskum ble blåst under øvelsene.

På Røst ble forlenget akse fra sørvest mot nordøst valgt for jordprøvene både fra nedlagt og aktivt brannøvingsfelt tatt i DP2-undersøkelsene (2012). Ved nedlagt brannøvingsfelt ble det antatt ikke å forekomme grunnvann da det var svaberg under tynt vegetasjonsdekke. Avrenning antatt å gå rett i sjø og laguner. Ved det aktive brannøvingsfeltet ble det heller ikke satt ned grunnvannsbrønner. Hovedsakelig avrennings- og strømningsretning fra feltet antas å være mot sjø. Det ble dermed tatt prøver av brakk-/sjøvann ved to alternative utløpspunkter.

Det er satt fire miljøbrønner sørøst for rullebane (sør for terminalområdet) oppstrøms drikkevannskilde. Dette for dokumentasjon av eventuell påvirkning av denne.

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2013.

6.2 Jord

Det ble tatt jordprøver ved både det nedlagte og det aktive brannøvingsfeltet i 2011.

6.2.1 Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2)

Det ble det tatt seks overflateprøver, 0 – 10 cm, fra seks punkter på det nedlagte brannøvingsfeltet. Forlenget akse for prøvetaking strakk seg mot sørvest. Grunnen bestod hovedsakelig av sandig grus, men to av prøvene inneholdt noe mer jord (organisk materiale). Disse prøvene (OV-S og OV-S2) hadde de høyeste PFOS/PFOA-konsentrasjonene (Tabell 6-1), hhv. 477 µg/kg og 493 µg/kg, noe som kan begrunnes med høyere innhold av organisk materiale og mindre kornstørrelse. Retning for sprøyting av brannskum under øvelse kan også ha spilt inn i fordelingen av PFAS på feltet. Vindretningen, derimot, dominerer i motsatt retning.

Prøver ble kun tatt i sjiktet 0 – 10 cm da det er fjell rett under. PFAS-forbindelser som har endt i massene antas raskt å ha fulgt vann i strømningsretning mot sjø slik at de resterende mengdene PFAS i massene nå er små.

Feltet ligger slik at avrenning kan ha foregått inn i laguner som har liten utveksling av sjøvann med sjøen utenfor. Det er foreløpig ikke gjort undersøkelser av vann eller sedimenter i disse.

6.2.2 Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1)

Det ble tatt prøver fra ni punkter ved det aktive brannøvingsfeltet. Det ble tatt prøver fra ulike dyp i punktene, og fra fem av punktene ble det analysert på prøver tatt fra både toppjord og dypereliggende masser. Fra de fire øvrige ble det kun analysert på prøver tatt av toppjord (0 – 10 eller 0 – 20 cm).

Det ble påvist PFOS/PFAS i moderate konsentrasjoner i tre av prøvepunktene, SJ 3, SJ 4 og SJ 6, se Tabell 6-2. I sistnevnte prøve ble det både påvist moderat konsentrasjon av PFOS/PFAS i både 0 – 10 cm og i 25 – 45 cm dybde.

Høyeste konsentrasjon på 2620 µg/kg ble avdekket i punkt SJ 3 ved 0 - 10 cm dybde (prøve SJ 3-3). Det ble også analysert på en noe dypereliggende prøve tatt fra 25 - 45 cm dyp. Denne inneholdt imidlertid kun 29,2 µg/kg.

Punktene hvor det ble påvist høyest konsentrasjon av PFAS ligger i midtre del av brannøvingsfeltet. Spredningsretning ser ut til, basert på de øvrige prøvene, å være nordover mot sjø.

6.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det ble, i forbindelse med kartleggingen av generell forurensningsgrad ved lufthavnen i 2011, tatt jordprøver fra sørøstsiden av rullebane og terminalområde. Det ble kun påvist PFAS (PFOS) i jordprøven tatt nærmest terminalområdet, Sj 9. Konsentrasjonen var lav på 16,4 µg/kg, se Tabell 6-3. Det er ingen åpenbare kilder til forurensningen, så det antas å komme fra aktiviteter ved driftsområdet ved lufthavnen.

Tabell 6-1. PFAS i jord ved nedlagt brannøvingsfelt (BØF 2).

Parameter	Enhet	OV-N-17	OV-S-18	OV-Ø-19	OV-V-20	OV-S2-23	OV-M-24
Dato	2011						
Dybde	cm	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10
Jordtype		Sandig grus	Sandig jord	Sandig grus	Sandig grus	Jord	Sandig grus
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	6,4	<2,0	<2,2	3,7	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	102	477	21	72,3	493	16,6

Tabell 6-2. PFAS i jord ved aktivt brannøvingsfelt (BØF 1).

Parameter	Enhet	Sj1-1	Sj2-2	Sj3-3	Sj3-4	Sj4-5	Sj5-6	Sj5-7	Sj6-8	Sj6-9	Sj7-10	Sj7-11	Sj8-12	Sj8-13	OV-120-S-14
Dato	2011														
Dybde	cm	0-20	0-20	0-10	70-90	0-20	0-10	30-50	0-10	25-45	0-10	10-120	0-10	70-90	0-10
Jordtype		Sandig grus	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Løst flisfjell	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig grus med stein	Sandig jord
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	4,9	26,3	-	21,9	-	<2,8	<2,7	<3,4	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	<3,3	<3,3	-	<3,3	-	<2,8	<2,7	<3,4	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	<2,2	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	<2,2	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	<3,3	<3,3	-	9,5	-	<2,8	<2,7	<3,4	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	2,8	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	<2,2	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	<2,2	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,1	5,6	<2,2	<1,9	<2,2	<2,2	5,2	3,8	11	<1,9	<1,8	<2,3	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	172	186	2620	29,2	301	53,1	26,3	1690	1500	160	<1,9	59,8	7,7	10,6
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	<2,2	<2,2	-	2,9	-	<1,9	<1,8	<2,3	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	58	26,3	-	1540	-	i.p.	59,8	7,7	-

Tabell 6-3. PFOS/PFOA i grunnen sørøst for terminalområdet og rullebanen.

Parameter	Enhet	SJ9	B1	B3	B4
Dato		2011			
Dybde	cm	0-80	0-60	0-100	0-100
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<2,2	<2,1	<1,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	16,4	<2,2	<2,1	<1,9

6.3 Sedimenter

Det er tatt én sedimentprøve nord for aktivt brannøvingsfelt. Denne ble tatt i august 2013. Det ble påvist 14,5 µg/kg PFOS i prøven. Det ble ikke påvist konsentrasjoner av noen av de øvrige PFAS-forbindelsene, se Tabell 6-4.

Sedimentprøven er tatt fra (tilnærmet) samme punkt som sjøvann-/brakkvannsprøvene V2 er tatt, se detaljer for disse i avsnitt 6.4.2.

Selv om konsentrasjonen av PFOS er lav viser det at spredning fra BØF 1 blant annet foregår nordover mot sjø som forventet. En utvasking av PFAS i grunnen ut i sjø foregår antakeligvis kontinuerlig.

Tabell 6-4. PFAS i sedimentprøve.

Parameter	Enhet	V2
Dato		2013-08-28
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	µg/kg	<3,1
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	µg/kg	<4,2
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,1
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,1
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,1
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,1
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,1
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,1
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	µg/kg	14,5
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,1
Sum PFAS eks. LOQ		14,5

6.4 Vann

Det er tatt prøver fra grunnvann, sjøvann/brakkvann og overflatevann/ferskvann ved lufthavnen. Prøvene er tatt ved ulike tidspunkter i perioden 2011-2013.

6.4.1 Grunnvann

Grunnvannstanden er ved brannøvingsfeltet nord for rullebanen målt til 0,2 – 0,9 m under terreng (september 2011), og sør for rullebanen til 0,6 - 1,0 m under terreng (Sweco, 2012).

Det er tatt prøver fra fire grunnvannsbrønner situert sør for rullebane og terminalområde. Brønnene er plassert mellom rullebane og drikkevannskilde for å dokumentere eventuell avrenning fra lufthavnen og påfølgende påvirkning av drikkevannet.

I brønn B3 som ligger nærmest terminalområdet (lengst mot nordvest av grunnvannsprøvene) ble det i 2011 påvist 11,3 ng/l PFOS i grunnvannet. Det ble ikke påvist noe i brønn B4 ved denne prøvetakingen. I 2012, derimot, ble det påvist PFOS-konsentrasjoner i brønnene B3 og B4 på hhv. 6,4 ng/l og 5,6 ng/l, se Tabell 6-5. Kilden til PFOS er ikke kjent. Det kan stamme fra vasking av brannbiler brukt i forbindelse med øvelse, påfylling av brannskum på biler, testing av skumbilde, eller lignende aktiviteter som har foregått på terminalområdet.

I brønnene B1 og B2 ble det påvist PFOS på hhv. 13 ng/l og 12,4 ng/l i 2011, men dette ble ikke påvist igjen ved prøvetaking i 2012. Deteksjonsgrense for analyse av prøve tatt i B1 i 2012 er imidlertid forhøyet.

Tabell 6-5. PFAS i grunnvann sørøst for terminalområdet og rullebanen.

Parameter	Enhet	B1		B2		B3		B4	
Dato		2011-10-11	2012-05-24	2011-10-11	2012-05-24	2011-10-11	2012-05-24	2011-10-11	2012-05-24
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<75,0	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<100	-	<10,0	-	<10,0	-	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<75	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<75	-	<7,5	-	<7,5	-	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<50	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	13	<50	12,4	<5,0	11,3	6,4	<5,0	5,6
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<50	-	<5,0	-	<5,0	-	<5,0
Sum PFAS eks. LOQ		-	i.p.	-	i.p.	-	6,4	-	5,6

6.4.2 Overflatevann

Det er ikke tatt vannprøver i området rundt det nedlagte brannøvingsfeltet, men nedstrøms (nordvest og (nord-)øst) det aktive brannøvingsfeltet ble det i mai 2012 tatt prøver av sjøvann/brakkvann, V1 og V2. Det ble ikke påvist PFAS i V1, men i V2 ble det påvist moderate/høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS i vannet (601 ng/l/803 ng/l), se Tabell 6-6. Det ble derfor tatt en oppfølgende prøve fra V2 i august 2013. Det ble også da påvist moderat/høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS på hhv. 358 ng/l og 538 ng/l. Det ble i tillegg til PFOS påvist perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA), perfluorheptansyre (PFHpA), PFOA og perfluorpentansyre (PFPeA).

For prøven V1 tatt i 2012 var deteksjonsgrensene for analysen vesentlig høyere enn vanlig. Det kan ikke utelukkes at det har forekommet noe PFAS i prøven, men konsentrasjonen har imidlertid vært lavere enn i V2.

De høye konsentrasjonene som ble påvist i V2 fremdeles i 2013 tyder på at det skjer en stadig utvasking av PFAS i grunnen i spredningsretning fra BØF 1 mot sjø.

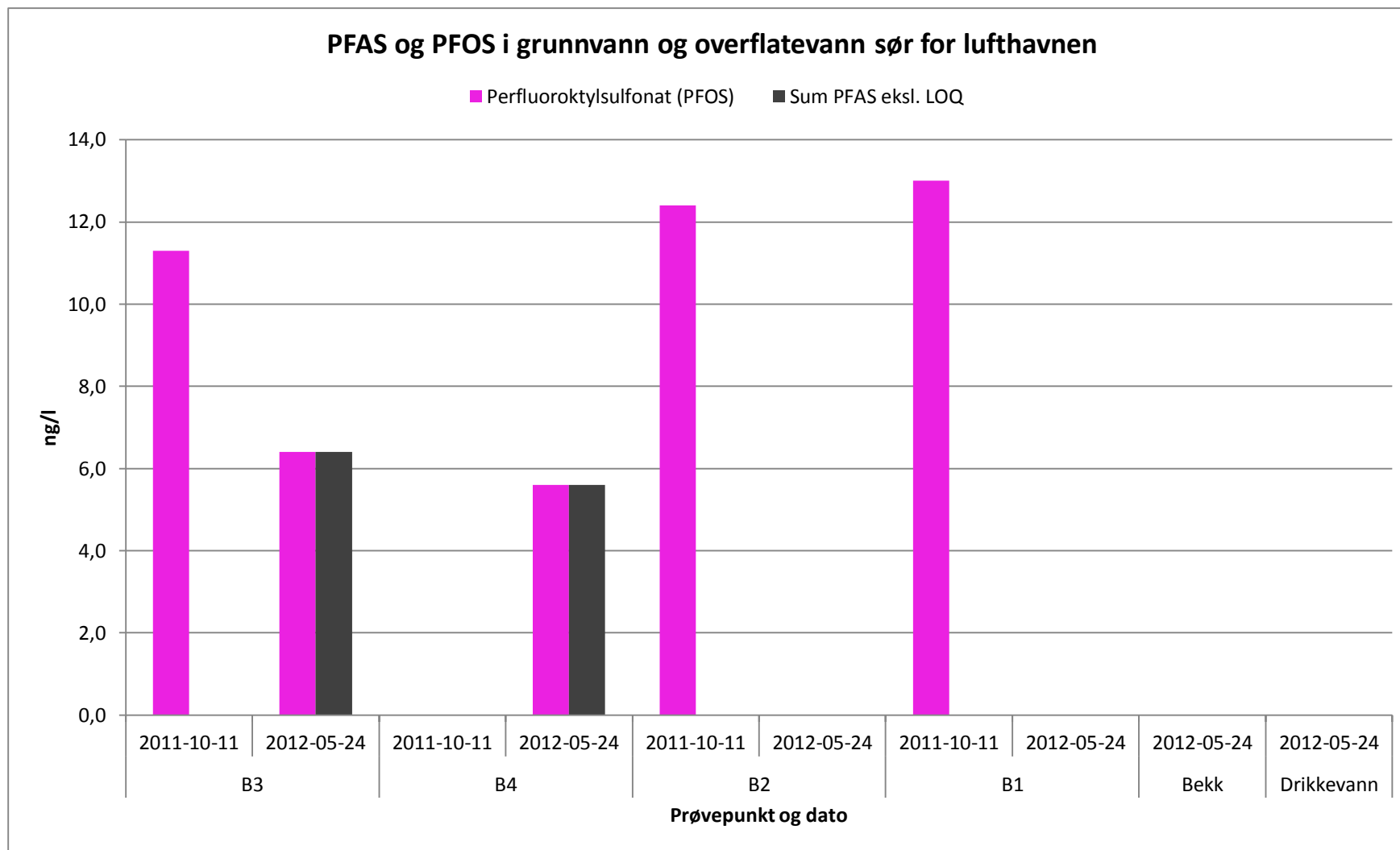
Tabell 6-6. PFAS i sjøvann/brakkvann.

Parameter	Enhet	V1	V2	
Dato		2012-05-24	2012-05-24	2013-08-28
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	<75,0	<15,0	<15,0
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	<100	<20,0	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<75	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<50	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<50	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<75	87,1	59,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<50	47,8	42,4
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<50	21,3	15
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<50	<10,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<50	11,3	12,6
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	<50	601	358
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<50	35,3	50,4
Sum PFAS eks. LOQ		i.p.	803	538

Det er tatt prøver av bekkevann og drikkevann (selv drikkevannskilden Badetjønna) sør for lufthavnen. Det er ikke påvist PFAS i prøver fra disse resipientene, hverken i oktober 2011 eller i mai 2012, se Tabell 6-7.

Tabell 6-7. PFAS i bekkevann og drikkevann.

Parameter		Enhet		Bekk		Drikkevann	
Dato		2011-10-11	2012-05-24	2011-10-11	2012-05-24		
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<7,5	-	<7,5		
8:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	ng/l	-	<10,0	-	<10,0		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	-	<7,5		
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<7,5	-	<7,5		
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0		
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0		
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0		
Sum PFAS eks. LOQ		-	i.p.	-	i.p.		



Figur 6-1. PFAS/PFOS i vannprøver (grunnvann og overflatevann) sør for lufthavnen i antatt avrennings-/strømningsretning mot drikkevannskilden Badetjønna. (Fravær av stolpe indikerer konsentrasjon under deteksjonsgrense/ikke påvist.)

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Røst lufthavn.

6.5.2 Ferskvannsarter

Det er ikke samlet inn ferskvannsarter ved Røst lufthavn.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble gjennomført innsamling av snegler og børstemark 28. august 2013. Innsamlingsarbeidet ble gjennomført av Norconsult. Området der innsamling av materiale ble gjennomført er valgt med tanke på avrenning fra aktiv BØF (BØF-1) og er avmerket på kartet i Figur 6-2.

I Tabell 6-8 vises en oversikt over analysert materiale ved Røst lufthavn.



Figur 6-2. Flyfoto som viser område for innsamling av strandbiota ved Røst lufthavn (markert med gul sirkel).

Tabell 6-8. Oversikt over analysert biologisk materiale fra Røst lufthavn.

Art	Analysert, antall	Kommentar
Strandsnegl	1	Blandprøve av hele individer, n>15.
Fjæremark	1	Blandprøve av hele individer, n=11 (2 store (10-12 cm) mark og 9 mindre (3-5 cm)).

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Det har ikke tidligere vært samlet inn biotisk materiale fra Røst lufthavn. Resultatene for innsamlingen i 2013 vises i Tabell 6-9.

Tabell 6-9. Analyseresultater for blandprøve av strandsnegl og fjæremark tatt utenfor aktiv BØF (BØF-1), Røst lufthavn. Resultater er fargeillustrert i henhold til Tabell 4-1.

Kjemisk forbindelse, µg/kg våtvekt	Fjæremark, blandprøve	Strandsnegl, blandprøve
PFPeA	<5.0	<5.0
PFHxA	<5.0	<5.0
PFHpA	<5.0	<5.0
PFOA	<5.0	<5.0
PFNA	<5.0	<5.0
PFDA	<5.0	<5.0
PFBS	<20	<20
PFHxS	5,5	<5.0
PFOS	41	55
FTS-6:2	<20	<20
FTS-8:2	<10	<10
PFDS	<30	<30
PFUnDA	<5.0	<5.0
PFDODA	<5.0	<5.0
Sum PFAS	46,5	55

Analyseresultatene viser at det ble gjort funn av PFAS i både strandsnegl og fjæremark tatt utenfor det aktive brannøvingfeltet (BØF-1). Det ble hovedsakelig funnet PFOS, men i fjæremarken ble det også funnet PFHxS. Konsentrasjonen av PFAS tilsvarer kategori III – *Moderat miljøtilstand* (Tabell 6-9).

6.5.3.3 Vurdering

Relativt høye konsentrasjoner i strandbiota. PFOS er den dominerende PFAS-forbindelsen, noe som er litt underlig siden feltet kun har vært benyttet siden 1998, og det ble stopp i bruk av PFOS-skum i 2001. Prøvene er tatt omtrent samme sted som sjøvannsprøven V2, som også hadde betydelig innhold av PFAS, hovedsakelig som PFOS.

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

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

Fra marint miljø er det kun tatt påvisningsprøver av strandbiota i nærheten av det aktive brannøvingfeltet, noe som gir et svært begrenset vurderingsgrunnlag for økosystemene. Blandprøvene er basert på mer enn 10 individer, og anses å gi et brukbart bilde av tilstanden for de analyserte artene i det lokale området.

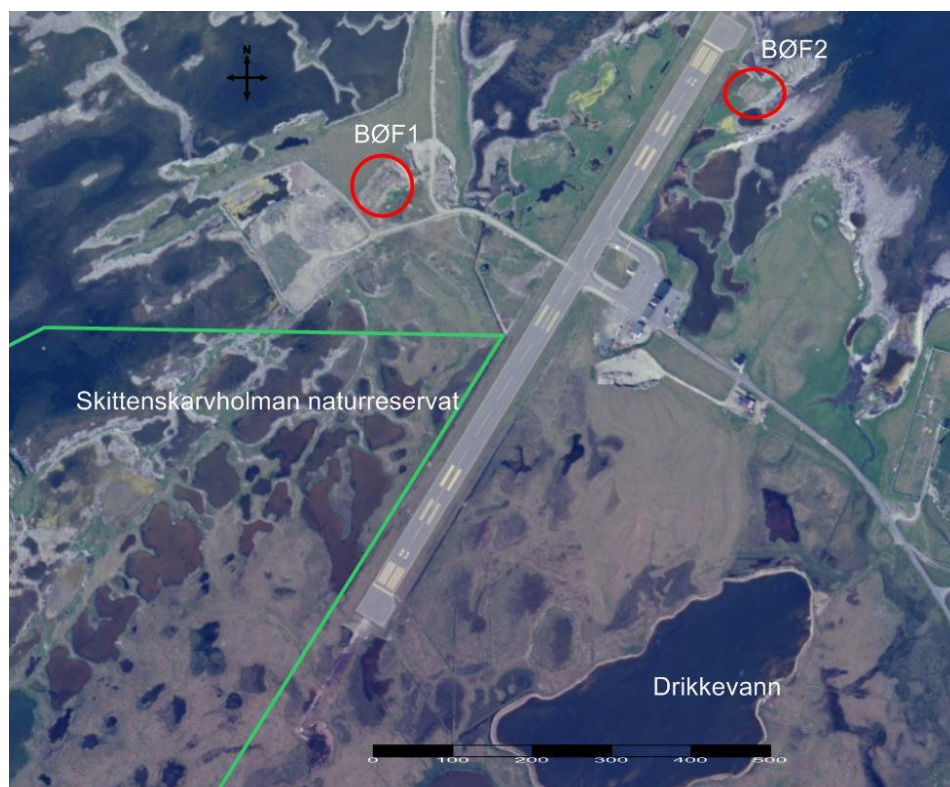
7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltene på Røst 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 feltene gjennom årene.

Røst Lufthavn ligger på øya Røstlandet i Røst kommune, Nordland fylke lengst ut på Lofoten. Flyplassens sydlige del grenser til Røstlandet naturreservat i vest, mens den i øst grenser til Røst kommunes drikkevannskilder (se figur 7-1).



Figur 7-1. Oversiktskart Røst lufthavn. Brannøvingsfelt er vist med røde sirkler.

Det er registrert to brannøvingsfelt ved Røst lufthavn BØF1 som er nyest og fortsatt aktiv og BØF2 som er eldst og nedlagt. BØF2-gammelt felt ligger på Avinors område, mens BØF1-aktivt felt ligger på kommunal grunn. Spredningsvurderingen har fokus på spredning fra begge brannøvingsfeltene. Vann – og jordprøver fra andre steder på lufthavnen indikerer imidlertid at det også er andre lokasjoner med PFOS-forurensning rundt på lufthavnen.

Midlere netto nedbør for Røst er ca. 670 mm/år (kilde: NVE). Det er ca. 2 meter forskjell mellom flo og fjære i dette området.

Løsmassene på flyplassområdet består generelt av et topplag med torv/myr over strandavsetninger. Mektigheten på topplaget er mellom 10 – 70 cm. Strandavsetningene består av sand, med stedvis grovere grus og stein der sand og finstoff er vasket vekk. Grusmassene er trolig meget permeable. Løsmassemektheten over fjell er mellom 0,3-3,7 m.

7.2 BØF1- aktivt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for aktiv BØF. Brannøvingsfeltet ligger vest for rullebanen ca. 90 meter fra sjøresipient (Figur 7-1). Feltet er etablert i et massetak. Massene består av grus over fjell. Feltet har vært i bruk fra 1998.

Fra 1998 til og med 2001 er det estimert at det ble brukt ca. 5 kg ren PFOS på BØF1. Fra 2001 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 5 kg PFAS på BØF1.

Figur 7-2 viser bilde av feltet.



Figur 7-2. Bilde BØF1. Kilde: DP2.

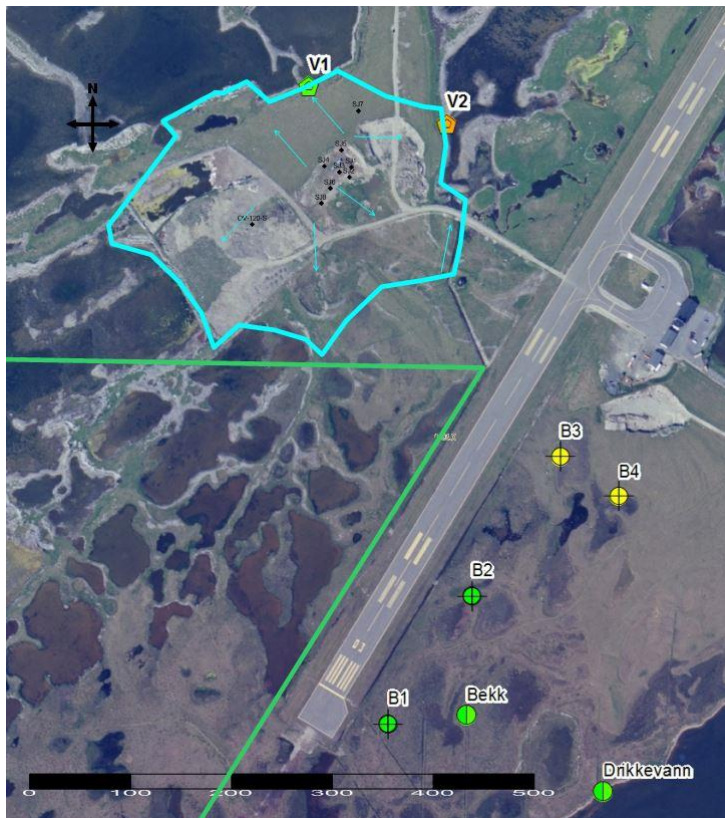
Brannøvingsfeltet grenser til Skittenskarvholman naturreservat i sør. Et område som har stor betydning som trekk- og hekkelokalitet for våtmarksfugl.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området BØF1

Avrenning fra feltet skjer med grunnvann og overflateavrenning. Sannsynligvis i hovedsak til sjøresipient retning nordøst mot prøvepunktet V2 (Figur 7-3). Noe kan renne av mot brakkvannslagune i nordvest. Det kan heller ikke utelukkes at noe PFOS kan spres mot sør til naturreservatet.

Dybden til grunnvann er mellom 0,5-1 meter under terreng. Nedbørsfeltet/spredningsområdet til BØF1 er estimert til ca. 65 000 m² (Figur 7-3). Massene karakteriseres som sandig grus. Denne typen masser har god hydraulisk ledningsevne slik at PFOS vil sannsynligvis sige ned i grunnen og lekke ut med grunnvann. Det er to punkter (V1 og V2) der det er tatt PFOS-analyser nedstrøms feltet. Dette er sjøvannsprøver. Høyest PFOS-konsentrasjon er det i

punktet V2 med gjennomsnittlig konsentrasjon på 480 ng/l (2 prøver). I punktet V1 er det ikke påvist PFOS (1 prøve). Tidevannsforskjeller kan påvirke utlekking av PFOS fra feltet i form av økt utvasking. Det er ikke sannsynlig at PFOS fra BØF1 drenerer mot drikkevann på andre siden av rullebanen mot sørøst.

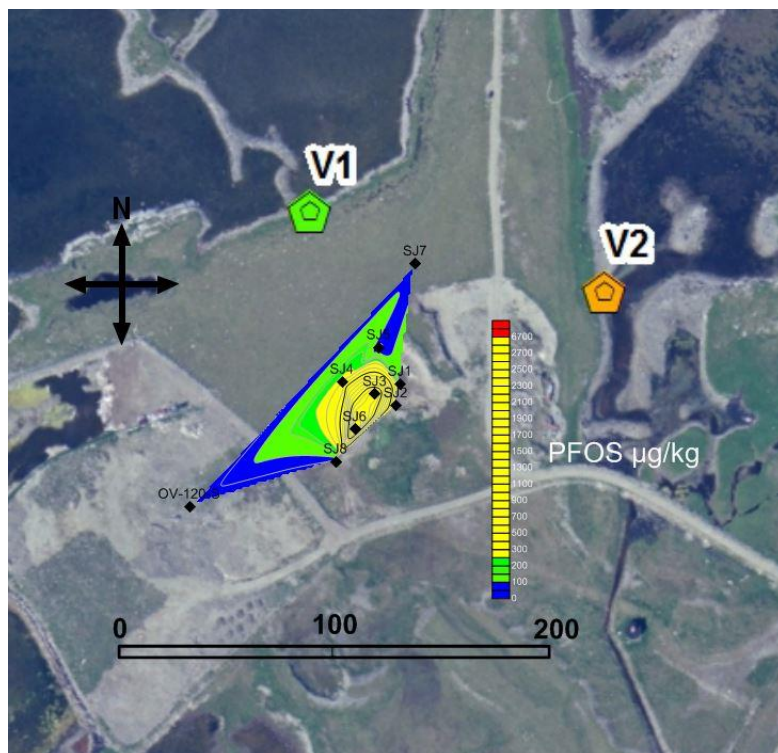


Figur 7-3. Viser antatt nedbørsfelt/spredningsområde til BØF1 og området rundt med lyseblå polygon. Lyseblå piler viser mulige spredningsretninger. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Femkantet symbol viser sjøvannprøver.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF1

Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som igjen i grunnen på BØF1 basert på målte verdier i jord.

Det er samlet inn 14 prøver fra ni punkter. I de fleste prøvepunktene var det sandig grus med stein. Det er ikke analysert prøver fra dyp større enn 1,2 meter under terreng. Prøver fra topplag (0,1-0,2 m under terreng) har tilsynelatende litt høyere PFOS-konsentrasjoner enn prøver fra dyp noe lenger ned. Figur 7-4 viser interpolering av PFOS med alle prøvepunktene samlet. Det er tydelig at forurensningen er høyest i punktene SJ6 (litt sørvest for midten av feltet) og SJ3 (sentralt på feltet). Høyeste konsentrasjon på 2620 µg/kg ble avdekket i punkt SJ3 ved 0 - 10 cm dybde. Seks prøvepunkter har konsentrasjoner over normverdi (100 µg/kg). I nordøst og sørvest er forurensningen sannsynligvis godt avgrenset av prøvetakingen. I øst og sørøst kan forurensningen strekke seg noe lenger enn prøvepunktene. Forurensningen blir sannsynligvis raskt tynnet ut under grunnvannsspeilet.



Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF1 basert på alle prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

Beregning av restmengde PFOS på BØF er basert på interpoleringen i Figur 7-4. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 213 µg/kg. Utstrekningen av forurenset område er trolig fra 3 500 – 5 000 m². Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til 1 ± 0,2 meter som et gjennomsnitt. Tettheten til massene er vurdert til 1 600 ± 200 kg/m³. Dette gir en rest av PFOS for BØF 1 på 1 ± 0,5 kg (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Grunnen til usikkerhetene i areal er at forurensingen ikke er veldig godt avgrenset i xy-planet. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Tettheten er basert på typiske verdier for sandig jord.

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

Det er ikke tatt representative vannprøver på feltet. Det er derfor ikke mulig å gi et godt tidsestimat på tiden det vil ta før all PFOS har lekket ut fra feltet. Heller ikke hvor mye PFOS som lekker ut per år. Vannprøven V2 er tatt i sjø og vil være sterkt fortynnet.

7.3 BØF2- gammelt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS for BØF2-gammelt felt. Brannøvingsfeltet ligger nordøst for nordlig del av rullebanen ca. 60 meter fra sjøresipient (**Feil! Fant ikke referanse-kilden.**). Grunnen består av tynt gruslag over fjell. Brannøvingsfeltet (BØF-2) var i bruk av Avinor fra 1987 frem til ca. 1998.

Fra 1987 til 1998 er det estimert at det ble brukt ca. 15 kg ren PFOS på BØF.

Figur 7-5 viser bilde av feltet.



Figur 7-5. Bilde BØF2-gammelt felt. Kilde: DP2.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området BØF2

Det er tynt lag med løsmasser i form av grus over bart fjell (svaberg) ved dette feltet. Det er ikke påvist grunnvann i løsmassene. Det er ikke tatt vannprøver i strandsonen.

Nedbørsfeltet til BØF2 er estimert til ca. 12 500 m² (Figur 7-6). Tidevannsforskjeller (opp til 2 meter differanse mellom flo og fjære) vil påvirke utlekking av PFOS fra feltet i form av økt utvasking. Avrenning vil skje mot sjøresipient (Røsthavet) som overflatevann og markvann. Løsmassene karakteriseres som sandig grus. Denne typen masser har god hydraulisk ledningsevne slik at PFOS vil lekke relativt raskt ut fra feltet til sjø.



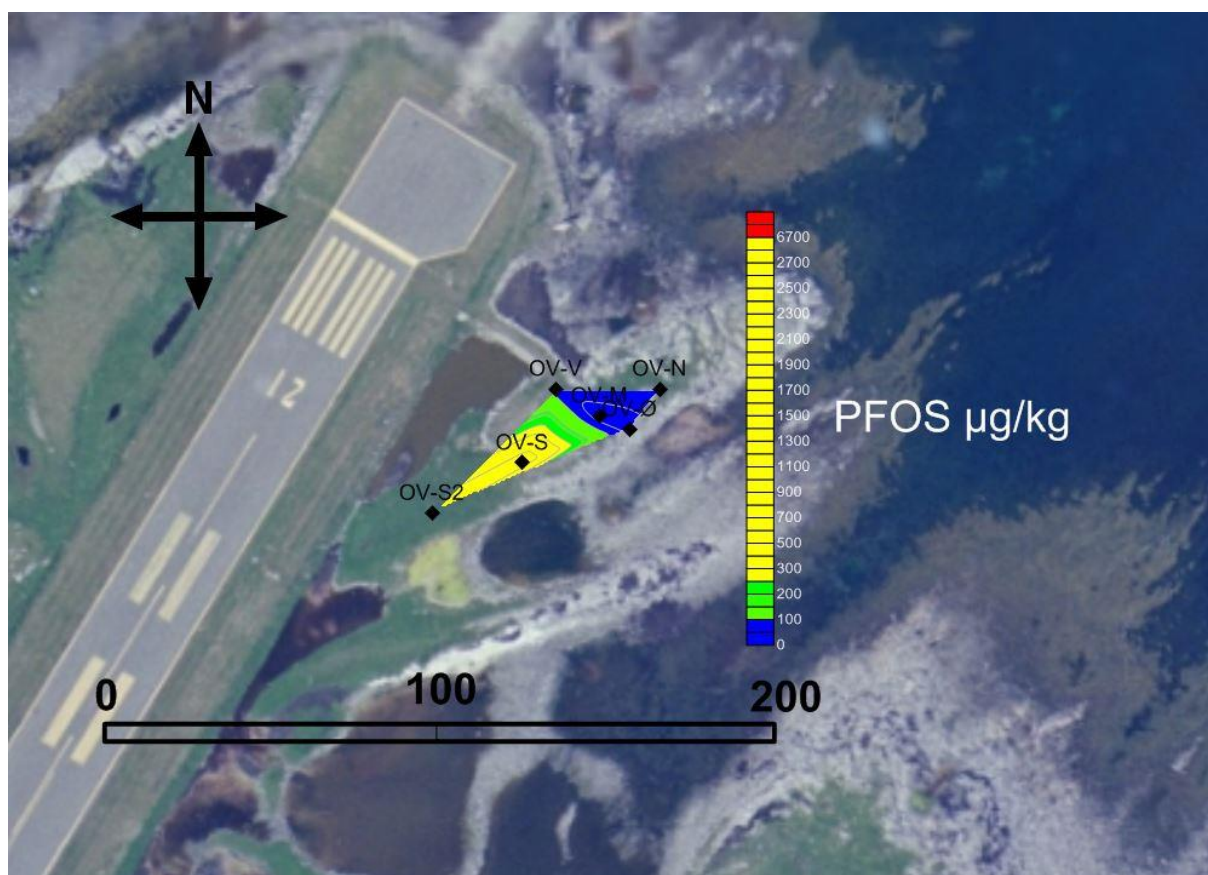
Figur 7-6. Viser antatt nedbørsfelt til BØF2 og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter.

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF2

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

Det er samlet inn seks prøver fra seks punkt. Alle prøver er tatt som overflateprøver (0-10 cm). I de fleste prøvepunktene var det hardpakket sandig grus. Det er antatt gjennomsnittlig 0,2 meter med løsmasser over bart fjell for feltet. 3 av 6 prøver hadde PFOS-konsentrasjon over normverdi. De høyeste konsentrasjonene er i sydvest i punktene OV-S2 (490 µg/kg) og OV-S (470 µg/kg). Dette kan kanskje forklares med at disse to prøvene besto hadde høyere innhold av organisk materiale enn de andre (Tabell 6-1). PFOS bindes sterkere til organisk materiale enn til sand/grus. OV-N i nord hadde en konsentrasjon på 102 µg/kg.

Figur 7-4 viser interpolering av PFOS med alle prøvepunktene samlet.



Figur 7-7. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF2 basert på alle prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

Beregning av restmengde PFOS på BØF er basert på interpoleringen i Figur 7-4. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 213 µg/kg. Utstrekningen av forurensset område er estimert til 1 500 m² – 3 000 m². Dybden på forurensset område vil variere, men har blitt vurdert til 0,2 ± 0,1 meter som et gjennomsnitt. Tettheten til massene er vurdert til 1 600 ± 200 kg/m³. Dette gir en rest av PFOS for BØF på 0,2 ± 0,1 kg (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Grunnen til usikkerhetene i areal og dybde er at forurensingen ikke er godt avgrenset i xy-planet. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Tettheten er basert på typiske verdier for sandig jord.

Masser fra dette feltet er flyttet til ytterkant av sikkerhetsområdene øst bane 21. Dette kan være med på å forklare at det er lite PFOS igjen på feltet. I tillegg er massene her skrinne og har god hydraulisk ledningsevne. Dette er forhold som fører til at PFOS raskt lekkes ut til sjø.

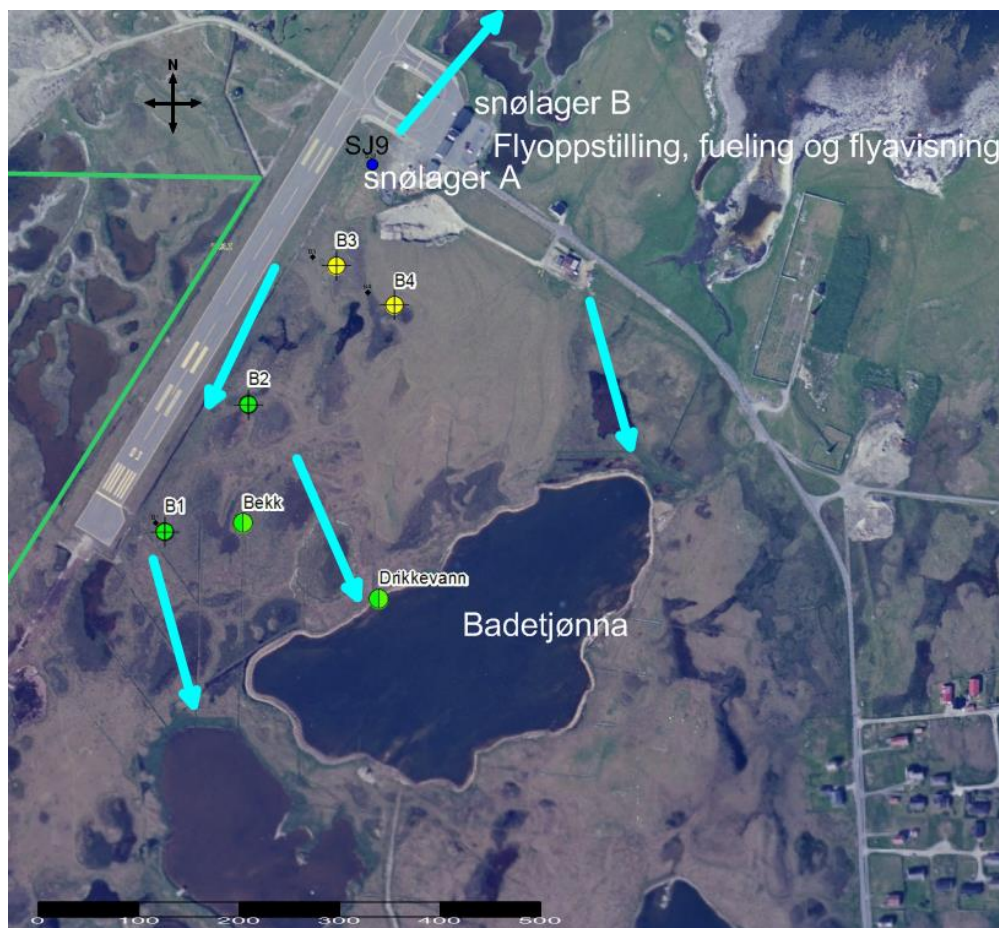
7.3.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF2

Det er ikke tatt representative vannprøver på feltet. Det er derfor ikke mulig å gi et godt tidsestimat på tiden det vil ta før all PFOS har lekket ut fra feltet. Det er estimert at det ligger igjen kun 0,2 ± 0,1 kg PFOS på feltet. Det tyder på at utlekkingen fra feltet er liten.

7.4 Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning

Figur 7-8 viser brønner og vannprøver tatt fra vannspeil, bekk og drikkevannet Badetjønna. Disse ligger på østsiden av rullebanen (mot drikkevannet Badetjønna). Det er påvist lave PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet i brønnene B3 og B4 (6 ng/l i begge brønnene) som ligger lengst nord av prøvene. I andre vannprøver i området er det ikke påvist PFOS over kvantifiseringsgrensen. Det er analysert jordprøver fra brønnene B1, B3 og B4 uten at det ble påvist PFOS over kvantifiseringsgrensen. I punktet SJ9 er det påvist PFOS i jord (16,4 µg/kg), men langt under normverdi (100 µg/kg). Det er ikke påvist PFOS i andre prøvepunkt.

Se Figur 7-8 for visning av antatte dreneringsretninger. Det er flere åpne vannspeil som korrelerer med grunnvannsnivået i området. Flere av vannspeilene er gamle dreneringsgrøfter. Vannspeilene ligger litt høyere enn Badetjønna slik at sannsynligvis drenerer deler av dette området mot Badetjønna. Vannet ved snølager A, B3 og B4 drenerer trolig til Badetjønna eller vannet syd for badetjønna. Det er en dreneringsgrøft langs rullebanen som drenerer til vannet sør for drikkevannet Badetjønna. Vannet ved B1 drenerer sannsynligvis til dette vannet. Det er mest sannsynlig at området ved Snølager B og flyoppstillingsplass (Figur 7-8) drenerer nordøstover mot BØF2 og sjø da terrenget her heller kraftigere i denne retningen.



Figur 7-8. Oversikt over brønner satt på østsiden av rullebanen mot Badetjønna som brukes som drikkevann for kommunen. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

8 Oppsummering

8.1 Jord og vann

BØF 1 – Aktivt brannøvingsfelt

Det ble tatt jordprøver fra ni punkter ved det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1).

Det ble påvist PFOS/PFAS i moderate konsentrasjoner i tre av prøvepunktene. Høyeste konsentrasjon på 2620 µg/kg ble avdekket i punkt SJ 3 ved 0 - 10 cm dybde. Punktene hvor det ble påvist høyest konsentrasjon av PFAS ligger i midtre del av brannøvingsfeltet.

Det er tatt vannprøver nedstrøms (V1 og V2) det aktive brannøvingsfeltet i mai 2012 av sjøvann/brakkvann. Det ble ikke påvist PFAS i V1, men i V2 ble det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i vannet (601 ng/l/803 ng/l), se Tabell 6-6. Det ble derfor tatt en oppfølgende prøve fra V2 i august 2013. Det ble også da påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS på hhv. 358 ng/l og 538 ng/l.

BØF 2 – nedlagt brannøvingsfelt

Det ble det tatt seks overflateprøver, 0 – 10 cm, fra seks punkter på det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2). Det er fjell rett under gruslaget, og PFAS-forbindelser som har endt i massene antas derfor raskt å ha fulgt vann i strømningsretning mot sjø slik at de resterende mengdene PFAS i massene nå er små. De høyeste PFOS-konsentrasjonene, på i underkant av 500 µg/kg, ble påvist i to prøver sør for BØF i retning rullebanen. Disse prøvene inneholdt noe mer organisk materiale enn de øvrige prøvene som hovedsakelig bestod av grus. Det er ikke tatt vannprøver ved det nedlagte brannøvingsfeltet.

Andre kilder

Det ble, i forbindelse med kartleggingen av generell forurensningsgrad ved lufthavnen i 2011, tatt jordprøver fra sørøstsiden av rullebane og terminalområde. Det ble kun påvist PFAS (PFOS) i jordprøven tatt nærmest terminalområdet. Konsentrasjonen var lav på 16,4 µg/kg. Det er ingen åpenbare kilder til forurensningen, så det antas å komme fra aktiviteter ved driftsområdet ved lufthavnen.

Det er tatt prøver fra grunnvann, sjøvann/brakkvann og overflatevann/ferskvann ved lufthavnen. Prøvene er tatt ved ulike tidspunkter i perioden 2011-2013. Det er påvist lave konsentrasjoner av PFOS 5-13 ng/l i disse.

Det er en drikkevannskilde (Badetjønna) øst for sydlige deler av rullebanen. Det er ikke påvist PFAS her, hverken i oktober 2011 eller i mai 2012, se Tabell 6-7. To brønner i dette området (B3 og B4) har lave konsentrasjoner av PFOS. Det er usikkert hvor dette stammer fra, men sannsynligvis ikke fra brannøvingsfelt. Det kan stamme fra søl på rullebanen eller sydlig snølager. Det er sannsynlig at dreneringsretningen fra disse brønnene er mot Badetjønna eller vannet som ligger ca. 50 meter syd for Badetjønna.

8.2 Restmengder i jord og spredning av PFAS

Det ble brukt ca. 1 kg PFOS pr år som følge av brannøvelser med PFOS-holdig brannskum i perioden 1987-2001. Totalt har det blitt spredd ca. 20 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og 5 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Det ligger igjen totalt mellom 0,6 - 1,8 kg PFOS på brannøvingsfeltene.

Det er sannsynligvis små mengder PFAS som lekker ut pr år, men det finnes ikke nok grunnvannsprøver til at disse kan sies å være representative for spredningssituasjonen.

8.3 Biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø, og kun i nærområdet til aktivt brannøvingsfelt. Det ble analysert blandprøver av strandsnegl og fjæremark. Biota i nærliggende ferskvann ble ikke innhentet.

Det ble påvist PFAS (hovedsakelig PFOS) i begge prøvene, tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand*.

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

Med bakgrunn i internasjonal kunnskap om effekter av PFAS i naturmiljøet og med bakgrunn i vurderinger og konklusjoner fra øvrige lufthavner med tilsvarende PFAS nivå i biota er det, selv med et spinkelt datagrunnlag, sannsynlig at spredning av PFAS fra Røst 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 Matbiota og risiko for mennesker

Røst lufthavn ligger på øya Røstlandet, ytterst i havgapet i Lofoten. Det foregår utstrakt fritids- og yrkesfiske i området.

Det er ikke analysert på matbiota, kun strandbiota hvor det ble påvist moderate konsentrasjoner av PFAS. Det er sannsynlig at matfisk i området benytter et stort areal til næringssøk, og at det dermed liten sannsynlighet for oppkonsentrering av PFAS i muskelvev hos slik fisk.

Mat fra terrestrisk biota som jaktbart vilt og husdyr inngår ikke i denne undersøkelsen.

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). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.

Grandjean, P., Budtz-Jørgensen (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), 12:35, 7 p.

Gravem, F.R., 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 – Utrekning av Kd.

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

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 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 – Røst lufthavn. Rapport 168180-240-1 rev 1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1: Undersøkte arter Røst lufthavn

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.

Fjæremark, (*Arenicola marina*), tilhører familien Arenicolidae og er blant de flerbørstemark som bor i rør. Kalles også agnmark eller sandmark på norsk. Dette er en av vår vanligste børstemark, og som lett kjennes igjen på strendene. Brukes ofte som agn.

Fjæremarken kan bli 20 cm lang, og kan minne om meitemark i utseende (Figur 1). Den forreste og tykkeste del av kroppen består av 19 kroppsledd eller segmenter. Noen av segmentene har gjeller og tallrike børster på parodiene. Bak de tykkere segmentene har de en smalere hale, som ikke har børster.

Fjæremark graver i sandbunn på ganske grunt vann. De danner U-formede ganger, hvor de to åpningene svarer til for- og bakenden. De suger vann og sand inn gjennom munnen, og lever av de medfølgende næringsstoffene. Utførselsåpningen dekkes etterhvert av en liten haug med oppdyngede ekskrementer av sand som viser dyrets oppholdssted. Slike små sandhoper kan ofte sees ved lavvann. Dyrets egen kanal går opptil 20 cm ned i sanden <http://snl.no/fjæremark>.



Figur 1. Fjæremark (*Arenicola marina*).



Figur 2. Vanlig strandsnegl

Vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) er den største av strandsneglene i Norge og kan bli 4 cm lang. Larvestadier frittlevende (pelagisk) i vann. Strandsneglen lever på 0-70 meters dyp, på steinbunn, vanligvis under tidevannssonen. Ikke på sandbunn. Den tåler ikke en lengre periode i luft, uten å tørke ut. Den har ikke utviklet lunge, slik som noen andre strandsnegler. Vanlig strandsnegl lever hovedsakelig av grønnalger som tarmgrønske og havsalat (Watson, 1985). Sjøstjerner, kongsnegl og enkelte fiskearter spiser strandsnegl, samt mennesker.

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.

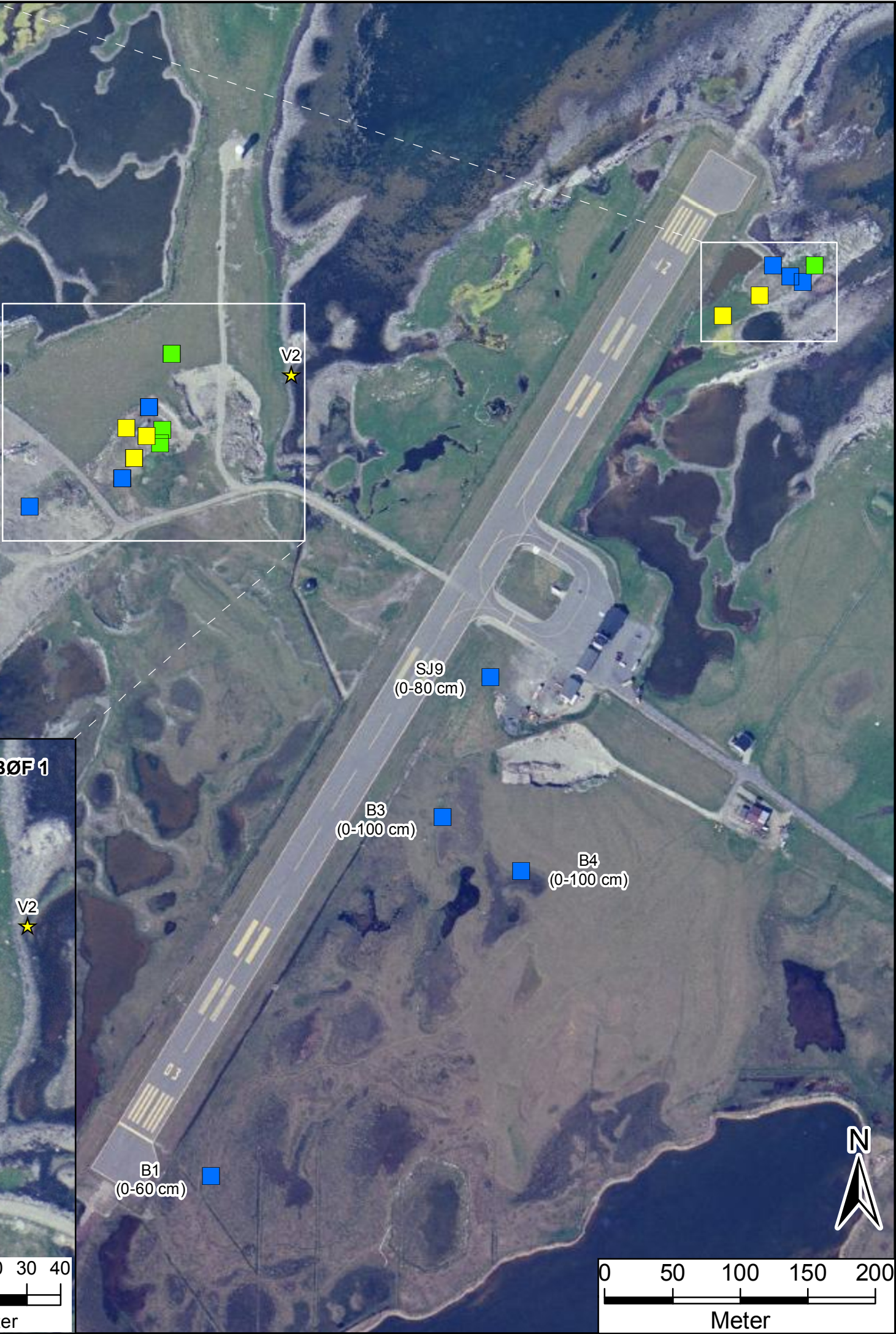
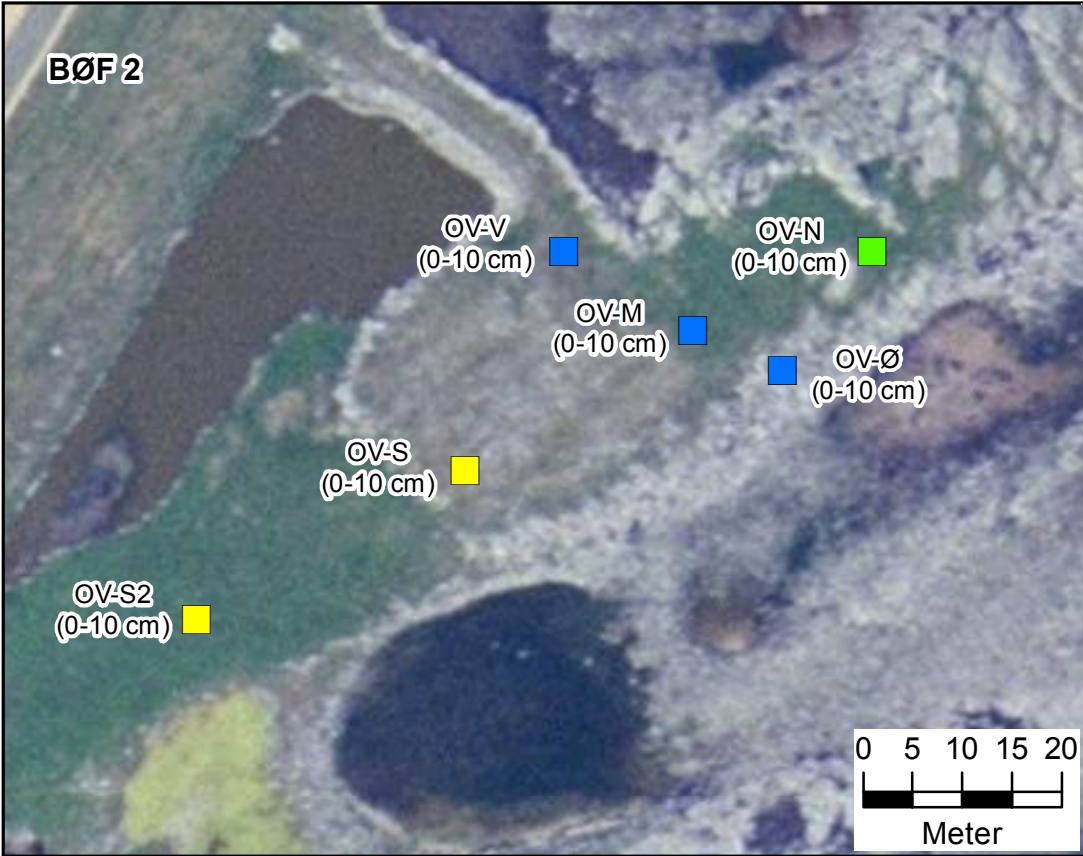
TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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**



Røst lufthavn (ENRS)

Oversiktskart inkl.
brannøvingsfelt

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

Røst lufthavn
(ENRS)
Brannøvingsfelt - nytt
Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

PFOS sediment marint (ug/kg)

- Blue star: 0
- Green star: <LOQ
- Yellow star: LOQ-63
- Orange star: 63-6300
- Red star: >6300
- White star: Ikke analysert

Mrk. varierende skala for x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

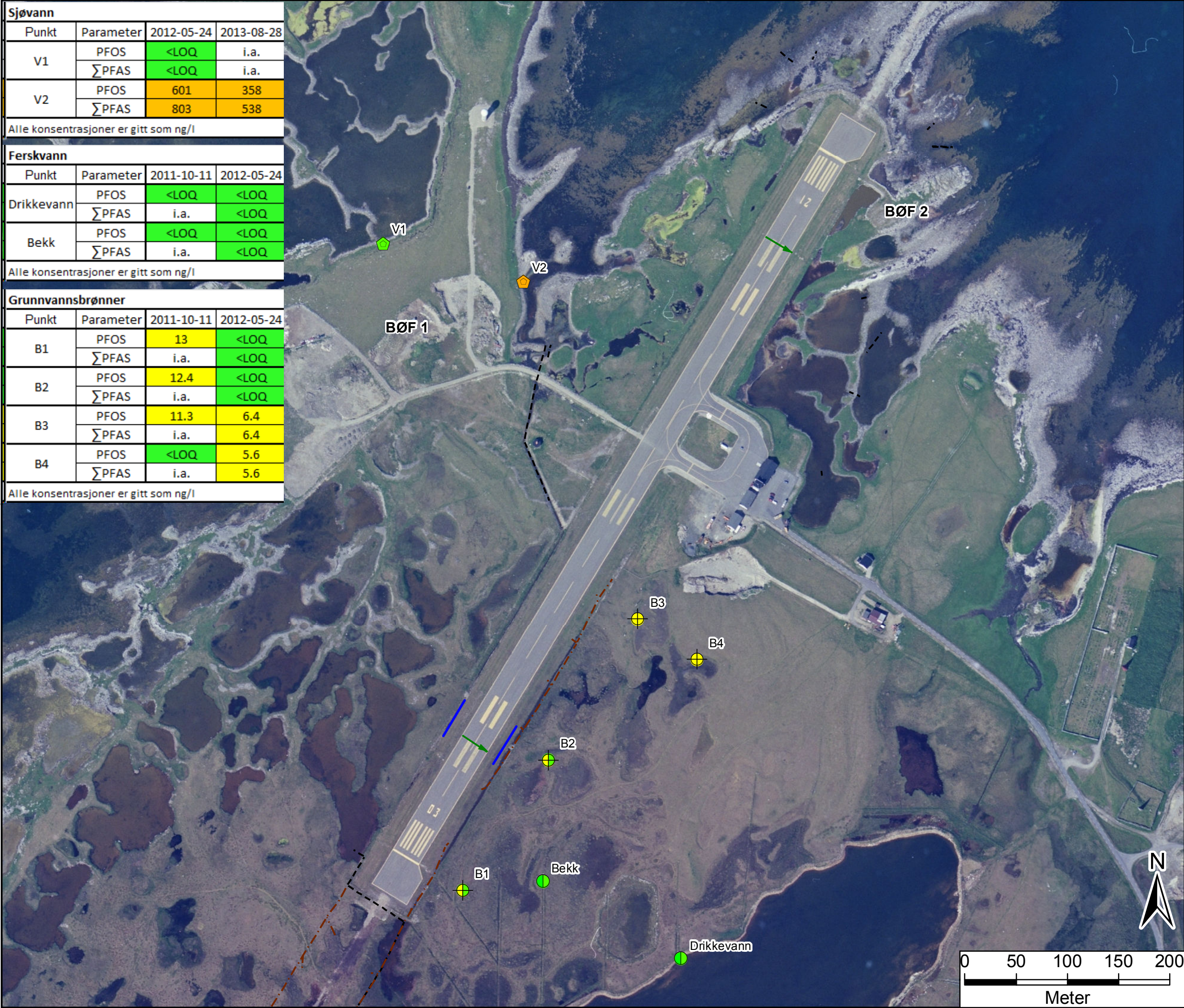
Norconsult
COWI
SWECO

AVINOR

Sjøvann			
Punkt	Parameter	2012-05-24	2013-08-28
V1	PFOS	<LOQ	i.a.
	ΣPFAS	<LOQ	i.a.
V2	PFOS	601	358
	ΣPFAS	803	538
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l			

Ferskvann			
Punkt	Parameter	2011-10-11	2012-05-24
Drikkevann	PFOS	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
Bekk	PFOS	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l			

Grunnvannsbrønner			
Punkt	Parameter	2011-10-11	2012-05-24
B1	PFOS	13	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
B2	PFOS	12.4	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
B3	PFOS	11.3	6.4
	ΣPFAS	i.a.	6.4
B4	PFOS	<LOQ	5.6
	ΣPFAS	i.a.	5.6
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l			



Røst lufthavn (ENRS)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

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
 - Overvannssystem
 - Vannskille rullebane
 - Antatt avrenningsveg baneavising

i.a. = ikke analysert
LOQ = rapporteringsgrense

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Røst lufthavn

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- hele individer
- flere individer
- FJ fjæremark
- SN strandsnegl
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- naturvernengrense (02/2015)