
RAPPORT

AVINOR AS

ÅLESUND LUFTHAVN, VIGRA

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-04-18



Ålesund lufthavn, Vigra. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-09-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 18. april 2016
------------------------------	------------------------	-------------------------

Oppdragsnavn:

Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner

Kunde:

Avinor AS

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

Ålesund lufthavn, Vigra

Sammendrag:

Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, vann og biota ved Ålesund lufthavn, Vigra hentet inn i periodene 2011 til 2014. Biotaprøvene er i hovedsak hentet fra marint miljø med unntak av noen vegetasjonsprøver fra brannøvingsfeltene. Rapporten inneholder vurdering av spredningsforløp, restmengder av PFOS og risiko knyttet til menneskelig helse og økosystem.

Øving med brannskum har ført til at det ble spredd totalt ca. 2 120 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og ca. 400 kg PFAS (med hovedvekt på fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til sjøen rundt Vigra lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 6-22 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag, og at det vil ta mellom 40 og 140 år før all PFOS har lekket ut.

Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet er beskrevet ved et maksimalt innhold på 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Denne grensen er overskredet for hel fisk av torsk og rødspette fanget i Blindheimsvika, og området klassifiseres i kategori III *Moderat miljøtilstand*. Konsentrasjonene av PFAS i diverse strandbiota og muslinger fra marint miljø overskrider også 9,1 µg PFAS/kg vv og klassifiseres i kategori III - IV *Moderat - Dårlig miljøtilstand*. Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt det eldste brannøvingsfeltet er med bakgrunn i analyseresultatene av terrestre prøver klassifisert til kategori III, *Moderat miljøtilstand*.

På bakgrunn av prøver fra innsamlet konsumfisk har Mattilsynet gjort vurderinger av mattrygghet; «Sjøområdene ved Ålesund lufthavn (Vigra) viser svært beskjedne mengder av polyfluorerte forbindelser (PFAS). Ingen advarsel er nødvendig for området her.».

Med foreliggende konsentrasjoner av PFAS målt i biota i nærområdet til forurensningen, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer. Det er registrert flere rødlistede arter i området, og uheldig virkning på individnivå kan i så fall ha stor lokal konsekvens. Men, med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer synes spredning av disse stoffene til tilgrensende økosystem å være beskjeden, og dermed synes risiko for skade på disse tilgrensende økosystemene som følge av PFAS fra Ålesund lufthavn å være lav til moderat.

Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2014-08-08	Utkast med biota	JJE
A2	2014-10-10	Utkast med jord/vann og spredningsvurdering	BB
A2 ny	2014-11-04	Utlekket mengde fra aktive BØF, mengde forbrukt skum og spredningsberegning, oppsummering vann og jord	VK
A3	2015-02-13	Utkast med risikovurdering	JJE
A4	2015-04-09	Revidert spredningsvurderinger basert på ny viten om skum	VK
B5	2015-09-16	Utkast til Avinor	JJE
B7	2016-02-03	Norconsult vurdert kommentarer og slutført sin del av rapporten	VK
J8	2016-04-18	Endelig versjon	HK

Utarbeidet av: Jannike GB Jensen, Øistein P. Hveding, Bente Breyholtz, Lars Været, Eivind Halvorsen, Finn Gravem, Halvard Kaasa (red.)

Sign.:

Jannike GB Jensen
Eivind Halvorsen

Kontrollert av:

Vegard Kvisle / Norconsult AS

Frode Løset / Sweco Norge AS

Sign.:

Vegard Kvisle
Frode Løset

Oppdragsansvarlig / firma:

Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS
Jannike 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 målinger av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor. Det utarbeides en resultatrapport for hver lufthavn, med en tilhørende risikovurdering for mennesker og økosystem basert på innhentede data og tilgjengelig litteratur. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde størst fokus på effekt av PFAS på mennesker og innsamling av matbiota. Etter hvert som konsekvensene for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biota utvidet.

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

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult i samarbeid med Avinors personell ved lufthavnen. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge i to omganger. I første runde ble strandbiota samlet inn av Sweco og Norconsult med bistand fra Avinor. I andre runde samlet Sweco Norge inn marin fisk med bistand fra fisker Stein Magne Hoff. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og vann- og jordprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurdering i forhold til mennesker og økosystem. Sweco har også stått for sluttredigering.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa, Jannike Gry B. Jensen,
Finn Gravem, Øistein Preus Hveding

Norconsult:

Vegard Kvisle, Eivind Halvorsen, Lars
Været, Bente Breyholtz

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

18. april 2016

Innhold

1	Innledning.....	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS.....	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	14
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier PFAS.....	18
3.1	Miljømål	18
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	18
4	Metode risikovurdering	19
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	19
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	20
4.3	Spredningsvurdering.....	21
4.3.1	Generelt.....	21
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	21
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	22
4.3.4	Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient.....	23
4.4	Risikovurdering	23
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	24
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk.....	25
4.5.2	Bioakkumulering	26
4.6	Vurderinger av matbiota.....	28
5	Områdebeskrivelse	30
5.1	Beliggenhet og omgivelser	30
5.2	Naturverdier	30
5.3	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	31
5.3.1	Historisk bruk av brannskum.....	31
5.3.2	Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1).....	31
5.3.3	Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)	32
5.3.4	Andre PFAS-lokaliteter	32

5.4	Utførte tiltak	32
6	Undersøkelser	34
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	34
6.2	Jord.....	34
6.2.1	Aktiv BØF (BØF-1).....	35
6.2.2	Gammel BØF (BØF-2)	35
6.3	Sedimenter.....	38
6.4	Vann.....	39
6.4.1	Grunnvann.....	40
6.4.2	Overflatevann	45
6.5	Biota	53
6.5.1	Terrestriske arter	53
6.5.2	Ferskvann.....	54
6.5.3	Marine arter	54
6.5.4	Vurdering datagrunnlag biota.....	62
7	Spredningsvurdering.....	64
7.1	Innledning	64
7.2	Innledning aktiv BØF (BØF-1)	65
7.2.1	Terreng– og strømningsanalyse aktiv BØF.....	65
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF.....	66
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra aktiv BØF.....	67
7.3	Innledning gammel BØF (BØF-2).....	68
7.3.1	Terreng– og strømningsanalyse gammel BØF.....	68
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på gammel BØF	70
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra gammel BØF	71
7.4	Mengde PFOS/PFAS ut fra aktiv BØF via oljeutskiller til resipient	72
8	Risikovurdering.....	73
8.1	Økosystem og risiko.....	73
8.1.1	Terrestrisk miljø	73
8.1.2	Ferskvann.....	74
8.1.3	Marint miljø	75
8.2	Matbiota og risiko	76
8.2.1	Mattrygghet.....	76
9	Oppsummering	77
9.1	Jord og vann	77
9.2	Restmengder jord/spredning	78

9.3	Matbiota og risiko for mennesker	79
9.4	Økosystem og risiko.....	79
10	Referanser	80

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2012

- Oversiktskart jord og sediment
- Kart BØF A jord og sediment
- Kart BØF B jord og sediment
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

- Oversiktskart matbiota
- Oversiktskart biota Ålesund lufthavn

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet mattrygghet

- Brev Mattilsynet 2013
- Brev Mattilsynet 2015

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluorerte karbonforbindelser som kan ha uønskede miljøkonsekvenser (Borg and Håkansson, 2012). Disse stoffene har lenge vært brukt i mange industriprodukter, som f.eks. til impregnering, slipp-belegg i kokekar og i overflatebehandling. Et av produktene var brannskum som bl.a. ble brukt ved norske lufthavner. I Norge ble bruk av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler regulert i 2007 gjennom produktforskriftens §§ 2-9, 4-1 og 4-2, samt i begrensingsdirektivet – 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 Ålesund lufthavn, Vigra. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter, samt at det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

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

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

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

Prøvematerialet i denne undersøkelsen gir grunnlag for både å innlemme hensynet til konsekvenser for mennesker og økosystem.

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

For Ålesund lufthavn er det valgt å undersøke marin fauna og noe vegetasjon fra områder som mottar avrenning fra flyplassen og fra gammelt- og aktivt brannøvingsfeltet. I marint miljø er det samlet inn strandbiota og fisk utenfor begge brannøvingsfeltene på lufthavna. Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av jord, vann og biota ved Ålesund lufthavn. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS-forbindelser.

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

PFAS fremstilles syntetisk, og har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1940-tallet. Stoffene har gode overflateegenskaper, og de kan blant annet danne tynne hinner som hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også produktenes

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

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

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

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

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

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

2.2 Egenskaper PFAS

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

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Ålesund lufthavn, Vigra

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

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

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

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

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

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

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

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

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

Det er også gjort studier av effekten av PFAS på fisk. I ett tilfelle ble umodne regnebueørret gitt fôr som inneholdt tre varianter av perfluorofosfonater (PFPA) og tre varianter av perfluorofosfinater (PFPIA) i 31 dager, etterfulgt av en 32-dagers utskillingsfase. Konsentrasjonen av de ulike forbindelsene i fôret varierte mellom 420 – 533 ng/g fôr (= 420-533 µg/kg). Både lever og hel fisk ble analysert regelmessig, samt stoffenes fordeling i blod, lever, hjerte, nyrer og gjeller, etter endt fôringsperiode. Det ble ikke observert noen dødelighet, men fisk som fikk forurenset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1

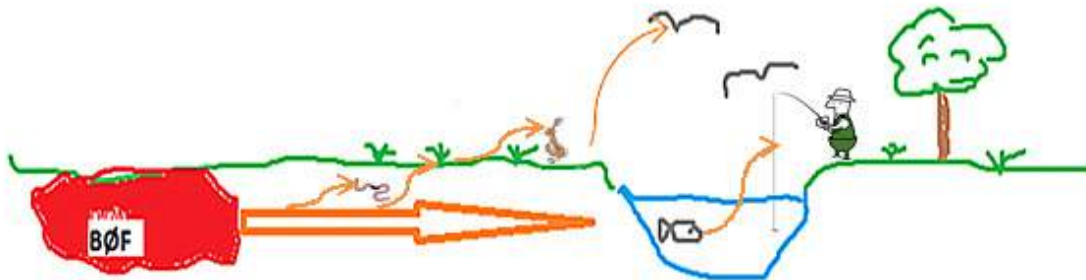
for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

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

Det viktigste opptaket av PFAS i næringskjedene med virkning for mennesket skjer når planter og dyr som brukes til menneskemat eksponeres for kontaminert levemiljø. Prinsipielt kan forurensingen fra et brannøvingsfelt til naturmiljøet spres videre til luft, vann, jord og biota (Figur 2-1). Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. De fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og de står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og fra organisk materiale slik som løv fra trær som vokser på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet. Komplexiteten 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 raigress) dyrket i jord som ble tilsatt PFOA og PFOS i konsentrasjoner fra 0,25 til 50 mg/kg jord. Studien viste at det ble funnet høye konsentrasjoner i den vegetative delen framfor i lagringsorganene (f. eks. i bladene framfor i frøene). Videre ble det funnet at konsentrasjonen i plantene økte med konsentrasjonen av PFAS i jorda. Ved konsentrasjoner fra 10 til 50 mg PFOA og PFOS /kg jord (varierte mellom artene) ble det observert økende effekter som nekrose (lokal celle og vevsdød), gulfarging og redusert vekst med økende dose (Stahl *et al.*, 2009). Opptaket av PFAS i plantene hadde dermed synlige negative konsekvenser for plantene.

² European Food Safety Authority
Ålesund lufthavn, Vigra

3 Miljømål og akseptkriterier PFAS

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

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

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

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

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode risikovurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

Det er hensiktsmessig med en inndeling av PFAS-innhold i biota for å presentere funn med ulikt innhold, samt å antyde potensiell risiko. Det benyttes en 4-delt skala med fargekode (Tabell 4-1). Se ellers vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon. TDI⁶ er verdien for livslangt tolererbart daglig inntak (μg stoff/kg kroppsvekt/dag) av et spesifikt stoff. TDI-verdien bestemmes normalt på bakgrunn av studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, og observasjoner av når skadelig påvirkning på organismene inntreffer, inkludert en sikkerhetsfaktor (KLIF, 2012).

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanndirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015a og b). 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
Ålesund lufthavn, Vigra

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 uopnåelige, er det valgt å benytte kvantifiseringsgrensen som praktiske laveste grense i klasse II (Tabell 4-2). Se vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon og forklaring.

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

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

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

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

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

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

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

¹¹ TS - tørrstoff

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

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

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

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

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

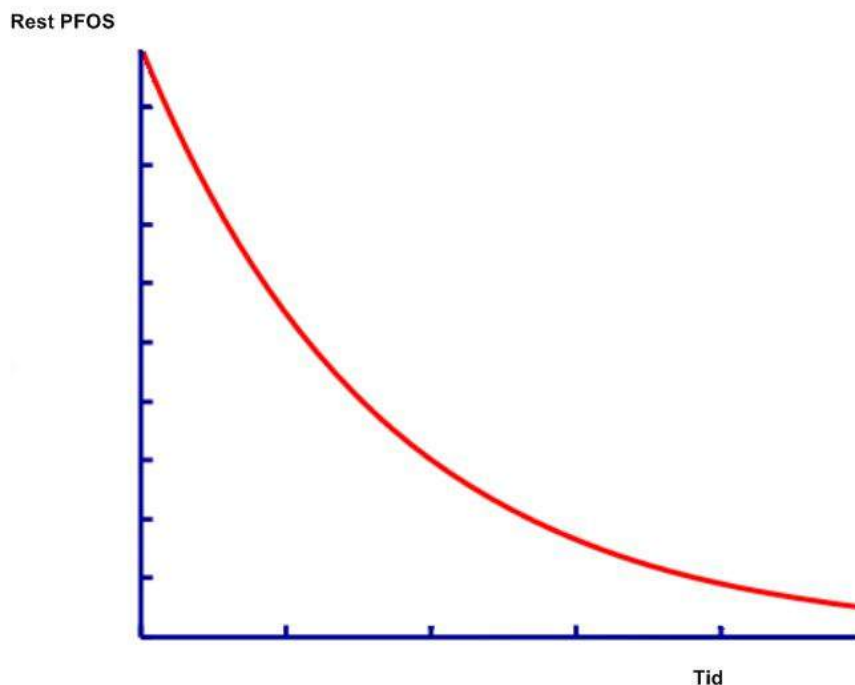
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilet. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

4.3.4 Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient

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

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

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

4.4 Risikovurdering

Ved rapporteringen i 2012/2013 utførte Sweco AS og Cowi AS miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering trinn 2 og til dels trinn 3 av PFOS i jord og vann i henhold til Miljødirektoratets risikovurderingsverktøy for menneskelig helse (SFT, 1999). Det ble benyttet målte konsentrasjoner der dette var tilgjengelig. Ved sammenligning av beregnede og målte konsentrasjoner i vann, ble det tydelig at det var store usikkerheter i modellen, og at det til dels var svært dårlig samsvar mellom målte og beregnede konsentrasjoner. Denne

risikovurderingen baseres derfor på målte verdier. Dersom det foreligger data fra sedimenter tas også disse med i vurderingene sammen med nye resultater fra levende biota som er hentet inn fra forurensede arealer og fra resipientene/tilgrensende økosystemer.

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

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

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

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptre 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. En kan stille 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 og rimelig å anta at persistente stoff som skilles dårlig ut fra organismer, akkumulerer oppover i næringskjeden og at predatorer kan være utsatt for risiko når byttedyr har innhold av disse stoffene, slike som PFOS, PFOA og andre PFAS. Studier som er gjennomført på ulike arter, viser at det må være forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i vann/mat/omgivelser før det observeres effekter på organismene. Dette kan tyde på at

økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

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

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

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

Materialet er delt i gruppe for ferskvannsfisk og marine arter.

Fra områdene i sjøen utenfor Ålesund lufthavn er det samlet flere arter konsumfisk som sammen med data fra andre lufthavner kan brukes til å gjøre en omregning fra konsentrasjon PFAS i muskelvev til hel fisk. Det er ikke samlet inn ferskvannsfisk ved Ålesund lufthavn og data for omregning hos ferskvannsfisk er derfor ikke med i denne rapporten.

Marin fisk

Fra marint miljø finnes få analyser av hele individer med påvisning av PFAS både i muskel og i hel fisk. Dette henger sammen med at for de artene som det finnes data fra er konsentrasjonene gjennomgående lave og ofte uten påvisning av PFAS i muskel, selv om deteksjonsgrensen for PFOS, som forekommer oftest, var så lav som 1 µg/kg vv.

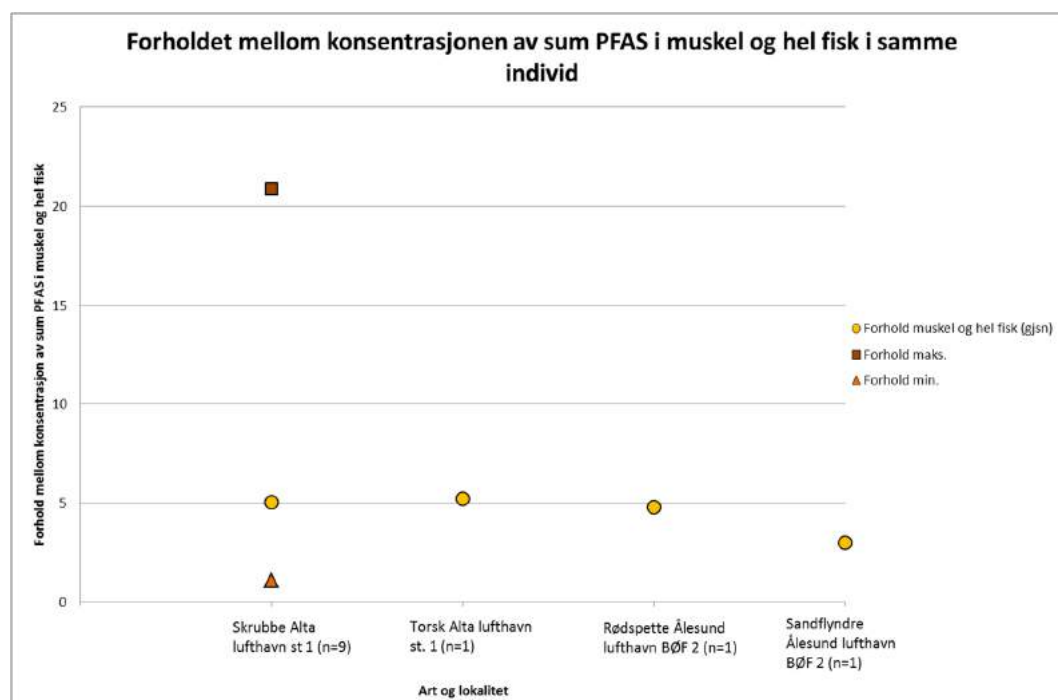
Totalt foreligger bare ni individer av skrubbe og en torsk fra Alta lufthavn (Jensen *et al.*, in prep a) og ett individ av rødspette og sandflyndre fra Ålesund lufthavn med påvisning av PFAS både i muskel og hel fisk.

Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumskonsentrasjonene av sum PFAS i muskelprøvene og i hel fisk for skrubbe, torsk, rødspette og sandflyndre er vist Tabell 4-4. Hos den ene torsken fra Alta var forholdstallet 5,2. For rødspette og sandflyndre var forholdstallet henholdsvis 4,8 og 3,0 (Tabell 4-4 og Figur 4-2).

Forholdstallene som til nå har fremkommet for de fire artene som er undersøkt er forholdsvis like. Det gjennomsnittlige forholdstallet for de fire saltvannsartene er $4,5 \pm 1,0$. Inntil et bedre grunnlag foreligger, benyttes forholdstallet 4,5 som grunnlag for omregning av konsentrasjonen av sum PFAS fra muskelprøver til hel fisk i marin fisk.

Tabell 4-4. Konsentrasjon av sum PFAS (gjsn., maks., min. og stdav.) i muskel og hel fisk fra samme individ, samt gjennomsnittlig maks. og min. forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk i skrubbe og torsk fanget i sjøen utenfor Alta lufthavn og rødspette og sandflyndre i sjøen utenfor Ålesund lufthavn i 2013.

Art / lokalitet	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Sum PFAS	Forhold	Forhold	Forhold	Forhold
	muskel (gjsn)	muskel (maks.)	muskel (min.)	muskel (stdav.)	hel fisk (gjsn)	hel fisk (maks.)	hel fisk (min.)	hel fisk (stdav.)	muskel og hel fisk (gjsn)			
Skrubbe (n=9) Alta lufthavn st 1	6,7	19,2	1,3	7,4	24,5	67,5	2,6	23,9	5,0	20,9	1,1	6,1
Torsk (n=1) Alta lufthavn st 1	2,6	2,6	2,6		13,4	13,4	13,4		5,2			
Rødspette (n=1) Ålesund lufthavn BØF 2	1	1,0	1		4,8	4,8	4,8		4,8			
Sandflyndre (n=1) Ålesund lufthavn BØF 2	1,4	1,4	1,4		4,2	4,2	4,2		3			
Gjsn.									4,5			



Figur 4-2. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk fra samme individ og forholdet mellom disse i skrubbe og torsk fra sjøen utenfor Alta lufthavn og rødspette og sandflyndre fra sjøen utenfor Ålesund lufthavn.

4.5.2 Bioakkumulering

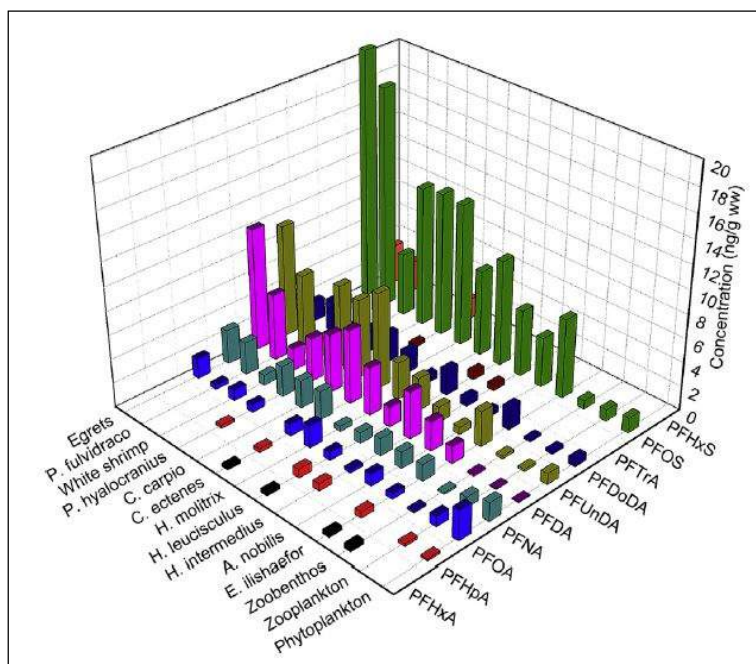
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

i Norge (Fjeld *et al.*, 2015). I den norske undersøkelsen var PFAS nivået høyest hos ørret (øverste undersøkte trofiske nivå).

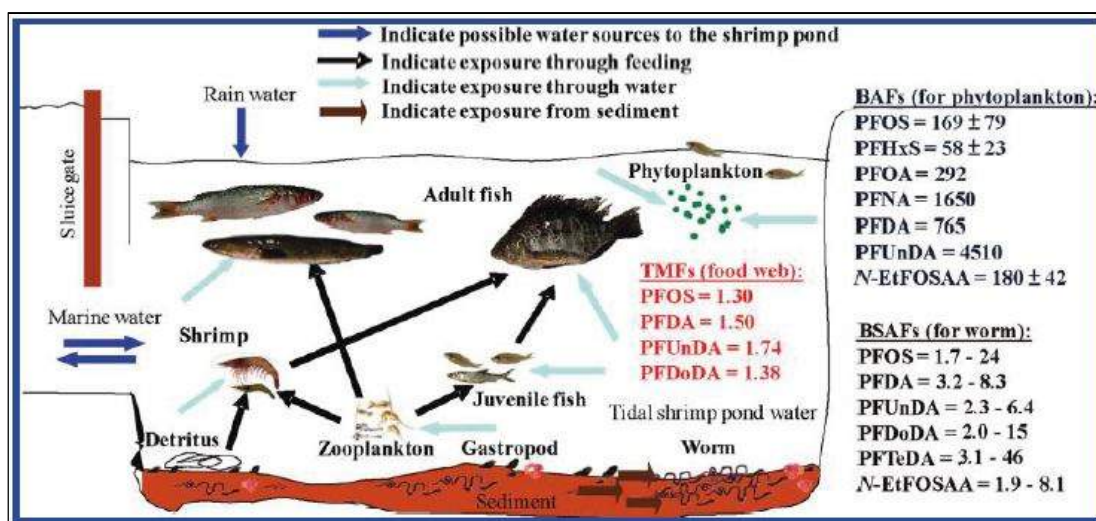
Fordi det ikke foreligger så omfattende datamateriale fra hele økosystem ved de ulike lufthavnene som i de to undersøkelsene fra Asia (Xu *et al.*, 2014; Loi *et al.*, 2011), er disse brukt for å illustrere hvordan PFAS kan flyttes fra lavere til høyere trofiske nivå, og hvordan bioakkumuleringen kan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

I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (Egrets og Blue heron). Til sammen utgjør dette et sammensatt næringsnett med ulike trofiske nivå for dette økosystemet. Kort fortalt ble det funnet at hegrene og de carnivore fiskeartene befant seg på de høyeste trofiske nivåene, og at PFAS med 9 – 12 karbonatomer ble signifikant biomagnifisert, med en trofisk magnifiseringsfaktor (TMF) på mellom 2,1 og 3,7. For PFOS lå TMF på 2,9. Resultatene fra denne undersøkelsen er vist i Figur 4-3, og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fyttoplankton, som er det laveste trofiske nivået, til muskel i hegrene (Egrets) og kjøtt i *P. fulvidraco*, som er en carnivor fiskeart, og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren var de påviste konsentrasjonene både i fyttoplankton, zooplankton og zoobenthos lavere enn deteksjonsgrensen som har vært benyttet hos ALS i prosjektet for Avinor. Deteksjonsgrensene kan således bidra til å maskere innhold av PFAS i for eksempel zooplanktonprøver fra de lokalitetene der dette er samlet inn. Konsentrasjonen av PFOS i vann lå i området $3,5 \pm 2,6$ ng/L (nedre intervall i klasse III – *Moderat* (Tabell 4-2)).

Det andre eksempelet bygger på undersøkelser av et subtropisk næringsnett i et brakkvannspåvirket våtmarksområde i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Resultatene er oppsummert i en figur som illustrerer hvordan PFAS forflytter seg fra vann og sedimenter inn i biota og videre opp i næringsnettet, og derved til høyere trofiske nivå (Figur 4-4). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til fyttoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos fyttoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i fyttoplanktonet ($1,07$ 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 4-3. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu et al. 2014.



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

4.6 Vurderinger av matbiota

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

Om sitt grunnlag for vurderingene sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: Perfluooctane sulfonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak

(TDI) for PFASforbindelsen PFOS på 0,15 µg/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 µg PFOS/kg kroppsvekt/dag og 1,5 µg 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 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

Ålesund lufthavn ligger på øya Vigra, like utenfor Ålesund. Flyplassen ble åpnet i 1958, og er siden utvidet flere ganger. Lufthavnen ligger på en slette med Blindheimsvika (i vest) og Roaldsleira (i øst) på hver side av kortenden av rullebanen (se Figur 5-1). Flyplassen er plassert midt i et våtmarksområde, og det er flere verneområder rundt lufthavnen, både naturreservat og fuglefredningsområder.

Flyplassområdet er relativt flatt slik at grunnvannet sannsynligvis vil ha avrenning både mot øst og vest. Grunnvannet ligger 1-4 m under overflaten i øst og 0-2 m under overflaten (myrområde) i vest. Klimaet ved Vigra er sterkt påvirket av havet, og dominerende vindretning er NØ - SV.



Figur 5-1. Beliggenheten av Ålesund lufthavn, Vigra. Kartkilde: www.norgeskart.no. Verneområder markert med grønn grenselinje.

5.2 Naturverdier

Det er registrert to dyrefredningsområder ([Blindheimsvik](#) og [Roaldsand](#)), samt et naturreservat ved [Rørsvikvatnet](#) i området rundt flyplassen. Blindheimsvika er også verna som våtmarksområde og omfattet av Ramsarkonvensjonen. I tillegg er områdene rett rundt rullebanen registrert som den utvalgte naturtypen *slåttemark* ([Vigra: Ålesund lufthavn](#) – Svært viktig). Innenfor en radius på ca. 1 km rundt flyplassområdet ligger det ytterligere 6 registrerte naturtyper, derav israndavsetninger, kystmyr, kystlynghei, strandeng og strandsump. Det er

også registrert flere områder med artsforekomster i samme sektoren, spesielt fugler. Mye av arealet er registrert som raste-, beite-, og yngleområde for ande-, vade-, måke- og alkefugler, samt beiteområde for hjort. Det er registrert flere plante- og fuglearter med status i Rødlisten 2010 på flyplassområdet og i nærområdet (www.naturbase.no; www.artskart.no).

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

5.3.1 Historisk bruk av brannskum

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

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

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

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

Det ligger to brannøvingsfelt ved lufthavnen, et gammelt felt i vest ved myrområde (BØF-2) og et aktivt felt i øst mot Roaldsleira (BØF-1) (se Figur 5-2).

5.3.2 Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1)

Det aktive brannøvingsfeltet ble etablert i 1997. Det er tett plate på selve feltet, med oppsamling av sigevann til oljeutskiller og utslipp av avløpsvann i rør til Roaldsleira. Det har blitt benyttet skum som inneholder både PFOS og 6:2 FTS.

Bruk av PFOS i brannskummet ble stoppet i 2001. Det er ca. 100 meter fra senter av aktiv BØF til havet (Roaldsleira). Rett sør for brannøvingsfeltet går flyplassgjerdet og utenfor dette er det dyrket mark. Avsetningene mellom BØF og havet er ifølge NGU vindavsetninger og marine strandavsetninger. Dette er sandige masser med vanligvis god hydraulisk ledningsevne. Det er estimert at det er brukt 370 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2012 er det estimert at det er brukt 405 kg PFAS.



Figur 5-2. Oversiktskart over brannøvingsfelt på Ålesund lufthavn Vigra. (Figur hentet fra Sweco, 2012)

5.3.3 Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)

Brannøvingsfeltet ble tatt ut av drift ved etableringen av det aktive feltet i 1997. Det skal kun være benyttet skum som inneholder PFOS på dette feltet. Rett sør for brannøvingsfeltet går flyplassgjerdet og utenfor dette er det bløtt myrområde. Vest for brannøvingsfeltet er det fylt opp med masser fra gravearbeid andre steder på lufthavnen. Disse massene ligger over den opprinnelige overflaten slik det var da det gamle brannøvingsfeltet var aktivt. Det er estimert at det er brukt 1 750 kg PFOS på feltet fra 1978 frem til 1997. Dette tidsrommet er usikkert da det mangler informasjon om når brannøvingsfeltet ble tatt i bruk.

5.3.4 Andre PFAS-lokaliteter

Lufthavnen opplyser at det er utført havariøvelser på ulike områder innenfor og utenfor lufthavnens gjerde. Ingen av disse områdene benyttes jevnlig. Det skal ikke ha forekommet bruk av skum i forbindelse med snødeponiene, men vask av brannbilenes pumper kan forekomme ved verkstedsområdet.

Testing av kanonene og innstilling av skytebildet blir gjennomført jevnlig både i vestenden og nordøstenden av rullebanen. Dette skal utføres kun med vann. Det kan ikke utelukkes at denne aktiviteten tidligere har blitt utført ved det gamle brannøvingsfeltet med retning mot myrområdet, og at skum da kan ha blitt benyttet.

5.4 Utførte tiltak

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

skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et skum helt uten perfluorerte forbindelser.

Det er utført rengjøring av brannbiler som har vært i bruk før bytte fra AFFF til F-fritt skum. Det er foretatt tømming og rengjøring av oljeutskilleranlegget i tilknytning til BØF for å redusere spredning av PFAS.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart over 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 ligger det kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

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

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

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2014, med den hensikt å påvise PFAS og avdekke dreneringsveiene for PFAS ved lufthavnen. Det ble lagt opp til prøvetaking av overflatevann for å kartlegge vannstrømmer og forhold i resipientene. Dette inkluderte prøvetaking i omkringliggende ferskvann og vassdrag, samt i kulverter på lufthavnens område. De fleste prøvepunktene for vann er videreført i 2013 og 2014, men har de to siste årene også inkludert private grunnvannsbrønner i området. Siden spredningsmodeller ikke var utarbeidet da prøvetakingsprogram ble opprettet, har prøveprogrammet basert seg på feltobservasjoner og observasjon av mulige kilder.

Endringen i prøvepunkter underveis i overvåkingen gjenspeiler forsøket på å avdekke aktuelle spredningsveier, da PFAS ble oppdaget i områder hvor en ikke forventet å finne disse.

6.2 Jord

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

Resultatene fra undersøkelsene dannet grunnlag for estimering av gjenværende PFOS-mengde i grunnen, samt beregning av en stedspesifikk K_d (utlekkingspotensialet fra jord til vannfasen (fordelingskoeffisient)). Dette ble videre benyttet til å gjennomføre en

risikovurdering mht. spredning i vann i henhold til veileder 99:01 (SFT, 1999) hvor de stedsspesifikke parameterne i beregningsverktøyet ble justert iht. de lokale forhold.

Jordprøver ble tatt ved Ålesund lufthavn i 2011 og 2012, og rapportert i 2012. En del av jordprøvene som ble tatt ut i 2011/2012 ble kun lagret hos Eurofins i påvente av analyse. Enkelte av disse ble analysert i 2014 med tanke på ytterligere avgrensning av forurensningen på brannøvingsfeltet. Resultatene av disse prøvene er vist i Tabell 6-2 til Tabell 6-4, samt i kart vedlagt denne rapporten (vedlegg 4). Fargekodene angitt i kapittel 3 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

6.2.1 Aktiv BØF (BØF-1)

Det er påvist lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS i jord ved BØF-1 ($<220 \mu\text{g/kg}$). Den høyeste konsentrasjonen for PFOS ($846 \mu\text{g/kg}$, pkt. 12) er funnet i overflaten ca. 15 m sør for plattformen.

De høyeste konsentrasjonene av 6:2 FTS er funnet i toppjorden inntil plattformen i nord og vest (hhv. $69 \mu\text{g/kg}$ i pkt 1 og $120 \mu\text{g/kg}$ i pkt. 13). Her er konsentrasjonene av 6:2 FTS høyere enn for PFOS (3 - 10 ganger høyere).

6.2.2 Gammel BØF (BØF-2)

Ved det gamle brannøvingsfeltet er det påvist til dels høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS (opp mot $6\,400 \mu\text{g/kg}$). De høyeste konsentrasjonene er funnet i masser sentralt på feltet. I tillegg er det funnet høy konsentrasjon ($2690 \mu\text{g/kg}$) av PFOS i en overflateprøve (pkt. 33) i myrmasser ca. 120 m vest for senter av feltet. Det er ikke påvist 6:2 FTS i noen av prøvene.

Fra brannøvingsfeltet går det en grøft langs veien i vestlig retning. Grøften ledes i rør under rullebanen og deretter kobles en større overvannsledning fra lufthavnsområdet med utløp i Blindheimsvika. Det er tatt to prøver av massene i bunnen av grøften (S7 og S3). S7 er tatt i høyde med brannøvingsfeltet, mens S3 er tatt nedstrøms brannøvingsfeltet. Det ble påvist hhv. lav og moderat konsentrasjon av PFOS i massene (hhv. 181 og $462 \mu\text{g/kg}$).

Ved sørvestenden av rullebanen er det etablert en åpen grøft som drenerer vann vekk fra skulderen på rullebanen. Massene i denne grøften er prøvetatt som punkt S1. Rett sør for dette punktet ligger det en kum for en overvannsledning. Masser i kummen er prøvetatt som punkt S2. Det ble ikke påvist PFOS i massene ved S1 og S2.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord, aktiv BØF (BØF-1).

Parameter	Enhet	BØF-1: 1			BØF-1: 2	BØF-1: 5	BØF-1: 6			BØF-1: 7			BØF-1: 8	BØF-1: 9	BØF-1: 10
Dato		19.07.2011 - 20.07.2011													
Dybde		0-10	10-250	250-270	0-10	0-10	0-10	10-280	280-300	0-10	10-170	170-190	250-270	170-190	0-10
Jordtype		Grus	Sand	Siltig sand	Jord/brun sand	Sand	Jord	Siltig sand	Silt/leire	Sandig jord	Siltig sand	Siltig sand	Grov sand	Grus, skjellsand	Sand
6:2 FTS	µg/kg	69	34	-	<3,3	-	<3,7	<2,7	-	4,8	<3,4	<3,4	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,8	<1,9	<2,0	<2,2	<2,1	<2,5	<1,8	<2,0	<2,0	<2,3	<2,3	<2,1	<1,9	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	5,0	216	101	19,6	<2,1	27	15	9.2	26	6,7	2,4	<2,1	<1,9	14
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord, aktiv BØF (BØF-1), forts.

Parameter	Enhet	BØF-1: 11			BØF-1: 12	BØF-1: 13			BØF-1: 14	BØF-1: 18	BØF-1: 19	BØF-1: 20	BØF-1: 22
Dato		19.07.2011 - 20.07.2011											
Dybde		0-10	10-230	230-250	0-10	0-10	10-240	240-260	0-10	0-10	0-10	0-10	0-20
Jordtype		Grus	Sand	Sand	Sand, stein	Grus, stein	Sand fra 140	Sand	Fyllmasser	Jord			Jord
6:2 FTS	µg/kg	21	36	-	11,1	120	32	-	<2,7	-	< 3,7	< 3,5	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 4,9	< 4,7	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 3,7	< 3,5	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	< 2,3	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	< 2,3	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 3,7	< 3,5	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	< 2,3	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	< 2,3	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	< 2,3	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<1,9	<2,0	<2,3	<1,9	<2,2	<2,3	<1,8	<2,0	< 2,4	< 2,3	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	151	180	16	846	39	35	<2,3	6,7	<2.0	7,4	4,7	<2,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	3,4	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,9	8,1	-

Tabell 6-3. Analyseresultater fra jord, gammel BØF (BØF-2).

Parameter	Enhet	BØF-2: 23	BØF-2: 24	BØF-2: 25		BØF-2: 26		BØF-2: 27			BØF-2: 28			BØF-2: 29		
Dato		19.07.2011 - 20.07.2011														
Dybde		0-90	0-320	0-320	10-320	0-10	10-320	20-30	30-320	320-340	0-10	10-220	220-240	0-10	10-280	280-300
Jordtype		Sandig grus	Sandig jord	Sandig jord		Grus, sand		Fyllmasser	Sand fra 170	Sandig grus	Sand	Jord, sand	Sand	Fyllmasser	Sand, jordlag	Sand
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	< 3,1	<3,2	< 3,3	<2,8	<3,1	-	<2,8	<2,6	-	<2,6	<7,4	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	< 4,2	-	< 4,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	< 3,1	-	< 3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	< 3,1	-	5,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	<1,8	<1,9	< 2,1	<2,2	< 2,2	<1,9	2,5	<2,0	3	3,8	<2,0	4,7	10,1	2,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	13	5,8	9,4	6,9	168	96	33	1 260	32	165	1 120	117	280	3 870	1 290
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	6,9	-	102	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 6-4. Analyseresultater fra jord, gammel BØF (BØF-2), forts.

Parameter	Enhet	BØF-2: 30			BØF-2: 31			BØF-2: 32			BØF-2: 33	BØF-2: 34		BØF-2:36	BØF-2: 37	BØF-2: 38	BØF-2: 39	BØF-2: 41
Dato		19.07.2011 - 20.07.2011																
Dybde		0-10	10-160	160-180	0-10	10-150	150-170	350-360	360-390	390-410	0-10	10-200	200-220		0-10	0-10	0-10	0-10
Jordtype		Fyllmasser	Fyllmasser	Fyllmasser	Fyllmasser	Fyllmasser	Fyllmasser	Myrjord, opprinnelig	Myrjord, opprinnelig	Myrjord, opprinnelig	Myrjord		Finsand		Sandig jord			Myrjord
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	<2,7	<3,5	<2,7	<3,9	<3,1	<3,7	-	8,1	<3,1	< 3,3	-	< 3,0	< 4,0	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	-	< 4,4	-	< 4,0	< 5,4	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 3,2	-	< 3,3	-	< 3,0	< 4,0	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 3,2	-	8,8	-	7,4	7,1	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,9	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,1	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	3	<19,5	15	<1,8	<2,3	<1,8	<2,6	<2,1	<2,5	<13,8	< 2,1	<2,1	< 2,2	<2,0	2,5	< 2,7	<2,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	220	6 390	813	34	617	102	24	14	<2,5	2 690	113	<2,1	82,9	3,7	375	108	38
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,3	-	< 2,2	-	< 2,0	< 2,7	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	157	-	91,7	-	385	115	-

Tabell 6-5. Analyseresultater av jord tatt fra grøft, gammel BØF (BØF-2), forts.

Parameter	Enhet	S7	S3	S1	S2
Dato		19.07.2011 - 20.07.2011			
Dybde		0-10	0-10	0-10	0-10
Jordtype		Sand	Sand	Sand	Sand
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,3	3,3	<2,2	<2,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	181	462	18	36

6.3 Sedimenter

I Roaldsleira ble det tatt én overflateprøve av sand i strandsonen nedstrøms det aktive brannøvningsfeltet.

Ved Blindheimsvika ble det tatt én prøve av sand i strandsonen, samt én prøve av ferskvannssediment i utløpet av bekken som mottar vann fra lufthavnen. I tillegg er det tatt ut en referanseprøve av sediment i strandkanten ved øya Giske sørvest for Blindheimsvika (se oversiktskart for jord og sediment i vedlegg 4). Analyseresultatene er vist i tabell 6-6 til 6-8. Det ble ikke påvist PFOS over gitt rapporteringsgrensen (<2,0 – <2,2) i de marine sedimentprøvene. I utløpet av bekken ble det påvist 5 µg/kg PFOS i ferskvannssedimentet.

Tabell 6-6. Analyseresultater fra sediment, aktiv BØF (BØF-1).

Parameter	Enhet	S1 sjø Roaldsleira
Dato		20.07.2011
Dybde		0-0,1
Jordtype		Sand
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,2

Tabell 6-7. Analyseresultater fra sediment, gammel BØF (BØF-2).

Parameter	Enhet	S4 Bekk, utløp til Blindheimsvika	S2 Sjø Blindheimsvika
Dato		20.07.2011	
Dybde		0-10	0-10
Jordtype		Sand	Sand
6:2 FTS	µg/kg	<3,4	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	5,0	< 2,0

Tabell 6-8. Analyseresultater fra sediment, referanse ved Giske.

Parameter	Enhet	S3 sjø ref (Giske)
Dato		20.07.2011
Dybde		0-10
Jordtype		Sand
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	< 2,2

6.4 Vann

Ved Ålesund lufthavn ble det i 2011 og 2012 utført analyser av både grunnvann og overflatevann ved begge brannøvingsfelt. Lufthavnsområdet er relativt flatt slik at grunnvann og overflatevann vil ha avrenning både mot Roaldsleira i øst og Blindheimsvika i vest. Sør for lufthavnen ligger Rørvikvatnet, som antas å være et grunnvannsoppkomme. Figur 5-3 viser plasseringen av lufthavnen og omegn. Vedlagt oversiktskart for vannprøver viser prøvepunkter, resultater og avrenningsveier (vedlegg 4).

Avrenning fra det aktive brannøvingsfeltet føres i retning Roaldsleira. Ved plattformen ligger grunnvannet ca. 2 m under terreng og grunnvannsspeilet i området har en liten gradient mot sjø. Feltet er etablert med en oljeutskiller. Utslipp herfra ledes i en ca. 170 m lang ledning rett østover til Roaldsleira på ca. 2 m dyp.

I tillegg går det en større overvannsledning fra lufthavnsområdet som har utslipp i Roaldsleira rett utenfor det aktive brannøvingsfeltet.



Figur 6-1. Beliggenheten av Ålesund lufthavn, Vigra.

Ved det gamle brannøvingsfeltet i vest ligger grunnvannet ca. 0-2 m under overflaten (myrområde). Grunnvannet antas å strømme i sørvestlig retning, dvs. både mot Blindheimsvika og mot myrområdet. Fra brannøvingsfeltet går det en grøft langs veien i vestlig

retning. Grøften ledes i rør under rullebanen og deretter kobles en større overvannsledning fra lufthavnsområdet med utløp i Blindheimsvika. Tilsvarende går det et ledningssystem på sørsiden av rullebanen som lufthavnen antar at er koblet til det samme utløpet i Blindheimsvika.

Ved undersøkelsene i DP2 ble det vurdert at grunnvannet, grunnet grunnforholdene, mest sannsynlig vil bli "presset" opp i grøftesystemet med avrenning mot vest. Derfor ble det valgt å ha fokus på avrenning via overvannssystemet (grøft og ledninger).

Basert på disse resultatene, ble det valgt ut prøvepunkter for vann for ytterligere dokumentasjon av Norconsult i 2012 - 2014. Flere prøvepunkter fra 2011/2012 ble videreført og enkelte prøvepunkter ble lagt til for å øke forståelsen for avrenningsretningene i området.

6.4.1 Grunnvann

Geografisk plassering av prøvepunkter er vist i kart i vedlegg 4.

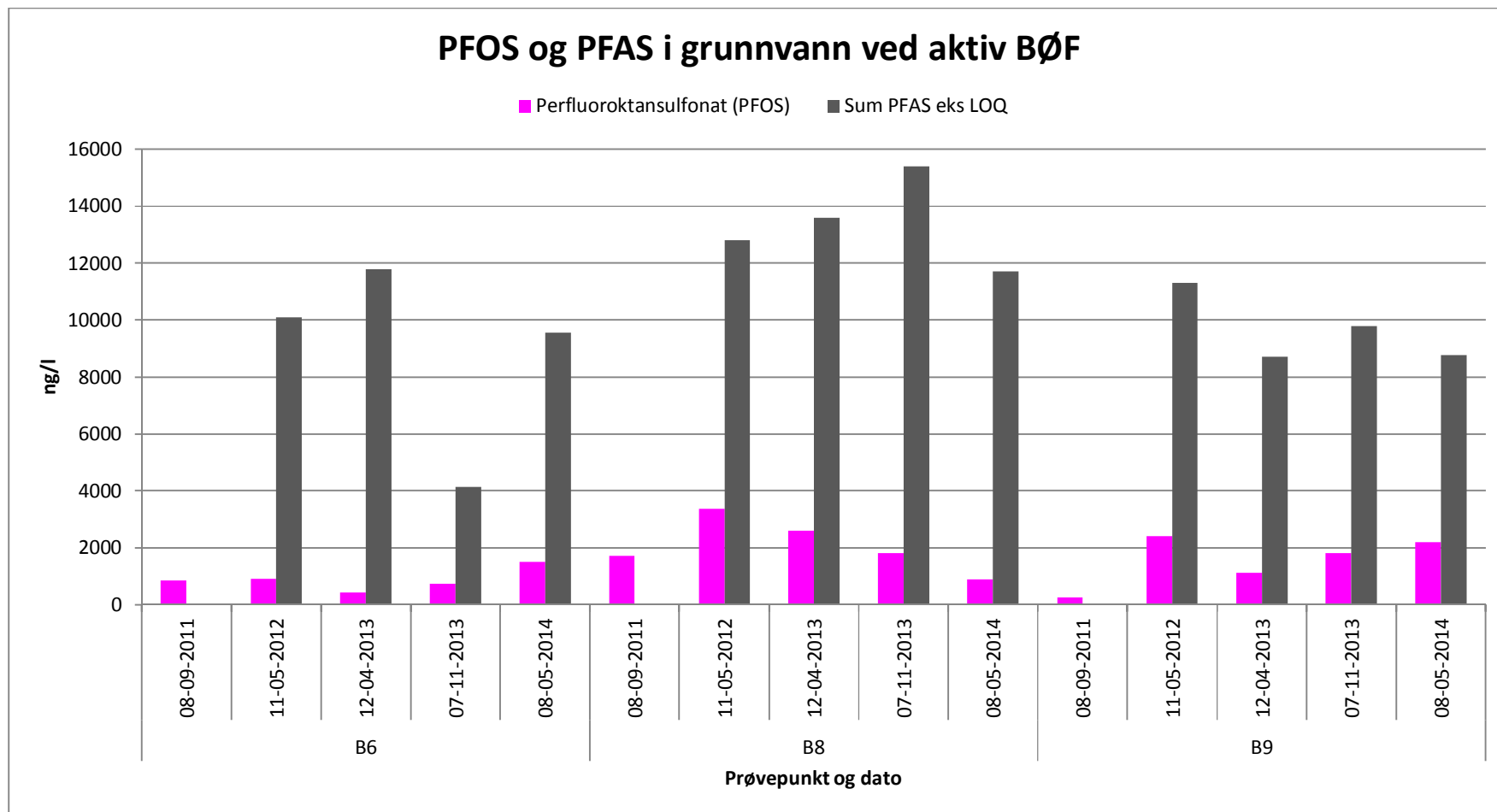
6.4.1.1 Aktiv BØF (BØF-1)

Ved det aktive brannøvingsfeltet ble det i 2011/12 påvist til dels høye og varierende konsentrasjoner av PFOS/PFAS i grunnvannet (B6, B8 og B9). I 2012 ble det påvist høyere konsentrasjoner av 6:2 FTS enn PFOS i to av brønnene, se Tabell 6-9 og Tabell 6-10. Alle grunnvannsbrønnene ble videreført i prøvetakingsprogrammet, og det er gjennomført ytterligere tre prøvetakinger.

Figur 6-2 viser konsentrasjonene av PFOS og PFAS i grunnvannet grafisk og tabell 6-9 og 6-10 viser analyseresultatene av de ulike PFAS-forbindelsene. Prøvepunktene er vist i økende avstand fra brannøvingsfeltet mot Roaldsleira.

Analyseresultatene viste fortsatt til dels høye og varierende konsentrasjoner av PFOS/PFAS i grunnvannet (B6, B8 og B9). I tillegg til PFOS dominerer PFAS-forbindelsene 6:2 FTS, perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Dette er forbindelser som er knyttet til nyere skumprodukter. Det er vesentlig høyere konsentrasjon av disse forbindelsene enn av PFOS. Forholdet mellom 6:2 FTS og PFOS i prøvene varierer mellom ca. 1,5 – 4.

De høyeste konsentrasjonene av PFOS/PFAS påvises i brønn B8 nedstrøms brannøvingsfeltet. Resultatene viser at det gjennomsnittlig er noe lavere konsentrasjoner av PFOS i grunnvannet nærmest brannøvingsfeltet (B6) enn i de to andre brønnene. For PFAS er ikke resultatene like entydige.



Figur 6-2. PFOS/PFAS i grunnvannsbrønner ved aktivt brannøvfelt.

Tabell 6-9. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner, aktiv BØF (BØF-1).

Parameter	Enhet	B6					B8				
		08-09-2011	11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014	08-09-2011	11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014
6:2 FTS	ng/l	-	3280	1670	2260	2730	-	3560	5300	3360	6090
8:2 FTS	ng/l	-	-	<20,0	<20,8	<20,0	-	-	81,2	<20,0	32,6
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	91,4	38,2	<15,0	61,8	-	56	37,2	84,4	62,3
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	409	647	84,8	369	-	389	408	846	342
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0	-	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	604	499	65,8	535	-	581	539	633	492
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	1700	2480	290	1290	-	1400	1330	2420	1150
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	512	628	110	416	-	536	468	850	401
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	77,4	65,6	<10,0	94	-	57,9	36	74,6	43,8
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	242	227	268	47,8	304	471	324	292	526	295
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	837	900	426	741	1510	1720	3370	2600	1800	877
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	2310	5120	542	2240	-	2510	2470	4800	1950
Sum PFAS eks LOQ		-	10100	11800	4140	9550	-	12800	13600	15400	11700

Tabell 6-10. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner, aktiv BØF (BØF-1), forts.

Parameter	Enhet	B9				
		08-09-2011	11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014
6:2 FTS	ng/l	-	4900	3180	4280	3540
8:2 FTS	ng/l	-	-	25,2	29,8	43,4
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	21,3	<15,0	<15,0	17,7
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	277	389	342	214
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	6,3	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	344	127	161	382
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	972	998	782	659
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	529	419	375	295
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	72,4	55,4	54	73,5
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	400	254	201	184	255
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	248	2400	1110	1810	2200
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	1550	2200	1760	1090
Sum PFAS eks LOQ		-	11300	8700	9780	8770

6.4.1.2 Gammel BØF (BØF-2)

Ved det gamle brannøvingsfeltet ble det etablert én grunnvannsbrønn i 2011 som ble prøvetatt i 2011 og 2012. Det ble påvist svært høye konsentrasjoner av PFOS og PFAS i grunnvannet (se Tabell 6-11). I 2012 ble det påvist betydelig konsentrasjon av perfluorheksansulfonat (PFHxS). Prøvetakingen av denne brønnen ble ikke videreført.

Tabell 6-11. Analyseresultater fra grunnvannsbrønn, gammel BØF.

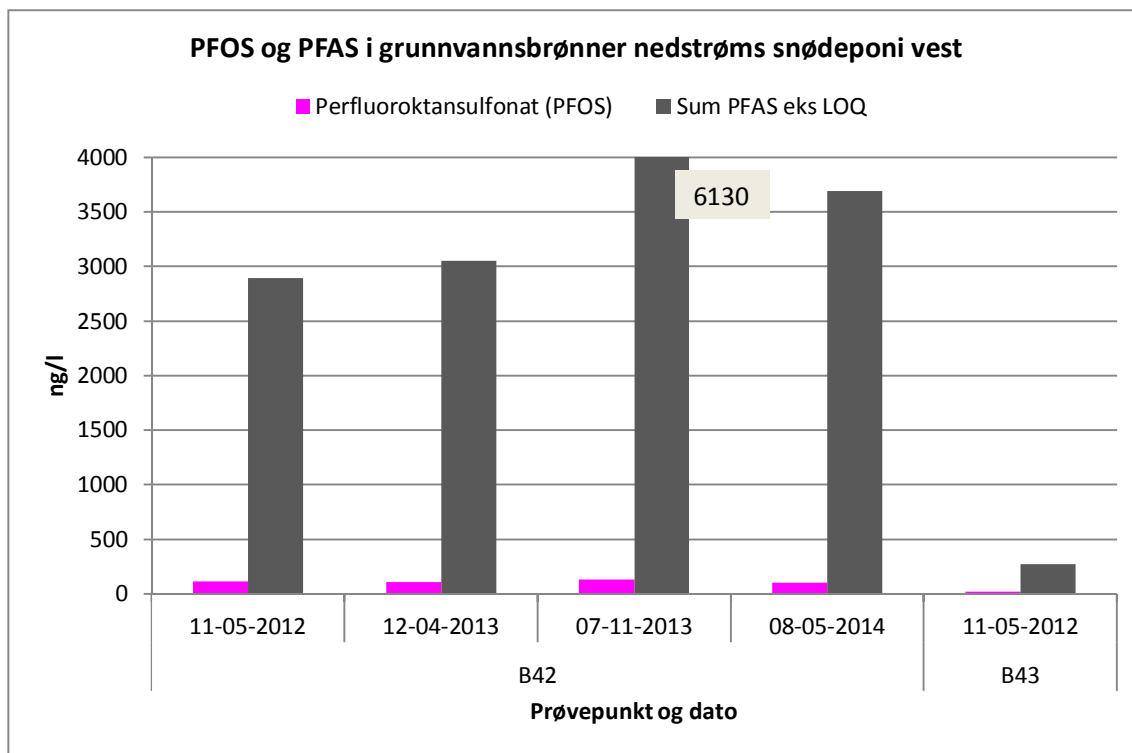
Parameter	Enhet	B29	
		08-09-2011	11-05-2012
6:2 FTS	ng/l	-	<1500
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<1500
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<1000
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<1000
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	22800
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	2800
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<1000
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<1000
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	11500	3400
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1450000	417000
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<1000
Sum PFAS eks LOQ		-	446000

6.4.1.3 Snødeponi vest

På den vestlige delen av terminalområdet er det etablert et snødeponi (se vedlagt kart for vann). Nedstrøms snødeponiet ble det i 2012 etablert to grunnvannsbrønner (B42 og B43). Figur 6-3 viser konsentrasjonene av PFOS og PFOA i grunnvannet grafisk og Tabell 6-12 viser analyseresultatene av de ulike PFAS-forbindelsene.

Den ene brønnen (B42) er prøvetatt fire ganger i perioden 2012-2014. Det ble påvist konsentrasjoner av PFOS på ca. 100-130 ng/l og betydelige konsentrasjoner av PFAS på ca. 2900 - 6100 ng/l. Forbindelsene 6:2 FTS, perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA) dominerer PFAS-konsentrasjonen. Konsentrasjonen av 6:2 FTS er 3 – 10 ganger høyere enn konsentrasjonen av PFOS. Lufthavnen opplyser at det ikke skal ha forekommet bruk av skum i forbindelse med snødeponiene, men vask av brannbilenes pumper kan forekomme ved verkstedsområdet. Vasking skjer på asfaltert område med avrenning til drenering og videre til lukket overvannssystem med utslipp i sjø. Vasking skal dermed teoretisk sett ikke ha kunnet tilføre større volumer PFAS-holdig vann til grunnvannet.

Brønn B43 ble kun prøvetatt i 2012. Det ble påvist lave konsentrasjoner av PFOS og enkelte andre PFAS-forbindelser sammenlignet med B42.



Figur 6-3. PFOS/PFAS i grunnvannsbrønner nedstrøms snødeponi.

Tabell 6-12. Analyseresultater fra grunnvannsbrønn, snødeponi vest.

Parameter	Enhet	B42				B43
		11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014	11-05-2012
6:2 FTS	ng/l	1260	745	621	505	8,1
8:2 FTS	ng/l	-	86,4	102	88,8	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<15,0	<15,0	<15,0	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	117	163	355	222	22
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	6,2	<10,0	<10,0	<10,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	28,6	17,6	18,8	<15,0	40,6
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	447	510	1190	722	64,7
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	147	223	599	340	17,8
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	48	64,2	87,6	69,3	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	122	159	281	165	7,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	114	112	131	102	23,6
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	597	969	2750	1480	89,9
Sum PFAS eks LOQ		2890	3050	6130	3690	274

6.4.1.4 Snødeponi øst

Det er ikke tatt prøver fra snødeponi øst.

6.4.2 Overflatevann

Geografisk plassering av prøvepunkter er vist i kart vedlegg 4.

6.4.2.1 Aktiv BØF (BØF-1)

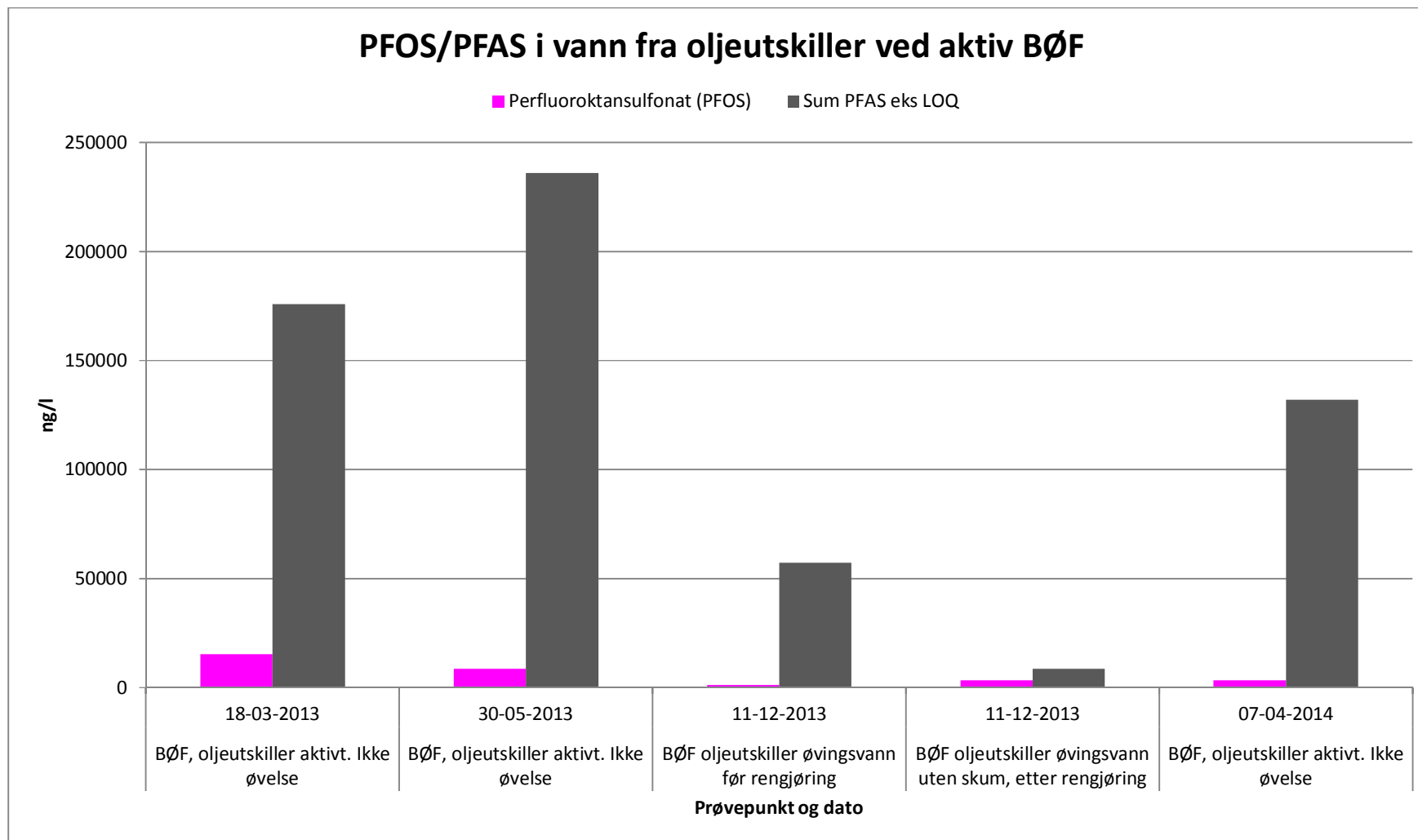
Det aktive brannøvingsfeltet ligger ca. 80 meter fra Roaldsleira. Avrenning fra feltet foregår via grunnvann og ut i strandsonen. Det går ingen drenerende bekker/ grøfter fra feltet.

Brannøvingsfeltet er etablert med membran og oljeutskiller med utslipp av avløpsvann i rør til Roaldsleira. I Miljøprosjektets delprosjekt 3 (DP3), kontrollerte og rengjorde Promitek oljeutskilleren på aktive brannøvingsfelt. I denne forbindelse er det tatt ut prøver fra vannet ut fra oljeutskiller.

Figur 6-4 viser konsentrasjonene av PFOS og PFAS i vannet grafisk og Tabell 6-13 viser analyseresultatene av de ulike PFAS-forbindelsene.

Det ble påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS i vannet før rengjøring – prøvetaking i mars og mai 2013. 6:2 FTS var den dominerende forbindelsen med konsentrasjoner ca. 10 – 25 ganger høyere enn PFOS. Konsentrasjonene av PFOS/PFAS var lavere før rengjøring 11. desember 2013. Forholdet mellom 6:2 FTS og PFOS lå da på 46. Etter rengjøring var konsentrasjonen av 6:2 FTS betraktelig redusert, mens PFOS-konsentrasjonen ikke var vesentlig endret. Dette kan tyde på at 6:2 FTS er mer mobilt enn PFOS.

En ny vannprøve ble tatt ut fire måneder senere (ikke ved øvelse). Analyseresultatene viser at konsentrasjonen av 6:2 FTS var like høye på samme tid i 2013, før rengjøring. Konsentrasjonene av PFOS var ikke endret siden rengjøringen.



Figur 6-4. PFOS/PFAS i vann fra oljeutskiller ved aktivt brannøvingsfelt.

Tabell 6-13. Analyseresultater av vann fra oljeutskiller ved aktivt brannøvingfelt.

Parameter	Enhet	BØF, oljeutskiller aktivt. Ikke øvelse	BØF, oljeutskiller aktivt. Ikke øvelse	BØF oljeutskiller øvingsvann før rengjøring	BØF oljeutskiller øvingsvann uten skum, etter rengjøring	BØF, oljeutskiller aktivt. Ikke øvelse
		18-03-2013	30-05-2013	11-12-2013	11-12-2013	07-04-2014
6:2 FTS	ng/l	146000	212000	51600	3280	116000
8:2 FTS	ng/l	1010	2750	1380	1540	5200
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	1620	70	<150	<15,0	<150
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	1500	1970	167	15,8	714
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	<100	2801	130
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	4400	1320	232	47,1	384
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	2990	3510	607	50,4	1700
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	750	740	352	23,7	576
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	nd	170	<100	14,9	200
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	1680	1350	278	28,6	523
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	15180	8580	1130	3420	3250
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	1330	100	2680
Sum PFAS eks LOQ		176000	236000	57100	8540	132000

6.4.2.2 Overvannsledning mot Roaldsleira

På 1980-tallet ble det etablert en overvannsledning som går fra terminalområdet østover langs rulle-/taksebanen, videre under det aktive brannøvingfeltet og ut i Roaldsleira. Røret drenerer store arealer, bl.a. driftsområdet, flyoppstillingen, parkeringsarealer og terminalområdet. Tilstanden på røret er ukjent og det kan ikke utelukkes at røret også drenerer andre områder. I 2012 lå utløpet av røret i strandkanten, men det er nå forlenget langs bunnen lengre ut i Roaldsleira.

Vannet ut fra røret (i strandkanten) ble prøvetatt i 2012 og analyseresultatene (Tabell 6-14) viser vesentlige konsentrasjoner av PFOS/PFAS. PFOS er klart den dominerende forbindelsen, men det er påvist flere andre PFAS som 6:2 FTS, Perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA) i tillegg.

Tabell 6-14. Analyseresultater av vann fra overvannsledning med utslipp i Roaldsleira.

Parameter	Enhet	V5
		2012-05-11
6:2 FTS	ng/l	46,4
8:2 FTS	ng/l	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	13,4
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	34
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	32,2
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	16,6
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	8,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	369
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	63,6
Sum PFAS eks LOQ		584

6.4.2.3 Rørvikvatnet

Sør for lufthavnen og myrområdet ligger Rørvikvatnet. Ved befaring og kartstudie er det ikke sett noe tydelig innløp/utløp til dette vannet, og det antas dermed at vannet har oppstått gjennom oppstuing av grunnvann. Ved sterk nedbør kan det forekomme naturlige vannløp fra område ved snødeponi ned til Rørvikvatnet og på den måten en spredning av PFAS-forurensning. Det er imidlertid usikkert hvorvidt PFAS-forbindelsene har kommet til vannet via grunnvann eller overflateavrenning. Det antas imidlertid at grunnvannet i området er stillestående og at en spredning via dette vil være minimal.

Vannet ble prøvetatt i 2014 (Tabell 6-15) og analyseresultatene viser innhold PFOS/PFAS. Forbindelsene 6:2 FTS og perfluorbutansyre (PFBA) er også representert, noe som tyder på tilførsel av PFAS også i senere tid.

Tabell 6-15. Analyseresultater fra Rørvikvatnet.

Parameter	Enhet	Rørvikvatnet
		2014-05-08
6:2 FTS	ng/l	19,4
8:2 FTS	ng/l	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	32,2
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	24,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		75,8

6.4.2.4 Snødeponi vest

På vestenden av terminalområdet er det etablert et deponi for glykolholdig snø. Herfra går det to grøfter vestover som ender i terrenget før internveien (se vedlagt kart for vann). Avrenning fra dette området går delvis i de to grøftene og delvis i terrenget. Det er antatt at vannet deretter vil følge grøften som går forbi det gamle brannøvingsfeltet og ender opp i Blindheimsvika. Mest sannsynlig så kommer også noe av vannet igjen ved inntakskummen som står langs vegen som går forbi det gamle brannøvingsfeltet og videre vestover. Noe av vannet vil nok også bare oppholde seg i terrenget på sørsiden av den nevnte vegen.

Vannet i den ene grøften ble prøvetatt i 2012 og analyseresultatene (Tabell 6-16) viser innhold av PFOS/PFAS. PFAS-konsentrasjonen består av like mengder PFOS, 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorheptansyre (PFHpA), mens perfluorpentansyre (PFPeA) er den dominerende forbindelsen.

Tabell 6-16. Analyseresultater fra grøftevann nedstrøms snødeponi vest.

Parameter	Enhet	V6
		2012-05-11
6:2 FTS	ng/l	26,5
8:2 FTS	ng/l	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	20,8
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	19,4
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	66,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	20,3
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	9,6
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	24,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	116
Sum PFAS eks LOQ		302

Tilsvarende forurensningsbilde er sett i grunnvannsbrønner i området.

6.4.2.5 Snødeponi øst

Det er ikke tatt prøver ved snødeponiet i øst.

6.4.2.6 Gammelt brannøvingsfelt (BØF 2)

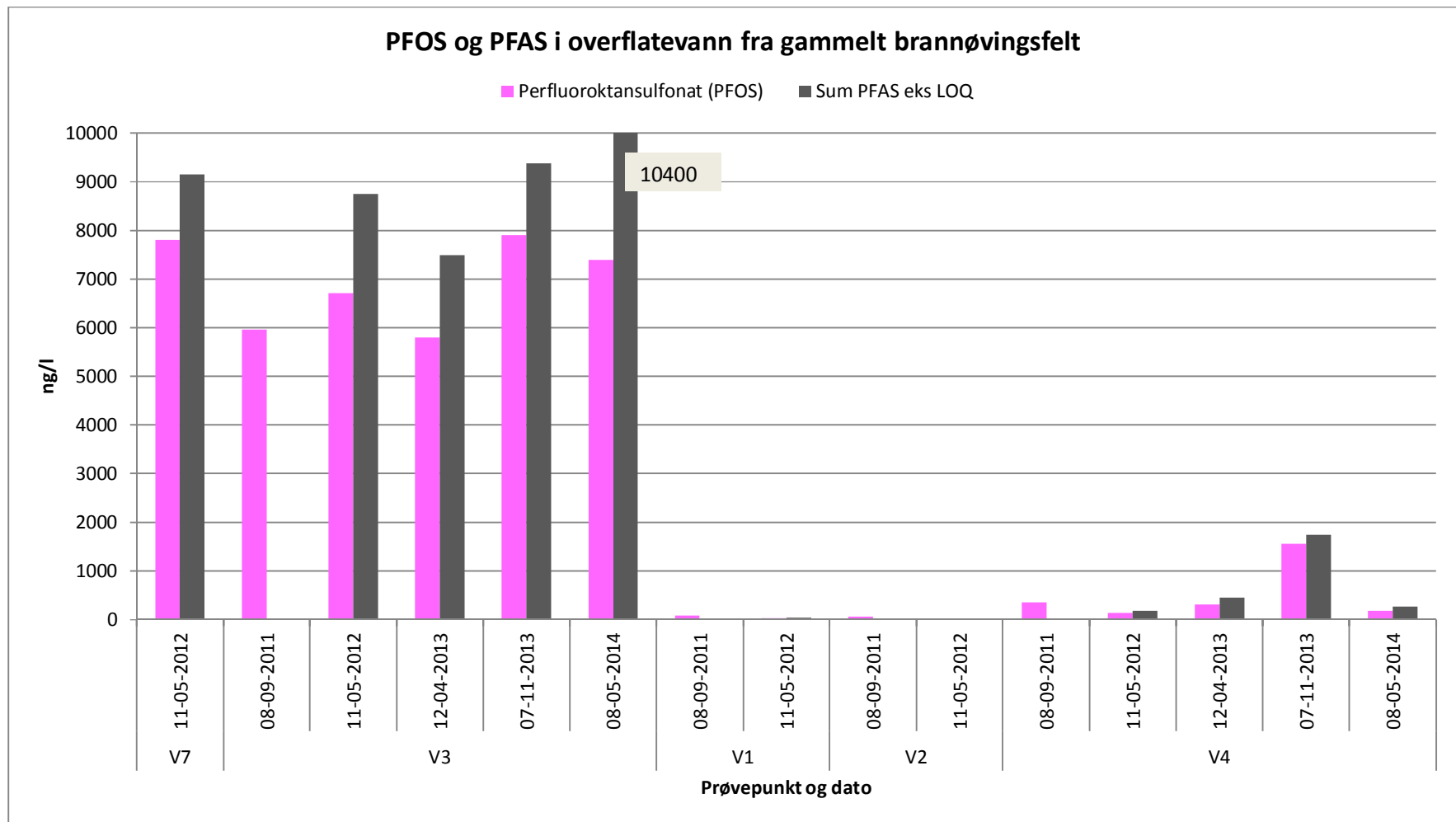
Fra det gamle brannøvingsfeltet går det en grøft som føres i rør under lufthavnen mot nordsiden og deretter ut i Blindheimsvika. I tillegg går det en overvannsledning på sørsiden som har utløp i samme punkt (V4) i Blindheimsvika.

Figur 6-5 viser konsentrasjonene av PFOS og PFOA i overflatevannet fra grøften og overvannsledning grafisk og Tabell 6-17 og Tabell 6-18 viser analyseresultatene av de ulike PFAS-forbindelsene. Prøvepunktene er vist i økende avstand fra brannøvingsfeltet mot Blindheimsvika.

Analyseresultatene viser høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS i punktene nærmest det gamle brannøvingsfeltet (V7 og V3). I tillegg til PFOS dominerer perfluorheksansulfonat (PFHxS), men det er også påvist andre PFAS-forbindelser inkludert 6:2 FTS.

Punktene V1 (åpen grøft, drenerer vann vekk fra skulderen på rullebanen) og V2 (kum overvannsledning) representerer vann som føres i overvannsledningen. Analyseresultatene herfra viser lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS. Det er ikke påvist innhold av 6:2 FTS. Vann fra brannøvingsfeltet avskjæres før det når prøvepunkt V2 og går i et lukket system under rullebanen.

Vann fra utløpet i Blindheimsvika er prøvetatt fem ganger i perioden 2011 – 2014. Analyseresultatene viser varierende og til dels høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS. Spesielt høye resultater er sett ved prøvetakingen i november 2013. I tillegg til PFOS dominerer perfluorheksansulfonat (PFHxS) og til dels perfluoropentansyre (PFPeA). Det er ikke påvist innhold av 6:2 FTS.



Figur 6-5. PFOS/PFAS i overflatevann fra gammelt brannøvingsfelt.

Tabell 6-17. Analyseresultater fra overflatevann ved gammelt brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	V7	V3					V1		V2	
		11-05-2012	08-09-2011	11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014	08-09-2011	11-05-2012	08-09-2011	11-05-2012
6:2 FTS	ng/l	69,5	-	65,7	26,2	<37,5	41,2	-	<7,5	-	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	<20,0	<50,0	<20	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	44	-	220	124	99,5	361	-	<7,5	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	36	-	49,4	51,2	56,5	78,6	-	<5,0	-	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0	-	<5,0	<10,0	<25,0	<10,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	633	-	954	781	705	1460	-	8,5	-	<5,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	176	-	314	285	199	523	-	<5,0	-	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	56,9	-	72	71,4	66	95,2	-	<5,0	-	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	12	-	9,1	<10,0	<25,0	<10,0	-	<5,0	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	111	143	128	125	111	205	<10,0	<5,0	<25,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	7810	5960	6720	5800	7910	7400	75,9	26,7	54,3	19,4
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	197	-	190	225	230	219	-	<5,0	-	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		9150		8750	7490	9380	10400		35,2		19,4

Tabell 6-18. Analyseresultater fra overflatevann ved gammelt brannøvingsfelt, forts.

Parameter	Enhet	V4				
		08-09-2011	11-05-2012	12-04-2013	07-11-2013	08-05-2014
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5	<15,0	<37,5	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	-	<20,0	<50,0	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	<15,0	<37,5	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<5,0	10,8	30,5	10,1
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	<25,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	25,6	69,4	43,5	45,7
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	10,5	26,6	34	20,5
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	<25,0	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	<25,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	10,8	<5,0	11,4	<25,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	356	137	312	1560	178
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	10,8	26	66	19,5
Sum PFAS eks LOQ			184	456	1740	274

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det ble samlet inn noen prøver av vegetasjon i tilknytning til brannøvingsfeltene ved feltarbeid på Vigra 30. mai 2013. Områdene er delvis bestående av slåtteåker, med potensielt fôrgress, samt myrareal som er relevant område for næringssøk for flere vadefuglarter.

6.5.1.1 Metodikk og datainnsamling

På landarealet ved brannøvingsfeltene ble det tatt prøver ved å klippe av vegetasjonen med saks. Ved BØF 1 ble det tatt prøver av fôr-gras fra dyrket eng rett utenfor gjerdet mot aktiv BØF mens det på BØF 2 ble tatt prøver av gressarter, selje og torv (se Tabell 6-19).

Tabell 6-19. Oversikt over terrestriske arter, antall individer som er samlet inn og antall som er analysert.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Gressarter	1	1	Blandprøve	Aktiv BØF-1, eng utenfor gjerdet v/brakke. Ca. 10 gram fôr-gras
Gressarter	1	1	Blandprøve	Gras fra Gammel BØF-2. Ca. 10 gram løvetann, karve og et par gressarter (bl.a. kveke)
Selje	1	1	Blandprøve	På gammel BØF-2. Ca. 10 gram blader

6.5.1.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Analyseresultater for innsamlet materiale fra 2013 er vist i Tabell 6-20.

Tabell 6-20. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse. PFAS i terrestriske prøver av gressarter fra BØF 1 og 2, samt fra selje fra gammel BØF (BØF-2).

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Fôr-gras, Aktiv BØF (BØF-1 Roaldstranda)	Grasarter, Gml BØF (BØF-2 Blindheimsvika)	Tre/selje, Gml BØF (BØF-2 Blindheimsvika)
PFPeA	<10	<10	<30
PFHxA	<2.0	5,5	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<2.0	<2.0
PFNA	<2.0	<2.0	<2.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	8	14
PFOS	<2.0	5,6	3,1
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<5.0	<5.0	<5.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	19,1	17,1

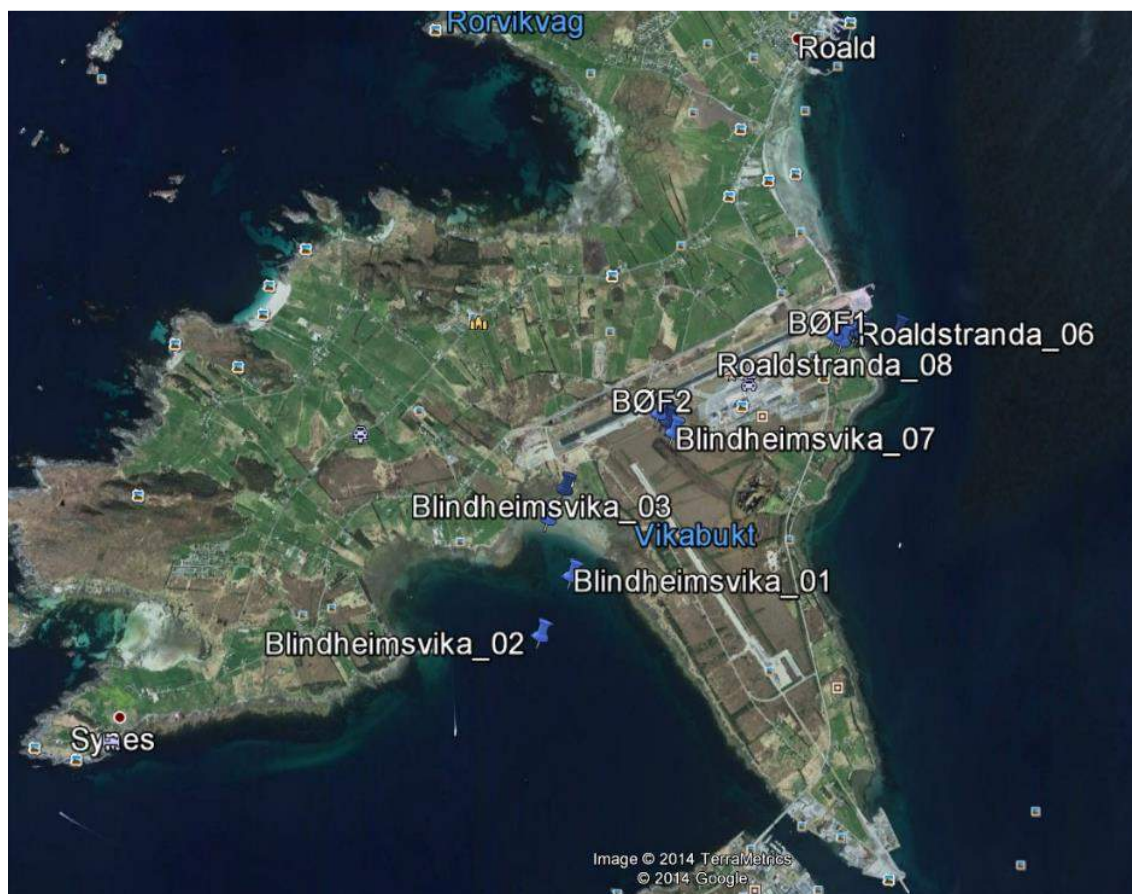
Det ble funnet innhold av PFAS-forbindelser i begge vegetasjonsprøvene fra det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2), men ikke i fôrgras-prøven fra den aktive BØF'en (BØF-1). Konsentrasjonen av PFAS i gress og selje fra BØF-2 var ca. dobbelt så høye som EQS_{biota} og viser *Moderat miljøtilstand* for dette arealet. I tillegg til PFOS ble det også registrert PFHxA og PFHxS.

6.5.2 Ferskvann

Det er ikke samlet inn prøver av ferskvannsbiota ved Ålesund lufthavn.

6.5.3 Marine arter

Det ble samlet inn prøver av fisk og marin fauna, det meste egnet til menneskemat (matbiota), ved flere stasjoner rundt lufthavnen (se Figur 6-6).



Figur 6-6. Oversikt over brannøvingsfeltene (BØF-1 – aktiv BØF, BØF-2 – gammel BØF) med tilhørende stasjoner for innsamling av biota. Kartkilde: www.googleearth.com.

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble samlet inn flere prøver av marine alger ved feltarbeid på Vigra 30. mai 2013. Prøvetakningen ble foretatt med tilsvarende metode som for vegetasjon (se avsnitt 6.5.1.1). Ved Roaldstranda, utenfor det aktive brannøvingsfeltet (BØF-1), ble det tatt prøver av havsalat og tarmgrønnske, mens det i Blindheimsvika, utenfor det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2), ble tatt prøver av tarmgrønnske.

Det ble også tatt prøver av marin fauna. Ved Roaldstranda, utenfor den aktive BØF'en, ble det tatt prøver av albueskjell, purpursnegl og børstemark, mens det i Blindheimsvika (utenfor gammel BØF) ble tatt prøver av albueskjell, vanlig strandsnegl, «små musling», hjertemusling, blåskjell, børstemark, sjømus, strandreke, tanglopper og skrubbeflyndre.

14.- 17. oktober 2013 ble det gjennomført prøvafiske. På prøvafiskestasjon ved Roaldstranda (aktiv BØF) ble det fanget kloskater, torsk og kveite på line, og rødspetter og sandflyndre i garn. Det ble tatt prøve av rødspette, sandflyndre og torsk (Tabell 6-21).

På prøvafiskestasjon 1 i Blindheimsvika, utenfor det eldste brannøvingsfeltet (BØF-2), ble det fanget torsk og lange på line. På garn ble det fanget skater, rødspetter, sandflyndrer og rognkjeks. Det ble tatt prøve av rødspette, sandflyndre og torsk (Tabell 6-21).

Det ble også gjennomført prøvafiske på en referansestasjon ved Godøy, ca. 14 km syd for Vigra. Her ble det fanget en lange på line. Påfølgende uke ble det gjennomført nytt prøvafiske med garn, og det ble da fanget torsk, rødspetter og sandflyndrer.



Figur 6-7. Prøvafiskestasjon 2 ved Roaldstranda, øst for Ålesund lufthavn, Vigra. Rullebanen sees i bakgrunnen. T.h. Fisker S.M. Hoff med kveitefangst øst for rullebanen. Foto: Håkon Gregersen/Sweco Norge AS.

Tabell 6-21. Oversikt over marine arter, antall individer som er samlet inn og antall som er analysert. BØF-1; aktiv BØF, BØF-2; gammel BØF.

Analysert	Kommentar		
	Antall	Prøvetype	
Albueskjell	1	Blandprøve, n=12	Roaldstranda/BØF-1
Albueskjell	1	Blandprøve, n=12	Roaldstranda/BØF-1, vest for avløpsrør
Børstemark	1	Blandprøve, n=13	Roaldstranda/BØF-1, ved avløpsrør
Børstemark	1	Blandprøve, n=12	Roaldstranda/BØF-1, vest for avløpsrør
Purpursnegl	1	Blandprøve, n=24	Roaldstranda/BØF-1, vest for avløpsrør

Analysert	Kommentar		
Art	Antall	Prøvetype	
Havsalat	1	Blandprøve, ca. 10 gram	Roaldstranda/BØF-1, ved avløpsrør
Tarmgrønske	1	Blandprøve, ca. 10 gram	Roaldstranda/BØF-1, ved avløpsrør
Børstemark	1	Blandprøve, n=15	Blindheimsvika/BØF-2
Børstemark	1	Blandprøve, n=33	Blindheimsvika/BØF-2, små dyr
"Små musling"	1	Blandprøve, n=40	Blindheimsvika/BØF-2
Sjømus	1	Blandprøve, n=6	Blindheimsvika/BØF-2
Hjertemusling	1	Blandprøve, n=3	Blindheimsvika/BØF-2
Strandreke	1	Blandprøve, n=10	Blindheimsvika/BØF-2
Tangloppe	1	Blandprøve, n=40	Blindheimsvika/BØF-2
Børstemark	1	Blandprøve, n=11	Blindheimsvika/BØF-2
Blåskjell	1	Blandprøve, n=16	Blindheimsvika/BØF-2
Albueskjell	1	Blandprøve, n=11	Blindheimsvika/BØF-2
Vanlig strandsnegl	1	Blandprøve, n=30	Blindheimsvika/BØF-2
Skrubbeflyndre	1	Muskelprøve	Blindheimsvika/BØF-2
Hjertemusling	1	Blandprøve, n=3	Blindheimsvika/BØF-2
Tarmgrønske	1	Blandprøve, ca. 10 gram	Blindheimsvika/BØF-2
Rødspette	10	Muskelprøve, individ	Blindheimsvika/BØF-2
Torsk	10	Muskelprøve, individ	Blindheimsvika/BØF-2
Rødspette	4	Muskelprøve og hel fisk, samme individ	Blindheimsvika/BØF-2
Torsk	2	Muskelprøve og hel fisk, samme individ	Blindheimsvika/BØF-2
Sandflyndre	6	Muskelprøve og hel fisk, samme individ	Blindheimsvika/BØF-2

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Resultatene av biotaanalysene i 2013 og 2015 vises i Tabell 6-22 til Tabell 6-26.

Tabell 6-22. a), b) og c) Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i muskelprøver fra 14 rødspetter (a), 12 torsk (b) og 6 sandflyndrer (c) fisket i **Blindheimsvika, utenfor gammel BØF** (BØF 2). Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

a)

Kjemiske forbindelser (µg/kg våtvekt)	25 rødspette muskel	27 rødspette muskel	29 rødspette muskel	31 rødspette muskel	30 rødspette muskel	32 rødspette muskel	34 rødspette muskel	36 rødspette muskel	38 rødspette muskel	40 rødspette muskel	42 rødspette muskel	44 rødspette muskel	46 rødspette muskel	48 rødspette muskel	Rødspette muskel, gj.snitt (n=14)	Rødspette muskel, min (n=14)	Rødspette muskel, max (n=14)
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<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	<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	<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	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<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	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1	<1.0	<1.0	<1.0	3.2	1.2	2.5	2	2.3	2.6	3.2	3	3.2	2.7	2.4	<1.0	3.2
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	6.6	2.6	<2.0	2.7	4.0	<2.0	6.6
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	<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	<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	<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	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	1.00	ND	ND	ND	3.2	1.2	2.5	2.0	2.3	2.6	9.8	5.6	3.2	5.4	2.8	ND	9.8
Lengde, mm	330	347	293	276	375	315	325	330	340	362	332	380	465	390	347	276	465

b)

Kjemiske forbindelser (µg/kg våtvekt)	21 Torsk muskel	23 Torsk muskel	50 torsk muskel	52 torsk muskel	54 torsk muskel	56 torsk muskel	58 torsk muskel	60 torsk muskel	62 torsk muskel	64 torsk muskel	66 torsk muskel	68 torsk muskel	Torsk muskel, gj.snitt (n=12)	Torsk muskel, min (n=12)	Torsk muskel, max (n=12)
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<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	<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	<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	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<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	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	2.7	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	33	3.9	8.6	2.5	<2.0	10.14	<2.0	33
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	<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	<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	<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	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	ND	2.7	ND	ND	ND	ND	33.0	3.9	8.6	2.5	ND	4.2	ND	33.0
Lengde, mm	472	319	635	395	565	335	550	550	530	480	520	320	473	319	33

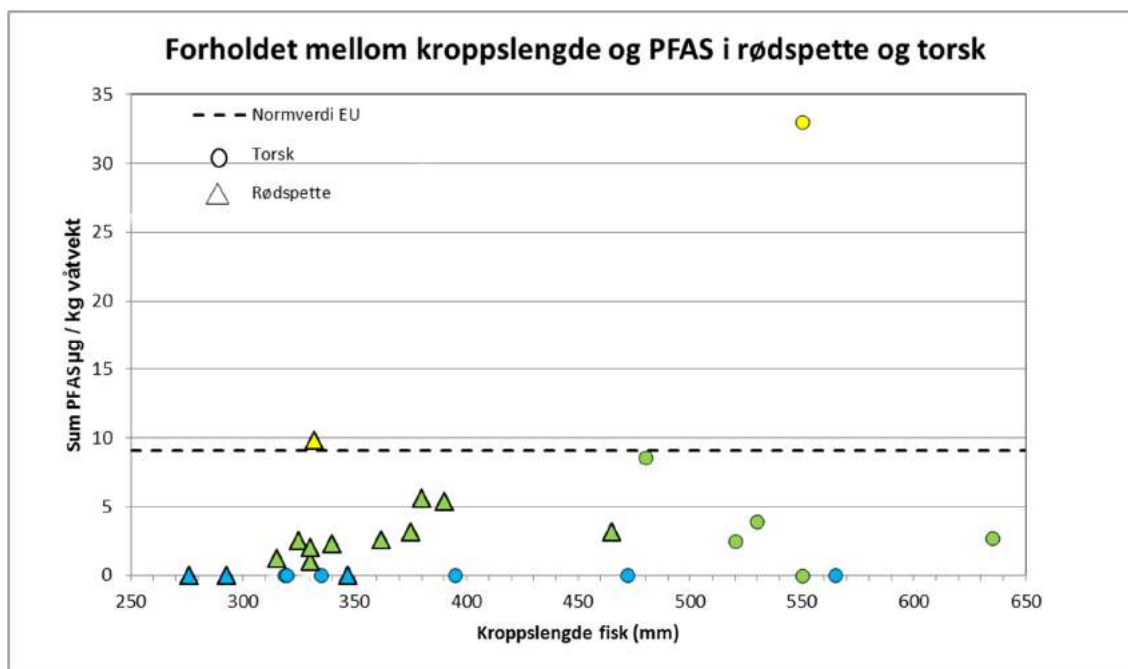
c)

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	33 Sandflyndre muskel	35 Sandflyndre muskel	37 Sandflyndre muskel	39 Sandflyndre muskel	41 Sandflyndre muskel	43 Sandflyndre muskel	Gj.sn. Sandflyndre muskel (n=6)	Max Sandflyndre muskel (n=6)	Min Sandflyndre muskel (n=6)
PFPeA	<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
PFHpA	<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
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	1.4	<1.0	<1.0	0.23	1.4	<1.0
FTS-6:2	<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
PFDS	<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
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	ND	ND	1.4	ND	ND	0.23	1.4	<1.0
Lengde (mm)	321	292	337	306	311	313	313,3	337	292

Det ble tatt individprøver av muskel fra 14 rødspetter, 12 torsk og 6 sandflyndrer fra Blindheimsvika utenfor det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2). Det ble funnet innhold av PFAS i 11 av individprøvene av rødspette (gjennomsnitt 2,8 µg PFAS/kg vv). Den høyeste konsentrasjonen var 9,8 µg/kg, så vidt over EQS_{biota}. Det ble hovedsakelig funnet PFOS, men også noe 6:2 FTS. I torskprøvene, ble det funnet PFAS i 5 av 12 individprøver fra muskelvev (gjennomsnitt 4,2 µg PFAS/kg vv). Den høyeste konsentrasjonen av PFAS i individprøvene av torsk var 33,0 µg/kg muskelvev, som er over tre ganger EQS_{biota} (tilsvarende *Moderat miljøtilstand*). Av PFAS forbindelser i torsk utenfor gammel BØF, ble det kun registrert 6:2 FTS. I de seks muskelprøvene av sandflyndre, ble det funnet PFAS i kun én prøve, rett over deteksjonsgrensen (tilsvarende *God miljøtilstand*). Det ble kun funnet PFOS i denne prøven.

Som det framgår av Figur 6-8, er det ingen åpenbar sammenheng mellom kroppslengden på hhv. rødspette og torsk, og konsentrasjon av PFAS påvist. Det er sannsynlig at rødspetta, som er mer lokal i habitatvalg, er mer eksponert for påvirkningen, noe som også kan stemme overens med at det stort sett er PFOS som er funnet, og som i stor grad er knyttet til bruk av gammelt brannskum.

Innholdet av PFAS i torskemuskel varierer relativt mye (<LOD – 33 µg PFAS/kg vv), noe som kan reflektere torskens levesett. Noen av torskene kan sannsynligvis benytte Blindheimsvika i større grad som beiteområde enn andre.



Figur 6-8. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS i µg/kg våtvekt av rødspette og torsk fanget september 2013 i Blindheimsvika utenfor gammel BØF. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Det ble også analysert noen prøver av hel fisk av torsk, rødspette og sandflyndre (se Tabell 6-23). Resultatene viser også her gjennomgående lave konsentrasjoner (*Bakgrunn til God miljøtilstand*), om enn noe høyere konsentrasjon i hel fisk enn i muskelprøven tatt fra samme fisk. Se også avsnitt 4.5.1.

Tabell 6-23. a) og b). Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i prøver av hel fisk av 2 torsk og 4 rødspetter (a), og 6 sandflyndrer (b) fisket i **Blindheimsvika, utenfor gammel BØF (BØF 2)**. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

a)

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	22 Torsk hel fisk	24 Torsk hel fisk	26 Rødspette hel fisk	28 Rødspette hel fisk	30 Rødspette hel fisk	32 Rødspette hel fisk
PFPeA	<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
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	1,3	4,8	2,5	1,6	2,6
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<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
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	ND	1,3	4,8	2,5	1,6	2,6
Lengde (mm)	472	319	330	347	393	276

b)

Kjemisk forbindelse (µg/kg)	34 Sandflyndre hel fisk	36 Sandflyndre hel fisk	38 Sandflyndre hel fisk	40 Sandflyndre hel fisk	42 Sandflyndre hel fisk	44 Sandflyndre hel fisk
PFPeA	<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
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1,4	2,1	2,3	4,2	2,6	2,4
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<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
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	1,4	2,1	2,3	4,2	2,6	2,4
Lengde (mm)	321	292	337	306	311	313

Tabell 6-24. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse i blandprøver av diverse strandbiota samlet i ytre Blindheimsvika **utenfor gammelt brannøvingfelt (BØF-2)**. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg vv)	8.Børstemark, Blindh.vika ytre	9.Børstemark små, Blindh.vika ytre	10.små musling, Blindh.vika ytre	11.sjømus, Blindh.vika ytre	12.hjerteskjell, Blindh.vika ytre	13.strandreke, Blindh.vika ytre
PFPeA	<15	<5.0	<10	<5.0	<5.0	<25
PFHxA	<10	<2.0	<5.0	<2.0	<5.0	<10
PFHpA	<50	<10	<5.0	<5.0	<5.0	<15
PFOA	8,1	<1.0	<2.0	<2.0	<2.0	<10
PFNA	3,8	<1.0	<1.0	<2.0	<1.0	<10
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<2.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	110	3,5	2,1	4,8	1,1	22
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFDS	<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
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<5.0
SUM PFAS	121,9	3,5	2,1	4,8	1,1	22,0

Tabell 6-25. Oversikt over kjemiske forbindelser av PFAS som er analysert, og funn av disse. PFAS i blandprøver av diverse strandbiota samlet i indre Blindheimsvika **utenfor gammelt brannøvingfelt (BØF-2)**. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

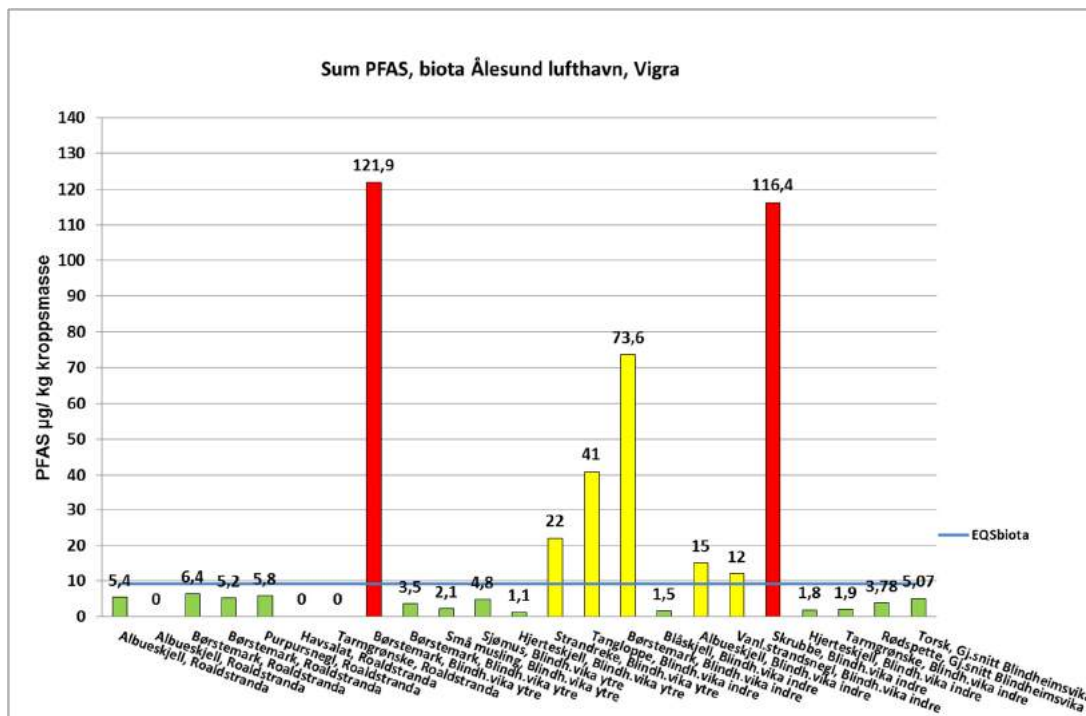
Kjemiske forbindelser (µg/kg vv)	14.tanglopper, Blindh.vika indre	15.Børstemark, Blindh.vika indre	16.Blåskjell, Blindh.vika indre	17.Albueskjell, Blindh.vika indre	18.vanl.strand-snegl, Blindh.vika indre	19.Skrubbe, Blindh.vika indre	20.Hjerteskjell, Blindh.vika indre	21.Tarmgrønske, Blindh.vika indre
PFPeA		<15	<10	<5.0	<10	<20	<10	<5.0
PFHxA	<15	<50	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0
PFHpA	<50	<50	<5.0	<10	<5.0	<10	<5.0	<5.0
PFOA	<20	17	<2.0	<5.0	<2.0	<5.0	<2.0	<1.0
PFNA	<10	<2.0	<1.0	<5.0	<2.0	<5.0	<2.0	<1.0
PFDA	<2.0	<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	<2.0	4,2	<1.0	<1.0	<1.0	6,4	<1.0	<1.0
PFOS	41	48	1,5	15	12	110	1,8	1,9
FTS-6:2	<2.0	4,4	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
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	41,0	73,6	1,5	15,0	12,0	116,4	1,8	1,9

Tabell 6-24 og Tabell 6-25 viser at det ble funnet innhold av PFAS i alle prøvene av strandbiota tatt utenfor det gamle brannøvingfeltet (BØF-2). Det ble tatt prøver både i indre og ytre del av Blindheimsvika (se også kart i vedlegg 5). Generelt synes innholdet å være noe høyere innerst i vika, enn lenger utover. I ytre delen, ble det registrert PFAS-konsentrasjon over EQS_{biota} i både børstemark (store individer) og strandreker (tilsvarende *Moderat miljøtilstand*), mens i små børstemark, muslinger og sjømus var konsentrasjonene av PFAS under EQS_{biota} (tilsvarende *God miljøtilstand*). I indre delene av Blindheimsvika ble det funnet PFAS-konsentrasjoner over EQS_{biota} i både tanglopper, børstemark, albueskjell, og strandsnegl tilsvarende *Moderat miljøtilstand*, og skrubbe tilsvarende *Dårlig miljøtilstand*, mens det i blåskjell, hjerteskjell og tarmgrønske ble funnet konsentrasjoner under EQS_{biota} (tilsvarende *God miljøtilstand*). Av PFAS forbindelser ble det hovedsakelig registrert PFOS, men også PFOA, PFNA, PFHxS og 6:2 FTS ble funnet.

Tabell 6-26. Oversikt over PFAS som er analysert, og funn av disse. PFAS i blandprøver av albuesnegl, børstemark, purpursnegl, havsalat og tarmgrønse samlet ved Roaldstrand **utenfor aktiv BØF**. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Albueskjell, Aktiv BØF vest for avløpsrør (BØF-1, Roaldstranda)	Albueskjell, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)	Børstemark, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)	Børstemark, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)	Purpursnegl, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)	Havsalat, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)	Tarmgrønse, Aktiv BØF (BØF-1, Roaldstranda)
PFPeA	<5.0	<5.0	<15	<20	<10	<10	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<10	<40	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<10	<50	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<2.0	<2.0	<5.0	<10	<2.0	<1.0	<2.0
PFNA	<1.0	<1.0	<2.0	<5.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1,9	<1.0	2,4	3,2	5,8	<2.0	<1.0
FTS-6:2	3,5	<2.0	4	2	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFDS	<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
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
SUM PFAS	5,4	ND	6,4	5,2	5,8	ND	ND

Utenfor det aktive brannøvingsfeltet (BØF-1), ble det funnet PFAS i blandprøve av albueskjell, børstemark og purpursnegl samlet inn på Roaldstranda i konsentrasjoner tilsvarende *God miljøtilstand* (se Tabell 6-26). Av PFAS forbindelser ble det registrert både PFOS og 6:2 FTS. I blandprøver av algeartene havsalat og tarmgrønse ble det ikke registrert innhold av PFAS.



Figur 6-9. Forekomst av PFAS-forbindelser i marint miljø utenfor aktiv BØF (BØF-1; Roaldstranda) og gammel BØF (BØF-2; Blindheimsvika).

6.5.3.3 Vurdering

Det ble funnet innhold av PFAS i tilknytning til begge brannøvingsfeltene, både marint og på landarealene der det ble samlet prøver.

I Blindheimsvika, som omfatter de marine områdene i tilknytning til det gamle brannøvingsfeltet, ble det funnet innhold av PFAS i samtlige prøver av strandbiota, også over EQS_{biota} i majoriteten av blandprøvene som ble tatt. I to av prøvene var konsentrasjonen av PFAS høy (kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*); børstemark i ytre del av Blindheimsvika (121,9 µg/kg vv) og skrubbe fanget i indre del av Blindheimsvika (116,4 µg/kg vv). Det er også funnet relativt høye konsentrasjoner (kategori III – *Moderat miljøtilstand*) i annen strandbiota, både bunnlevende og fastsittende organismer (eks. muslinger og børstemark), men også i frittlevende arter (f.eks. reker og tangloppe). Det er hovedsakelig PFOS og til dels 6:2 FTS som utgjør PFAS-innholdet, men sporadisk også andre PFAS.

For individprøvene av muskel fra 12 torsk, 6 sandflyndrer og 14 rødspette fanget i Blindheimsvika, ble det funnet lave konsentrasjoner av PFAS, og kun konsentrasjoner over EQS_{biota} i én torsk og én rødspette. Av PFAS ble det registrert PFOS og 6:2 FTS i rødspette, men bare 6:2 FTS i torsk og PFOS i sandflyndre. PFAS ble funnet i større andel av prøvene tatt av rødspette, sammenlignet med torsk og sandflyndre. Variasjonen i konsentrasjon av PFAS var større for torsk enn for rødspette, noe som kanskje kan relateres til at torsk vandrer mer enn flyndrer, alternativt til effekten av oppkonsentrering av giftstoffer i rovfisk. Noen toppredatorer, som torsk, profitterer på marint liv lokalt og vil trolig raskt kunne oppnå relativt stor bioakkumulering av PFAS. Det relativt jevne innholdet av PFAS i muskelprøvene hos rødspette og sandflyndre kan synliggjøre en relativt unison og lokal bruk av bunndyrfaunaen som artsnisje.

I prøvene av vegetasjon (gras, løvetann og selje) ved det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2), ble det registrert innhold over EQS_{biota} i begge blandprøvene (kategori III – *Moderat miljøtilstand*).

På Roaldstranda, som omfatter området utenfor det nye brannøvingsfeltet (BØF-1), ble det også registrert PFAS i biota. Ingen av prøvene hadde innhold over EQS_{biota}, og det var flere prøver hvor det ikke ble funnet PFAS. I prøvene med PFAS, ble det også her funnet både PFOS og 6:2 FTS, men med en større andel 6:2 FTS enn utenfor det gamle brannøvingsfeltet. Dette er i tråd med at det er benyttet nyere brannskum her, hvor 6:2 FTS ble benyttet i stedet for PFOS.

I prøven av fôrgress tatt utenfor den aktive BØF-en, ble det ikke påvist innhold av PFAS.

I tilknytning det aktive brannøvingsfeltet (BØF-1) var det innhold av PFAS under EQS_{biota}, og forurensingen synes å være begrenset til noen områder eller soner. Det er også her artene som profitterer på bentisk detritus, påvekstalger og bunnsediment som tar opp forurensingen mest effektivt.

Ved sammenligning av prøvene tatt utenfor BØF-1 (aktiv) og 2 (gammel), var det generelt større innslag og høyere konsentrasjoner av PFAS i marint miljø i tilknytning til BØF-2 (gammel BØF - Blindheimsvika) sammenliknet med BØF-1 (ny BØF - Roaldstranda) (Figur 6-9).

6.5.4 Vurdering datagrunnlag biota

Testgrunnlaget for brannøvingsfeltene på Vigra er relativt omfattende med analyser av ulike trofiske nivå fra primærprodusenter til toppredatorer i havet. Materialet synliggjør omfanget av spredning av PFAS relativt godt lokalt, og likeledes gir analysene noe informasjon om variasjonene i opptak av PFAS mellom ulike trofiske nivå.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for hvert av brannøvingsfeltene på Vigra 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 lignende da det ikke er etablert avløpsledninger fra disse feltene. 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.

Utenom brannøvingsfeltene finnes det et snødeponi med forurensning av PFOS i grunnvann og overflatevann. Figur 7-1 viser oversikten over terrengets gradient og sannsynlig dreneringsretning. Terrengmodellen vil ha usikkerheter siden dette er et flatt område. Det er sannsynlig at grunnvannsig følger overflatetopografien til en viss grad. Årlig middel nedbør er 1310 mm/år. Ved bruk av Tamms formel er evapotranspirasjonen beregnet til 420 mm/år. Dette gir en avrenning på 890 mm/år.



Figur 7-1. De lyseblå strekene er virtuelle bekker som viser naturlig gradient på terrenget. Hvite piler viser dreneringsretningen. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann eller oljeutskiller. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassene er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Grøfter og overvannsledninger på Vigra Lufthavn vises med sort og blå linje. Rosa sirkler er snødeponier. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen.

7.2 Innledning aktiv BØF (BØF-1)

Aktiv BØF ble etablert i 1997. Det er brukt brannskum som inneholder PFOS og 6:2 FTS på feltet. Bruk av PFOS i brannskummet ble stoppet i 2001. Det er ca. 100 meter fra senter av aktiv BØF til havet (Roaldsleira). Avsetningene mellom BØF og havet er ifølge NGU vindavsetninger og marine strandavsetninger. Dette er sandige masser med vanligvis god hydraulisk ledningsevne. Det er beregnet at det er brukt 370 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2012 er det beregnet at det er brukt 405 kg PFAS (se avsnitt 5.3.1 for metode og usikkerhet).

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse aktiv BØF

Grunnvannsnivået under plattformen er ca. 2 – 2,5 meter under terreng. I skråningen mot rullebanen ligger grunnvannsnivået ca. 4 meter under terreng. Dette tyder på relativt god hydraulisk ledningsevne i massene ved aktiv BØF. Brannøvingsfeltet ligger ca. 4 meter over havet. Gradienten på grunnvannet mot Roaldsleira er ca. 0,02. Det er naturlig at grunnvannet påvirkes av flo og fjære slik at grunnvannsgradienten og dermed hastigheten på grunnvannet mot havet vil variere.

En overvannskulvert renner ut ved punktet VIGRA-V5. Denne kulverten drenerer østlige delen av lufthavnen. PFOS-konsentrasjonen ved punktet VIGRA-V5 er sannsynligvis i begrenset grad påvirket av avrenning fra aktiv BØF da feltet har egen drenering via oljeutskiller.

Brønn B6-(4) ligger ca. 30 meter fra senter, brønn B8-(3) ligger ca. 75 meter fra senter og brønn B9-(2) ca. 90 meter fra senter av aktiv BØF. I kanten av brannøvingsfeltet ca. 25 meter fra senter av aktiv BØF er det en oljeutskiller OU-BØF hvor det er påvist høye PFOS-analyser i vannet. Denne oljeutskilleren tar imot overvannet fra det tette dekke sentralt på aktiv BØF og renner ut i egen ledning i Roaldsleira.

Figur 7-2 viser et sannsynlig nedbørsfelt for grunnvannet som strømmer gjennom aktiv BØF. Størrelsen på nedbørsfeltet er ca. 50 000 m². I jordprøvepunktene som er utenfor nedbørsfeltet ble det ikke påvist PFOS.



Figur 7-2. Viser nedbørsfelt til aktiv BØF markert med blått polygon. Brønnene er markert med sirkel med kryss.

De sandige massene i området fører til at mesteparten av avrenningen i området infiltrerer bakken og transporteres mot Roaldsleira som grunnvann. Små forskjeller i overflatetopografi vil ikke ha stor innvirkning på grunnvannets strømningsretning. Overvannet fra tett dekke sentralt på aktiv BØF vil drenere ut i Roaldsleira via egen ledning eller via overvannskulverten som drenerer østlig del av lufthavn.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF

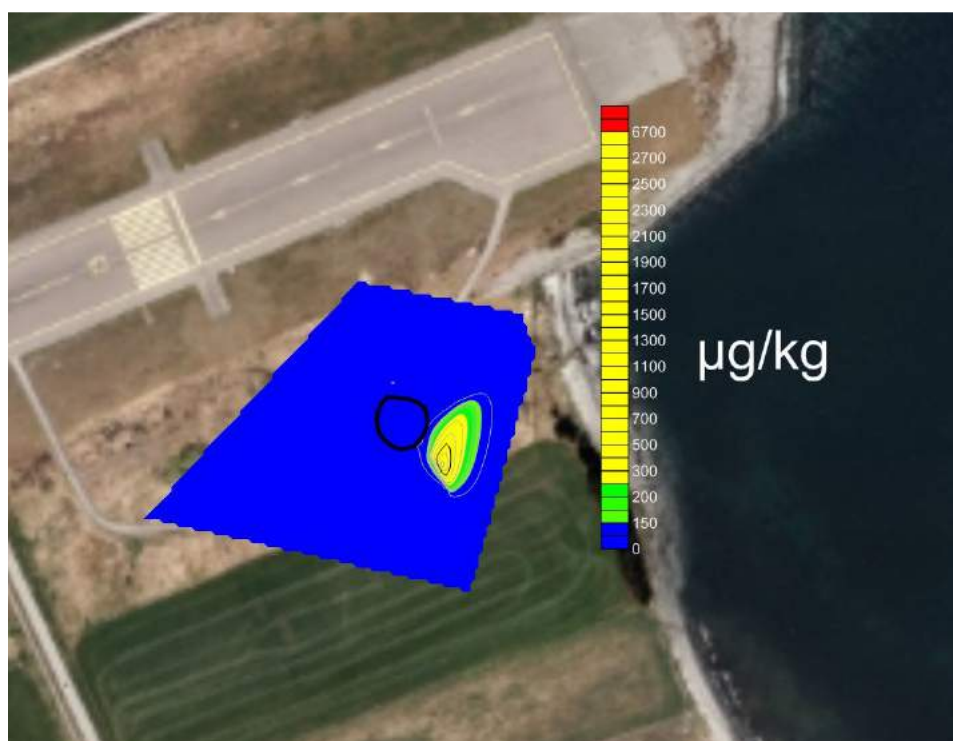
I dette avsnittet er det estimert hvor mye PFOS det ligger igjen i grunnen rundt aktiv BØF. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målingene i lag nedover.

Figur 7-3 viser en interpolering av gjennomsnittskonsentrasjonene i punktene på og rundt aktiv BØF. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon i grunnen ved sjakt 12 og sjakt 1. Disse sjaktene ligger henholdsvis sør og nord for tett dekke sentralt på aktiv BØF. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er $31 \mu\text{g/kg}$. Utstrekningen av forurens et område er estimert til $18\,000 \pm 5\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurens et område vil variere, men har blitt vurdert til $2,5 \pm 0,5$ meter som et gjennomsnitt for området. PFOS-forurensningen er godt avgrenset av prøvetakingen i horisontal retning og relativt god nedover i jordprofilen. Tabell 7-1 viser PFOS-konsentrasjon nedover i jordprofilen i 2 prøvepunkt. Det ser ut som det er mest i et mellomsjikt fra 10 cm og ned til grunnvannsnivå på ca. 250 cm under terreng og mindre i topplaget (0-10 cm). Det er naturlig at konsentrasjonen i jord blir uttynnet under grunnvannsnivå.

Tabell 7-1. Viser vertikal fordeling av PFOS i to prøvepunkt. Grunnvannsnivå er ved nederste prøve i hver sjakt (starter 230 - 250 cm under terreng).

Prøvepunkt	Prøvenavn	PFOS µg/kg	Prøvedyp (cm)
BØF-1: 1	BØF-1: 1-1	5	0-10
BØF-1: 1	BØF-1: 1-2	216	10-250
BØF-1: 1	BØF-1: 1-3	101	250-270
BØF-1: 11	BØF-1: 11-1	151	0-10
BØF-1: 11	BØF-1: 11-2	180	10-230
BØF-1: 11	BØF-1: 11-3	16	230-250

Egenvekten til massene er estimert til $1,6 \pm 0,25 \text{ kg/dm}^3$ (sandige masser). Dette gir en rest av PFOS på ca. $2 \pm 1 \text{ kg}$. Det vil være naturlig at det kan være noe PFOS-forurensninger som ikke blir avdekket av prøvetakingen.



Figur 7-3. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt aktiv BØF. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3. Interpoleringen gjelder ikke for membransonen angitt med sort sirkel.

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra aktiv BØF

Viktige parametre til tidsestimatet er målte konsentrasjoner av PFOS i jord og vann og vannbalansen til brannøvingsfeltet og brønnene.

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest av PFOS igjen i grunnen på og rundt aktiv BØF på $2 \pm 1 \text{ kg}$.

Mengden vann som drenerer til brønnene er basert på et estimert nedbørsfelt til området rundt aktiv BØF på ca. $50\,000 \text{ m}^2$ (Figur 7-2) og en årlig infiltrasjon på $0,89 \text{ m/år}$. Basert på målinger

i brønnene Brønn B6-(4), B8-(3) og B9-(2) er det estimert at det lekker ut ca. 1,5 µg PFOS per liter vann som renner ut fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer ut fra aktiv BØF på $4,5 \cdot 10^7$ liter per år gir dette en utlekking av ca. 70 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på mellom 1 kg til 3 kg vil det ta fra 15 år til 40 år før all PFOS har lekket ut fra aktiv BØF (Tabell 7-2).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF. Det bemerkes at det er påvist 1,5 – 7 ganger høyere konsentrasjon av 6:2 FTS enn av PFOS i grunnvannet ved aktiv BØF.

Tabell 7-2. Parametere for utlekking PFOS per år fra området ved og rundt aktiv BØF.

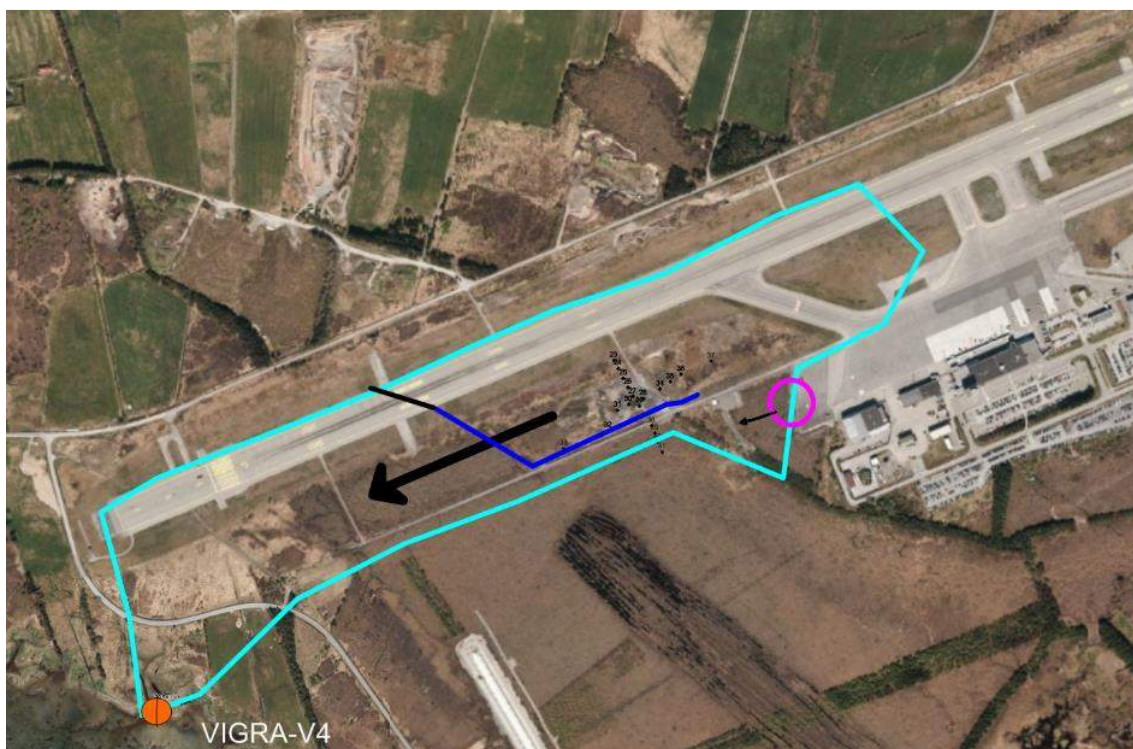
Vekt PFOS totalt	2 ± 1	kg
Infiltrasjon	0,89	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF	50 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	4,5E+07	l/år
Gjennomsnitt målt PFOS i grunnvann	1,5	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	70	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	15-40	år

7.3 Innledning gammel BØF (BØF-2)

Dette brannøvingsfeltet var aktivt fram til 1997. Vest for brannøvingsfeltet er det fylt opp med masser fra gravearbeid andre steder på lufthavnen. Disse massene ligger over den opprinnelige overflaten slik det var når gammel BØF var aktivt. Det er estimert at det er brukt ca. 1 750 kg PFOS på feltet fra 1978 frem til 1997 (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode). Dette tidsrommet er usikkert da det mangler informasjon om når brannøvingsfeltet ble tatt i bruk.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse gammel BØF

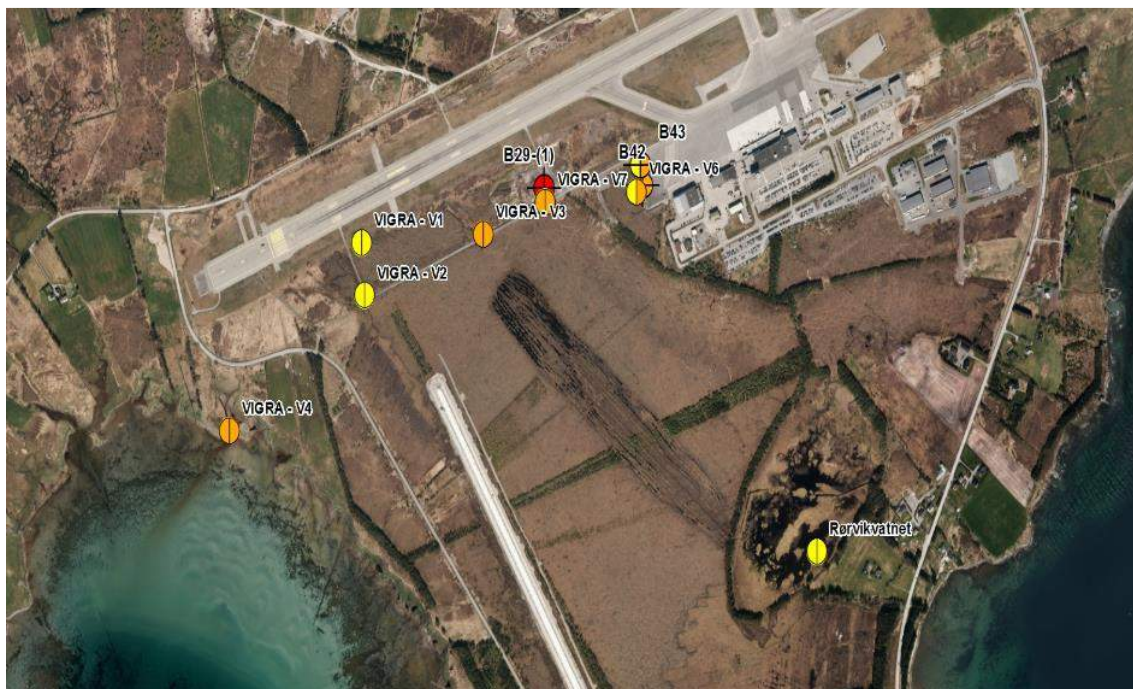
Brannøvingsfeltet ligger ca. 15 meter over havet. Det er myrområder vest og sør for brannøvingsfeltet. Naturlig dreneringsvei ut fra terreng vil gå mot disse (Figur 7-1). Det er en grøft langs internvei ved gammel BØF (Figur 7-4). Dreneringen fra gammel BØF går ut i denne grøften, renner vestover, går under rullebanen i rør og går sammen med overvannsystemet som drenerer den vestlige delen av lufthavnen. Deretter drenerer vannet fra overvannsystemet ut i en bekk som drenerer ut i Blindheimsvika. I utløpet av denne bekken er det tatt vannprøver (VIGRA-V4). Størrelsen på nedbørsfeltet til punktet VIGRA-V4 er estimert til ca. 310 000 m² (Figur 7-4).



Figur 7-4. Viser nedbørsfelt til gammel BØF og sjakter til jordprøver på gammel BØF markert med sorte punkter. Grøftesystem som drenerer gammel BØF er markert med blått. Overvannssystem som drenerer vestlig del av rullebanen og grøft går sammen på nordsiden av rullebanen og drenerer så til punktet VIGRA-V4. Nedbørsfeltet til punktet VIGRA-V4 er markert med lyseblått. Snødeponi er markert med rosa sirkel.

PFOS som har blitt spredd med vinden et godt stykke sør for grøften (markert med blått i Figur 7-4) vil kunne drenere sørover mot Rørvikvatnet, men grøften drenerer trolig nærområdet sør for grøften. Internveien som går langs grøften måtte dreneres på grunn av for stort tilsig fra kantene. Det er målt relativt lave PFOS-konsentrasjoner i Rørvikvatnet (24,2 ng/l). I dette området er det myr som vil ha høy adsorpsjon av PFOS slik at transporten vil gå svært sakte. I området ved snødeponi markert med rosa sirkel i Figur 7-4 er det målt PFOS i brønnene B42, B43 og i punktet VIGRA-V6. PFOS fra dette området vil drenere vestover ut i samme grøftesystem som gammel BØF via terrenggrøfter og grunnvannsig.

Det aller meste av dreneringen fra gammel BØF vil drenere vestover i grøftesystem (en liten del kan muligens også drenere sørover mot Rørvikvatnet). Figur 7-5 viser vannprøver for overvann og grunnvann for gammel BØF, grøft, snødeponi, Rørvikvatnet og utløpet til overvannssystemet i Blindheimsvika.



Figur 7-5. Oversikt over området med prøvepunkter for vann og grunnvann for gammel BØF, snødeponi til høyre i bildet (B42, B43 og VIGRA-V6) og Rørvikvatnet i sør-øst. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassene er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

Tabell 7-3 viser gjennomsnittskonsentrasjoner for 4 vannprøver fra området mellom gammel BØF og utløpet i Blindheimsvika ved punktet VIGRA-V4. Punktet VIGRA-V3 som er nærmest gammel BØF har høyest verdi av prøvene fra overflatevann. Brønnen B29-(1) som ligger sentralt på gammel BØF har høy konsentrasjon av PFOS. Dette tyder på at gammel BØF fortsatt lekker ut relativt store mengder PFOS.

Tabell 7-3. Gjennomsnitts PFOS-konsentrasjoner i overflatevann og grunnvann.

Prøvenavn	PFOS µg/l
VIGRA - V1	0,05
VIGRA - V2	0,04
VIGRA - V3	6,76
VIGRA - V4	0,51
B29-(1)	933,5

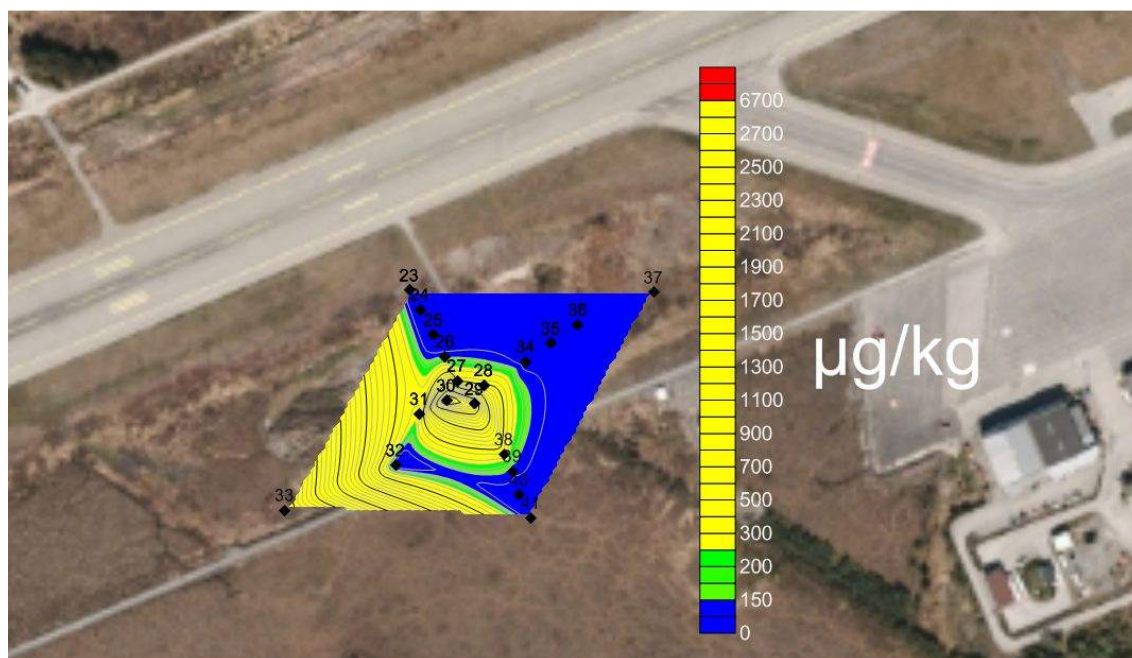
Eventuell grunnvannstransport vil være begrenset og foregå i myrområder med høy adsorpsjon for PFOS, som igjen fører til treg transport. PFOS vil sannsynligvis lekke ut i størst grad i pulser ved høy nedbør og snøsmelting.

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på gammel BØF

I dette avsnittet er det estimert hvor mye PFOS det ligger igjen i grunnen på og rundt gammel BØF. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målingene i lag nedover.

Figur 7-6 viser en interpolering av gjennomsnittskonsentrasjonene i punktene på og rundt gammel BØF. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon sentralt på feltet ved sjakt 29 og sjakt 30. I tillegg er det målt høy PFOS-konsentrasjon i sjakt 33. I sjakt 33 er det kun tatt prøver fra

topplaget (0-10 cm). De høye konsentrasjonene i sjakt 33 som ligger lengst vest kan tyde på at forurensningen ikke er klart avgrenset. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 433 µg/kg. Den høyeste PFOS-konsentrasjonen (6390 µg/kg) ble målt i sjakt 30 i profilet 10-160 cm under terreng. Det ser ut til å være en trend at de høyeste konsentrasjonene ligger ca. 0,5-1,5 meter ned under terreng. Helt i topplaget og dypere enn 1,5 meter under terreng er det noe lavere konsentrasjoner. Utstrekningen av forurenset område er vurdert til $19\,000 \pm 5\,000\text{ m}^2$. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til $3 \pm 0,5$ meter som et gjennomsnitt for området. Da store deler av det forurensete området ligger i myrlendt terreng og en del i sandige masser har tettheten på massene blitt satt til $0,5 \pm 0,25\text{ kg/dm}^3$. Dette gir en rest av PFOS på ca. $12 \pm 7\text{ kg}$. Det vil være naturlig at det kan være noe PFOS-forurensninger som ikke blir avdekket av prøvetakingen. Det er usikkert om prøvene fra sjakt 33 er et uttrykk for spredning eller om det er kilder til PFOS-forurensning i grunnen lenger vest for sjakt 33.



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

7.3.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra gammel BØF

Viktige parametere for tidsestimatet er målte konsentrasjoner av PFOS i jord og vann og vannbalansen til prøvepunktet VIGRA-V4. VIGRA-V4 er vurdert som det punktet som gir et best bilde av hvor mye PFOS som lekker ut fra området.

I avsnitt 7.3.2 ble det estimert en rest av PFOS igjen i grunnen på og rundt gammel BØF på $12 \pm 7\text{ kg}$. Vannvolumet som drenerer fra området er basert på et estimert nedbørsfelt til punktet VIGRA-V4 på $310\,000\text{ m}^2$ (Figur 7-4) og en årlig infiltrasjon på $0,89\text{ m/år}$.

Basert på målinger i VIGRA-V4 er det estimert at det lekker ut ca. $0,5\text{ µg}$ PFOS per liter vann som drenerer fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer ut ved VIGRA-V4 på $2,76 \cdot 10^8$ liter per år gir dette en utlekking på ca. 140 g PFOS per år. Med en rest PFOS på 5 kg til 19 kg vil det ta mellom 40 år til 140 år før all PFOS har lekket ut fra gammel BØF (Tabell 7-4).

En feilkilde er at området ved snødeponiet (Figur 7-4) antagelig også drenerer til punktet V4 via samme grøftesystem som gammel BØF. Dette betyr at en del av PFOS-konsentrasjonen i V4 ikke kommer fra brannøvingsfeltet. Et snødeponi vil kunne få PFOS fra snørydding av brannøvingsfelt og vil også kunne fange opp eventuell annet søl fra brannbiler. Dette betyr at tidsestimatet kan være noe lavt.

En annen feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF.

Tabell 7-4. Parametere for utlekking PFOS per år fra området ved og rundt gammel BØF.

Vekt PFOS totalt	12 ± 7	kg
Infiltrasjon	0,89	m/år
Areal nedbørsfelt til gammel BØF	310 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	276 000 000	l/år
Gjennomsnitt målt PFOS i punktet VIGRA-V4	0,5	µg/l
Utlekking PFOS fra gammel BØF	140	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	40-140	år

7.4 Mengde PFOS/PFAS ut fra aktiv BØF via oljeutskiller til resipient

I oljeutskiller som tar imot avløpsvannet fra selve plattformen på aktiv BØF er det funnet høye verdier av PFOS og PFAS. Dette avløpsvannet går ut i Roaldsleira via avløpsledning. Gjennomsnittskonsentrasjonen i oljeutskilleren når det ikke er øvelse er målt til 9 000 ng/l for PFOS og 181 000 ng/l for PFAS. Størrelsen på brannøvingsplattformen er ca. 950 m² og avrenningen er gjennomsnittlig 0,89 m/år. Dette gir en naturlig avrenning fra nedbør på ca. 850 m³/år. I tillegg er det estimert at Avinor bruker ca. 165 m³/år i vann til brannøvelser. Under øvelse er gjennomsnittlig PFOS konsentrasjon i oljeutskiller målt til 2 275 ng/l og gjennomsnittlig PFAS konsentrasjon i oljeutskiller målt til 32 820 ng/l.

Dette gir et estimat på utlekking via oljeutskiller fra naturlig avrenning på ca. 8 g PFOS/år og 150 g PFAS/år. Estimert på utlekking via oljeutskiller fra øvelser er ca. 0,4 g PFOS/år og 5 g PFAS/år. Totalt 8,4 g PFOS/år og 155 g PFAS/år.

Disse estimatene har usikkerheter på grunn av få målinger og usikkerhet rundt vannmengder som går gjennom oljeutskilleren.

8 Risikovurdering

8.1 Økosystem og risiko

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

Risiko for påvirkning av økosystem avhenger i stor grad av hvilke miljøkvaliteter som finnes i området utenfor der forurensingen ligger. Det gis derfor her en kort beskrivelse av disse kvalitetene.

Naturen rundt Vigra lufthavn er preget av naturtypen slåttemark. Områdene er tilgrensede fuglefredningsområder, og det er registrert to dyrefredningsområder (Blindheimsvik og Roaldsand), samt et naturreservat ved Rørvikvatnet. Innenfor en radius på ca. 1 km rundt flyplassområdet ligger det 7 registrerte naturtyper. Det er også registrert flere områder med artsforekomster i samme sektoren. Mye av arealet rundt flyplassen er registrert som raste-, beite-, og yngleområde for andefugl og vade-, måke- og alkefugler, samt beiteområde for hjort. Det er registrert flere plante- og fuglearter med status i Rødlisten 2010 på flyplassområdet og i nærområdet. For ytterligere områdebeskrivelse, se avsnitt 5.2.

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

8.1.1 Terrestrisk miljø

For perioden 1978 til 2001 er det estimert at brannøvingsfeltene (aktiv og gammel BØF) ved Vigra lufthavn samlet har bidratt med ca. 2 120 kg PFOS, og fra 2001 til 2012 ca. 400 kg PFAS. Det er estimert at det totalt er i størrelsesorden 6-22 kg PFOS igjen i massene på brannøvingsfeltene i dag. Mesteparten av forurensningen har sannsynligvis blitt transportert ut i sjøen ved Blindheimsvika og Roaldsand. Det er antatt at det kan ta 40-140 år før forurensningen av PFAS er helt borte fra lufthavnsområdet.

Gjennomsnittskonsentrasjonen ved interpolering av målte konsentrasjoner i jordprøver fra aktiv og gammel BØF på Vigra lufthavn er henholdsvis 31 µg PFOS/kg (klasse I – *Bakgrunn*) og 433 µg PFOS/kg (klasse III – *Moderat*). Det er i overflatelagene det er størst biologisk aktivitet, men røtter fra trær kan bidra til å trekke forurensning opp fra dypere jordlag til løvet som bidrar til strøfall og oppbygging av en organisk matte, som igjen er en næringskilde for lave nivå i næringskjeden. Overflatemassene på det gamle brannøvingsfeltet er byttet ut, og de målte konsentrasjonene av PFOS i jord i området hvor gras- og seljeprøvene er hentet inn er i størrelsesorden 33-280 µg PFOS/kg, altså lavere enn den beregnede gjennomsnittskonsentrasjonen på 433 µg PFOS/kg.

Det ble samlet inn flere prøver av vegetasjon i tilknytning til brannøvingsfeltene på Vigra. Prøven av fôrgras innsamlet ved aktiv BØF, viste ingen spor av PFAS. I prøvene av gras og selje samlet inn rundt gammel BØF, ble det funnet ca. to ganger EQS_{biota} i begge prøvene (ca. 17-19 µg PFAS/kg), med PFOS og PFHxS som dominerende forbindelser. Sammenlignet med de målte konsentrasjonen i de øverste jordlagene på gammel BØF (33-280 µg PFOS/kg), viser

dette ingen biomagnifisering i gras eller selje, men allikevel et opptak av PFAS i plantematerialet. Både gras og selje er beiteplanter for både hjortedyr og andre dyr. Undersøkelser fra Kristiansand lufthavn (Gravem *et al.*, 2015), viste også at vegetasjonen tar opp PFAS, og at det trolig kan skje en biomagnifisering i og fra vegetasjon.

Det har ikke vært undersøkt animalsk terrestrisk biota i tilknytning til lufthavnsområdet på Vigra, og terrestriske biotaprøver fra undersøkelser ved andre lufthavner benyttes derfor som støtte i denne vurderingen.

Det ble tatt prøver av meitemark ved Kristiansand lufthavn som viste relativt høye konsentrasjoner av PFAS, og en biomagnifiseringsfaktor hos meitemark på mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015). Tilsvarende ble det tatt prøver av meitemark ved Trondheim lufthavn, som viste at akkumuleringsfaktoren fra jord til meitemark ligger rundt 3 (Jensen *et al.*, in prep b). I prøver av storskogmus fanget i nærheten av Kristiansand lufthavn, ble det funnet høye konsentrasjoner av PFAS, hvor 7 av de 10 skogmusene hadde 100 µg PFAS/kg vv eller mer i levra.

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

Beregnete gjennomsnittskonsentrasjoner ved interpolering av PFOS i jord ved BØF 2 (gammelt BØF) ved Ålesund lufthavn er 433 µg/kg, riktignok med målte konsentrasjoner i overflatelagene på 33-280 µg PFOS/kg. Inkluderes andre PFAS blir konsentrasjonen sannsynligvis høyere. Dette er høyere konsentrasjoner enn det som ble påvist i jordprøvene i nærheten av BØF 2 (gammelt BØF) ved Kristiansand lufthavn (55-80 µg PFOS/kg) der miljøtilstanden basert på biota ble vurdert til klasse IV; *Dårlig miljøtilstand*. Det er derfor grunn til å anta at miljøtilstanden med hensyn på terrestrisk biota i nærheten av gammelt BØF ved Ålesund lufthavn også tilsvarende klasse III – IV; *Moderat - Dårlig miljøtilstand*.

Utrekningen av beregnet forurenset område er $19\,000 \pm 5\,000$ m². Utenfor dette området er konsentrasjonene betraktelig lavere (med noen avvik), og det er grunn til å anta at risikoen for biota der er tilsvarende lav. Lufthavnsområdet er dessuten gjerdet inn og er derfor forholdsvis lite tilgjengelig, særlig for større dyr. Fugler har derimot lett tilgang til området, og det er registrert flere rødlistede arter. Da rødlistede arter er mer sårbare enn andre arter, innebærer dette en større konsekvens ved eventuelle påvirkninger, og dermed høyere risiko.

Ved aktivt BØF (BØF 1) ved Ålesund lufthavn er gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS mye lavere (31 µg PFOS/kg) enn BØF 2. Det er derfor trolig at miljøtilstanden der med hensyn på terrestrisk biota er tilsvarende bedre og at risikoen for spredning til biota er av liten betydning, noe som også gjenspeiles i prøven av gras tatt i utkanten av brannøvingsfeltet.

8.1.2 Ferskvann

En ferskvannslokalitet ligger i Rørvikvatnet naturreservat rett ved flyplassen. Området er verdisatt til B (viktig) på grunn av intakt lavlandsmyr og dynelynghei som omringer en rik kulturlandskapssjø med flere rødlistearter. Det er ikke tatt prøver av jord eller biota i dette området, men det er tatt en vannprøve som viser at det er spredning av PFAS fra lufthavna også til dette området (ca. 75 ng PFAS/L – klasse III *Moderat*). Det er ikke sett noe tydelig innløp/utløp til Rørvikvatnet, og det antas at PFAS tilføres med grunnvannet (se avsnitt 6.4.2.3).

Ved sammenligning med resultatene fra Xu *et al.*, (2014) (se avsnitt 4.5.2), kan det forventes at PFAS er akkumulert i planter og fauna som har tilhold i og rundt Rørvikvatnet. Imidlertid utgjør levende biota i området relativt få individer sett i et større økosystemperspektiv. Det

synes derfor rimelig å anta at påvirkningen fra vannets biota på tilgrensende økosystem er begrenset. Da Ålesund lufthavn ligger midt i et viktig våtmarksområde med viktige naturtyper og det er registrert flere rødlistearter, er det grunn til å være føre var med tanke på påvirkninger og konsekvens lokalt. Med utgangspunkt i dagens kunnskapsnivå om toksiske virkninger på levende organismer og de lokale økosystemenes verdier, synes det å være lav til middels risiko for at det oppstår målbare skader på levende arter og økosystem. På grunn av lavt kunnskapsnivå om økosystemeffekter av PFAS kan likevel slike virkninger ikke utelukkes.

8.1.3 Marint miljø

Det ble samlet inn prøver i sjøen, både i Blindheimsvika og Roaldsleira, hhv. sydvest og øst for Ålesund lufthavn. Blindheimsvika er verna som våtmarksreservat, og er også omfattet av Ramsarkonvensjonen. Området er rasteplass, overvintringslokalitet og hekkeplass for en rekke ender, vade- og våtmarksfugl.

Området i sjøen, der det ble gjort innsamling av biota, er langgrunt. Av strandbiota ble det analysert på ulike muslinger, børstemark, havsalat og tarmgrønnske, sjømus, strandreke og tanglopper. Av fisk ble det analysert på skrubbe, rødspette og torsk.

Utenfor aktiv BØF (Roaldstranda) ble det ikke gjort funn av PFAS i tarmgrønnske og havsalat (laveste trofiske nivå), mens i børstemark og musling ble det gjort funn (litt høyere trofisk nivå), dog i lave konsentrasjoner og disse artene er trolig lite påvirket av forurensingen (klasse I-II; *Bakgrunn – God miljøtilstand*).

Utenfor gammel BØF (Blindheimsvika) ble det gjort funn av PFAS i alle artsgruppene. Av disse artene befinner blåskjell seg på det laveste trofiske nivået, sammen med hjerteskjell og tarmgrønnske, etterfulgt av børstemark. Blåskjell lever av å filtrere vannmassene for plankton og partikler, mens børstemarken spiser organisk materiale i sandbunnen der den lever. Blåskjell hadde da også de laveste konsentrasjonene av PFAS, og er trolig lite påvirket av forurensingen (*God miljøtilstand*). I børstemarken tilsvarte konsentrasjonene på de ulike prøvesteder i Blindheimsvika *Moderat - Dårlig miljøtilstand*. Tanglopper, muslinger og strandreke hadde også konsentrasjoner som angir *Moderat miljøtilstand*. I en prøve av skrubbe som ble fanget innerst i Blindheimsvika, ble det funnet konsentrasjoner som indikerer *Dårlig miljøtilstand*. Disse artene ligger på et høyere trofisk nivå enn blåskjell og børstemark fordi de gjerne spiser andre dyr.

Av organismer på et høyere trofisk nivå ble det i Blindheimsvika utenfor gammel BØF samlet inn og analysert muskel av torsk, sandflyndre og rødspette. Av de 12 torskeindividene, ble det kun funnet PFAS i 5 av dem, i lave konsentrasjoner (under EQS_{biota}) med unntak av i ett individ (33 µg PFAS/kg vv). I rødspettene ble det funnet PFAS i 11 av 14 individer; i lave konsentrasjoner (*God miljøtilstand*), mens det i sandflyndre kun ble funnet PFAS i én av seks muskelprøver (*God miljøtilstand*). Variasjonen i konsentrasjon av PFAS var større for torsk enn for rødspette og sandflyndre, noe som kan relateres til effekten av oppkonsentrering av giftstoffer i rovfisk. Kysttorsken holder seg i littoralsonen, og beiter blant annet på krabber og andre bunnlevende organismer og vil trolig raskt kunne oppnå relativt stor akkumulering av PFAS dersom disse stoffene finnes i litorale beiteorganismer. Det relativt jevne innholdet av PFAS i muskelprøvene hos rødspette kan synliggjøre en relativt unison og lokal bruk av bunndyrfaunaen. Prøver av hel fisk av torsk, rødspette og sandflyndre viste også gjennomgående lave konsentrasjoner av PFAS, men noe høyere enn i muskelprøvene.

Det foreligger ikke data fra noen marin referansestasjon fra området rundt Ålesund.

Fordi det ikke er analysert på konsentrasjoner i hel fisk er det vanskelig å si noe om hvor høye disse verdiene ville vært. Forholdstallet mellom muskel og hel fisk i marint miljø er beregnet til 4,5 (se avsnitt 4.5.1). Med bakgrunn i konsentrasjoner i strandbiota, samt bruk av en omregningsfaktor fra muskel til hel fisk (Tabell 8-1), kan det antydes at miljøtilstanden i Blindheimsvika utenfor Ålesund lufthavn er *Moderat*.

Da Ålesund lufthavn ligger midt i et viktig våtmarksområde med viktige funksjoner for sårbar vadefugl o.l., er det grunn til å være føre var med tanke på påvirkninger og konsekvens. Med utgangspunkt i dagens kunnskapsnivå om toksiske virkninger på levende organismer og de lokale økosystemenes verdier, synes det å være lav til middels risiko for at det oppstår målbare skader på levende arter og økosystem. På grunn av lavt kunnskapsnivå om økosystemeffekter av PFAS kan likevel slike virkninger ikke utelukkes.

Tabell 8-1. Omregning til konsentrasjon av PFAS i hel fisk for rødspette og torsk fanget i Blindheimsvika utenfor Ålesund lufthavn.

Lokalitet	Art (antall)	Gjennomsnittskonsentrasjoner av PFAS i muskel (µg PFAS/kg vv)	Omregningsfaktor	Beregnet konsentrasjon i hel fisk (µg PFAS/kg vv)
Blindheimsvika (BØF-2)	Rødspette (14)	2,8	4,5	12,6
Blindheimsvika (BØF-2)	Sandflyndre (6)	0,23	4,5	1,04
Blindheimsvika (BØF-2)	Torsk (12)	4,2	4,5	18,9

8.2 Matbiota og risiko

Området rundt Ålesund lufthavn, Vigra, er et relativt ettertraktet område for fiske. Fra Roaldstranda utenfor det aktive brannøvingfeltet og fra Blindheimsvika utenfor det gamle brannøvingfeltet ble det samlet inn og analysert prøver av diverse strandbiota, som i liten grad benyttes til menneskemat. Det ble registrert noe PFAS i blåskjell, albueskjell og hjerteskjell som kan benyttes til human konsum. Utenfor disse strandområdene ble det fanget fisk som er vanlig til konsum. I både rødspette og torsk ble det funnet PFAS i muskelvevet, men verdiene var lave, under EQS_{biota}.

8.2.1 Mattrygghet

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

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

På bakgrunn av analyseresultater av PFAS i fisk/skalldyr presentert i denne rapporten konkluderer Mattilsynet som følger:

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

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Ålesund lufthavn, Vigra som omhandler registrering av PFAS forurensing i jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014, som består av vegetasjonsprøver og biotaprøver fra marint område, supplert med nye vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 Jord og vann

Grunnvann og overflatevann vil ha avrenning mot Roaldsleira i øst og Blindheimsvika i vest. Sør for lufthavnen ligger Rørvikvatnet, som antas å være et grunnvannsoppkomme. Figur 5-3 viser plasseringen av lufthavnen og omegn. Vedlagt oversiktskart for vannprøver viser prøvepunkter, resultater og avrenningsveier (vedlegg 4).

Prøvetakingene i vann har blitt utført med tanke på å avdekke og kvantifisere spredningen av PFAS fra brannøvingsfeltene. Dermed er det hovedsakelig tatt prøver nær kilden i bekker, grøfter og oljeutskiller. Prøvene i resipient er tatt for å vise lokal påvirkning av utslippet og er ikke representative for resipienten som helhet.

Roaldsleira

Avrenning fra det aktive brannøvingsfeltet (BØF-1) føres via grunnvann og overflatevann til Roaldsleira. Feltet er etablert med membran og oljeutskiller med utslipp av avløpsvann i rør til Roaldsleira på ca. 2 m dyp.

Selv om det kun er påvist relativt lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS i jord ved det aktive brannøvingsfeltet, er det påvist til dels høye og varierende konsentrasjoner av PFOS/PFAS i grunnvannet. Både i jord og grunnvann består PFAS-konsentrasjonen av PFOS og 6:2 FTS. 6:2 FTS er knyttet til nyere skumprodukter.

I avløpsvannet fra oljeutskilleren er det påvist betydelige konsentrasjoner av PFAS. Konsentrasjonen av 6:2 FTS lå generelt 10 – 50 ganger høyere enn PFOS (uavhengig av øvelse), med unntak av rett etter rengjøring hvor konsentrasjonene var like.

På 1980-tallet ble det etablert en overvannsledning som går fra terminalområdet østover langs rulle-/taksebanen, videre under det aktive brannøvingsfeltet og ut i Roaldsleira. Røret drenerer store arealer, bl.a. driftsområdet, flyoppstillingen, parkeringsarealer og terminalområdet. I vannet er det påvist vesentlige konsentrasjoner av PFOS/PFAS. PFOS er den dominerende forbindelsen, men 6:2 FTS er også påvist.

Blindheimsvika

Grunnvannet fra det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2) antas å strømme i sørvestlig retning, dvs. både mot Blindheimsvika og mot myrområdet i sør. Fra brannøvingsfeltet går det et grøftesystem som leder overvann vestover til et rør under rullebanen som deretter føres til utløp i Blindheimsvika.

I massene ved det gamle brannøvingsfeltet er det påvist til dels høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS. Det er ikke påvist 6:2 FTS. I tillegg er det påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS og PFOA i grunnvannet. Tilsvarende er det påvist høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS i overflatevann ved det gamle brannøvingsfeltet. Det er også påvist 6:2 FTS i overflatevannet.

På den vestlige delen av terminalområdet er det etablert et snødeponi som har antatt avrenning mot myrområdet og grøften ved brannøvingsfeltet. I grunnvann nedstrøms snødeponiet er det påvist lave konsentrasjoner av PFOS og betydelige konsentrasjoner av

PFAS i form av bl.a. 6:2 FTS. Tilsvarende viser grøftevann nedstrøms snødeponiet innhold av PFOS/PFAS. PFAS-konsentrasjonen inkluderer både PFOS og 6:2 FTS.

Vann fra utløpet i Blindheimsvika viser varierende og til dels høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS.

Testing av kanonene og innstilling av skytebildet blir gjennomført jevnlig i vestenden av rullebanen.

Rørvikvatnet

Vannet viser relativt lavt innhold av PFOS/PFAS. Forbindelsen 6:2 FTS er påvist, noe som tyder på tilførsel av PFAS via grunnvannet også i senere tid.

9.2 Restmengder jord/spredning

Øving med brannskum har ført til spredning av totalt ca. 2 120 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og ca. 400 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012 (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode). Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i til sjøen rundt Vigra lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 6-22 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Det årlige forbruket over en 30-årsperiode er beregnet til ca. 90 kg PFOS pr år som følge av øving med brannskum. Etter utfasingen av fluorholdig skum i 2012 viser målinger og beregninger at det er igjen en aktiv spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfelt og andre kjente kilder i størrelsesorden 0,2 kg PFOS pr år.

Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (over hundre år).

PFOS fra aktiv BØF dreneres i hovedsak med grunnvann ned til Roaldsleira. Grunnvannstransporten foregår i sandige lag. PFOS vil transporteres ut i størst grad i pulser ved høy nedbør og snøsmelting. Det er relativt mye PFOS i grunnvannet i forhold til mengden PFOS igjen på aktiv BØF. Det er estimert at det er 2 ± 1 kg PFOS igjen på aktiv BØF og at det lekker ut ca. 70 g PFOS per år fra området. Dette gir et tidsestimat på 15 år til 40 år før all PFOS fra aktiv BØF har drenert ut i Roaldsleira. Denne årlige utlekkingen vil gradvis reduseres etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på feltet. Det betyr at det kan være spor av PFOS i grunnen lenger enn 40 år. Det er kun en liten rest PFOS igjen på aktiv BØF (1-3 kg) i forhold til den totale mengden PFOS (ca. 370 kg) som har blitt brukt på feltet.

PFOS fra gammel BØF dreneres i hovedsak via grøfter og overvannsystem til Blindheimsvika. Det er estimert at det er fra 12 ± 7 kg PFOS igjen på gammel BØF og at det lekker ut ca. 140 g PFOS per år fra området. Dette gir et tidsestimat på mellom 40 år til 140 år før all PFOS fra gammel BØF har drenert ut i Blindheimsvika. Denne årlige utlekkingen vil gradvis reduseres etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på feltet. Dette betyr at det kan være spor av PFOS i grunnen lenger enn 140 år. Det er estimert at det totalt er brukt ca. 1 750 kg PFOS på gammel BØF. Mesteparten av dette er transport ut i havet.

I tillegg til den beregnede avrenningen av PFOS fra jord til Roaldsleira, føres det betydelige mengder av PFOS/PFAS til Roaldsleira via rør fra oljeutskilleren på det aktive brannøvingsfeltet. Mengden er estimert til 8,4 g PFOS/år og 155 g PFAS/år (avsnitt 7.4).

9.3 Matbiota og risiko for mennesker

I 2015 gjennomførte Mattilsynet vurderinger av mattrygghet for noen arter av fisk og muslinger ved Ålesund lufthavn. Analysene ble gjort i 2013 og er presentert i denne rapporten (Mattilsynet 2015, vedlegg 6). Mattilsynet konkluderer som følger:

«Sjøområdene ved Ålesund lufthavn (Vigra) viser svært beskjedne mengder av polyfluorente forbindelser (PFAS). Ingen advarsel er nødvendig for området her.»

9.4 Økosystem og risiko

Rørvikvatnet naturreservat er lokalisert rett ved flyplassen. Det er ikke tatt prøver av jord eller biota i dette området, men det er tatt en vannprøve som viser at det er spredning av PFAS fra lufthavna også til dette området. Med hensyn til resultatet av vannprøven, er det sannsynlighet for at PFAS kan være akkumulert i planter og fauna som har tilhold i Rørvikvatnet. Imidlertid utgjør levende biota i området relativt få individer sett i et større økosystemperspektiv, samt at de aktuelle fugleartene som tidvis oppholder seg på denne lokaliteten er relativt mobile og beiter over store områder. Det synes derfor rimelig å anta at påvirkningen fra vannets biota på tilgrensende økosystem er begrenset.

Av organismer på et høyere trofisk nivå ble det i Blindheimsvika utenfor gammel BØF samlet inn og analysert muskel av torsk og rødspette. Det ble funnet høyere frekvens for innhold av PFAS i den bunnknyttede flyndrearten rødspette, enn for torsk. Variasjonen i konsentrasjon av PFAS var større for torsk enn for rødspette. Det relativt jevne innholdet av PFAS i muskelprøvene hos rødspette kan synliggjøre en relativt unison og lokal bruk av bunndyrfaunaen.

Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet er beskrevet ved et maksimalt innhold på 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Avinor setter grensen til 9,1 µg PFAS/kg våtvekt. Denne grensen er overskredet for hel fisk av både torsk og rødspette fisket i Blindheimsvika, samt for børstemark, tanglopper, muslinger og strandreker, og området klassifiseres i kategori III *Moderat miljøtilstand*. Det er grunn til å anta at det dette også kan gjelde for det terrestre miljøet ved det gamle brannøvingfeltet, samt området rundt Rørvikvatnet.

Det er kjent at høye konsentrasjoner av PFAS kan gi uheldige konsekvenser på individnivå, og med de målte konsentrasjonene av PFOS og øvrige PFAS i områdene som ligger nær forurensingen ved Ålesund lufthavn kan virkninger av PFAS forurensning på individnivå ikke utelukkes. Siden det er registrert flere rødlistearter i området kan en eventuell slik påvirkning få stor lokal konsekvens.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå og gjenværende mengde av PFAS ved brannøvingfeltene, er det med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer grunnlag for å si at spredning av disse stoffene til tilgrensende økosystem vurderes som beskjeden. Dermed synes også risiko for skade på tilgrensende økosystem som følge av PFAS fra Ålesund lufthavn å være lav til moderat.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS, og med utgangpunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Ålesund lufthavn kan gi uheldige økologiske konsekvenser, men en kan heller ikke utelukke dette.

10 Referanser

- Andersson, S., Persson, M., Moksnes, P. O., Baden, S. (2009). The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on macroalgae in Swedish seagrass meadows. *Mar Biol* (2009) 156:969–981.
- ATSDR (2009). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for perfluoroalkyls. U.S. department of health and human services Public Health Service. Report 404 pp.
- Aquateam (2011). Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for perfluoreerte organiske forbindelser i forurenset grunn. Aquateam rapport 11-004.
- Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.
- Borg, D., and Håkansson, H. (2012). Environmental and health risk assessment of perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 6513. ISBN 978-91-620-6513-3.
- Direktoratsgruppen. 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.
- Dr. Sthamer (2014), skriftlig korrespondanse, Hamburg (<http://www.sthamer.com>).
- Du, G., Hu, J., Huang, H., Qin, Y., Han, X., Wu, D., Song, L., Xia, Y. and Wang, X. (2013). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 353–360.
- EPA (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). 5 p.
- European Food Safety Authority (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, *The EFSA Journal* (2008). Journal number, 653, 1-131.
- European Food Safety Authority (2012). Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. *EFSA Journal* 2012; 10(6):2743. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2743.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.
- Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.
- Glynn, A, Cantillana, T, Bjermo, H. (2013). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.
- Grandjean, P., Budtz-Jørgensen (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), 12:35, 7 p.
- Gravem, F.R., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Jensen, J.G.B., Grootjans, K., Sørbotten, L-E., Været, L og Kaasa, H. (red) (in prep). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Fagernes lufthavn, Leirin. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.
- Gravem, F.R., Kaasa, H., Jensen, J.G.B, Breyholtz, B., Været, L. og Halvorsen, E. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Kristiansand lufthavn, Kjevik. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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 prosjektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

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

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

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

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

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

Schultz MM, Barofsky DF, Field JA. 2003. Fluorinated Alkyl Surfactants. *Environmental*

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Ålesund lufthavn, Vigra. Rapport 168180-490-1 rev 1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1 Undersøkte arter

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

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

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

Skrubbe (*Platichius flesus*). Skrubbe (se Figur 1) 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. Man finner skrubbe for det meste på sand- og slambunn ned til 75 meters dyp. Sommer og høst er den på grunne områder, mens den på vinter og vår foretrekker dypere områder. Skrubba regnes allikevel som en stasjonær fisk. Den kjønnsmodner fra to til fem år og gyter en gang i mars til juni på 25 til 75 meters dyp. Det pelagiske larvestadiet varer rundt to til tre måneder. Yngelen bunnsår på grunt vann ved ca. 1 cm lengde.



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

Fjæremark (*Arenicola marina*), tilhører familien Arenicolidae og er blant de flerbørstemark som bor i rør. Kalles også agnmark eller sandmark på norsk (Figur 2). Dette er en av vår vanligste børstemark, og som lett kjennes igjen på strendene. Brukes ofte som agn.

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

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



Figur 2. Fjæremark



Figur 3. Albusnegl

Albusnegl (*Patella vulgata*), ofte omtalt som albuskjell, hører til snegler (Figur 3). Familien og beslektede grupper innen underklasse Eogastropoda er utbredt over hele verden, og mange av artene

blir spist. Vanlig albuesnegl er utbredt langs kysten vår, og den er vanlig nordover til Lofoten. Skjellet har en kjegleformet fasong, blir opptil 5 cm bredt. Albuesnegl sitter festet til stein og svaberg i tidevannssonen, og skallet er nøye tilpasset underlaget. De beveger seg om natten, og lever av alger som de skraper løs med sin radula (raspetunge). Etterpå vender de tilbake til sin opprinnelige plass. Albuesnegl er tvekjønnet og gyter egg og spermier i vannet.

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



Figur 4. Vanlig strandsnegl

Vanlig tangloppe. Tanglopper eller amfipoder (Amphipoda), er en tallrik dyregruppe. De fleste lever i saltvann (marine), men de er også vanlige i ferskvann eller i terrestriske miljøer (på landjorden). Typisk størrelse er fra 2 til 60 mm. Tangloppene er flattrykete fra siden, slik som lopper (derav navnet). Vanlig tangloppe (*Gammarus locusta*) er utbredt langs hele norskekysten. Hannene blir inntil 2 cm og hunnene inntil 1,4 cm. De lever blant steiner og tang i nedre halvdel av fjæra (Campbell 1976). Vanlig tangloppe spiser hovedsakelig alger som for eksempel havsalat (*Ulva* spp.). Store hanner kan imidlertid også spise mindre artsfrrender.



Figur 5. Vanlig tangloppe

Blåskjell (*Mytilus edulis*), 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 både som mat og agn.



Figur 6. Blåskjell. Foto: Wikipedia

Torsk (*Gadus morhua*). Vi har to typer torsk, der den ene kalles kysttorsk og den andre skrei (som gytemoden) og loddetorsk (som umoden). Torsk (Figur 7) er vanlig utbredt i Norge langs hele kysten iberegnet alle fjordene. Dens leveområde er fra tangbeltet langs land til havområdene i Nordsjøen og Barentshavet ned til 600 meter. Kysttorsken er mer bundet til kystnære områder, mens den vandrende torsken vandrer over store områder på gytevandring og/eller næringsvandring etter for eksempel lodde. Den vandrende torsken oppholder seg for det meste av året ute i de store havområdene, mens den vandrer kystnært for å gyte hovedsakelig i Lofoten, Finnmark, Troms og på Nordvestlandet. Den kan bli mer enn 20 år gammel. Torsken er allsidig i matveien og spiser all slags fisk, til og med sine egne artsfrender. Sild, lodde, uer og øyepål er fiskearter den setter pris på, men den tar også krepsdyr (f.eks. reker, krill og rauåte). Av bunndyr liker den børstemark, slangestjerner, og muslinger.



Figur 7. Torsk fanget i Kristiansand. Foto: Finn R. Gravem, Sweco Norge AS.

Sandsjømus (*Echinocardium cordatum*). Sjømus, er vanlig betegnelse på irregulære sjøpiggsvin. Generelt er sjømus langstrakt, og gattet sitter på den litt spisse bakenden. Munnen sitter i en spalte på undersiden. Sandsjømus er en vanlig art langs norske kyster. Den lever nedgravd i sand- og mudderbunn.



Figur 8. Sjømus. Foto: www.aiam.info

Hjertemusling (*Cerastoderma edule*) tilhører hjerteskjellfamilien. Hjerteskjellet kan bli opptil 5 cm i diameter og har hvite eller gulaktige skall, med flate radiære ribber. Hjerteskjellet lever nedgravd rett under overflaten i sandbunn i tidevannssonen og ned til noen få meters dyp. Hjerteskjellet tolererer saltholdighet ned til 10‰. Hjertemuslingen spises i en rekke land, og skallene blir kommersielt brukt til hønsefôr.



Figur 9. Hjerteskjell. Foto: Wikipedia

Strandreke

Tarmgrønske er en grønnalge, som omfatter 11 arter i Norge, og finnes både i saltvann og brakkevann. Algene består av to celledlag som er atskilt slik at algen blir hul og gassfylt, grenet eller ugrenet, avhengig av arten. Slekten er representert med flere arter langs hele kysten og er vanligst i brakkevann og i forurensede områder med næringsrikt vann. Vanlig tarmgrønske, *Ulva intestinalis*, er ugrenet og inntil 30–40 cm høy, og vokser ofte i fjærepyster.



Figur 10. Tarmgrønske. Foto: Wikipedia

Havsalat (*Ulva lactuca*). Havsalat er en bladaktig grønnalgeart som er vanlig langs hele kysten fra fjæresonen og ned til ca. 15 m dyp. Bladene er dannet av to celledag som vanligvis blir 10–15 cm i diameter. Navnet har algen fått fordi den minner litt om salat, noe den også har vært brukt som.



Figur 11. Havsalat. Foto: ndla.no

Sandflyndre (*Limanda limanda*) er en benfiskart i flyndrefamilien, og blir opptil 42 cm og 1,3 kg. Den har øynene på høyre side og skilles fra rødspette bl.a. på ru overside. Sandflyndre er utbredt på sand- og bløtbunn på 2-150 meters dyp langs hele norskekysten. I Nord-Europa er sandflyndren tallrik, og blir sjelden over 25 cm lang. Den kjennes igjen på de ru skjellene på øyesiden, den lille munnen og den ovalt buete sidelinjen over brystfinnen. Føden består av nesten alle typer virvelløse dyr som arten finner på de stedene den oppholder seg. Den har liten økonomisk betydning i Norge, men fiskes en del sør i Europa.



Figur 12. Sandflyndre. Foto: Wikipedia

Purpursnegl (*Nucella lapillus*). Purpursneglene er et rovdyr, og er utstyrt med et eget boreorgan på raspetungen, hvor det også utskilles oppløsende enzymer. Purpursneglen blir ca. 3,5 cm høy og har gule eller brune skall. Arten lever i tidevannssonen langs kysten nord til Nordkapp, men går sjelden inn i fjordene, hvor vannet er brakt. Sneglen lever i midtre deler av fjæra, oppå rurbeltet eller i sprekker. Hver vinding i sneglehuset har flere langsgående riller. Purpursneglene er rovdyr som borer hull i skallet til byttedyr, bl.a. muslinger, rur, rankeføttinger og børstemark, og borer hull i skallet på byttet før den suger ut innholdet av dyrene.



Figur 13. Purpursnegl. Foto: miljolare.no

Grasarter. Grasfamilien (*Poaceae*) omfatter ca. 700 planteslekter. I Norge finnes ca. 160 arter, fordelt på ca. 60 slekter. Familien er økonomisk svært viktig, i og med at alle kornsortene hører til her. Grasplantene har vært benyttet fra førhistorisk tid og har blitt brukt som mat til mennesker i form av korn, og som fôr til husdyr. Fra gras til fôr er det bladene og stenglene som utgjør den viktige delen av avlinga.

Selje (*Salix caprea*). Selja er utbredt over hele Norge, og forekommer nord til Hammerfest, og i Sør-Norge opp i 1140 moh på Hardangervidda. Selje kan trives på leirholdig og fuktig mark, og forekommer som regel spredt i skog- og bekkekanter. Både lauv, bark og ved på tynne greiner har høy fôrverdi og ble sanket inn til husdyr i tidligere tider. Arten beites villig av hjortevilt og gnagere. Seljebarken inneholder salicylsyre og har gitt navnet til dette legemiddelet som nå fremstilles syntetisk (ibux).

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Teori bak PFOS-klasseinndeling

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Grunnlag for klasseinndeling (klassifisering av risiko)

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

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

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

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

Klasse V: verdier høyere enn klasse IV.

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

² AA – annual average

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

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

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

Miljøklassifisering PFOS og PFOA ⁸

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

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

For QS_{biota,hh} er følgende foreslått:

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

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

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

⁴ AA - Annual average – årlig gjennomsnitt

⁵ PNEC - Predicted No Effect Concentrations

⁶ MAC - maksimal årlig konsentrasjon

⁷ AF: sikkerhetsfaktor

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

⁹ Basert på inntak av fisk

Klassifisering for PFAS i denne rapporten

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

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

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

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

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

Vedlegg 3 Ordliste

Forklaringsordliste:

AA – annual average (årlig gjennomsnitt)

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

LOD: Limit of Detection (deteksjonsgrense)

LOQ: Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense)

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

ng/L: milliardtedels gram pr liter analysert prøve

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

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

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

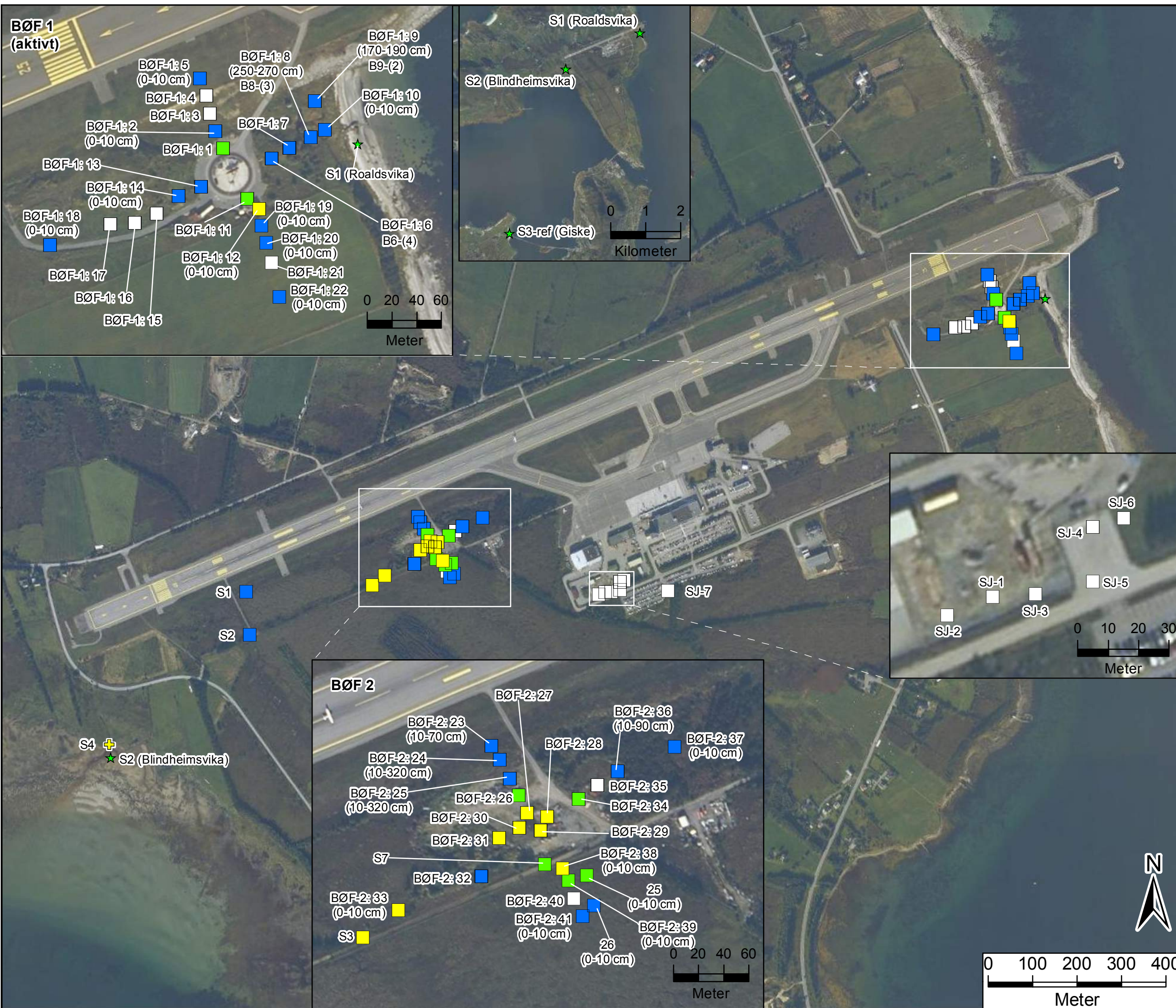
TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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

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

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

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



Ålesund lufthavn Vigra (ENAL)

Oversiktskart inkl.
brannøvingsfelt

Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

PFOS sediment ferskvann (ug/kg)

- 0
- <LOQ
- LOQ-63
- 63-6300
- >6300
- Ikke analysert

PFOS sediment marint (ug/kg)

- 0
- <LOQ
- LOQ-63
- 63-6300
- >6300
- Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

BØF 1 (aktivt)

BØF-1: 5 (0-10 cm)
BØF-1: 4
BØF-1: 3
BØF-1: 2 (0-10 cm)
BØF-1: 1
BØF-1: 13
BØF-1: 14 (0-10 cm)
BØF-1: 18 (0-10 cm)
BØF-1: 17
BØF-1: 16
BØF-1: 15
BØF-1: 8 (250-270 cm) B8-(3)
BØF-1: 7
BØF-1: 9 (170-190 cm) B9-(2)
BØF-1: 10 (0-10 cm)
BØF-1: 11
BØF-1: 12 (0-10 cm)
BØF-1: 19 (0-10 cm)
BØF-1: 20 (0-10 cm)
BØF-1: 21
BØF-1: 22 (0-10 cm)
BØF-1: 6 B6-(4)
S1 (Roaldsvika)
S2 (Blindheimsvika)
S3-ref (Giske)

0 20 40 60
Meter

BØF 2

BØF-2: 23 (10-70 cm)
BØF-2: 24 (10-320 cm)
BØF-2: 25 (10-320 cm)
BØF-2: 26
BØF-2: 30
BØF-2: 31
BØF-2: 27
BØF-2: 28
BØF-2: 36 (10-90 cm)
BØF-2: 37 (0-10 cm)
BØF-2: 35
BØF-2: 34
BØF-2: 29
BØF-2: 38 (0-10 cm)
BØF-2: 32
BØF-2: 33 (0-10 cm)
BØF-2: 40
BØF-2: 41 (0-10 cm)
BØF-2: 39 (0-10 cm)
S7
S3
25 (0-10 cm)
26 (0-10 cm)

0 20 40 60
Meter

SJ

SJ-1
SJ-2
SJ-3
SJ-4
SJ-5
SJ-6
SJ-7

0 10 20 30
Meter

Ålesund lufthavn
Vigra (ENAL)

Brannøvingsfelt, nytt
(aktivt)

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

PFOS sediment ferskvann (ug/kg)

- 0
- <LOQ
- LOQ-63
- 63-6300
- >6300
- Ikke analysert

PFOS sediment marint (ug/kg)

- ★ 0
- ★ <LOQ
- ★ LOQ-63
- ★ 63-6300
- ★ >6300
- ☆ Ikke analysert

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Ålesund lufthavn Vigra (ENAL)

Brannøvingsfelt, gammelt

Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

PFOS sediment ferskvann (ug/kg)

- + 0
- + <LOQ
- + LOQ-63
- + 63-6300
- + >6300
- + Ikke analysert

PFOS sediment marint (ug/kg)

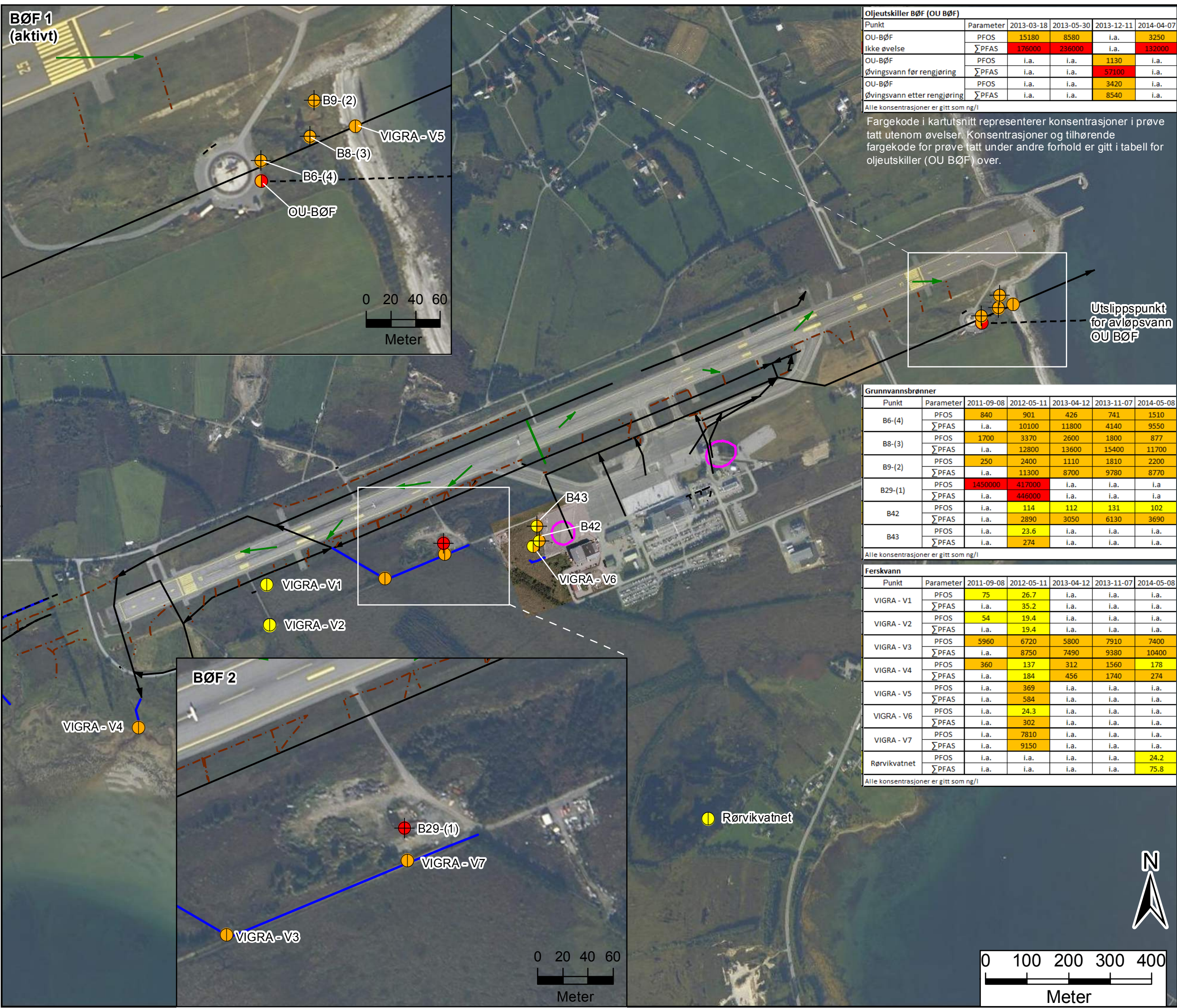
- ★ 0
- ★ <LOQ
- ★ LOQ-63
- ★ 63-6300
- ★ >6300
- ★ Ikke analysert

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert





Oljeutskiller BØF (OU BØF)					
Punkt	Parameter	2013-03-18	2013-05-30	2013-12-11	2014-04-07
OU-BØF	PFOS	15180	8580	i.a.	3250
	Σ PFAS	176000	236000	i.a.	132000
Øvingsvann før rengjøring	PFOS	i.a.	i.a.	1130	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	57100	i.a.
OU-BØF	PFOS	i.a.	i.a.	3420	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	8540	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Fargekode i kartutsnitt representerer konsentrasjoner i prøve tatt utenom øvelser. Konsentrasjoner og tilhørende fargekode for prøve tatt under andre forhold er gitt i tabell for oljeutskiller (OU BØF) over.

Grunnvannsbrønner						
Punkt	Parameter	2011-09-08	2012-05-11	2013-04-12	2013-11-07	2014-05-08
B6-(4)	PFOS	840	901	426	741	1510
	ΣPFAS	i.a.	10100	11800	4140	9550
B8-(3)	PFOS	1700	3370	2600	1800	877
	ΣPFAS	i.a.	12800	13600	15400	11700
B9-(2)	PFOS	250	2400	1110	1810	2200
	ΣPFAS	i.a.	11300	8700	9780	8770
B29-(1)	PFOS	1450000	417000	i.a.	i.a.	i.a
	ΣPFAS	i.a.	446000	i.a.	i.a.	i.a
B42	PFOS	i.a.	114	112	131	102
	ΣPFAS	i.a.	2890	3050	6130	3690
B43	PFOS	i.a.	23,6	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	274	i.a.	i.a.	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l						
Ferskvann						
Punkt	Parameter	2011-09-08	2012-05-11	2013-04-12	2013-11-07	2014-05-08
VIGRA - V1	PFOS	75	26.7	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	35.2	i.a.	i.a.	i.a.
VIGRA - V2	PFOS	54	19.4	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	19.4	i.a.	i.a.	i.a.
VIGRA - V3	PFOS	5960	6720	5800	7910	7400
	ΣPFAS	i.a.	8750	7490	9380	10400
VIGRA - V4	PFOS	360	137	312	1560	178
	ΣPFAS	i.a.	184	456	1740	274
VIGRA - V5	PFOS	i.a.	369	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	584	i.a.	i.a.	i.a.
VIGRA - V6	PFOS	i.a.	24.3	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	302	i.a.	i.a.	i.a.
VIGRA - V7	PFOS	i.a.	7810	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	9150	i.a.	i.a.	i.a.
Rørvikvatnet	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	24.2
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	75.8
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l						

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Ålesund lufthavn Vigra (ENAL)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

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

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

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

Avlopsledning

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

Avrenning

- Deponi glykolforurenset snø
- Overvannsledning
- Avrenningsveg glykol
- Bekkeresipient
- Overvannssystem
- Vannskille rullebane
- Antatt avrenningsveg baneavising

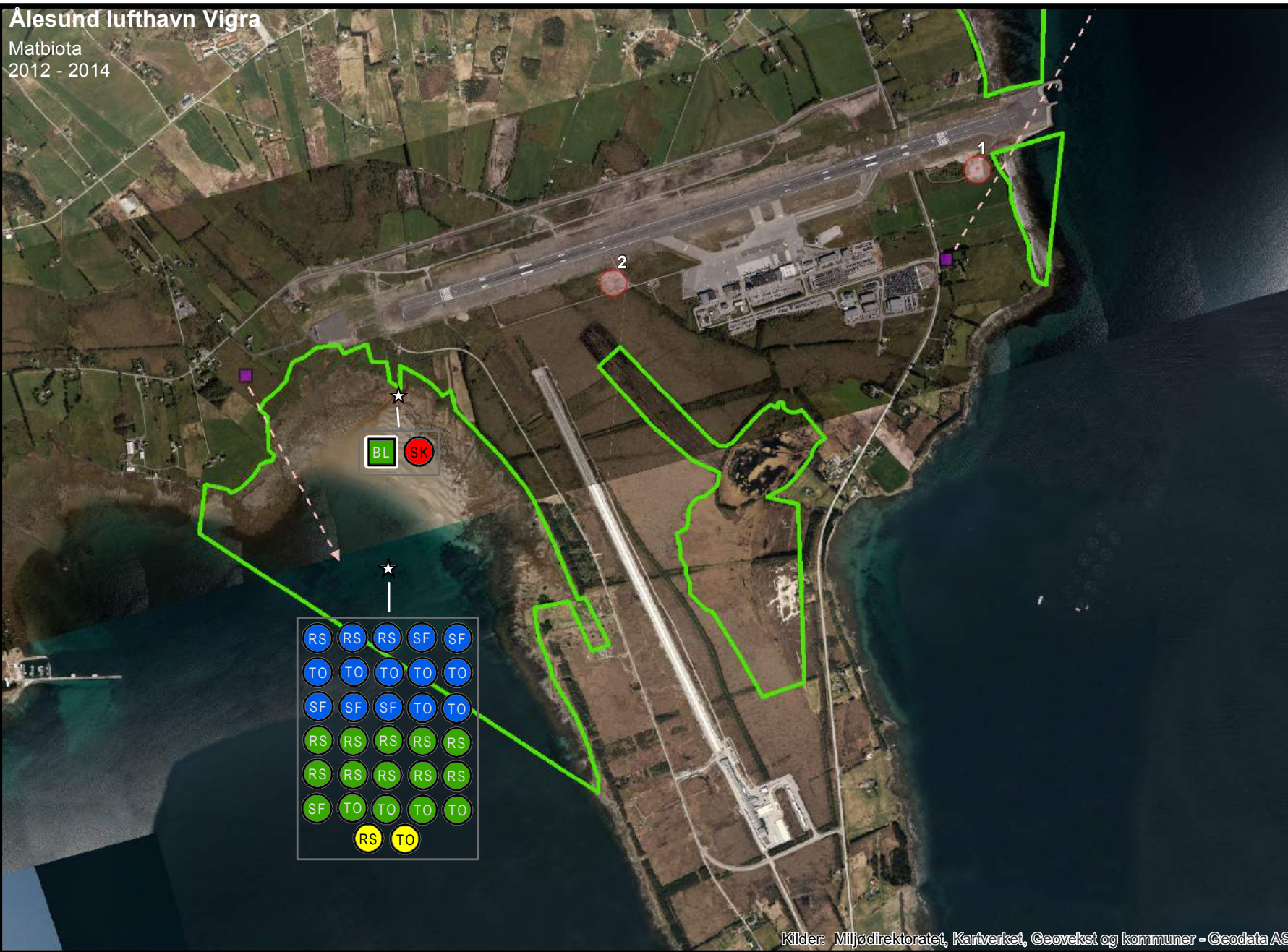
* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = ΣPFAS

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

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2013

Alesund lufthavn Vigra

Matbiota
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- hele individer
- muskel
- flere individer
- BL blåskjell
- RS rødspette
- SF sandflyndre
- SK skrubbe
- TO torsk
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- avløpsanlegg
- - - utløp
- naturvernengrense (02/2015)

0 500
Meter

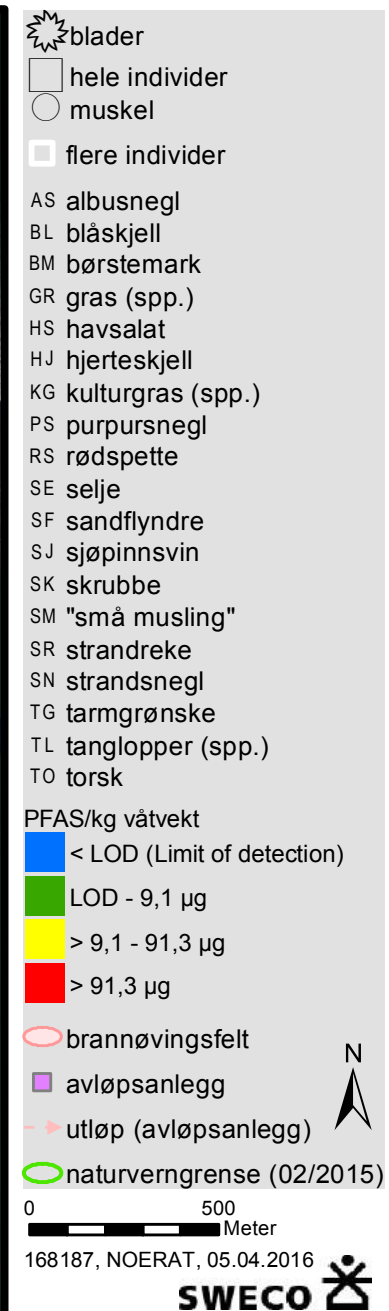
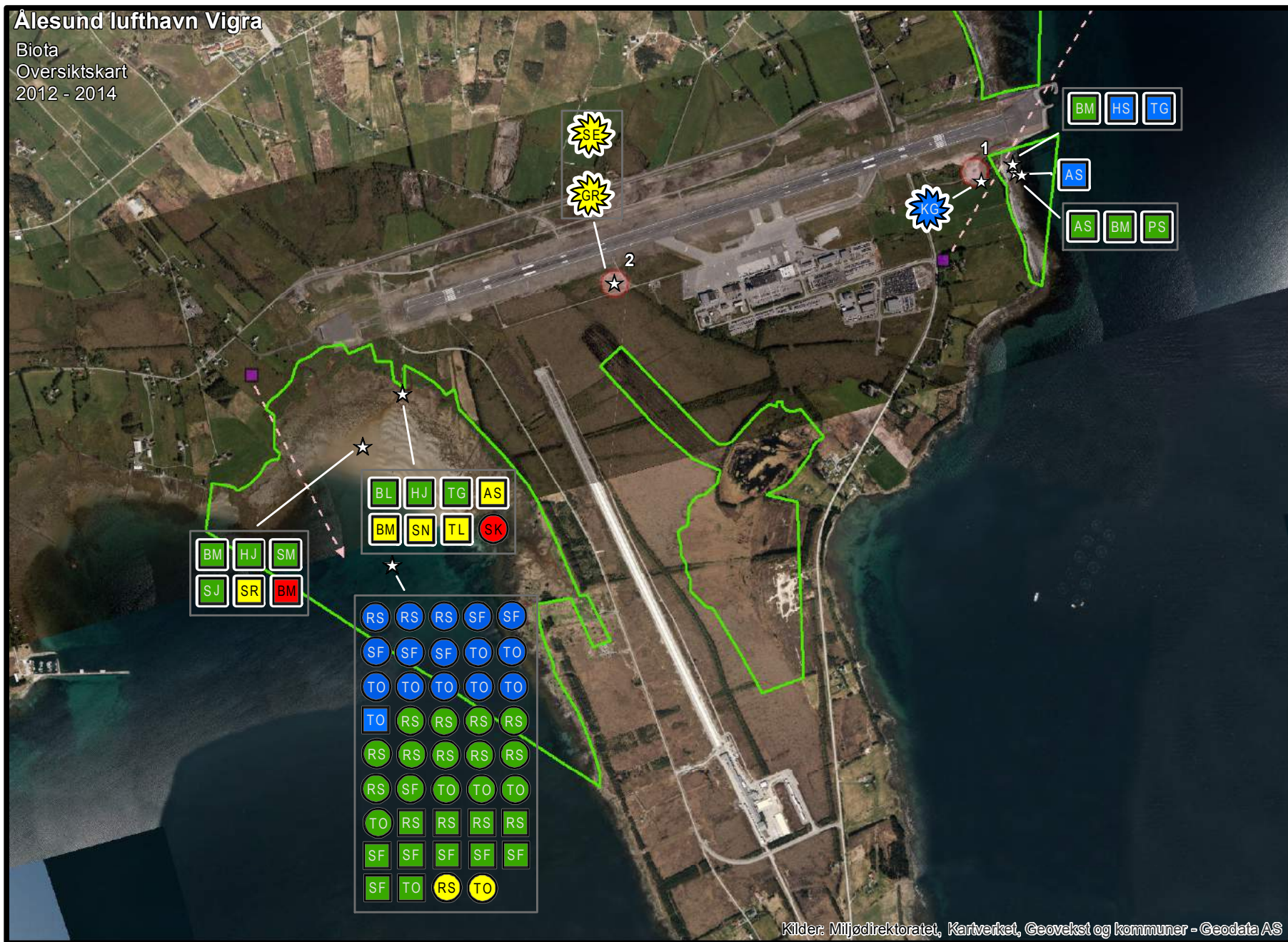
168186, NOERAT, 05.04.2016

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



Ålesund lufthavn Vigra

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



Vedlegg 6 Brev Mattilsynet

AVINOR
v/Jarle Øvstedal
Postboks 150
2061 GARDERMOEN

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

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



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

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

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

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

Mattilsynets rolle

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

Mattilsynets grunnlag for vurderinger

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

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

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

Mattilsynets vurderinger

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

Tromsø lufthavn (Langnes)

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

Harstad/Narvik Lufthavn (Evenes)

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

Bergen lufthavn (Flesland)

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

Haugesund lufthavn (Karmøy)

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

Kristiansand lufthavn (Kjevik)

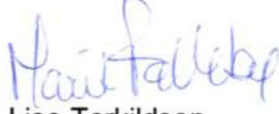
Det er her de høyeste verdiene av PFOS er målt i 9-pigg stingsild, 3-pigg stingsild og iskrubbe som er fangstet i en bekk som renner fra et gammelt brannøvingsfelt og videre ut i Topdalselva. På denne lokaliteten Hovedstasjon ferskvann – Topdalselva, viser analyser av 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, for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

Mattilsynets konklusjon

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

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

Med hilsen

for 
Lise Torkildsen
seksjonssjef

Kopi til:

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

02 FEB 2015

Avinor AS
Postboks 150
2061 GARDERMOEN

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

Attn: Bente Wejden

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



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

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

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

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

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

Mattilsynet
Seksjon sjømat

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

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

www.mattilsynet.no

Mattilsynets konklusjon av undersøkelsen

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

Ålesund lufthavn, Vigra:

Ingen advarsel for skjell, rødspette og torsk.

Sogndal lufthavn, Haukåsen:

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

Fagernes lufthavn, Leirin:

Leirin 1:

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

Ingen advarsel er nødvendig for ørret fra lokasjonen Leirin 1.

Leirin 2:

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

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

Mattilsynets rolle

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

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

Mattilsynets grunnlag for vurdering

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

Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelsen PFOS i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), Perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts*. *EFSA Journal* (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFAS-forbindelsen PFOS på 0,15 µg/kg kroppsvekt (BW). Inntaket av PFOS antas i hovedsak å komme via fisk og fiskeprodukt, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere og kjente utslipp. Vurderingen her baseres på at et normalt volum for inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (*Norkost 2010 – 2011*) blir inntatt. Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen).

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

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

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

Leirin 1:

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

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

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

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

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

Mattilsynets vurdering og konklusjon

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

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

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

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

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

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

Med hilsen



Lise Torkildsen
Seksjonssjef

Kopi til:

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