

AVINOR AS

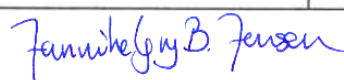
ALTA LUFTHAVN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-20



Alta lufthavn. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-19-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 20. juni 2016	
Oppdragsnavn: Perfluoreerte og polyfluoreerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA Alta lufthavn			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, sedimenter, vann og marin biota ved Alta lufthavn, fra perioden 2011 til 2015. Rapporten beskriver også restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp, samt til konsekvenser for miljø og risiko knyttet til menneskelig helse som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 900 kg PFOS i perioden 1991 til 2002 og ca. 150 kg PFAS (i hovedsak fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til sjøen nord og sør for Alta lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 13-27 kg PFOS ved brannøvingfeltet i dag. Det vil trolig ta ca. 75 år før all PFOS har drenert ut fra brannøvingfeltet i sin helhet. Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det er analysert diverse blandprøver av blåskjell, små skrubber og flerbørstemark, samt individprøver av muskel og hel fisk av torsk og større skrubbe. Det ble ikke påvist PFAS i blåskjell, men det ble funnet PFAS (hovedsakelig PFOS) i både børstemark, skrubbe og torsk tilsvarende kategori II og III (<i>God – Moderat miljøtilstand</i>). Det ble funnet gjennomgående høyere konsentrasjoner i skrubbe enn i torsk. Med referanse til internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, er det ikke forventet at registrerte nivå av PFAS i biota ved Alta lufthavn vil gjøre skade på individer, arter eller tilgrensende økosystem. Mattilsynet har ikke vurdert analysedataene av fisk fra Alta lufthavn, men sammenligner en med analyser Mattilsynet har gjort av fisk med tilsvarende PFAS-innhold ved andre lufthavner, synes det ikke forbundet med risiko for mennesker å innta filet fra fisk med de registrerte PFAS-nivåene ved Alta lufthavn.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-13	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-07-15	Utkast med vann, jord og spredningsberegninger	VK
B7	2016-06-06	Revidert utkast på vann, jord og spredningsberegninger	VK
J8	2016-06-20	Endelig utgave	JJE
Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Finn Gravem, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa (red.), Vegard Kvisle		Sign.: 	
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult AS Frode Løset / Sweco Norge AS		Sign.:  	
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS Jannicke 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, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2015. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS.

Mattilsynet har ikke vurdert analysedata fra matfisk fanget ved Alta lufthavn, og mattrygghet er derfor bare vurdert i form av sammenligning med situasjonen på andre lufthavner.

Prøver av vann og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Planlegging og innsamling av biotaprøvene er utført av Norconsult AS. 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 konsekvensvurdering i forhold til mennesker og økosystem og har også stått for sluttredigering av rapporten.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa, Jannike Gry B. Jensen,
Finn Gravem

Norconsult:

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

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 for tidsestimat på utlekking av all 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	Brannøvingsfelt.....	28
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	29
5.3	Utførte tiltak	29
5.3.1	Tankanlegg og oljeutskillere.....	29

6	Undersøkelser	30
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	30
6.2	Jord.....	30
6.3	Sedimenter.....	32
6.4	Vann.....	32
6.4.1	Grunnvann.....	33
6.4.2	Overflatevann	33
6.4.3	Oljeutskillere og tankanlegg	34
6.5	Biota	36
6.5.1	Terrestriske arter	36
6.5.2	Ferskvannsarter.....	36
6.5.3	Marine arter	37
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota	42
7	Spredningsvurdering.....	43
7.1	Innledning	43
7.2	BØF- aktivt felt	45
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området BØF	46
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF	47
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF.....	50
7.3	Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning	51
7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller verksted	52
8	Oppsummering	53
8.1	Jord og vann	53
8.2	Restmengder i jord og spredning av PFAS.....	53
8.3	Biota	53
8.4	Matbiota og risiko for mennesker.....	54
9	Referanser	55

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 Alta 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 forurenset 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 forurenset 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 Alta lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av fisk, muslinger og strandbiota fra marint miljø utenfor lufthavna. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013 og 2015.

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

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

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

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

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

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

2.2 Egenskaper PFAS

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

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingssegenskaper og transport ikke kan benyttes.

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

Langkjedede PFAS er en bekymring for barns helse. Studier på forsøksdyr har vist utviklingstoksitet, 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 (reduert 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

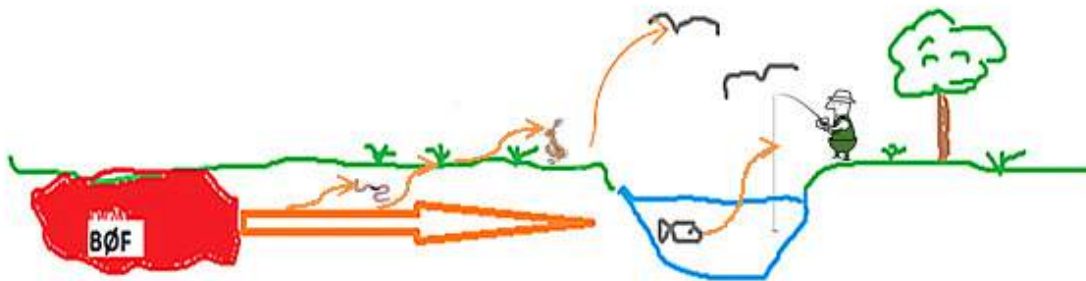
enn fisk som ikke fikk forurensset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

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

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

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

Dokumentasjon av negative effekter som følge av PFAS-innhold i ulike dyrearter viser at mengde PFAS i slike studier ofte er svært mye høyere enn 9,1 µg/kg (se avsnitt 2.4). Det er likevel valgt å benytte denne grenseverdien for arter som er vanlige i de økosystemene som grenser til PFAS-forurensingene 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 vanddirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015 (vedlegg 6)). I Mattilsynets grunnlag for vurderinger sies det «*Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen*».

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

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

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

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

Det er mange PFAS-forbindelser 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-forbindelser. 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 vi vet mest om med hensyn til adsorpsjon til jord (Kd-verdi).

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

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

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen.

I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilen i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet ($\mu\text{g/kg}$).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

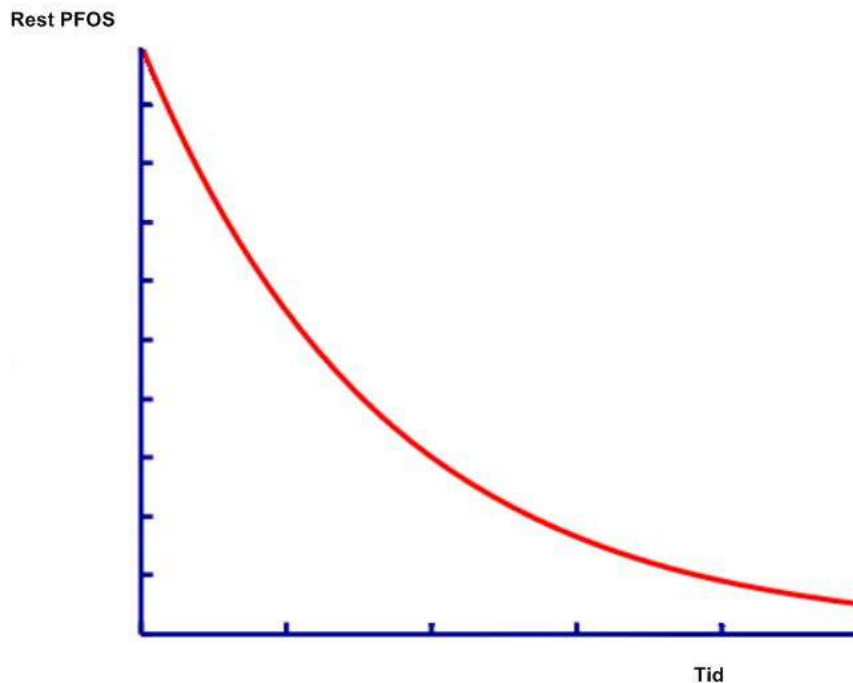
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

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

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

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

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

4.4 Vurderinger av økologiske konsekvenser

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptrer utover individnivå, eksempelvis på lokal populasjon, på art, eller også på styrkeforholdet mellom arter. Fremmedstoffer kan

påvirke naturlige prosesser og dermed utviklingsforløp for arter og artsgrupperinger i ulike trofiske nivå. Eksempel kan være endringer av livslengde, fruktbarhet, vekst, genetikk, konkurranseevne, og adferd m.fl.

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

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

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

4.4.1 Bioakkumulering

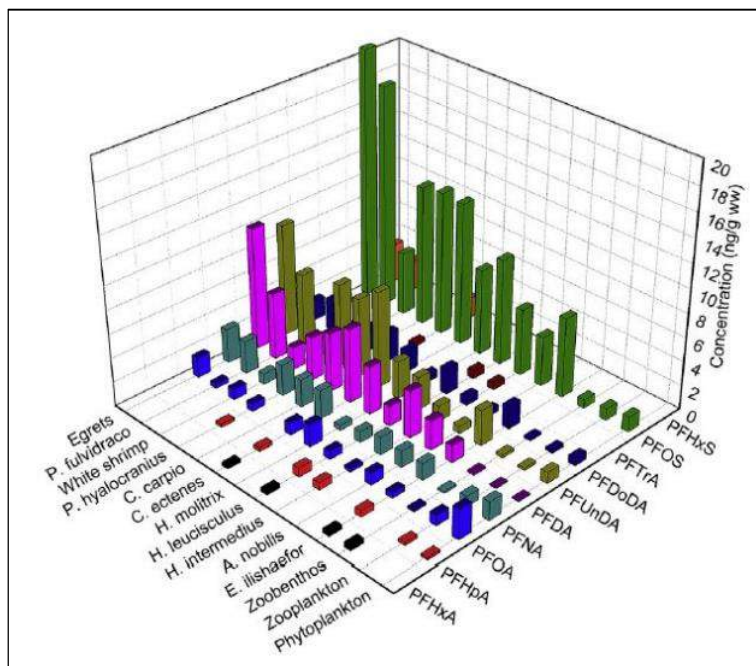
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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

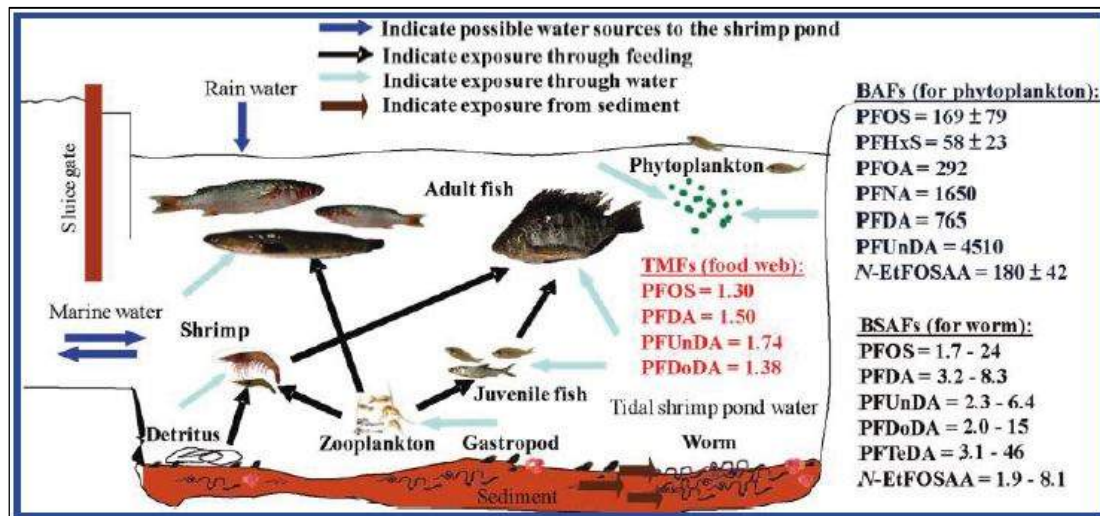
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegearter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

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

Det andre eksempelet bygger på undersøkelser av et subtropisk næringsnett i et brakkvannspåvirket våtmarksområde i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Resultatene er oppsummert i en figur som illustrerer hvordan PFAS forflytter seg fra vann og sedimenter inn i biota og videre opp i næringsnettet, og derved til høyere trofiske nivå (Figur 4-3). 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 næringsnett 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. Mattilsynet har ikke gjort en vurdering av mattrygghet ved Alta lufthavn. En vurdering gjøres derfor på et generelt grunnlag og basert på funn av PFAS i innsamlet biota ved lufthavna og ved å se på situasjonen i forhold til funn ved andre 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 suffonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFASforbindelsen PFOS på $0,15 \mu\text{g/kg}$ kroppsvekt (BW). Siden PFOS er antatt å være den mest skadelige i megadoser og er ved de fleste analyser den komponenten som utgjør hoveddelen av PFAS-forbindelsene. PFOS antas i hovedsak å komme fra fisk og fiskeprodukt, samt luft/støv, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere utslipp. Vurderingen her baseres på at et tilnærmet normalt volum for (pr uke) inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (Norkost 2010 – 2011) (Mattilsynet 2015a). Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen)» (Mattilsynet, 2015b).

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

5 Områdebeskrivelse

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

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Alta lufthavn ligger i Alta kommune i Finnmark. Flyplassen ble åpnet i 1963, og eies og driftes av Avinor. Flyplassen ligger ca. 3 moh. ved utløpet til Altaelva, og grenser i vest og nord mot Altafjorden, øst mot Altaelva og i sør mot Alta by (se Figur 5-1). Den har én asfaltert rullebane, i retning nordvest-sydøst.

Lufthavnen ligger på sandige elveavsetninger ved utløpet av Altaelva. Avrenning fra lufthavnen skjer hovedsakelig med grunnvannet mot nord til Altafjorden og Altaelvas delta. Grunnvannet ligger 1,5 til 2 m under terreng. Flyplassen ligger i umiddelbar nærhet til Altaosen, hvor det er registrert viktige arter (en rekke fugler) og naturtyper med svært viktig verdi (www.naturbase.no). Området er foreslått vernet som naturreservat.

Dominerende vindretning på lufthavnen er sørøst og nordvest.

I NGUs database er det ingen registrerte brønner i nærheten av flyplassen, men en boring sør for flyplassen viser mektige avsetninger av sand og grus. Lufthavnens plassering og topografi gjør at store deler av arealene er flomutsatt.

I område som ligger ca. 30 m sør for BØF-plattformen, er det grasproduksjon.

Et oversiktskart over flyplassen og viktige installasjoner er vist i Figur 5-1.



Figur 5-1. Alta lufthavn – aktuelle aktiviteter er markert. Tankanlegg er vist med røde symboler.

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 utført i regi av Miljøprosjektet til Avinor viser PFOS-konsentrasjoner i størrelsesorden 1-2 mg/l i helt nyåpnede fat med AFFF-skum.

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

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

5.2.2 Brannøvingsfelt

Det er registrert ett brannøvingsfelt ved Alta lufthavn, som vist på kart i Figur 5-1. Brannøvingsfeltet ligger på en tange/halvøy i ytterkant av Altaelvas delta, nord for terminalbygget og driftsområdet. Området ligger på elveavsetninger, og består i hovedsak av sandige masser. Brannøvingsfeltet drenerer mot nord og sør til Altafjorden og Altaelvas delta.

Feltet har vært i bruk siden 1968. På den tiden ble hjullastere fylt med diesel og dette ble helt ut på brannøvingsplassen og påtent. I 1996 ble feltet oppgradert og det ble etablert asfalt rundt betongplata i 2010. Feltet brukes ca. 16 ganger pr. år med skum. Skummet er av samme type som alle Avinors flyplasser skal bruke, og det er informert om at skummet ikke skal inneholde skadelige stoffer.

Plassen skal være konstruert slik at væske på betong og asfalt skal renne mot sluk i betongområdet. Det er dårlig fall på asfalt inn mot sluk og det antas at væske kan både renne utover og innover på plata. Avrenning fra feltet kan dermed sannsynligvis gå direkte til grunnen rundt feltet samt til sjø. Det er etablert en nedgravd tank på 12 m³ i en voll nord for kontrollbua. Slukene på plassen drenerer til denne tanken. Tanken tømmes etter hver øvelse og når den er full.

Promitek kontrollerte brannøvingsområdet september 2010 og utarbeidet en tilstandsrapport for oljeutskilleranlegget. Det ble påvist flere feil og mangler ved anlegget:

- Feltet har ikke konsesjon for utslipp til sjøen og til Altaosen naturreservat.
- Lufthavnen kan ikke dokumentere vannkvalitet på drenevannet som føres til sjøen og Altaosen naturreservat.
- Brannfeltet er ikke tett.

I 2012 skal feltet ha blitt tettet.



Figur 5-2. Brannøvingsfeltet sett mot nord.

Fra 1978 til og med 2001 er det estimert at det ble brukt ca. 900 kg ren PFOS på BØF. Fra 2002 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 150 kg PFAS på BØF.

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det er ingen øvrige kjente lokaliteter på lufthavnen hvor det forekommer PFAS-forurensning. Det inntreffer imidlertid fremdeles utslipp av PFAS-holdig avløpsvann fra lufthavnen i sjøen utenfor Alta Øst renseanlegg. Det bør vurderes å gjennomføre undersøkelser rundt dette utslippspunktet.

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 er uheldige for miljøet. I perioden 2011-2012 byttet derfor Avinor også ut dette skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et mer miljøvennlig skum uten perfluorerte forbindelser.

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

Tidligere rant brannskum og vann fra brannøvingsfeltet ved Alta lufthavn til kum og deretter i ledning ut i sjø 20 meter i nordvestlig retning. Alt vann fra asfaltdekket ledes nå til sluk og samles i en tett tank.

Feltet har tidligere vært lekk slik at miljøgifter (PFAS, hydrokarboner) har rent gjennom det utette dekket og ned i grunnen under. Feltet ble imidlertid tettet i 2012.

5.3.1 Tankanlegg og oljeutskillere

På brannøvingsfeltet ledes alt vann (brannskum, regnvann, etc.) via oljeutskillere til en tett tank på ca. 12 m³. Denne tømmes etter hver øvelse, samt ved behov f.eks. dersom det har regnet betydelig. Innholdet fra tanken fraktes til verkstedet og tømmes sakte (minimum tidsforbruk er to timer) via enda en oljeutskillere her, og deretter går vannet til kommunalt ledningsnett.

6 Undersøkelser

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved brannøvingsfeltene (utført i DP2) var sjaking, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i fire retninger i forhold til selve brannøvingsfeltet. Én av de fire retninger skulle velges som forlenget akse, med prøvetaking lengre fra brannøvingsfeltet. Denne retningen ble valgt ut fra kunnskap om sannsynlig spredningsretning, f.eks. strømningsretning for grunnvannet, fremherskende vindretning eller opplysninger om i hvilken retning brannskum ble blåst under øvelsene. Det skulle om mulig sjaktes ned til grunnvann. Noen steder var gamle øvingsfelt overfylt med mange meter grove masser.

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

Ved Alta lufthavn ble det på brannøvingsfeltet tatt grunnprøver både på og utenfor brannøvingsplattformen. Det ble også tatt prøve av sedimenter i sjøen på begge sider av halvøya der brannøvingsfeltet ligger.

Det ble ikke etablert egne grunnvannsbrønner på Alta under DP2-prosjektet, og det finnes per dags dato ingen grunnvannsbrønner her. Det har imidlertid blitt tatt vannprøver i sjø, oljeutskiller og tankanlegg.

Vann fra oljeutskiller er prøvetatt én til tre ganger årlig i perioden 2012 og 2015.

6.2 Jord

Rambøll gjennomførte i 2011 en kartlegging av forurensninger i jord ved brannøvingsfeltet på Alta lufthavn, se Tabell 6-1. Det ble tatt supplerende prøver av Sweco i deres DP2-undersøkelser for å harmonisere med prøvetakingsprinsippene for de øvrige lufthavnene, se Tabell 6-2.

Senter av brannøvingsfeltet ligger ca. 50 meter fra Altafjorden og 60 meter fra Altaosen, ved 0,5-1 moh. Massene er sandige.

Det er påvist moderate konsentrasjoner av PFOS på brannøvingsfeltet. Konsentrasjonene er høyest fra sentrum av feltet og nordøstover mot sjø. Det kan tyde på at kanonene ofte rettes mot "flykroppen" mot nord(øst), da dominerende vindretning på lufthavnen er fra nordøst og sørøst. Det kan også indikere at spredning av PFAS-forbindelser i grunnen følger en nordøstlig retning.

Tabell 6-1. PFOS/PFOA i jordprøver fra brannøvingsfelt tatt av Rambøll.

Parameter	Enhet	Hull 1	Hull 3	Hull 4	Hull 7	Hull 8	Hull 9	Hull 10	Hull 11	Hull 12	Hull 13	Hull 17 (bland H16 og H17)
Dato		02.-08.02.2011										
Prøvedyp	cm	200-230	190-210	190-220	150-170	200-220	200-220	190-220	100-140	110-130	160-180	180-220
Jordtype		Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,4	19,9	2,7	<4,4	<2,1	<2,0	<2,0	<2,0	<2,3	<2,5	13,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	362	391	872	<2,2	108	1300	439	447	278	<2,5	3130

Tabell 6-2. PFOS/PFOA i jordprøver fra brannøvingsfelt tatt av Sweco.

Parameter	Enhet	A BØF 1	A BØF 3	A BØF 5	A BØF 6	A BØF 7	A BØF 8	A BØF 9
Dato		13.10.2011						
Prøvedyp	cm	10-20	10-20	10-20	10-20	10-20	10-20	10-20
Jordtype		Mellomsand	Mellomsand	Mellomsand	Mellomsand	Mellomsand	Mellomsand	Mellomsand
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	<1,9	<2,3	<2	<1,8	<2,2	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	i.p.	i.p.	i.p.	<2	i.p.	6,9	3

6.3 Sedimenter

Det er analysert på tre sedimentprøver utenfor brannøvingsfelt, hvorav den ene prøven, H15, er en blandprøve av flere punkter i sjøen nord for brannøvingsfeltet, se Tabell 6-3. Prøve Sed 2 er tatt i sjøen sør for feltet, og prøve Sed 3 er tatt i sjøen nord for feltet (nærmere land enn H15).

I sjøen sør for feltet er det ikke påvist PFOS/PFOA i sedimentprøven. I sjøen nord for feltet er det imidlertid påvist 4,5 µg/kg PFOS i Sed 3 og 22,1 µg/kg PFOS i blandprøven H15.

Tabell 6-3. PFOA/PFOS i sedimentprøver tatt i sjø sør og nord for brannøvingsfelt.

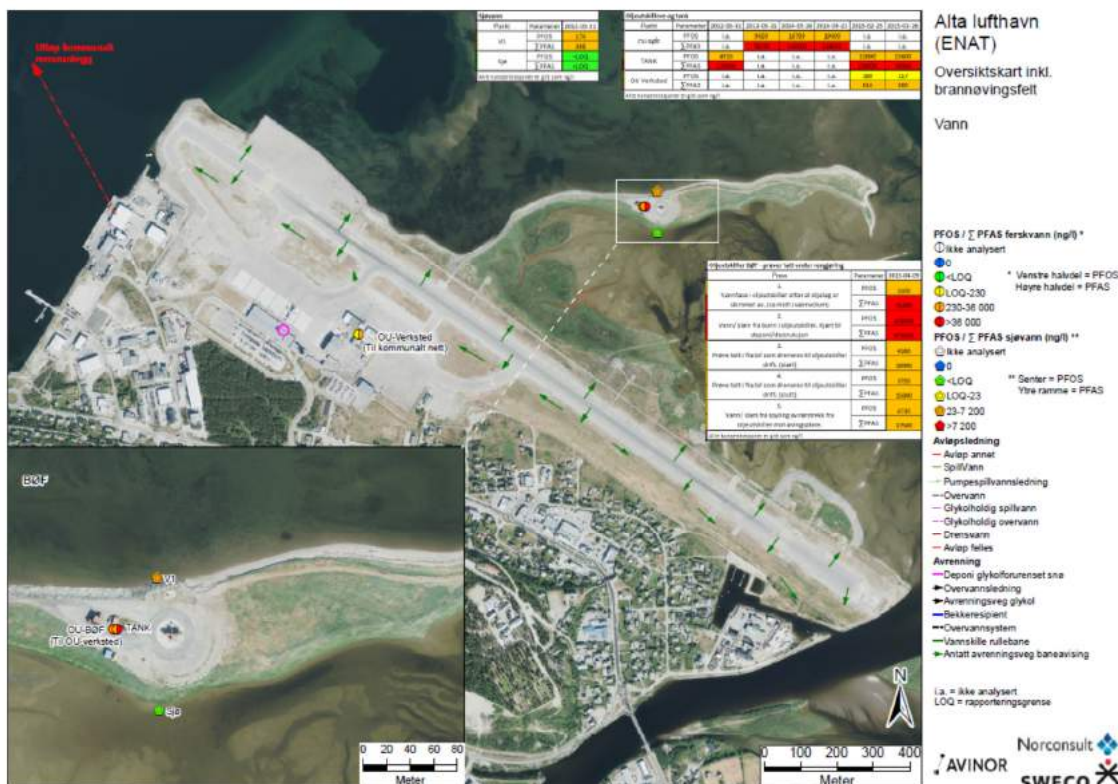
Parameter	Enhet	A BØF SED 2	A BØF SED 3	H 15 (blandprøve)
Dato			13.10.2011	
Prøvedyp	cm	5-10	5-10	0-10
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<1,6	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	i.p.	4,5	22,1

6.4 Vann

Brannøvingsfeltet ligger ca. 0,5-1 moh. og dybden til grunnvann er antagelig 1,5-2 m under terreng. Massene kan karakteriseres som mellomsand. Denne typen masser har god hydraulisk ledningsevne slik at PFOS vil lekke ut med grunnvann, men utlekkingen blir sterkt påvirket av tidevannsforskjellene. Tidevannet fluktuierer med gjennomsnittlig 2 m og vil sannsynligvis trekke med PFAS fra grunnvann og sandmasser under feltet.

Nedbørsfeltet til BØF er begrenset av neset som feltet ligger på og er estimert til ca. 12 500 m². PFOS vil renne av med overflatevann og lekke ut med grunnvann nord til Altafjorden og sør til Altaosen. Mye av avrenningen vil gå i sluk rundt feltet som fører til tank. Regnvann vil også kunne renne av til grunnvann eller rett til sjø.

Lufthavnens avløp som mottar PFAS-holdig vann fra tank på brannøvingsfeltet er tilknyttet Alta Øst renseanlegg. Dette har utløpsledning i sjø ved 50 m dyp et stykke vest for lufthavnen, se Figur 6-1.



Figur 6-1. Utslippspunktet fra renseanlegget (markert med rød pil i sjø) som mottar PFAS-holdig avløpsvann fra Alta lufthavn.

6.4.1 Grunnvann

Det er ingen grunnvannsbrønner ved Alta lufthavn.

6.4.2 Overflatevann

Det er tatt to prøver i sjøen utenfor brannøvningsfeltet, i sør og i nord. Det ble ikke påvist PFOS/PFAS i prøven tatt i sør (Sjø). Det ble imidlertid påvist sum PFAS på 348 ng/l i nord (V1), hvorav 174 ng/l PFOS og 164 ng/l 6:2 FTS, se Tabell 6-4. Prøven er tatt fra et manuelt gravd hull i strandsonen, men kan ikke kategoriseres som grunnvannsprøve da den sannsynligvis hovedsakelig har bestått av sjøvann. Resultatet tyder på at det mobiliseres PFAS fra grunnen i brannøvningsfeltet ut i sjø. Det antas at tidevannet vasker ut eksisterende PFAS i masser under brannøvningsfeltet.

Tabell 6-4. PFAS i prøver tatt i sjø utenfor brønnøvingsfelt ved Alta lufthavn.

Parameter	Enhet	Sjøprøver	
		V1	Sjø
Dato		2012-05-31	2012-05-31
6:2 FTS	ng/l	164	<15,0
8:2 FTS	ng/l	i.a.	i.a.
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<15,0	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	10,1	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	174	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<10,0	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		348	i.p.

6.4.3 Oljeutskillere og tankanlegg

Det er to oljeutskillere og ett tankanlegg ved Alta lufthavn. Den ene oljeutskilleren renser vann fra brønnøvingsfelt før det ledes inn i tankanlegget. Den andre oljeutskilleren renser vannet fra tankanlegget enda en gang før det ledes inn på kommunalt nett til renseanlegg.

Det er påvist svært høye konsentrasjoner av PFAS-forbindelser i både tankanlegget og oljeutskiller på brønnøvingsfeltet, se Tabell 6-5. Oljeutskiller tilknyttet verkstedet har hatt noe lavere konsentrasjoner av PFAS, men disse er fremdeles høye.

Oljeutskiller og rørsystem mellom oljeutskiller og tank ved brønnøvingsfeltet ble i april 2015 tømt og renset for slamrester etc. I prøve fra tankanlegget tatt 9. juni 2015 er konsentrasjonen av PFAS i vannet betydelig lavere. Konsentrasjonen i vannet etter passering oljeutskiller tilknyttet verksted er imidlertid høyere enn tidligere påvist.

PFAS-forbindelsene som ender i tankanlegget ved brønnøvingsfeltet føres til kommunalt renseanlegg som ligger ved siden av lufthavnområdet mellom rullebanen og sjøen. Renseanlegget har ikke rensesystem som holder igjen PFAS og forbindelsene følger derfor avløpsvannet helt ut gjennom utløpsrør i sjøen på 50 m dyp. Det bør vurderes å gjennomføre undersøkelser ved utslippspunktet for å avdekke tilstanden her samt spredningen av PFAS.

Tabell 6-5. PFAS i oljeutskiller og tankanlegg ved Alta lufthavn.

Parameter	Enhet	Oljeutskiller aktivt felt			Oljeutskiller verksted			BØF			
		OU-BØF			OU- Verksted			Tank			
Dato		2013-05-31	2014-05-26	2014-09-23	2015-02-25	2015-03-26	2015-06-09	2012-05-31	2015-02-25	2015-03-26	2015-06-09
6:2 FTS	ng/l	57200	39300	127000	351	233	3320	100000	55600	47900	3270
8:2 FTS	ng/l	3880	85400	9940	82,7	<33,3	804	i.a.	63400	7760	1520
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	i.p.	<75	<375	<25,0	<25,0	16,4	292	<150	<75,0	19
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	850	209	<250	<16,7	<16,7	41,6	922	210	104	40
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	200	400	435	<16,7	<16,7	65,8	207	866	350	88,8
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	1380	908	2960	<25,0	<25,0	97,4	10500	1220	997	67
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	1140	986	1020	<16,7	18,5	381	4960	1880	699	172
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	480	1330	475	<16,7	<16,7	249	2510	548	248	77,2
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	200	211	370	<16,7	<16,7	97,2	300	374	259	49,6
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	1040	675	1420	<16,7	<16,7	125	3190	976	590	77
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	9650	16700	19600	180	117	2550	4910	32600	15400	3960
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	270	216	<250	<16,7	<25,0	83,2	1050	420	124	50,2
Sum PFAS eks LOQ		76290	146000	164000	614	369	7830	129000	158000	74500	9390

I forbindelse med rensing av tankanlegget og oljeutskilleren på brannøvingsfeltet ble det tatt en del prøver av vann og slam fra disse samt fra tankbil som frakter vann fra tanken til oljeutskiller tilknyttet verkstedet, se Tabell 6-6. Det var spesielt svært høye konsentrasjoner av PFAS i oljeutskilleren, både i slam og vann.

Prøvene er tatt som følger:

- Prøve 1: Vannfase i oljeutskiller etter at oljelag er skimmet av (ca. midt i vannvolum).
- Prøve 2: Vann/slam fra bunn i oljeutskiller. Kjørt til deponi/destruksjon.
- Prøve 3: Prøve tatt fra tankbil som frakter vann fra tankanlegget til oljeutskiller tilknyttet verksted (start).
- Prøve 4: Prøve tatt fra tankbil som frakter vann fra tankanlegget til oljeutskiller tilknyttet verksted (slutt).
- Prøve 5: Vann/slam fra spyling av rørstrekk fra oljeutskiller mot øvingsplate.

Tabell 6-6. PFAS i prøver fra forskjellige stadier i renseprosessen av tankanlegg på brannøvingsfeltet.

Parameter	Enhet	BØF Prøve nr. 1	BØF Prøve nr. 2	BØF Prøve nr. 3	BØF Prøve nr. 4	BØF Prøve nr. 5
		2015-04-09	2015-04-09	2015-04-09	2015-04-09	2015-04-09
6:2 FTS	ng/l	8910	200000	9760	9320	7280
8:2 FTS	ng/l	1260	312000	1910	1630	4290
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<25,0	<75,0	22,2	23,2	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	41	91	39,2	39,6	45,8
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	91,9	18700	135	121	248
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	229	7430	231	231	168
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	328	1420	326	321	305
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	108	635	86,5	87,1	104
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	51,5	4080	65,1	62,4	55,6
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	153	2780	154	154	157
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	3100	428000	4160	3750	4730
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	52,1	129	43,2	48,6	67,3
Sum PFAS eks LOQ		41300	975000	16900	15800	17500

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Alta lufthavn.

6.5.2 Ferskvannsararter

Det er ikke samlet inn ferskvannsararter ved Alta lufthavn.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble foretatt innsamling av fisk og strandbiota utenfor Alta lufthavn 10.-11. oktober 2013. Innsamlingen av fisk ble gjort med garn av ulik maskevidde. Garnene ble satt i to områder på nord- og østsiden (utløpet av Altaelva) av brannøvingsfeltet (Naustneset nord og syd, se Figur 6-2). I garnene ble det fanget skrubbe, rødspette, sjøørret, torsk og ulke. I tillegg ble det samlet inn flerbørstemark og blåskjell på nord og sydsiden av neset. Det er ikke samlet inn fisk på sydsiden av neset, da området var for grunt til å sette garn.

Innsamlingsarbeidet er utført av Lars Bendixby, Norconsult AS. Prøvene er analysert av ALS Laboratory Group.



Figur 6-2. Plassering av garn utenfor Alta lufthavn.

Utvalg av arter til analyse er gjort av Sweco Norge. Ved utvalg av prøver av hel fisk og muskelvev er disse prøvene tatt fra samme fisk med sikte på å hente ut informasjon som kan danne grunnlag for vurdering av effekter av PFAS forurensing på økosystemnivå og da med utgangspunkt i enkle analyser av bare muskelvev. Med et stort nok datagrunnlag kan slike data gi grunnlag for å kunne overføre kunnskap om disse forholdene mellom forurensede lokaliteter.

I Tabell 6-7 vises en oversikt over analysert materiale av marin biota ved Alta lufthavn.

Tabell 6-7. Oversikt over innsamlet og analysert materiale av marine arter utenfor Alta lufthavn.

Art	Analysert, antall	Kommentar
Flerbørstemark, stor	1	Blandprøve, n=18. Naustneset nord.
Flerbørstemark, liten	1	Blandprøve, n=30. Naustneset syd.
Flerbørstemark, liten	1	Blandprøve, n=10. Naustneset nord.
Skrubbe, liten	1	Blandprøve, n=5. Naustneset øst.
Skrubbe, liten	1	Blandprøve, n=5. Naustneset nord.
Blåskjell	1	Blandprøve, n=20. Naustneset nord.
Skrubbe, stor	16	Hel fisk og muskelprøve, individprøver.
Torsk	5	Hel fisk og muskelprøver, individprøve.

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Fra Alta lufthavn er det i dette prosjektet bare samlet inn biologisk materiale i 2013.

Analyseresultatene fra innsamlet biota vises i Tabell 6-8 til og med Tabell 6-13. Det er kun samlet biotaprøver i marint miljø.

Tabell 6-8. Analyseresultater for strandbiota og skrubbe utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected.

ELEMENT, µg/kg	Flerbørstemark, stor (n=18)	Flerbørstemark, liten (n=10)	Flerbørstemark, liten (n=30)	Skrubbe, liten (n=5)	Skrubbe, liten (n=5)	Blåskjell (n=20)
	Naustneset nord	Naustneset nord	Naustneset syd	Naustneset øst	Naustneset nord	Naustneset nord
FTS-6:2	13	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	7.2	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	110	26	3.3	26	3	<1.0
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	2.5	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	18	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	8.4	<1.0	7.7	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	75	3.4	7.2	1.6	<1.0	<1.0
PFDA	3.6	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	9.3	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Sum PFAS	247.0	29.4	18.2	27.6	3.0	ND

Det ble funnet PFAS i alle de analyserte blandprøvene, med unntak av i blåskjellene (se Tabell 6-7). I de tre blandprøvene av flerbørstemark, ble det funnet konsentrasjoner av PFAS godt over EQS_{biota}, tilsvarende kategori III og IV (*Moderat* til *Dårlig miljøtilstand*). I prøven av store flerbørstemark var det betydelig høyere konsentrasjoner enn i blandprøven av små flerbørstemark fanget på samme stasjon. Det ble påvist opp til 9 forskjellige PFAS-forbindelser, men overveiende PFOS.

I de analyserte blandprøvene av små skrubber, ble det også funnet innhold av PFAS, hvor prøven tatt ved Naustneset øst hadde høyest konsentrasjon (tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand*).

Det er videre analysert individprøver av muskel og hel fisk, av både torsk (5 stykk) og skrubbe (16 stykk).

I torskemuskel, ble det funnet PFAS (kun PFOS) i én av de fem analyserte prøvene, mens i prøvene av hel torsk ble det funnet PFAS (hovedsakelig PFOS) i fire av de fem analyserte prøvene (tilsvarende kategori II – III; *God til Moderat miljøtilstand*) (Tabell 6-9 og Tabell 6-10). Den høyeste konsentrasjonen i hel fisk, ble funnet i fisken hvor det også ble påvist PFOS i muskelkjøttet. Prøvene av muskel og hel fisk er fra de fem samme individene (prøvenummer 62 og 63, 64 og 65 osv., er prøver av samme fisk).

I skrubbene, ble det funnet PFAS i to av de åtte analyserte muskelprøvene fra Naustneset nord (stasjon 1), samt i syv av de åtte analyserte muskelprøvene fra fanget ved Naustneset øst (stasjon 2). Det ble også her hovedsakelig påvist PFOS. I de tilhørende prøvene av hel fisk, ble det funnet PFAS i syv av de åtte prøvene på stasjon 1 (tilsvarende kategori II – III; *God til Moderat miljøtilstand*), og i alle de analyserte prøvene fra stasjon 2 (tilsvarende kategori II – III; *God til Moderat miljøtilstand*). Konsentrasjonene virker gjennomgående noe høyere ved Naustneset øst enn ved Naustneset nord (Tabell 6-14 og Tabell 6-13).

Tabell 6-10. Analyseresultater for torskemuskel fanget på Naustneset nord utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected.

ELEMENT, µg/kg	62, Torsk, muskel	64, Torsk, muskel	66, Torsk, muskel	68, Torsk, muskel	70, Torsk, muskel	Gjsn.	Maks.	Min.
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	2,6	<1.0	0,5	2,6	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	ND	ND	2,6	ND	0,5	2,6	<1.0
Lengde (mm)	230	268	287	232	243	252	287	230

Tabell 6-9. Analyseresultater for hel torsk fanget på Naustneset nord utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected.

ELEMENT (µg/kg)	63, Torsk, hel	65, Torsk, hel	67, Torsk, hel	69, Torsk, hel	71, Torsk, hel	Gjsn.	Maks.	Min.
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	1,4	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1,4	1,2	3,4	12	<1.0	3,6	12	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	1,4	1,2	3,4	13,4	ND	3,9	13,4	<1.0
Lengde (mm)	230	268	287	232	243	252	287	230

Tabell 6-11. Analyseresultater for skrubbemuskel fanget på Naustneset nord utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected.

ELEMENT, µg/kg	72, Skrubbe, muskel	74, Skrubbe, muskel	76, Skrubbe, muskel	78, Skrubbe, muskel	80, Skrubbe, muskel	82, Skrubbe, muskel	84, Skrubbe, muskel	86, Skrubbe, muskel
	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	1,3	<1.0	<1.0	19	<1.0	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	ND	1,3	ND	ND	19	ND	ND
Lengde (mm)	368	308	298	359	307	220	310	383

Tabell 6-12. Analyseresultater for skrubbemuskel fanget på Naustneset øst utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected. Gj.snitt/max/min er for alle skrubbene fanget på stasjon 1 og 2.

ELEMENT, µg/kg	88, Skrubbe, muskel	90, Skrubbe, muskel	92, Skrubbe, muskel	94, Skrubbe, muskel	96, Skrubbe, muskel	98, Skrubbe, muskel	100, Skrubbe, muskel	102, Skrubbe, muskel	Gjsn.	Maks.	Min.
	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2			
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	1,1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	0,07	1,1	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	1,1	<1.0	1,3	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	5,2	17	<1.0	6,3	1,5	3,1	1,6	1,5	0,5	19	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	5,2	19,2	ND	7,6	1,5	3,1	1,6	1,5	3,8	2,6	<1.0
Lengde (mm)	320	255	343	390	344	375	308	388	329,8	390	220

Tabell 6-14. Analyseresultater for hel skrubbe fanget på Naustneset nord utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected.

ELEMENT (µg/kg)	73, Skrubbe, hel	75, Skrubbe, hel	77, Skrubbe, hel	79, Skrubbe, hel	81, Skrubbe, hel	83, Skrubbe, hel	85, Skrubbe, hel	87, Skrubbe, hel
	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1	Stasjon 1
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	1,2	<1.0	2,5	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	2,1	<1.0	<1.0
PFOS	3	<1.0	3,6	4,1	2,8	50	1,5	2,3
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	3	ND	3,6	5,3	2,8	54,6	1,5	2,3
Lengde (mm)	368	308	298	359	307	220	310	383

Tabell 6-13. Analyseresultater for hel skrubbe fanget på Naustneset øst utenfor Alta lufthavn. Resultater/funn over deteksjonsgrensene, er fargeklassifisert i henhold til Tabell 4-1. ND – Not detected. Gj.snitt/max/min er for alle skrubbene fanget på stasjon 1 og 2.

ELEMENT (µg/kg)	89, Skrubbe, hel	91, Skrubbe, hel	93, Skrubbe, hel	95, Skrubbe, hel	97, Skrubbe, hel	99, Skrubbe, hel	101, Skrubbe, hel	103, Skrubbe, hel	Gj.sn.	Maks.	Min.
	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2	Stasjon 2			
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	4,8	<1.0	2,6	1,1	<1.0	2,2	1,7	1	2,6	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	3,7	<1.0	4	<1.0	<1.0	3,3	<1.0	0,8	3,7	<1.0
PFOS	17	59	6,7	24	6,3	3,5	26	2,6	13,3	59	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	2	<2.0	0,1	2	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	17	67,5	6,7	30,6	7,4	3,5	33,5	2,6	15,1	67,4	<1.0
Lengde (mm)	320	255	343	390	344	375	308	388	329,8	390	220

6.5.3.3 Vurdering av analyseresultatene

Det ble påvist PFAS i alle de analyserte prøvene av små hele skrubber og av flerbørstemark, med opptil 9 ulike PFAS-forbindelser. Det ble ikke funnet PFAS i blåskjellene plukket ved stasjon Naustneset nord. Det ble funnet betydelig høyere konsentrasjoner i store flerbørstemark, enn i de små (ca. 10 ganger så mye), og det ble funnet noe høyere konsentrasjoner i flerbørstemark ved den nordligste stasjonen, enn i den sydlige. Av de analyserte prøvene av større skrubber og torsk fanget i garn, ble det funnet gjennomgående høyere konsentrasjoner av PFAS i skrubbe enn i torsk, samt høyere konsentrasjon i hel fisk enn i muskel (forhold hel fisk/muskel for både torsk og skrubbe var ca. 5). At konsentrasjonen er høyere i skrubbe, skyldes sannsynligvis at skrubbene er mer stasjonære, og har hele sitt matfat innenfor et relativt lite område og nær bunnen sammenlignet med torsken som vandrer mer og som kan spise både bunndyr og fisk i frie vannmasser

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Det er ikke samlet inn terrestrisk biota rundt Alta lufthavn, og det er ingen ferskvannslokaliteter som er aktuelle å prøveta.

Fra marint miljø ble det analysert på fisk, muslinger og diverse strandbiota. I blandprøvene av strandbiota er det for de fleste gruppene langt fler flere enn 10 individer. Prøvegrunnlaget er således relativt bra for de artsgruppene det er analysert for, og analysene gir et brukbart bilde av tilstanden for disse gruppene i nærområdet til lufthavna. I de to blandprøvene av små skrubber, er det 5 individer pr. prøve, noe som hver for seg er litt liten n. Men for skrubbe samlet, der det også foreligger 16 analyser av større skrubber, synes datagrunnlagt solid og det gir et bra bilde av tilstanden for skrubbe i nærområdet til lufthavna. For torsk ble det analysert 5 prøver av både muskel og hele individer der muskelprøve og hel fisk prøve er fra samme individ. Antall fisk er noe lavt men analyseresultatene viser likevel en tydelig trend og gir en indikasjon på tilstanden for torsk. Samlet sett synes datamaterialet å gi et godt bilde av PFAS tilstanden i det marine nærområdet til lufthavna.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

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

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

Alta lufthavn ligger ved utløpet av Altaelva (Altaosen) ved Altafjorden. Altaosen har nasjonalt viktige naturtyper og arter og er en kjent lakseelv (www.naturbase.no).

Figur 7-1 viser oversiktskart over Alta lufthavn. Figuren viser også tankanlegg (nedlagte og aktive drivstofftanker samt avisningsvæske, formiat). Alta lufthavn ligger på et elvedelta bygd opp av Altaelva siden siste istid. Det er ikke registrert brønner i nærheten av lufthavnen, men sør for lufthavnen er det i en boring registrert mektige avsetninger av sand og grus. Store deler av lufthavnen er flomutsatt.

Det er registrert ett brannøvingsfelt på Alta Lufthavn. Det ligger på et nes som heter Naustneset, nord for rullebanen.



Figur 7-1. Oversiktskart Alta lufthavn. Tankanlegg er vist med røde sirkler. Kilde: DP2.

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingfeltet BØF.

Midlere nedbør for Alta er ca. 700 mm/år. Gjennomsnittlig årstemperatur er 2,9 °C. Beregning med Tamms formel gir en netto avrenning på ca. 400 mm/år.

Figur 7-2 viser overvannsdraineringen på lufthavnen basert på Avinors egne registreringer.



Figur 7-2. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. BØF er vist med gul sirkel. Rosa strek som går sør for lufthavnen er vannskille fra NVE Regine.

7.2 BØF- aktivt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF. BØF ligger på Naustneset nord for rullebanen ved utløpet av Altaelva. BØF vil ha naturlig avrenning med grunnvann og overflatevann nord til Altafjorden og sør til Altaosen (Altaelva delta, tidevannsflate). Altaelva har en midlere avrenning på 101 m³/s og er Finnmarks 3. største vassdrag. Det vil være flo/fjære variasjoner flere kilometer opp i elva på grunn av meget liten gradient i nedre del av elva.

Senter av BØF ligger ca. 50 meter fra Altafjorden og 60 meter fra Altaosen. Det ligger ca. 2,5 moh. Massene er sandige. Feltet har vært i bruk fra 1968. På den tiden ble store mengder diesel helt ut på feltet og tent på. Feltet ble oppgradert i 1996. Det ble etablert asfalt rundt betongplata i 2010. Tett dekke ble forbedret i 2012. Det brukes skum på feltet ca. 16 ganger i året. Fra 1978 til og med 2001 er det estimert at det ble brukt ca. 900 kg ren PFOS på BØF. Fra 2002 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 150 kg PFAS på BØF.

Figur 7-3 viser bilde av feltet.



Figur 7-3. Bilde BØF. Kilde: DP2.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området BØF

Feltet er konstruert slik at avrenning fra feltets tette flater renner til sluk. Slukene drenerer til oljeutskiller (OU-BØF) og derfra til en stor nedgravd tank i en voll nord for kontrollbu på feltet. Denne tømmes når den er full. Avrenning fra feltet før 2012 antas å ha kunnet drenert også til grunnen da kvalitet på asfalt da var dårlig. I 2012 skal tett dekke ha blitt forbedret. Mye av avrenningen fra BØF vil gå i sluk rundt feltet som fører til tank (OU-BØF). Alt oppsamlet vann etter øvelser transporteres til driftsbygg der det slippes ut på avløpsnett gjennom oljeutskiller utenfor verksted. Regnvann som fanges opp av slukene vil også gå til tanken. PFOS fra brannskum som har lekket gjennom tett dekke eller landet utenfor tett dekke vil drenere via grunnvann og overflateavrenning til Altafjorden og Altaosen.

Dybden til grunnvann er antagelig ca. 2 meter under terreng. Dominerende vindretning på lufthavnen er sørøst og nordvest. Det er ikke satt ned noen brønner på feltet. Det er sannsynlig at PFOS som lekker ut i grunnvannet tynnes raskt ut. Nedbørsfeltet til BØF er begrenset av neset som feltet ligger på og er estimert til ca. 12 500 m² (Figur 7-4). Tidevannsforskjeller på opp til 2 meter vil fremskynde utlekking av PFOS fra feltet. PFOS i grunnen vil renne av med overflatevann og lekke ut med grunnvann nord til Altafjorden og sør til Altaosen. Massene karakteriseres som mellomsand. Denne typen masser har god hydraulisk ledningsevne slik at PFOS vil lekke ut med grunnvann. Vannprøver i sjø har målt PFOS-konsentrasjoner på 348 ng/l nord for feltet i strandsonen (V1), mens sør for feltet (punktet "sjø" i Altaosen) er det ikke påvist PFOS i sjøvannet. Det er kun analysert en prøve (2012-05-31) i hvert punkt. Sedimentprøver i sjø nord for feltet har PFOS konsentrasjoner på 22,1 µg/kg (Hull 15) og 4,5 µg/kg i punkt A BØF SED 3. Sør for feltet er det ikke påvist PFOS i sedimentprøve sjø (A BØF SED 2).



Figur 7-4. Viser antatt nedbørsfelt til BØF og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. 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 sjøvannsprøver. Stjernesymbol viser sedimentprøver i sjø.

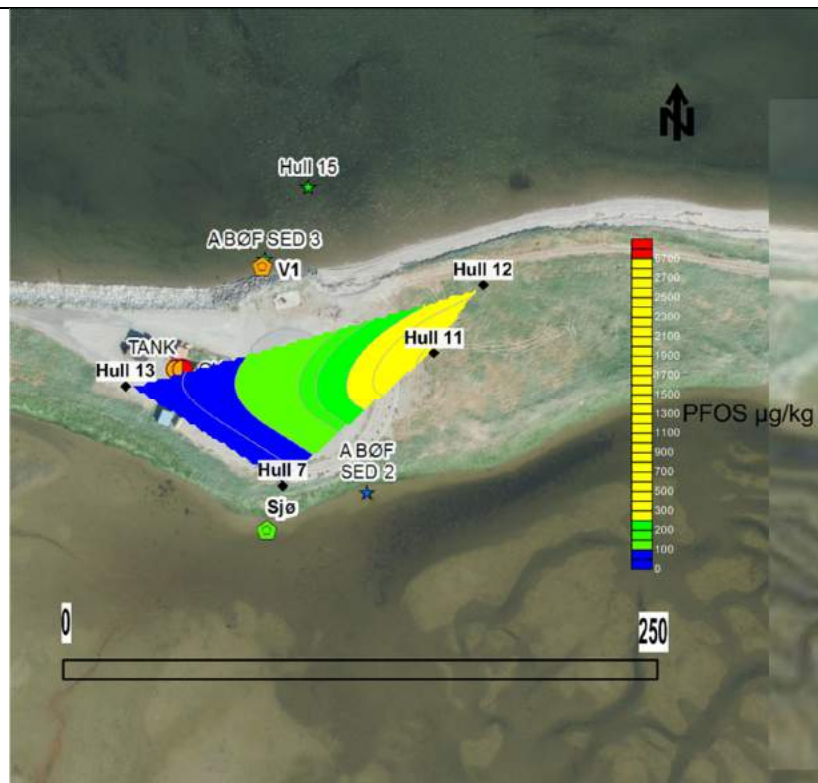
7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF

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

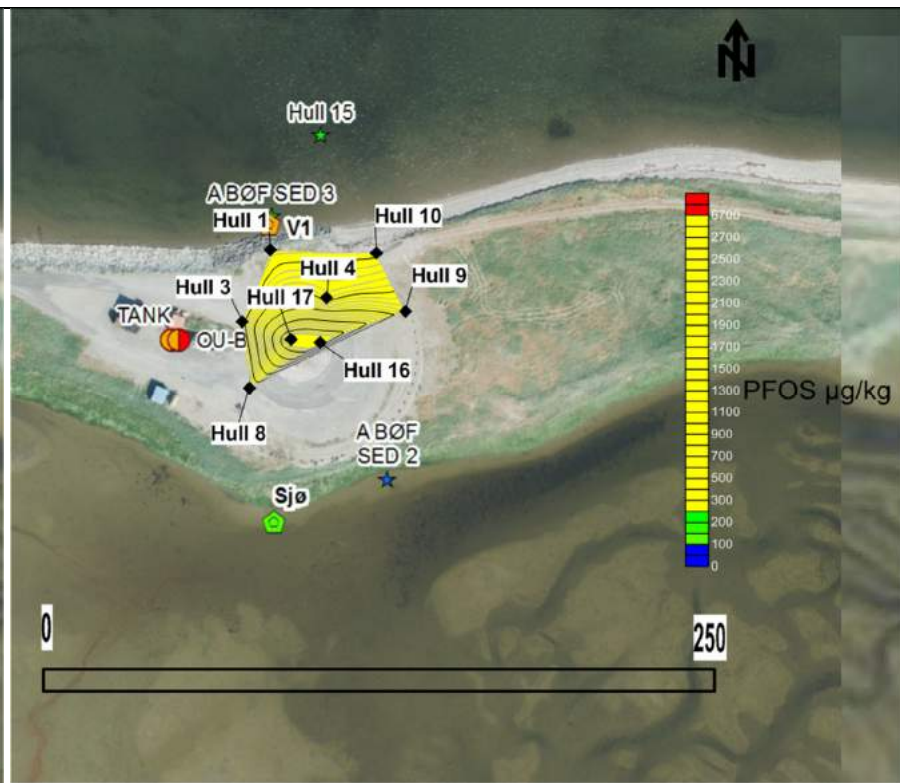
Det er ikke analysert prøver fra dyp større enn 2,2 meter under terreng. Det er kun tatt en prøve i hvert punkt. Prøver fra topplag (0,1-0,2 m under terreng, sjaktene A BØF 1, A BØF 3, A BØF 5, A BØF 6, A BØF 7, A BØF 8 og A BØF 9) har lave konsentrasjoner. Tre prøver fra dette dypet har påvist PFOS, men langt under normverdi på 100 µg/kg (A BØF 8 er den med høyest PFOS-konsentrasjon på 6,9 µg/kg).

Figur 7-5 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF for 1-1,8 meter under terreng. Det er 4 prøvepunkter med analyser fra dette dypet. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjoner i to punkter Hull 11 og Hull 12 øst for feltet. Mange prøvepunkter i

ytterkantene av det prøvetatte området har konsentrasjoner godt over normverdi. Figur 7-6 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF sentralt for 1,8 - 2,2 meter under terreng. Det er 8 prøvepunkter med analyser fra dette dypet, se Figur 7-5 og Figur 7-6.. Prøver fra hull 16 og hull 17 er en blandprøve. Disse punktene ligger sentralt på feltet og blandprøven har den høyeste målte PFOS-konsentrasjonen. Det er tydelig at det er høyest PFOS-konsentrasjon i dette dypet. Disse prøvene er trolig tatt ned mot grunnvannsspeilet.

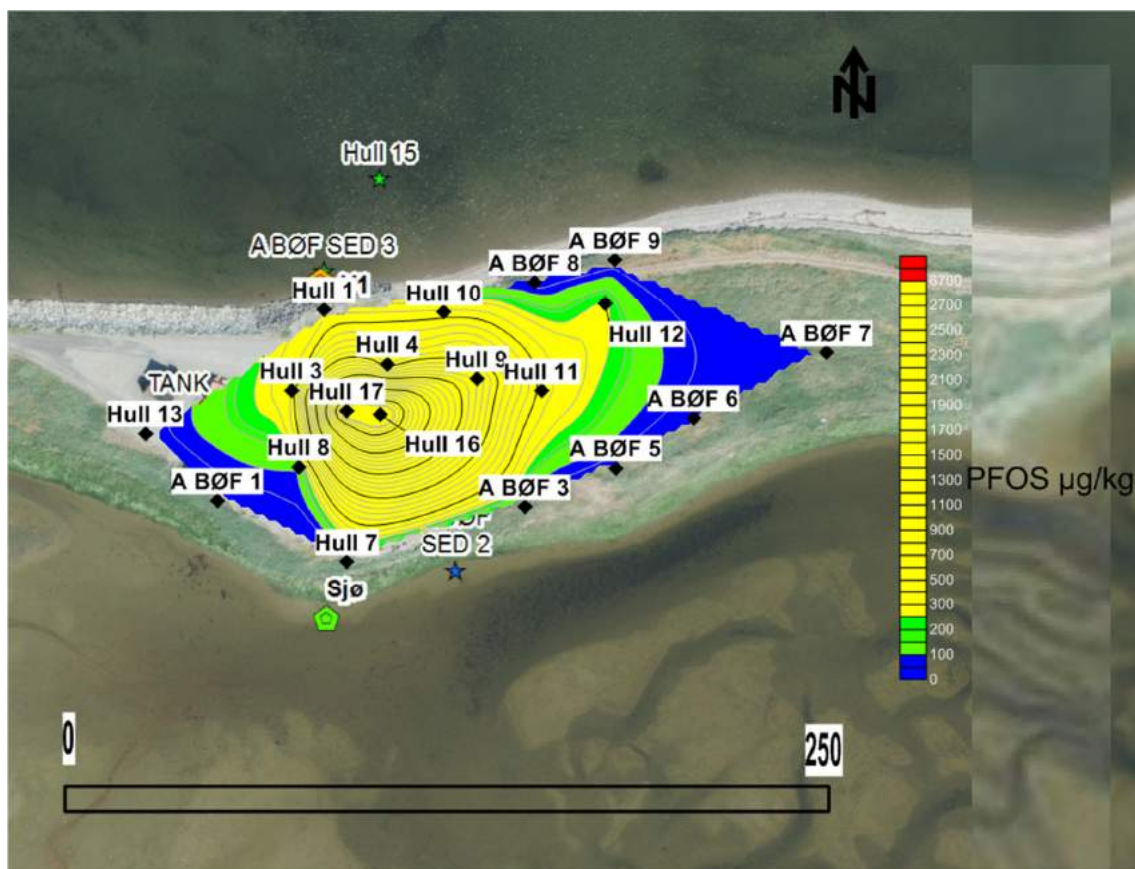


Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 1-1,8 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4 3



Figur 7-6. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 1,8-2,2 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4 3.

Figur 7-7 viser interpolering av PFOS med alle prøvepunktene samlet. Det er tydelig at forurensningen går ut mot strandsonen i nord og syd. I øst og vest er forurensningen sannsynligvis godt avgrenset av prøvetakingen. Det er sannsynlig at det er god utvasking av PFOS i grunnvannssonen da det er fjord rundt med tidevannsforskjeller og god hydraulisk ledningsevne i massene.



Figur 7-7. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A 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 denne interpoleringen i Figur 7-7. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 554 µg/kg. Utstrekningen av forurenset område er $11\,000\text{ m}^2 \pm 500\text{ m}^2$. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til $2 \pm 0,4$ meter som et gjennomsnitt. Tettheten til massene er vurdert til $1\,600 \pm 200\text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF på $20 \pm 7\text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

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

Viktige parametere for tidsestimatet er transporthastighet for vann gjennom massene over grunnvannsspeilet og i hvilken grad PFOS adsorberes til massene i grunnen. På dette feltet

vil grunnvannet være salt og korrelere med fjordnivået. Grunnvannet vil gå opp og ned med tidevannet som varierer så mye som 2 meter. Når PFOS lekker ned til grunnvannet vil det raskt fraktes ut i fjorden på grunn av utvasking med tidevann. Transporttiden fra terreng til grunnvann er vanskelig å estimere da den hydrauliske ledningsevnen i massene er sterkt avhengig av vanninnholdet. Jo tørrere massene er over grunnvannsspeilet jo lenger tid tar det for PFOS å nå grunnvannet. Hvis massene over grunnvannsspeilet er tilnærmet fylt med vann vil PFOS forurensningen bevege seg mye raskere. Dette betyr at ved snøsmelting og store nedbørsepisoder vil PFOS forurensningen bevege seg mye raskere enn i tørre perioder. Det tette dekket (som antas å ha vært til en viss grad lekk før utbedring i 2012) vil bidra til at det er relativt tørre forhold og dermed redusere transporthastigheten.

Det er her gjort et estimat på hvor lang tid transport av PFOS fra terreng til grunnvann vil ta ved noen antatte forutsetninger. Estimaten er basert på en konservativ hydraulisk ledningsevne for sandige masser på gjennomsnittlig $2 \cdot 10^{-7}$ m/s i massene over grunnvannsspeilet, en transportlengde fra terreng til grunnvannsspeil på 2 meter og en retardasjon av PFOS i massene på ca. 240 (dette betyr at PFOS beveger seg 240 ganger saktere enn vannet gjennom massene). Retardasjonen er utledet fra en Kd på 30 l/kg for PFOS (Kd er fordelingskoeffisienten for PFOS-konsentrasjonen i jord og vann for sandige masser, Nordskog, 2012), en effektiv porøsitet på 0,2 og en tetthet på massene på 1,6 kg/l.

$$Retardasjon = \frac{Kd \left(\frac{l}{kg} \right) * tetthet\ masser \left(\frac{kg}{l} \right)}{effektiv\ porøsitet} + 1$$

$$Transporthastighet\ PFOS \left(\frac{m}{s} \right) = \frac{Hydraulisk\ infiltrasjonshastighet \left(\frac{m}{s} \right)}{Retardasjon}$$

$$Tid\ fra\ terreng\ til\ grunnvann\ (s) = \frac{Transportlengde\ (m)}{Transporthastighet\ PFOS\ (m/s)}$$

Resultatet av estimaten blir at det meste av PFOS-forurensningene har nådd grunnvannet i løpet av 70-80 år. Med en estimert PFOS mengde igjen på feltet på mellom 13 – 27 kg og en utlekkingstid på ca. 75 år så vil det lekke ut mellom 0,2 – 0,4 kg PFOS til resipient hvert år. Dette estimaten har store usikkerheter da spesielt hydraulisk infiltrasjonshastighet og adsorpsjonskoeffisient Kd (l/kg) kan variere mye. Det antas at når PFOS lekker ned i grunnvannssonen vil det ta kort tid før vannet kommer ut i resipient på grunn av utvasking med tidevann.

7.3 Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning

Det er ikke registrert andre lokaliteter med PFOS-forurensning. Oljeutskilleren ved verkstedet (Figur 7-8) fylles opp med vann fra feltet. Denne oljeutskilleren er koblet på kommunalt nett.



Figur 7-8. Oversikt over BØF og OU-verksted. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen.

7.4 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller verksted

Det er en tank på BØF som tømmes når den blir full. Det er øvelsesvann og regnvann som renner til tanken. Vann fra tanken føres til oljeutskiller verksted. Derfra føres det til kommunalt nett og derfra ut i Bukta i Altafjorden vest for lufthavnen. Gjennomsnittskonsentrasjonen i oljeutskilleren er 149 ng/l for PFOS og 492 ng/l for PFAS. Det er estimert at det brukes ca. 85 000 l vann til øving hvert år. Tette dekke på BØF som drenerer til tank er ca. 500 m². Med en årlig gjennomsnittlig avrenning på 0,4 m/år blir total vannmengde til oljeutskiller verksted ca. 285 m³/år. Estimat på PFOS utlekking via oljeutskiller verksted blir da ca. 0,04 g/år. Estimat på PFAS utlekking via oljeutskiller verksted blir ca. 0,15 g/år.

8 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Alta lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensing i jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra 2013-2015, som består av biotaprøver fra marint område supplert med nye. Det er utført nye vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

8.1 Jord og vann

Det er påvist moderate konsentrasjoner av PFOS i jord på brannøvingsfeltet ved Alta lufthavn. De høyeste konsentrasjonene er påvist ved ca. 2 m dyp ved sentrum av brannøvingsfeltet og noe utover i nord og nordøstlig retning. Høyeste konsentrasjon er påvist midt på feltet.

Det er også påvist PFOS i sedimenter i sjø nord for brannøvingsfeltet. Konsentrasjonene er lave. I sedimenter sør for brannøvingsfeltet er det ikke påvist PFOS. Det er kun tatt sedimentprøver ved to anledninger, og kun én prøve fra sedimenter sør for feltet. Det kan vurderes å ta flere sedimentprøver i flere punkter, spesielt i sør, for å få bedre kunnskap om effekten av utlekking fra feltet.

Det er påvist PFAS i vannprøve tatt nord for brannøvingsfeltet. Prøven er tatt fra et manuelt gravd hull i strandsonen, men kan ikke kategoriseres som grunnvannsprøve da den sannsynligvis hovedsakelig har bestått av sjøvann. I sjøvannsprøve tatt sør for feltet er det ikke påvist PFAS.

Det er ingen grunnvannsbrønner ved brannøvingsfeltet, men det antas at det er stor sammenblanding av sjøvann og grunnvann, spesielt ved flo.

Det er påvist høye konsentrasjoner av PFAS i tankanlegg og oljeutskiller som mottar vann fra brannøvingsfeltet. Det må dermed være rester av PFAS i massene under feltet som dreneres til tankanlegget. Vannet i tankanlegget tømmes til kommunalt ledningsnett som går til renseanlegget Alta Øst. Renseanlegget har utslipp i sjø ved 50 m dyp (se kartvedlegg). Mesteparten av PFAS vil ende ved dette utslippspunktet og det bør vurderes om det skal gjøres undersøkelser for å kartlegge tilstanden her.

8.2 Restmengder i jord og spredning av PFAS

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 900 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og 150 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Fra BØF er det estimert at det lekker ut mellom 0,2 – 0,4 kg hvert år. Det er estimert at det ligger igjen 20 ± 7 kg på feltet. Det er antatt at det årlige forbruket i 1978-2001 var gjennomsnittlig ca. 40 kg PFOS som følge av øving med brannskum.

De senere årene har vann fra brannøvingsfeltet blitt ledet til en oljeutskiller ved verkstedbygningen. Dette systemet går til kommunalt renseanlegg. Det er estimert utlekking via oljeutskiller ved verkstedet på ca. 0,04 g PFOS/år og 0,15 g PFAS/år.

Det er ikke registrert andre kilder til PFOS på lufthavnen.

8.3 Biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert diverse prøver av fiskekjøtt, hel fisk, blåskjell og børstemark fanget i 2013.

Det ble ikke påvist PFAS i blåskjell, men det ble funnet PFAS (hovedsakelig PFOS) i både børstemark og blandprøve av små skrubber, tilsvarende kategori II og III (*God – Moderat miljøtilstand*).

I prøver av muskel og hel fisk av torsk og større skrubber, ble det funnet gjennomgående høyere konsentrasjoner i skrubbe enn i torsk, samt høyere konsentrasjoner i hel fisk enn i muskel.

Strandsona der funnene er gjort utgjør et lite areal i forhold til tilgrensende marine strandområder. Det litorale området er sterkt påvirket av tidevannet, men viser likevel PFAS-konsentrasjoner godt over EQS_{biota} i fisk fra de frie vannmassene. Dette er nivå av PFAS, som med utgangspunkt i internasjonal kunnskap om toksiske effekter på ulike organismer, ikke gjør det sannsynlig å forvente skader på individer og likeledes at spredning av PFAS fra Alta lufthavn i liten grad forventes å gi skade på arter eller tilgrensende økosystem.

8.4 Matbiota og risiko for mennesker

Alta lufthavn ligger innerst i Altafjorden ved utløpet av Altaelva, som er en særdeles populær elv for laksefiske. Det foregår sannsynligvis også en del fritids- og yrkesfiske i Altafjorden.

For matbiota er det gjennomført diverse analyser av fiskekjøtt av torsk og skrubbe med hensyn på PFAS i forbindelse med denne undersøkelsen. Det ble funnet PFAS både i torskemuskel og skrubbemuskel, men i relativt lave konsentrasjoner.

Mattilsynet har ikke vurdert analysedataene av fisk fra marint nærområde til Alta lufthavn, men fra andre lufthavner hvor Mattilsynet har gjort analyser av tilsvarende konsentrasjoner av PFAS i fiskekjøtt, viser vurderingene at det ikke er forbundet med risiko for mennesker å innta filet fra 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, Bjeremo, 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.

Kallenborn B, Järnberg. 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic Kaasa, H., Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Hveding, Ø.P., Halvorsen, E., Været, L. og Breyholtz, B. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

Kerstner-Wood C, Coward L, Gorman G. (2003). Protein Binding of perfluorbutane sulfonate, perfluorhexanesulfonate, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate to plasma (human,

rat, monkey), and various human derived plasma protein fractions. Southern Research Corporation, Study 9921.7. USEPA Administrative Record AR-226.

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

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

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

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

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

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

Livsmiddelsverket, 2014b. Risiker ved förorening av dricksvatten med PFAA. Riskhanteringsrapport. 2014-03-12. 6s.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Noorlander, C. W., van Leeuwen, S. P. J., te Biesebeek, J. D., Mengelers, M. J. B., & Zeilmaker, M. J. (2011). Levels of perfluorinated compounds in food and dietary intake of

PFOS and PFOA in The Netherlands. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(13), 7496–7505.

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

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

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

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

Rylander, C., Duong, T. P., Odland, J. O., and Sandanger, T. M. (2009). Perfluorinated Qi, P., Wang, Y., Mu, J., Wang, J. (2011). Aquatic predicted no-effect-contamination derivation for perfluorooctane sulfonic acid. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 836-842.

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

<https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/begrensningsdirektivet---pfos/id523580/>

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

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Alta lufthavn. Rapport 168180-360-1, 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

Naturbase: <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00081484&srid=32633>

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1 Undersøkte arter ved Alta 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.

Torsk (*Gadus morhua*). Vi har to typer torsk, der den ene kalles kysttorsk og den andre skrei (som gytemoden) og loddetorsk (som umoden). Torsk (se Figur 1) er vanlig utbredt i Norge langs hele kysten iberegnet alle fjordene. Dens leveområde er fra tangbeltet langs land til havområdene i Nordsjøen og Barentshavet ned til 600 meter. Kysttorsken er mer bundet til kystnære områder, mens den vandrende torsken vandrer over store områder på gytevandring og/eller næringsvandring etter for eksempel lodde. Den vandrende torsken oppholder seg for det meste av året ute i de store havområdene, mens den vandrer kystnært for å gyte hovedsakelig i Lofoten, Finnmark, Troms og på Nordvestlandet. Den kan bli mer enn 20 år gammel. Torsken er allsidig i matveien og spiser all slags fisk til og med sine egne artsfrender. Sild, lodde, uer, og øyepål er fiskearter den setter pris på, men den tar også krepsdyr. Som for eksempel reker, krill og rauåte. Av bunndyr liker den børstemark, slangestjerner, og muslinger (Fjeldseth og Tørmoe, 1997; Jonsson, B. and Semb-Johansson, A., 1992; Pethon, 1985).



Figur 1. Torsk fanget i Kristiansand. Foto: Finn R. Gravem.

Skrubbe (*Platichius flesus*). Skrubbe (se Figur 2) er vanlig langs hele kysten og om sommeren er unge individer ofte på næringssøk langt opp i elver. Den kan således påtreffes i innsjøer hvor det er fri vandringsvei til havet. Dietten består av bunndyr som tanglopper, børstemark, slangestjerner og muslinger samt småfisk som kutlinger. Dietten i ferskvann og brakkvann består for det meste av små krepsdyr og larver av dansemygg (Pethon, 1985). Man finner skrubbe for det meste på sand- og slambunn ned til 75 meters dyp. Sommer og høst er den på grunne områder, mens den på vinter og vår foretrekker dypere områder. Skrubba regnes allikevel som en stasjonær fisk. Den kjønnsmodner fra to til fem år og gyter en gang i mars til juni på 25 til 75 meters dyp. Det pelagiske larvestadiet varer rundt to til tre måneder. Yngelen bunnslår på grunt vann ved ca. 1 cm lengde (Jonsson, B. and Semb-Johansson, A., 1992).



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

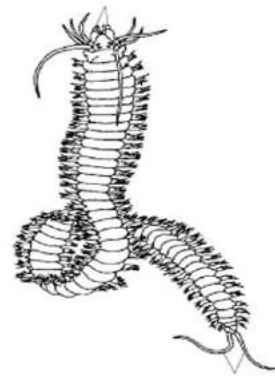
Blåskjell (*Mytilus edulis*). Blåskjell er en svært vanlig art av saltvannsmuslinger i blåskjellfamilien (Mytilidae). Blåskjellet kan bli opptil 8–9 cm langt. Blåskjellet har to skjell som åpnes og lukkes av to lukkemuskler. Blåskjell er utbredt langs hele norskekysten og sitter festet på fjell, stein eller annet underlag under høyvannsgrensen eller litt dypere. Unge blåskjell danner det svarte beltet i stranden, nedenfor et område dominert av rur. Med alderen flytter de seg dypere ned.

Blåskjell lever av planteplankton og andre mikroorganismer som filtreres fra vannet. Blåskjell blir spist av sjøstjerne og strandkrabbe og av en rekke sjøfugl som tjeld, ærfugl og måker. Av menneske brukes blåskjell som agn og som mat.



Figur 3. Blåskjell (*Mytilus edulis*). Foto: Wikipedia

Børstemark (*Polychaeta*). Flerbørstemark (se Figur 4) finnes i alle marine habitater. Bløtbunn er det vanligste habitatet, og børstemark er den dominerende dyregruppa både i antall arter og i antall individer. På bløtbunn finnes det normalt 50-100 arter og flere tusen individer av flerbørstemark i sjøbunnen pr 1 m² bunnflate. De fleste artene lever av finfordelt organisk materiale (detritus) som de plukker ut fra bunnmaterialet. Noen arter filtrerer næringspartikler fra vann og noen arter er rovdyr. Mange arter er viktige næringsorganismer for fisk, krabber, hummer og andre arter på høyere nivå i næringskjedene (Oug, 2011).



Figur 4. Børstemark.

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.

Kvalitetsstandard 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.

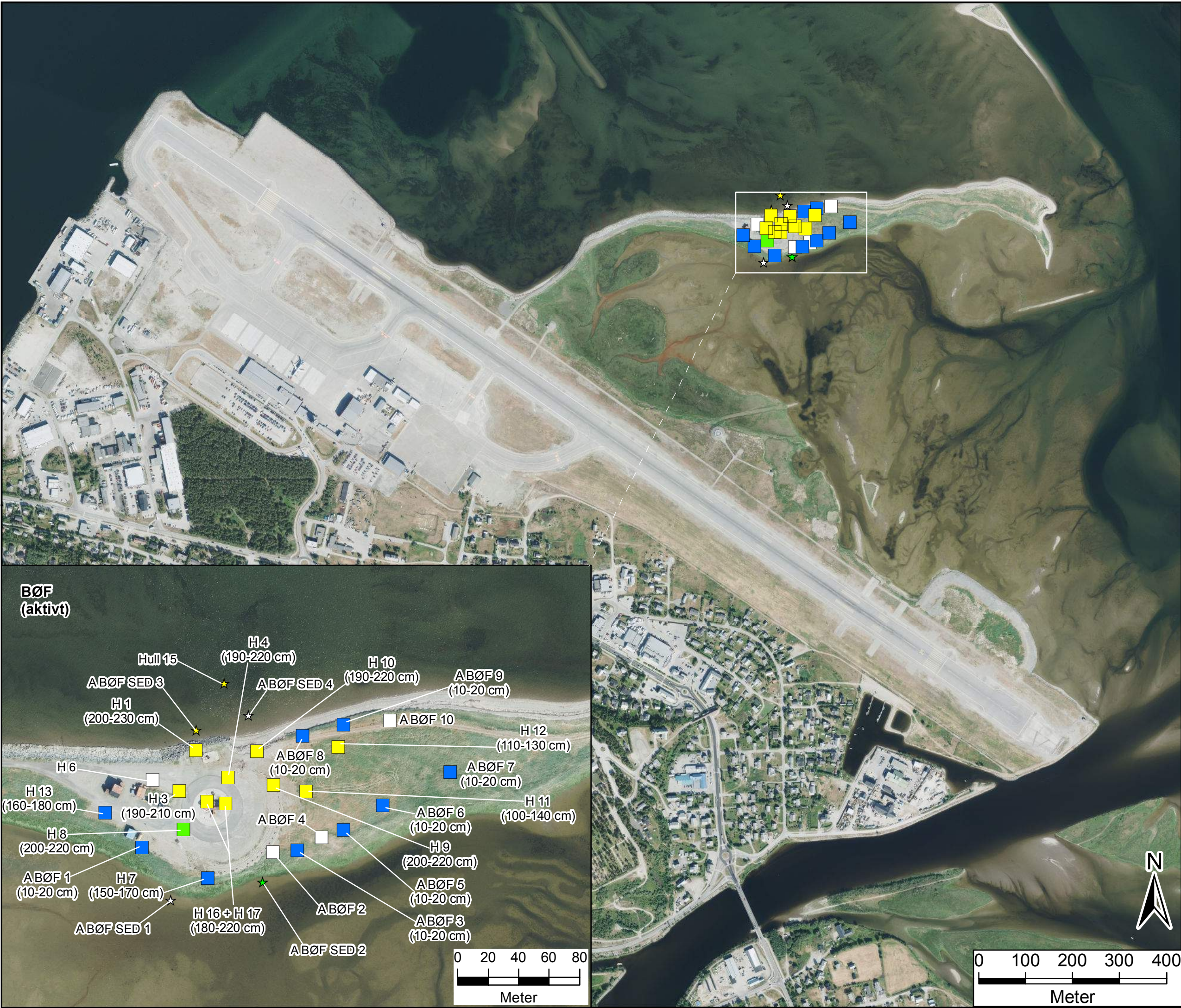
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

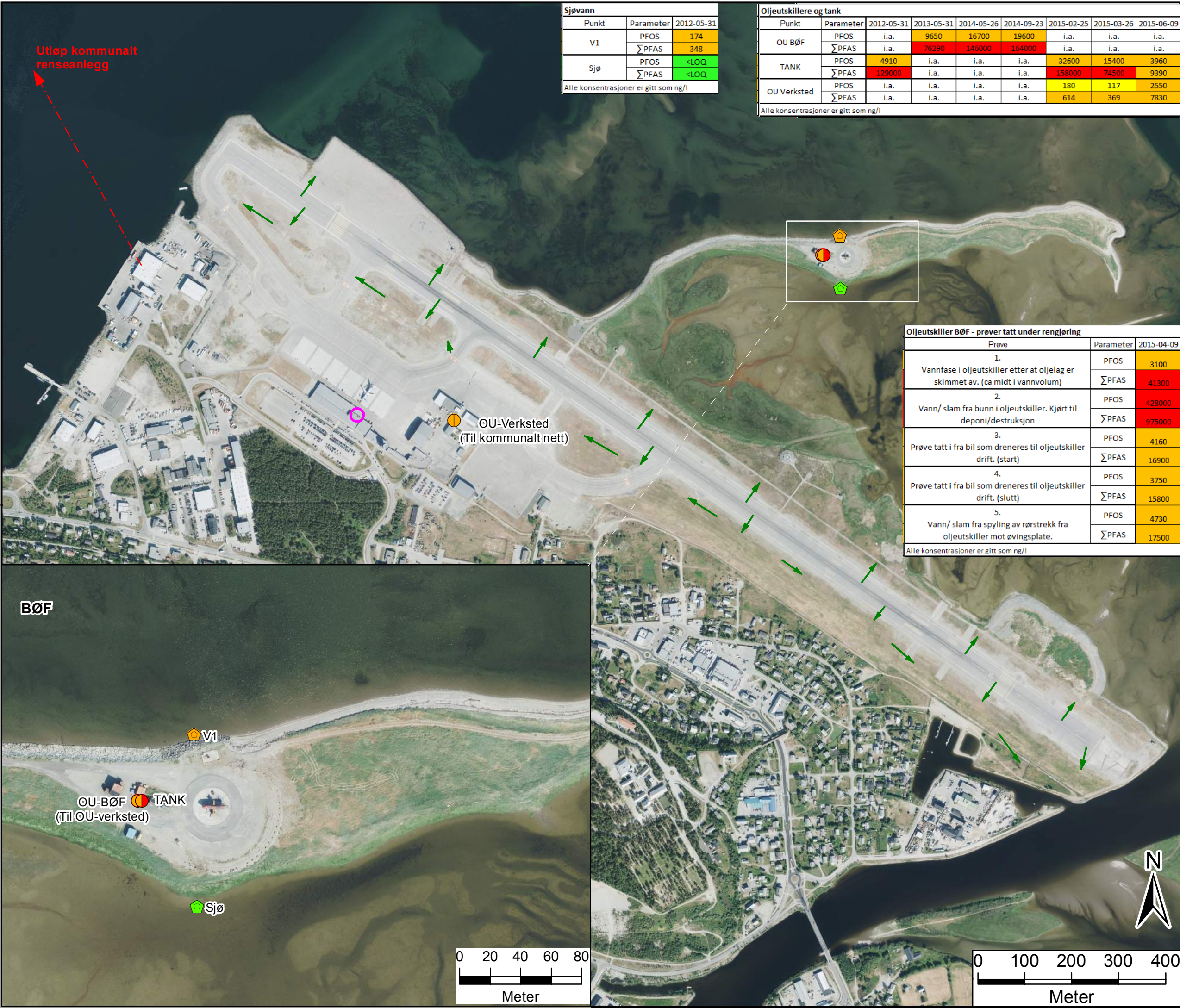
**Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann med prøvepunkter fra undersøkelser
2011-2012**

Alta lufthavn
(ENAT)

Oversiktskart inkl.
brannøvingsfelt

Jord og sediment





Sjøvann		
Punkt	Parameter	2012-05-31
V1	PFOS	174
	ΣPFAS	348
Sjø	PFOS	<LOQ
	ΣPFAS	<LOQ

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Oljeutskillere og tank								
Punkt	Parameter	2012-05-31	2013-05-31	2014-05-26	2014-09-23	2015-02-25	2015-03-26	2015-06-09
OU BØF	PFOS	i.a.	9650	16700	19600	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	76290	146000	164000	i.a.	i.a.	i.a.
TANK	PFOS	4910	i.a.	i.a.	i.a.	32600	15400	3960
	ΣPFAS	129000	i.a.	i.a.	i.a.	158000	74500	9390
OU Verksted	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	180	117	2550
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	614	369	7830

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Oljeutskiller BØF - prøver tatt under rengjøring		
Prøve	Parameter	2015-04-09
1. Vannfase i oljeutskiller etter at oljelag er skimmet av. (ca midt i vannvolum)	PFOS	3100
	ΣPFAS	41300
2. Vann/ slam fra bunn i oljeutskiller. Kjørt til deponi/destruksjon	PFOS	428000
	ΣPFAS	975000
3. Prøve tatt i fra bil som dreneres til oljeutskiller drift. (start)	PFOS	4160
	ΣPFAS	16900
4. Prøve tatt i fra bil som dreneres til oljeutskiller drift. (slutt)	PFOS	3750
	ΣPFAS	15800
5. Vann/ slam fra spyling av rørstrekk fra oljeutskiller mot øvingsplate.	PFOS	4730
	ΣPFAS	17500

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Alta lufthavn (ENAT)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

- 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
- Avløpsledning**
- Avløp annet
 - SpillVann
 - Pumpespillvannsledning
 - Overvann
 - Glykolholdig spillvann
 - Glykolholdig overvann
 - Drensvann
 - Avløp felles
- 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

Alta lufthavn

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



0 500
Meter

168187, NOERAT, 21.06.2016

SWECO

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

Alta

Matbiota
2012 - 2014



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

0 500
Meter

168187, NOERAT, 21.06.2016

SWECO

