

AVINOR AS

BERGEN LUFTHAVN - FLESLAND

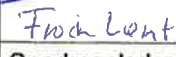
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-02-05



Bergen lufthavn. Foto: Stian Øyen

Rapport nr.: 168186-05-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 05. februar 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved Bergen Lufthavn – Flesland			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Bergen lufthavn – Flesland			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Bergen lufthavn, Flesland i 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014; prøver av biota som er hentet inn i tilknytning til brannøvingsfeltene, samt supplerende vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFOS. I rapporten gjøres også en vurdering av risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 2 030 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og 430 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjø ved Flesland lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 15-45 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. 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 ørret fanget i Langavatnet, og baser på beregnet konsentrasjon i hel fisk, klassifiseres området i kategori IV - <i>Dårlig miljøtilstand</i>. Fra marint miljø utenfor utløpet av Fleslandselven som drenerer Langavatnet, ble det ikke gjort funn av PFAS i zooplankton, kuskjell eller muskel fra torsk, mens det ble påvist PFOS i lav konsentrasjon i muskel at ett av ti individer av lyr. Det marine miljøet klassifiseres fra kategori I - <i>Bakgrunn / ikke påvist</i> til kategori II - <i>God miljøtilstand</i>. Det hefter noe usikkerhet til konklusjonen da det ikke er samlet inn biota utenfor Lindevikabekken som drenerer gammelt brannøvingsfelt. Det foreligger ikke prøver av biota fra terrestriske områder, men de relativt høye konsentrasjonene av PFAS i jordprøver spesielt ved det aktive brannøvingsfeltet, og sammenligninger av funn av PFAS i terrestrisk biota fra Kristiansand lufthavn indikerer at det terrestriske miljøet i nærområdet til brannøvingsfeltene klassifiseres i kategori IV - <i>Dårlig miljøtilstand</i>. Med foreliggende relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt ørret fra Langavatnet og i jord, og derfor trolig i terrestrisk 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. 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 økosystemene som følge av PFAS fra Bergen lufthavn, Flesland å være lav. Mattilsynet har vurdert biota og skriver at mattryggheten er ivaretatt, og at det derfor ikke er grunnlag for advarsel/kostholdsråd for filet av ferskvannsfisk eller sjømat på grunn av PFOS det er analysert for i undersøkelsen.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2014-21-08	Utkast m/biota	HK
A2	2014-09-25	Vann/jord og spredningsvurdering	BB
A2 ny	2014-10-29	Utlekket mengde fra aktive BØF, mengde forbrukt skum og spredningsberegning, oppsummering vann og jord	VK
A3	2015-02-02	Utkast med risikovurdering biota	FRG
A4	2015-03-03	Revidert vann/jord og spredningsvurderinger	VK

B5	2015-03-30	Endelig utkast	HK
B6	2015-06-22	Kommentarer fra Avinor	
B7	2015-09-11	Norconsults vurderinger og evt. opprettinger på kommentarutgaven	VK
J8	2016-02-05	Swecos vurderinger og evt. opprettinger. Drikkevann. Endelig versjon.	HK
Utarbeidet av: Halvard Kaasa, Vegard Kvisle, Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Lars Været, Jannike Gry B. Jensen, Eivind Halvorsen, Håkon Gregersen.		Sign.:  	
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult Frode Løset / Sweco		Sign.:  	
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Janicke Garmann / Norconsult		Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco  Vegard Kvisle / Norconsult 	

Forord

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

For å skaffe oversikt over spredningsveier, samt å få gjort en vurdering av om spredning av disse fluorerte forbindelsene kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnene, er det gjennomført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Det utarbeides en resultatrapport for hver lufthavn, med en tilhørende risikovurdering for mennesker og økosystem basert på innhentede data og tilgjengelig litteratur. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde størst fokus på effekt av PFAS på mennesker og innsamling av matbiota. Etter hvert som konsekvens for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biota utvidet. Slike prøver er imidlertid på nåværende tidspunkt ikke samlet inn i tilknytning til Bergen lufthavn, Flesland.

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 Sweco Norge AS og Norconsult AS.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge med god hjelp fra Buskerud Dykkerservice. Anders D. Dønen (lokal fisker) ble engasjert og stilte med båt under innsamling av fisk fra marint område.

Miljøpersonalet på Flesland bidro med god hjelp ved tilrettelegging av arbeidet. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og jord- og vannprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet og vurdert data knyttet til PFAS i biologisk materiale med tilhørende risikovurderinger, og har også stått for sluttredigering.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

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

Norconsult:

Vegard Kvisle, Bente Breyholtz, Eivind Halvorsen
og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

05. februar 2016

Innhold

1	Innledning.....	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS.....	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	14
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier	18
3.1	Miljømål	18
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	18
4	Metode risikovurdering	19
4.1	Innledning miljøtilstand biota	19
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	20
4.3	Spredningsvurdering.....	21
4.3.1	Generelt.....	21
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	21
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	22
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient.....	23
4.4	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	29
4.6	Vurderinger av matbiota.....	31
5	Områdebeskrivelse.....	33
5.1	Beliggenhet og omgivelser	33
5.2	Naturverdier	33
5.2.1	Ferskvann og terrestre områder.....	33
5.2.2	Marine områder	34
5.3	Bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	35

5.3.1	Bruk av brannskum.....	35
5.3.2	Gammelt brannøvingsfelt (1957 – 1993).....	36
5.3.3	Aktivt brannøvingsfelt (1995 -)	37
5.3.4	Andre PFAS-lokaliteter	37
5.4	Utførte tiltak	38
5.4.1	Utskifting av fluorholdig brannskum	38
5.4.2	Drikkevann.....	38
6	Undersøkelser	39
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	39
6.2	Jord.....	39
6.2.1	Gammelt brannøvingsfelt (1957 – 1993).....	40
6.2.2	Aktivt brannøvingsfelt (1995 -)	40
6.3	Sedimenter.....	43
6.4	Vann.....	43
6.4.1	Grunnvann.....	43
6.4.2	Overflatevann	45
6.5	Biota	56
6.5.1	Terrestriske arter	56
6.5.2	Ferskvannsarter.....	56
6.5.3	Marine arter	60
6.5.4	Vurdering datagrunnlag biota.....	61
7	Spredningsvurdering.....	63
7.1	Innledning	63
7.2	Aktiv BØF	63
7.2.1	Terreng– og strømningsanalyse for området	63
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF.....	64
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF.....	66
7.2.4	Konklusjon spredningsvurdering aktiv BØF.....	66
7.3	Gammel BØF	67
7.3.1	Terreng– og strømningsanalyse for området	67
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på gammel BØF	68
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt gammel BØF	70
7.3.4	Konklusjon spredningsvurdering gammel BØF	71

7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF til kommunalt nett.....	72
7.5	Konklusjon spredningskapittel.....	72
8	Risikovurdering.....	73
8.1	Økosystem og risiko.....	73
8.1.1	Terrestrisk miljø	73
8.1.2	Ferskvann.....	75
8.1.3	Marint miljø	77
8.2	Matbiota og risiko	78
8.2.1	Mattrygghet.....	78
9	Oppsummering	79
9.1	PFAS i jord og vann.....	79
9.2	Mattrygghet	80
9.3	Risiko for økosystem.....	80
10	Referanser	82

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- Kart BØF A jord og sediment
- Kart BØF B jord og sediment
- Oversiktskart vann
- Kart vann delområde 1
- Kart vann delområde 2

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

- Oversiktskart matbiota
- Oversiktskart biota Bergen lufthavn

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluorerte karbonforbindelser som kan ha uønskede miljøkonsekvenser (Borg and Håkansson, 2012). Disse stoffene har lenge vært brukt i mange industriprodukter, som f.eks. til impregnering, slipp-belegg i kokekar og i overflatebehandling. Et av produktene var brannskum som bl.a. ble brukt ved norske lufthavner. I Norge ble bruk av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler regulert i 2007 gjennom produktforskriftens §§ 2-9, 4-1 og 4-2, samt i begrensningsdirektivet – PFOS (Regjeringen, 2007). Tidligere bruk har ført til at det fremdeles finnes rester av slike forbindelser i grunnen der produkter med denne type forbindelser ble anvendt.

Avinor brukte PFOS-holdig brannskum ved sine lufthavner da dette var lovlig, og før de negative miljøkonsekvensene av PFOS var kjent. Avinor byttet til PFOS-fritt skum i 2001. Mellom 2001 og 2012 ble det benyttet brannskum med andre PFAS enn PFOS, bl.a. 6:2 FTS, mens det i dag brukes et fluorfritt brannslukkingsskum.

Basert på tidligere undersøkelser gjennomført i Avinor sitt miljøprosjekt, har Norconsult og Sweco på oppdrag fra Avinor utført supplerende prøvetaking, kartlegging og risikovurdering av PFAS-forurensningen ved og rundt 18 av lufthavnene, spesielt ved brannøvingsfeltene.

Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av vann, jord og biota ved Bergen lufthavn, Flesland. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter og det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

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

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

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

økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver utvidet. Prøvematerialet i denne undersøkelsen gir grunnlag for både å innlemme hensynet til konsekvenser for mennesker og økosystem.

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

Ved Bergen lufthavn er det i første rekke valgt å undersøke fisk i Langavatnet, som er nærmeste resipient for avrenning fra brannøvingsfeltet. Det er også innhentet biologisk materiale fra marint område som kan bli påvirket av avrenning fra områdene rundt lufthavnen, nærmere bestemt i sjøen rett vest for rullebanen. Dette arbeidet er utført av Sweco Norge. I tillegg ble en del jordprøver tatt i 2011 og 2012. Disse ble lagret og analysert i 2014. Basert på resultatene, ble det valgt ut prøvepunkter for overflatevann for å skaffe ytterligere dokumentasjon. Dette arbeidet ble gjort av Norconsult i 2012 - 2014.

Med bakgrunn i tilgjengelige analysedata og litteratur søker en i rapporten å belyse mulige spredningsveier, mengde gjenværende PFOS og hvor mye som årlig lekker ut, 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 av bruk, har bruken og dermed konsentrasjonen av andre PFAS slik som PFBS, PFHxS og PFNA økt. PFOS, PFOA og andre per- og polyfluorerte forbindelser regnes nå som globale miljøgifter. Foreliggende informasjon viser at PFOS-beslektede forbindelser har blitt og blir fjernet fra mange produkter, men at det kan ta ytterligere 5-10 år før tilfredsstillende alternativer er utviklet og tatt i bruk.

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

2.2 Egenskaper PFAS

Det er stor spredning i egenskapene til de ulike PFAS, men generelt er de lite fettløselige, forholdsvis godt løselige i vann, og binder seg særlig til proteiner i organismene. I motsetning til andre halogenerte organiske miljøgifter oppkonsentreres PFAS ikke i fett, men sirkulerer i organismen knyttet til proteiner i blod og lever (KLIF, 2013b). 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 hverken 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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

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

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

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

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

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

Under er det gitt en beskrivelse av hvor PFAS er påvist i naturen, hvordan de akkumuleres i organismene og oppover i næringskjeden, og i hvilken grad stoffene skilles ut igjen. Det vil

også bli gitt noen eksempler på observerte konsekvenser som følge av forsøk der organismene (stort sett enkeltarter, ikke økosystemer) ble eksponert for ulike konsentrasjoner av ulike PFAS. I litteraturen som er gjennomgått er det imidlertid ikke funnet klare eksempler på negative effekter av PFAS på organismer i naturlige økosystemer.

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

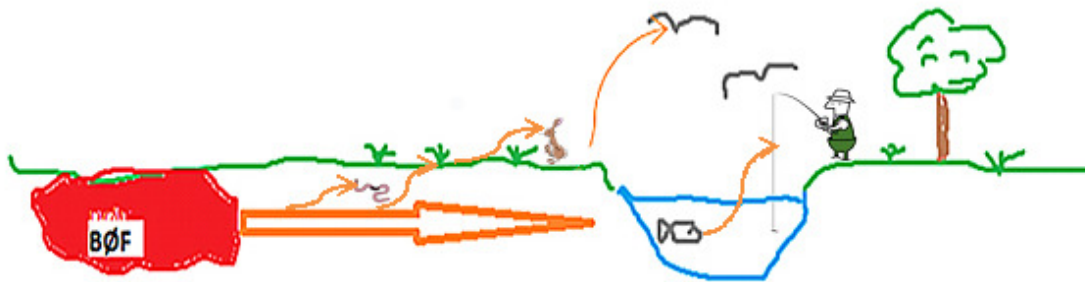
dødelighet, men fisk som fikk forurensset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurensset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte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

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

Resultatene viser at eksempelvis PFOS og PFHxS ble tatt opp i fisken fra vannet, og PFOS i størst grad. Det var dessuten en signifikant akkumulering av PFOS og PFHxS i løpet av de tre ukene eksponeringen varte, for begge stoffene med høy utgangskonsentrasjon i vannet, og for PFHxS med lav utgangskonsentrasjon. Etter ti uker i rent vann hadde konsentrasjonen av PFOS i fisken ikke sunket mens for PFHxS var nedgangen signifikant. Det konkluderes også med at PFOS og PFHxS har et bioakkumuleringspotensiale 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 luft, vann eller næring. Prinsipielt kan forurensingen fra et brannøvingsfelt til naturmiljøet spres videre til luft, vann, jord og biota (Figur 2-1). Disse fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og de står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og fra organisk materiale slik som løv fra trær som vokser på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet. Kompleksiteten i et spredningsbilde øker med antall forurensingsbærere.



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

EFSA²(2012) fant at PFOS i snitt utgjorde 29 % av 27 PFAS som det ble analysert for i et stort antall matvarer. Videre fant de at PFAS forekom hyppigst i fisk og annen sjømat, samt kjøtt og kjøttprodukter, og i noe mindre omfang i frukt og grønnsaker og drikkevann. I denne undersøkelsen var datamaterialet hentet fra 13 europeiske land, deriblant en stor andel fra Norge. Noorlander *et al.*, (2011) fant imidlertid at i Nederland stammet 25 % av det totale inntaket av PFOS fra melk/meieriprodukter, mens kjøtt og fisk bidro med henholdsvis 21 % og 9 %. Inntaket av melk, melkeprodukter og kjøtt bør følgelig tas med i betraktningen når en ser på den totale belastningen hos mennesker. Det er sannsynlig at disse bidragene varierer med kostvaner og forutsetninger for lokal matproduksjon. Haug *et al.*, (2010) viste at i Norge vil det for de fleste være gjennom maten, spesielt fisk og skalldyr, at vi får i oss mest PFOS og PFOA, men at innemiljø og drikkevann også kan være viktige eksponeringskilder. For små barn er det i tillegg andre kilder som ikke er relatert til mat, men at de krabber på gulvet og spiser på alt mulig. Det synes også relevant å vurdere gravides inntak spesielt.

For å studere opptak i matplanter, som er aktuelle for mennesker, ble fem ulike arter (vårhete, poteter, mais, havre og flerårig raigrass) dyrket i jord som ble tilsatt PFOA og PFOS i konsentrasjoner fra 0,25 til 50 mg/kg jord. Studien viste at det ble funnet høye konsentrasjoner i den vegetative delen framfor i lagringsorganene (f. eks. i bladene framfor i frøene). Videre ble det funnet at konsentrasjonen i plantene økte med konsentrasjonen av PFAS i jorda. Ved konsentrasjoner fra 10 til 50 mg PFOA og PFOS /kg jord (varierte mellom artene) ble det observert økende effekter som nekrose (lokal celle og vevsdød), gulfarging og redusert vekst med økende dose (Stahl *et al.*, 2009). Opptaket av PFAS i plantene hadde dermed synlige negative konsekvenser for plantene.

² European Food Safety Authority

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

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

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

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

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode risikovurdering

4.1 Innledning miljøtilstand biota

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

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanddirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015a & 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»⁶ av ulike PFAS, og også i kombinasjon med eventuelle andre miljøgifter. Det foreligger svært lite forskning rundt dette, men den generelle utviklingen for klassifisering av miljøgifter i samfunnet er at de ofte anses som mer farlige etter hvert som kunnskapsnivået øker, slik at anbefalt TDI reduseres med tiden. En dokumentasjon av dette ligger i artikkelen til Grandjean and Budtz-Jørgensen (2013) der det hevdes at nåværende grense for drikkevann er flere hundre ganger for høy i forhold til effekter på immunsystemet hos mennesker.

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

⁶ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

	Kategori I – Bakgrunn/ikke påvist	Kategori II – God miljøtilstand	Kategori III – Moderat miljøtilstand	Kategori IV – Dårlig miljøtilstand
PFAS, µg/kg biota vv	< LOD ⁷	LOD – 9,1 ⁸	9,1 – 91,3	> 91,3

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiserings- grense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ ⁹	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹⁰, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for

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

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

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

¹⁰ TS - tørrstoff

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

Tabell 4-3. Klassifisering av jord med fargekoder utviklet av Aquateam 2011, normverdi gitt i forurensningsforskriften.

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

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. Denne beregningen er basert på forbruksdata av brannskum brukt i forbindelse med øvelser på Avinors flyplasser, samt % -innhold av PFOS/PFAS i skummet.

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-
Bergen lufthavn, Flesland

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

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

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

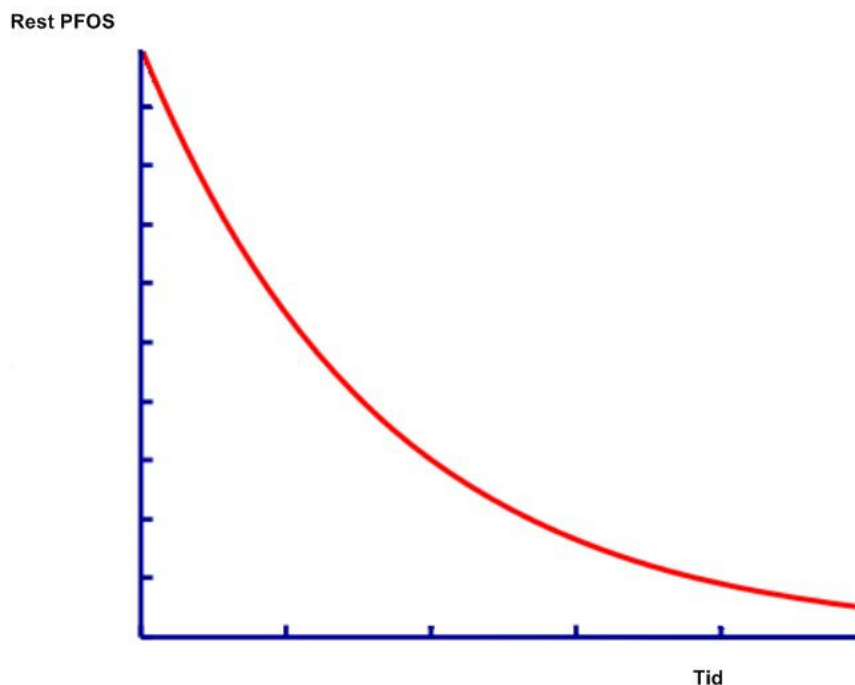
Restmengden av PFOS beregnes for selve brannøvingsfeltet og områder hvor det er sannsynlig at sprut fra brannskum kan ha landet på bakken (kildeområdet). I den grad et felt ikke er godt begrenset av prøvetakingen settes det en skjønnsmessig usikkerhet på kildeområdet. I tillegg kan det være PFOS i massene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

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

Vannbalansen i området kan være påvirket av drenering og grøfting som ikke er kartlagt.

Vannmengden som drenerer fra brannøvingsfeltene vil ha direkte innvirkning på tidsestimatet på hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut.

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



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

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

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

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

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

4.4 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

beregnete 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 økosystemer samt vurdering av spredning og konsentrasjoner i jord og vann brukes som støtteparametere i risikovurdering av økosystemene.

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

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptrer utover individnivå, eksempelvis på lokal populasjon, på art, eller også på styrkeforholdet mellom arter. Fremmedstoffer kan påvirke naturlige prosesser og dermed utviklingsforløp for arter og artsgrupperinger i ulike trofiske nivå. Eksempel kan være endringer av livslengde, fruktbarhet, vekst, genetikk, konkurranseevne, og adferd m.fl.

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

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

Det er rimelig å anta at effekter som vises i fysiologi, fruktbarhet, svekket motstandskraft, endret livslengde, vekst, genetikk, konkurranseevne og adferd hos individer kan lede til økologiske konsekvenser. Det er også rimelig å anta at persistente stoff som skilles dårlig ut

fra organismer, akkumulerer oppover i næringskjeden og at predatorer kan være utsatt for risiko når byttedyr har innhold av disse stoffene, slike som PFOS, PFOA og andre PFAS. Studier som er gjennomført på ulike arter, viser at det må være forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i vann/mat/omgivelser før det observeres effekter på organismene. Dette kan tyde på at økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

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

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

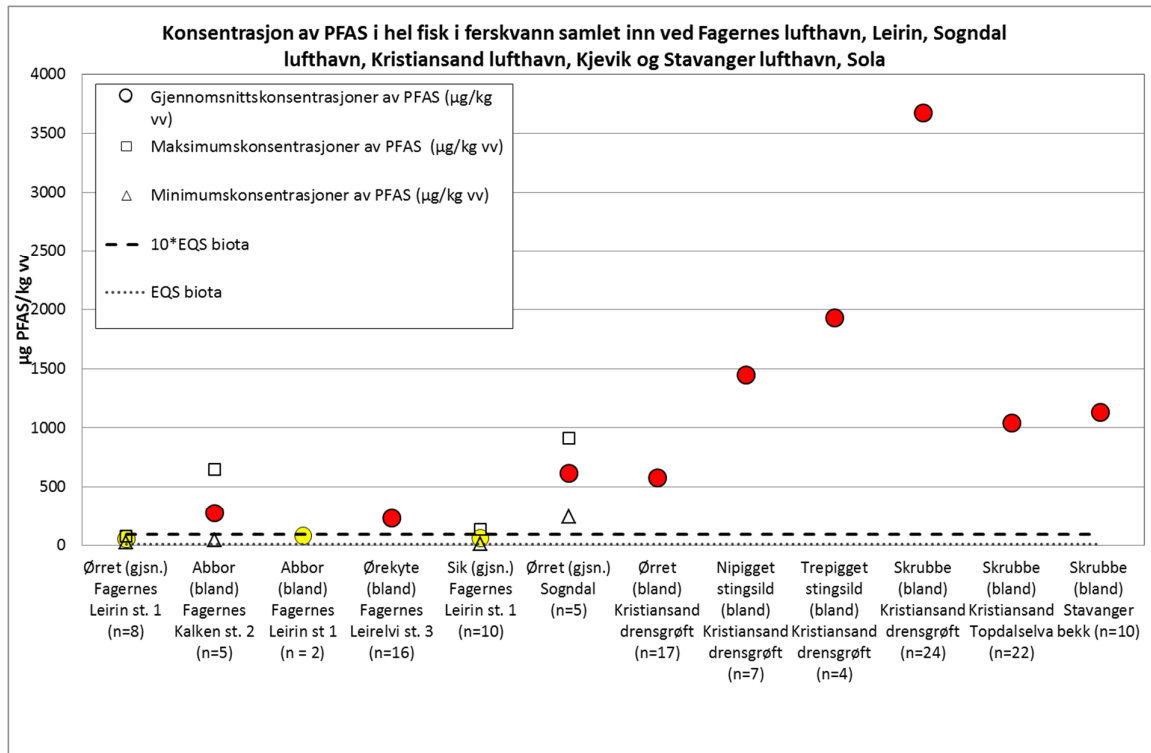
Fra området i tilknytning til brannøvingfeltene ved Bergen lufthavn ble det samlet inn og analysert muskelprøver fra ørret fanget i Langavatnet, og fra torsk og lyr fra sjøen rett vest for lufthavnen. Men, prøver fra hel fisk foreligger ikke fra denne lufthavnen.

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.

Ferskvannsfisk

For å presentere et bilde av hvilke nivå av PFAS som er funnet i hel fisk som er fanget i ferskvannslokaliteter ved ulike lufthavner, er analyseresultatene for ørret, sik, abbor, ørekyte, trepigget og nipigget stingsild, samt skrubbe presentert i Figur 4-2.



Figur 4-2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt), maksimum og minimumskonsentrasjoner i hel fisk fanget i ferskvann ved Fagernes, Kristiansand, Sogndal og Stavanger lufthavn i 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

For å få fram en best mulig sammenheng mellom innhold av PFAS i muskelvev og i hel fisk, er det sett på forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS i muskelprøver og i hel fisk fra samme individ, og det er brukt fisk fra ulike lokaliteter. Individuer som ikke har fått påvist PFAS i muskelprøvene, men har påvisning i hel fisk er utelatt, fordi bruk av for eksempel halve deteksjonsgrensen eller null innhold ved manglende påvisning kan gi feil informasjon.

Fra innsjøen Leirin ved Fagernes lufthavn (Gravem *et al.*, in prep.) foreligger seks individer av ørret og ti individer av sik med påvisning av PFAS både i hel fisk og i muskel fra samme fisk. Tilsvarende finnes fem individer av ørret fra en bekk som påvirkes av BØF ved Sogndal lufthavn (Jensen *et al.*, in prep b).

Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumskonsentrasjonene av sum PFAS i muskelprøvene og i hel fisk for ørret og sik er vist i Tabell 4-4.

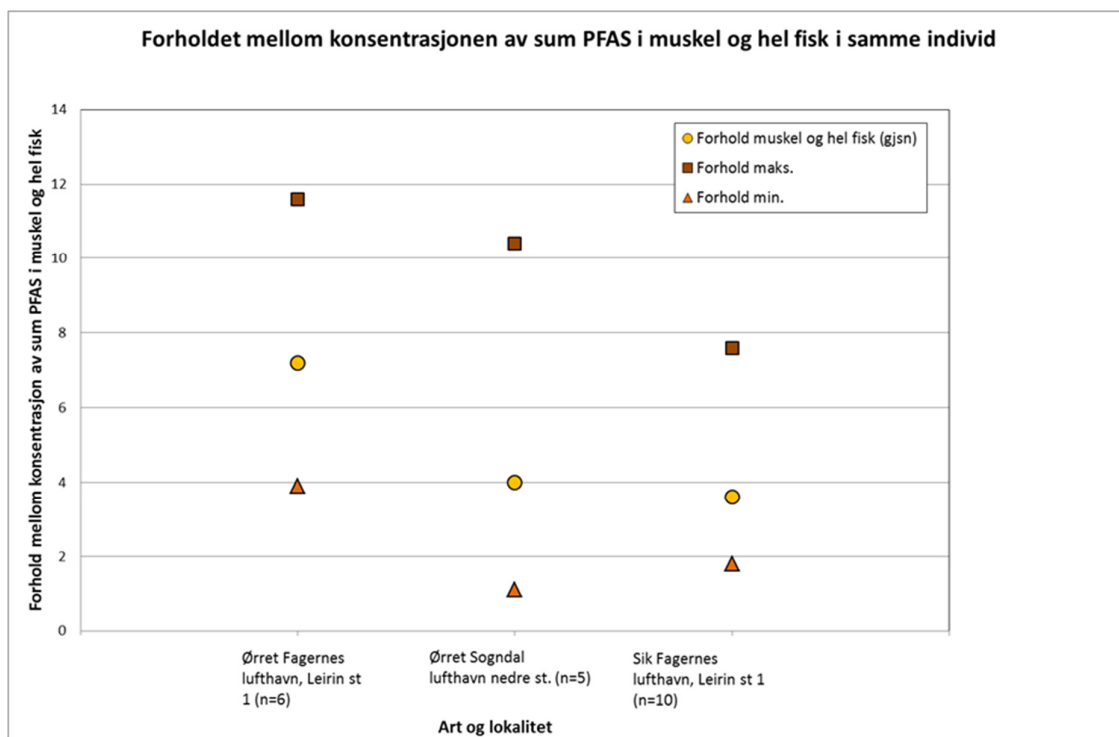
Konsentrasjonen av sum PFAS i muskel og hel fisk i 5 små ørret fra en bekk i tilknytning til Sogndal lufthavn hadde høyere konsentrasjoner enn ørreten fra Leirin, og forholdet mellom hel fisk og muskel var forskjellig (Tabell 4-4 og Figur 4-3).

Tabell 4-4. Konsentrasjon av sum PFAS (gjsn., maks., min. og stdav.) i muskel og hel fisk fra samme individ, samt gjennomsnittlig, maks. og min. forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin, samt ørret fanget ved Sogndal lufthavn i 2013. Forholdstallet mellom hel fisk og muskel fra samme individ i de tre tilfellene under, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene (vektet gjennomsnitt).

Art / lokalitet (antall)	Sum PFAS muskel (gjsn.)	Sum PFAS muskel (maks.)	Sum PFAS muskel (min.)	Sum PFAS muskel (stdav.)	Sum PFAS hel fisk (gjsn.)	Sum PFAS hel fisk (maks.)	Sum PFAS hel fisk (min.)	Sum PFAS hel fisk (stdav.)	Forhold muskel og hel fisk (gjsn)	Forhold (maks.)	Forhold (min.)	Forhold (stdav.)
Ørret Fagernes st 1 (n=6)	9,5	18,0	5,5	4,7	60,1	75,6	39,0	13,3	7,2	11,6	3,9	2,6
Ørret Sogndal nederste st (n=5)	204,5	299,6	69,1	83,9	614,0	912,5	240,5	249,4	4,0	10,4	1,1	3,6
Sik Fagernes st 1 (n=10)	19,5	61,0	7,4	15,8	60,6	130	13,0	32,1	3,6	7,6	1,8	1,9
Gjsn.									4,9			

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ, for ørret og sik fra fanget i Leirin og ørret fanget i bekken ved Sogndal lufthavn, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene. Dette tallet, som for eksempel er oppført med 7,2 for ørret fanget i Leirin (Tabell 4-4) er høyere enn om gjennomsnittskonsentrasjonen for de seks individene hel fisk (60,1 µg PFAS/kg vv) deles med gjennomsnittskonsentrasjonen påvist i muskelprøvene (9,5 µg PFAS/kg vv). Beregningsmetoden er brukt for å unngå at en spesielt høy konsentrasjon i en eller flere prøver skulle påvirke det gjennomsnittlige forholdstallet relativt mye mer enn øvrige individer. Denne måten å regne på gir et konservativt tall og sikrer en føre var tilnærming.

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ for ørret og sik fra Leirin, samt ørret fra Sogndal er 4,9. Det understrekes at datagrunnlaget foreløpig er begrenset og at forholdstallet varierer mellom arter og mellom ulike lokaliteter. Men, forskjellene er ikke særlig store, så inntil det eventuelt foreligger flere resultater fra hel fisk og muskel fra samme individ, benyttes forholdstallet 4,9 for ferskvannsfisk for å regne om fra konsentrasjoner av PFAS funnet i muskel til konsentrasjoner av PFAS i hel fisk.



Figur 4-3. Forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk (gjennomsnittlig, maks. og min.) fra samme individ i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin og ørret fanget ved Sogndal lufthavn, i 2013.

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.

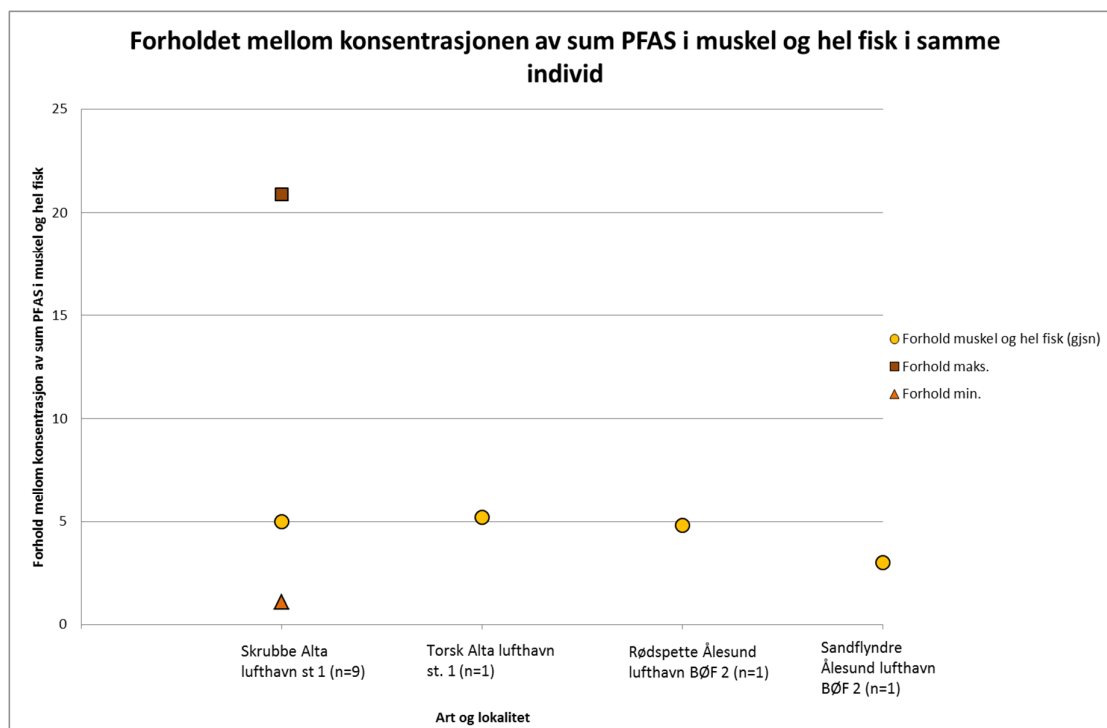
Totalt foreligger bare ni individer av skrubbe og en torsk fra Alta lufthavn (Jensen *et al.*, in prep c) og ett individ av rødspette og sandflyndre fra Ålesund lufthavn (Jensen *et al.*, in prep d) med påvisning av PFAS både i muskel og hel fisk.

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

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 4-5. 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				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)	Forhold (maks.)	Forhold (min.)	Forhold (stdav.)
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 4-4. 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

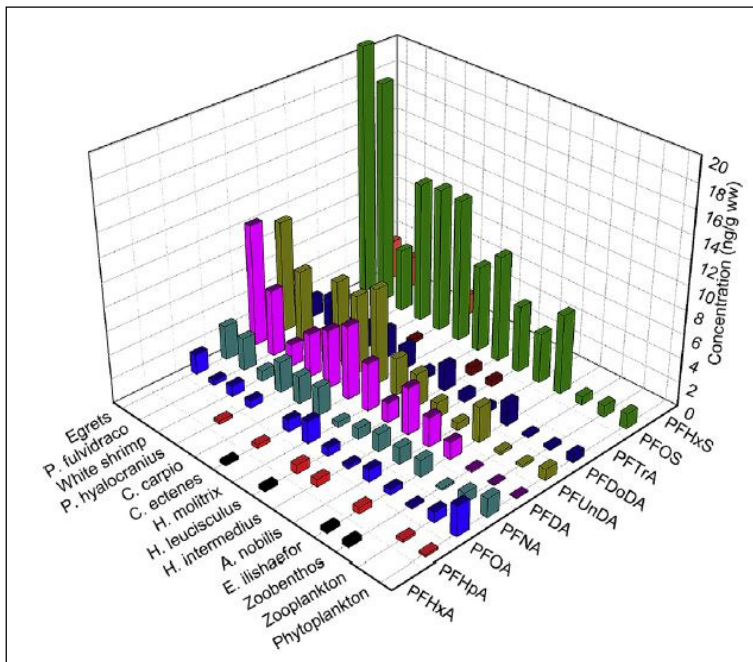
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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.

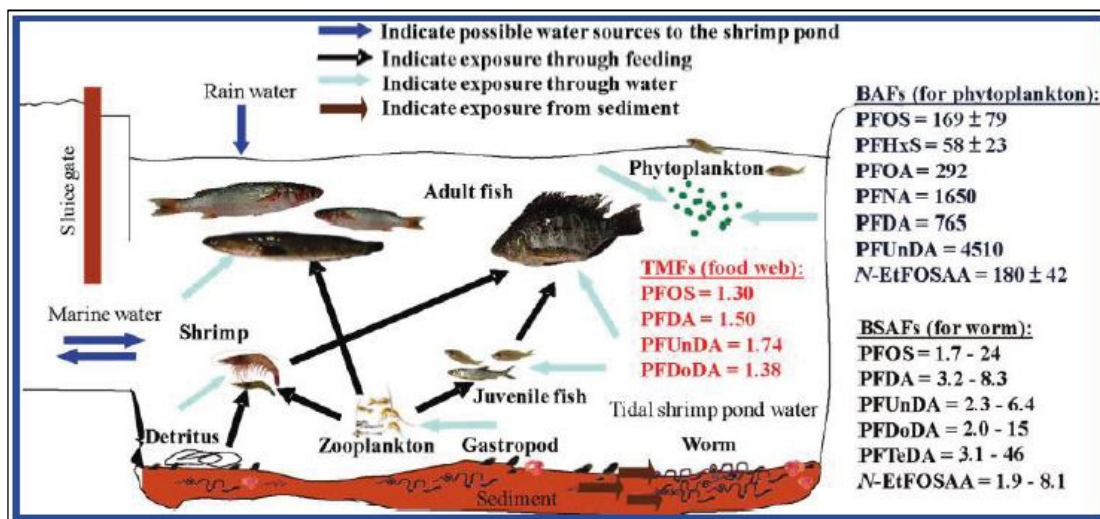
Fordi det ikke foreligger så omfattende datamateriale fra hele økosystem ved de ulike lufthavnene som i de to undersøkelsene fra Asia (Xu *et al.*, 2014; Loi *et al.*, 2011), er disse brukt for å illustrere hvordan PFAS kan flyttes fra lavere til høyere trofiske nivå, og hvordan bioakkumuleringen kan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

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

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 4-6). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) 1,7 – 24 ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



Figur 4-5. 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 4-6. 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, deriblant Bergen lufthavn (Mattilsynet, 2013).

Om sitt generelle 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 (pr uke¹¹) for 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).

¹¹ Red.anm.

5 Områdebeskrivelse

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

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Bergen lufthavn, Flesland, ligger på Flesland, 15 km sør for Bergen sentrum i Bergen kommune, og stod ferdig i 1955. Lufthavnen er Norges nest største og eies av Avinor. Bergen lufthavn og beliggenheten av omtalte områder er vist i Figur 5-3.

Bergen lufthavn ligger avgrenset av Raunefjorden i vest, i nordlig retning ligger Gristadjorden og mot sør ligger Fanafjorden. Øst for rullebanen ligger Langavatnet og Skjenavatnet. Lufthavnområdet er relativt flatt slik at grunnvannet vil ha avrenning både mot øst og vest.

Det er private drikkevannsbrønner i bruk i Kvitura, nordvest for flyplassen. Bergen kommune planlegger fremlegging av offentlig vannforsyning til boligfeltet i Kvitura. Private med vannforsyning fra området, har siden høsten 2011 kunnet hente ut flaskevann i lokalbutikken på Avinors regning.

Berggrunnen ved Flesland er silisiumrik og mesteparten av området ligger i felt med diorittisk til granittisk gneis og migmatitt. Dette er harde og omdannede bergarter med varierende kjemi, med silisium som dominerende element. I tillegg finnes et mindre område med amfibolittisk grønnstein og spredte forekomster av marmor (Kilde: Norges Geologiske Undersøkelser). Jordsmonnet er tynt og løsmassene under lufthavnen består hovedsakelig av bart fjell med et tynt løsmassedekke. I enkelte områder er det tilført sprengsteinmasser for å heve terrenget.

Rett øst for rullebanen på Bergen lufthavn ligger Langavatnet. Øst for dette igjen ligger Auretjørna. Skjenavatnet og Lønningstjernet som også lå i nærheten av lufthavna er helt eller delvis fylt igjen. Da undersøkelsen pågikk med prøvetaking av jord i 2011 var det stor anleggsaktivitet ved Langavatnet og Lønningstjernet. Vassdragene lå opprinnelig i et kystlandskap med blandingsskog og våtmark. Alle de aktuelle vassdragene er i dag sterkt påvirket av utbygging og virksomheten rundt Bergen lufthavn.

5.2 Naturverdier

5.2.1 Ferskvann og terrestre områder

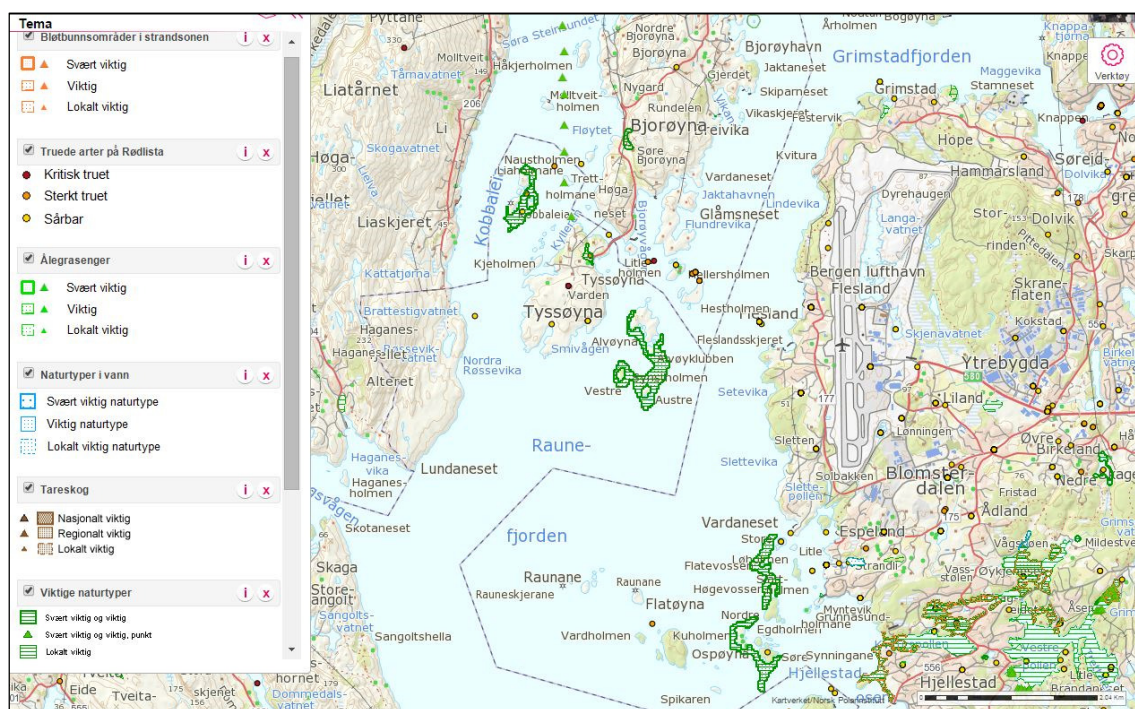
I <http://www.miljostatus.no/> er det ikke markert verneområder på land eller i ferskvann rundt lufthavnen. Av truede arter er det påvist ål (rødlistestatus VU – *sårbar*) i Langavatnet og i Fleslandselven, som munner ut i Raunefjorden og er utløpselva fra Langavatnet (Velle *et al.*, 2013). Middelvannføringen i elven er beregnet til 270 l/s. I Fleslandselven finnes dessuten sjørret, men diverse vandringshindre stopper vandringsen opp til Langavatnet. Det er ikke kjent om en nyetablert fisketrapp nå gjør det mulig for sjørreten å vandre helt opp til

Langavatnet. I tillegg til ål finnes trepigget stingsild og stasjonær ørret i Langavatnet (Velle *et al.*, 2013).

I områder rundt lufthavna er det påvist rødlistede fuglearter, som delvis har tilknytning til land og ferskvann, som blant annet svarthalespove (*Limosa limosa*) (sterkt truet), bergand (*Aythya marila*) (sårbar), knekkand (*Anas querquedula*) (sterkt truet), sanglerke (*Alauda arvensis*) (sårbar), teist (*Cephus grylle*) (sårbar) og makrellterne (*Sterna hirundo*) (sterkt truet) (Henriksen and Hilmo, 2015.). Det har også etablert seg et havørnpar i nærområdet til lufthavna, men denne arten står ikke oppført i norsk rødliste for 2015 (Henriksen and Hilmo, 2015). Noen av de røde, oransje og gule punktene på kartet i Figur 5-1 viser utbredelse av arter som står på rødlista.

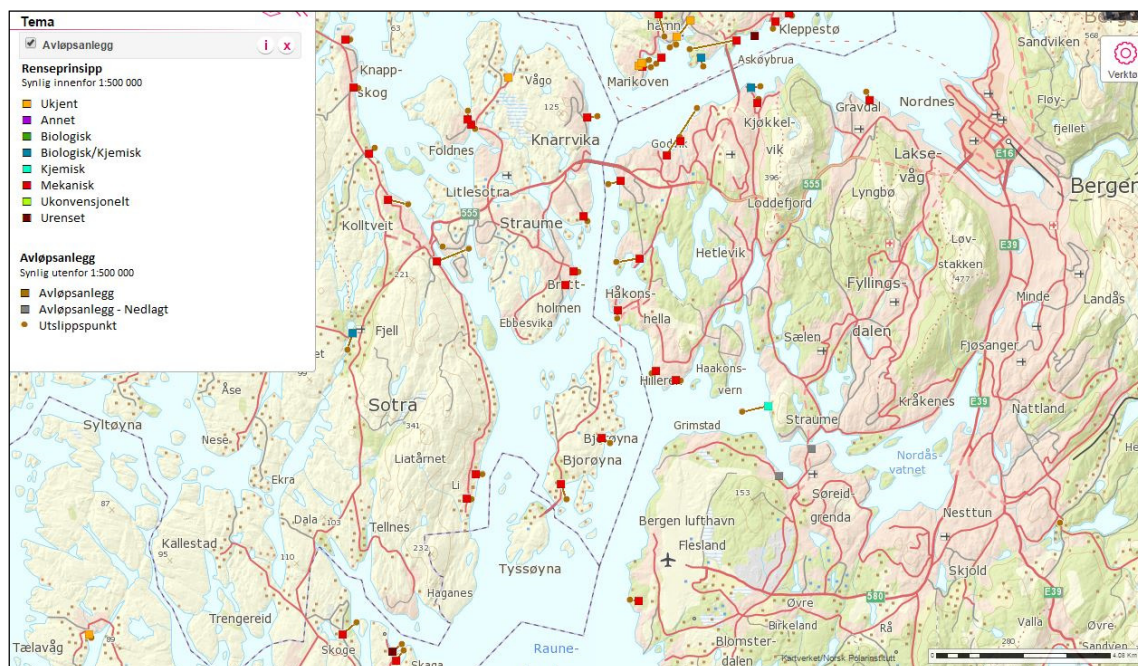
5.2.2 Marine områder

I sjøen, blant annet vest og sørvest for lufthavna finnes viktige naturtyper som stor tareskog (Alvøyna, Løholmen-Slåttholmen og Kuholmen). Syd sydøst finnes naturtypen «bløtbunnsområder i strandsonen» i Kvitsurpollen og Vågsbøpollen. De nærmeste områdene ligger mellom 1,5 og 2,3 km fra utløpet av Fleslandselven.



Figur 5-1. Oversiktskart over viktige naturtyper i marint miljø og truede arter på rødlista. Kilde: <http://www.miljostatus.no/kart/>.

I fjordområdene og særlig nord for lufthavnen finnes et stort antall avløpsanlegg med utslippspunkt til sjø. De fleste anleggene har mekanisk rensing, men enkelte anlegg har også kjemisk eller biologisk rensing (Figur 5-2). Det er ikke kjent i hvilken grad disse anleggene er kilder til utslipp av PFAS.



Figur 5-2. Avløpsanlegg med ulike renseprinsipp og utslippspunkt i fjordområdet rundt Bergen Lufthavn. Kilde: <http://www.miljostatus.no/kart/>.

5.3 Bruk av brannskum, brannøvningsfelt, andre PFAS-lokaliteter

5.3.1 Bruk av brannskum

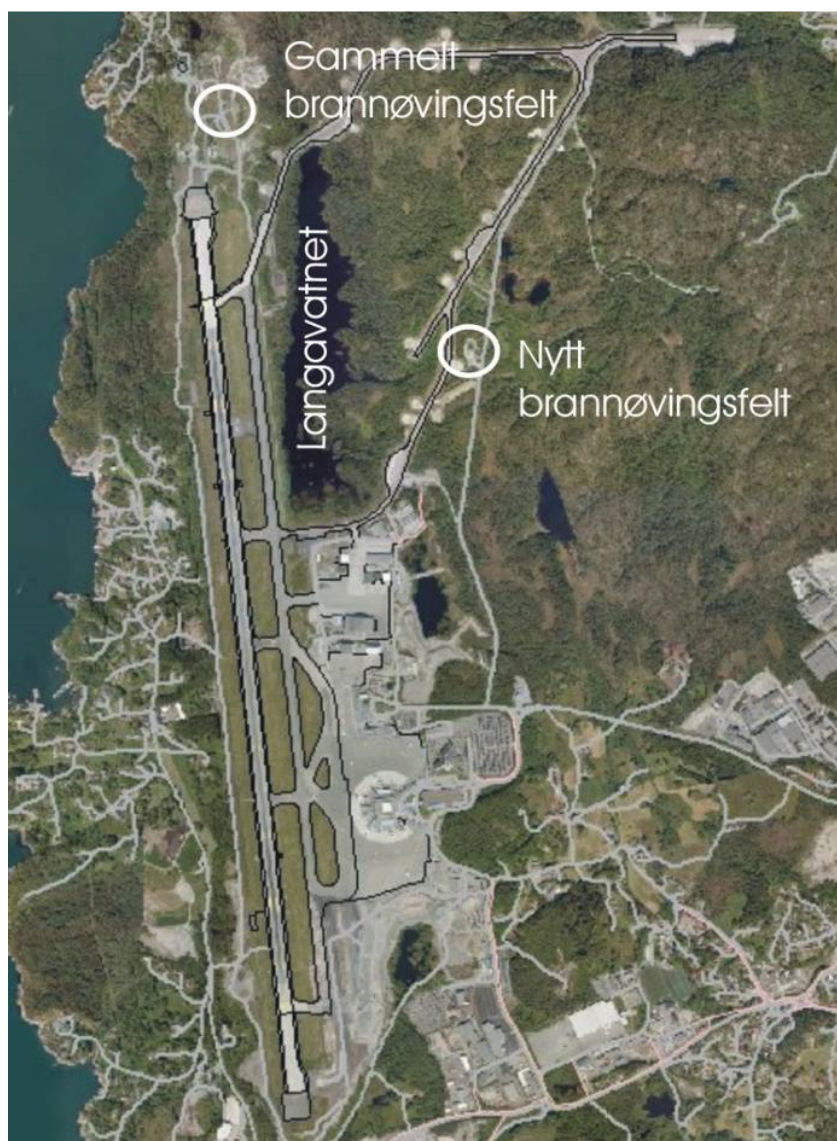
Beregning av bruk av brannskum baseres på Avinors forbruksdata fra 2002 til 2011. I våre beregninger er dette forbruket ekstrapolert for levetiden for det enkelte brannøvningsfelt. Innhold av PFAS i skummet har forandret seg over tid. Beregningen inneholder usikkerheter. Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M sitt «Light Water» AFFF 3 % skum, opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet før 2001 inneholdt 4 % PFAS. Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS.

Egenes Brannteknikk AS og Dr. Sthamer var hhv. leverandør og produsent av AFFF-skum benyttet fra 2001 - 2011/12. De opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet fra 2001 til 2011/12 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.

Beregningene av mengde PFOS som er tilført grunnen på brannøvningsfeltene er 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 brannøvningsfeltene i denne perioden er derfor basert på 1,6 % innhold av PFAS i skummet.

Ved Bergen lufthavn er det registrert to brannøvningsfelt, et gammelt og nedlagt felt nord for rullebanen og et aktivt felt øst for rullebanen, som vist på kart i Figur 5-3.



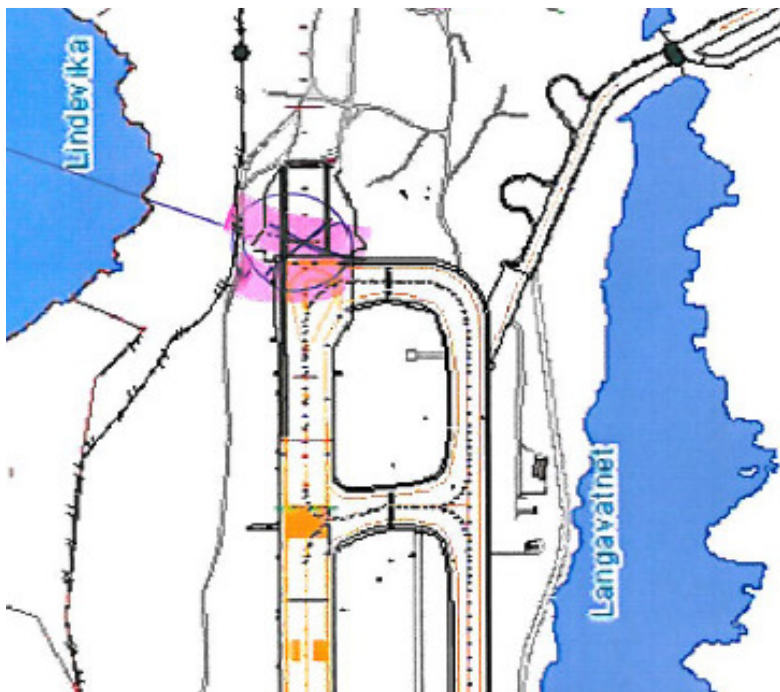
Figur 5-3. Brannøvingsfelt ved Bergen lufthavn.

5.3.2 Gammelt brannøvingsfelt (1957 – 1993)

Det gamle brannøvingsfelt ble brukt i perioden 1957 til 1993 av Forsvaret og kommunalt brannvesen i tillegg til av lufthavnen selv. Her ble det benyttet PFOS-holdig skum og det er estimert at i feltets driftsperiode er det brukt ca. 1450 kg ren PFOS. Estimert årlig skumforbruk er ca. 2 300 liter. Feltet ligger ca. 55 moh. på en flate vest for en liten fjellkulle. Det er grunt til fjell i området, fjelloverflaten stiger mot øst, mot vest er det steinfylling med økende mektighet mot Lindevika.

I DP2 ble det tatt ut jordprøver i det området som ble oppgitt som det gamle brannøvingsfeltet. I det senere er det kommet frem opplysninger om at ett område (ikke to) som i dag ligger under selve fyllingen for RWY nord også ble benyttet til brannøvelser fra ca. 1970 til tidlig 1990-tallet. Begge områder har avrenning mot Lindevikabekken og Lindevika.

Berggrunnen er dominert av anorthosittisk gneis. Over berggrunnen ligger det generelt tynne løsmasselag, hovedsakelig myr og organisk jord.



Figur 5-4. Bergen lufthavn gammelt brannøvingsfelt nord for rullebanen (avmerket med rosa), kilde Avinor

5.3.3 Aktivt brannøvingsfelt (1995 -)

Det aktive brannøvingsfeltet ligger i et område omgitt av skog, sør for liten skogkledd kulle. Ut over selve øvingsplattformen er det kun tynne organiske masser over fjell, og det er ikke overflatevann i nærheten.

Feltet ble tatt i bruk i 1995. Fra 1995 til 2001 ble det ved brannøvelser brukt PFOS-holdig brannskum. I denne perioden er det her estimert et forbruk på ca. 580 kg ren PFOS. Fra 2001 ble PFAS brukt i brannskummet. I denne perioden er det her estimert et forbruk på ca. 430 kg PFAS. Estimert årlig skumforbruk er ca. 2 300 liter.

Feltet er etablert med oppsamling av vann og kjemikalier til en oljeavskiller og deretter til kommunalt nett med utløp i Raunefjorden. Ved en overløpsituasjon vil avrenning herfra vil ledes til Langavatnet.

Berggrunnen er dominert av vekslende gneis. Over berggrunnen ligger det generelt tynne løsmasselag, hovedsakelig myr og organisk jord.

5.3.4 Andre PFAS-lokaliteter

Øst for det gamle brannøvingsområdet og nord for Langavatnet ligger det en masselagringsplass/«Deponi nord» med organiske jordmasser fra massforflytting, iht. tiltaksplan godkjent av Bergen kommune, i forbindelse med arbeid med ny Yankee, masser fra område for sentral avisingsplattform, nytt GA område, og masser fra massforflytting i forbindelse med T3. Disse masser er ikke mistenkt å inneholde PFAS.

I tillegg ligger det mindre mengde masser fra område ved tidligere Lønningtjern, samt sedimenter fra Langavatnet og Skjenavatnet på masselagringsplassen. Disse massene kan inneholde PFAS. Avrenning fra deponiet går til Langavatnet og det er påvist 30 – 50 ng PFOS/l i avrenningen. For mer informasjon om masselagringsområdet/deponiet og avrenning vises det til Multiconsults rapport 613002-RIGm-RAP-002.

Området langs veien sydvest for aktivt brannøvingsfelt (taksebane Bravo) brukes til testing av skumkanon og innstilling av bildet på skumkanonen. Det er kun blitt benyttet vann til denne testingen, men det kan ha forekommet rester av skum i systemene. Avrenning herfra vil ledes til Langavatnet.

Pumper etc. på brannbilene har tidligere blitt rengjort på den sentrale avisningsplattformen (fast dekke).

5.4 Utførte tiltak

5.4.1 Utskifting av fluorholdig brannskum

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

5.4.2 Drikkevann

I forbindelse med kartleggingen i 2011 og påvisning av PFAS ved det nedlagte brannøvingsfeltet ble det tatt prøver av drikkevann i borede brønner og overflatebrønner i boligområdet Kvitura nedstrøms det aktuelle området. Steinfjelltjern ble også undersøkt. Det ble påvist PFOS i enkelte brønner, og vannkvaliteten ble vurdert av kommunehelsetjenesten i Bergen kommune i november 2011. Konklusjonen tilsa at nivåene av PFOS/PFAS i vannet ikke var foruroligende høye, men at drikkevannet i Kvitura er bakteriologisk ikke tilfredsstillende.

Avinor har besørget at husstander i berørt område har fått hente ut flaskevann til konsumbruk i butikk, inntil annen løsning var etablert, og har etter føre-var-prinsipp også etablert filter for rensing av PFOS-holdig avrenning til overflatevannkilde (Steinfjelltjern). Boligområdet har ikke tidligere hatt tilbud om kommunalt vann, men Avinor har samarbeidet med Bergen kommune om å etablere vanntilførsel over flyplassområdet, og kum for tilkobling til offentlig vannforsyning var ferdig etablert høsten 2014. Avtalen om etablering av tilkomst til offentlig vannforsyning, innebærer også en engangsutbetaling til 39 husstander. Avinor har i saken hatt god dialog med naboene gjennom velforeningen i Kvitura.

I samarbeid med kommunelegen i Bergen har beboerne i Kvitura fått tilbud om blodprøver for å avklare om nivåene av perfluorerte forbindelser var forhøyet sammenlignet med befolkningen for øvrig som følge av eksponering gjennom forurenset drikkevann. Det ble utført 55 serumprøver fra befolkningen hvor det ble analysert på 19 ulike PFAS. Konklusjonen fra undersøkelsene er at «PFAS konsentrasjonene i serum fra befolkningen i Kvitura er innenfor det samme konsentrasjonsområdet som har blitt funnet i andre studier fra Norge og ellers i Europa. Basert på resultatene fra de gjennomførte målingene anses det derfor ikke nødvendig å gjennomføre en risikovurdering for befolkningen i Kvitura.»

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger 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

Jordprøver ble tatt ved Bergen 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 alle prøver er vist i tabell 6-1 til 6-3, samt i kart vedlagt denne rapporten. Fargekodene angitt i kapittel 3 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

6.2.1 Gammelt brannøvingsfelt (1957 – 1993)

I de prøvetatte områdene av det gamle brannøvingsfeltet ble det kun påvist konsentrasjoner av PFOS/PFAS over normverdi i fire av jordprøvene. Selv i midten av det som ble antatt å være i sentrum av tidligere brannøvingsaktivitet var det lave verdier.

Det antas at de gjennomgående lave verdiene skyldes at forurensingene er vasket ned i jordprofilen og videre til grove sprengsteinfyllinger. Noe nye masser kan også være påfylt etter at feltet ble nedlagt. Det kan ikke utelukkes at det finnes mer PFAS-forurensede masser i forbindelse med de andre områdene som ble benyttet til brannøving.

6.2.2 Aktivt brannøvingsfelt (1995 -)

Det ble gjennomgående sett høyere PFOS/PFAS-konsentrasjoner i det nye feltet, i forhold til det gamle feltet. Den høyeste konsentrasjonen av PFOS (8 250 µg/kg) er funnet i overflaten ca. 10 m nord for plattformen (FL NF P3). Ca. 60 m lenger nord (FL NF P5) er konsentrasjonen i skogsjorden 94 µg/kg. Avinor opplyser at skum kommer utenfor plattformen ved øvelse.

Overflateprøvene viser at bruk av skumkanoner har ført til spredning av skum i terrenget og at dette spres med vannet. Ved feltarbeidet ikke mulig å få tilstrekkelig kabelpåvisning til at gravemaskin kunne benyttes.

Konsentrasjonen av 6:2 FTS i vann er ca. halvparten av konsentrasjonen av PFOS, mens den i jord er mye mindre enn PFOS.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord, aktiv BØF

Parameter	Enhet	FLNF P1	FLNF P2		FLNF P3	FL NF 4	FLNF P5	FLNF P6	FLNF P7	FLNF 8	FLNF P9	FLNF P10	FLNF 11	FLNF P12	FLNF P13	FLNF P14	FL NF 15	FLNF P16
Dato		04.07.2011																
Dybde	cm	0-20	0-30	30-40	0-20	10-20	10-20	10-20	10-20	10-20	2-10	10-20	10-20	5-20	5-15	5-15	5-15	5-15
Jordtype		jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord
6:2 FTS	µg/kg	-	188	60,5	-	76,2	-	66,4	-	<3,5	< 3,7	-	391	11,2	-	-	21,7	4,8
8:2 FTS	µg/kg	-	209	60,7	-	-	-	75,7	-	-	< 5,0	-	-	<4,5	-	-	-	< 4,9
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	3,3	< 2,9	-	-	-	< 3,9	-	-	< 3,7	-	-	<3,4	-	-	-	< 3,6
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	10,3	< 2,0	-	-	-	37,7	-	-	< 2,5	-	-	6,7	-	-	-	< 2,4
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	22,4	6,2	-	-	-	4,8	-	-	< 2,5	-	-	<2,3	-	-	-	< 2,4
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	57,7	9,5	-	-	-	30,8	-	-	< 3,7	-	-	10,6	-	-	-	< 3,6
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	30,7	4,9	-	-	-	47,3	-	-	< 2,5	-	-	5,8	-	-	-	< 2,4
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	11	2,1	-	-	-	11	-	-	< 2,5	-	-	2,4	-	-	-	< 2,4
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	9,4	2,8	-	-	-	7,4	-	-	< 2,5	-	-	2,6	-	-	-	< 2,4
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	3,6	22,8	4,2	ip	8,8	2,4	11,7	3,7	5	< 2,5	3,5	10,9	2,4	8,3	ip	2,2	< 2,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	630	2380	805	8250	1010	94,3	1280	1290	235	< 2,5	600	2540	270	1100	218	198	29,9
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	52,9	6,7	-	-	-	47,2	-	-	< 2,5	-	-	13,2	-	-	-	3,3
Sum PFAS eks LOQ		ia	3000	962	ia	1230	ia	1620	ia	311	i.p.	ia	3100	325	ia	ia	256	38,1

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord, gammel BØF

Parameter	Enhet	FL B G 1		FL B G 2		FL B G 3		FL B G 4	FL B G 5	FLB G6	FL B G 7			FL B G 8
Dato		04.07.2011												
Dybde	cm	10-20	65-100	10-30	30-140	10-30	50-130	5-40	0-50	0-30	10-50	80-110	200-250	5-30
Jordtype		jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,8	< 3,5	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	< 3,5	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	32,7	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	5,1	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,4	<1,9	<2,1	<2,3	<2,1	<2,3	2,7	<0,9	< 2,4	<2,0	<2,0	<2,2	<2,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,4	<1,9	<2,1	<2,3	4,0	73,6	875	48,1	133	3,2	2,0	6,9	37,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	< 2,4	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	i.a.	ia	ia	ia	ia	i.a.	68,4	182	i.a.	i.a.	i.a.	ia

Tabell 6-3. Analyseresultater fra jord, gammel BØF, forts.

Parameter	Enhet	FL B G 9		FL B G 10	FLB G11	FL B G 12	FL B G 13	FL B G 17	FL B G 19	FL B G 20	FL V1 SED*
Dato		04.07.2011									
Dybde	cm	5-40	40-60	5-50	5-50	0-50	30-220	5-30	10-30	5-60	0-10
Jordtype		jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord	jord
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	< 3,2	-	-	-	-	<3,0	
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	< 4,2	-	-	-	-	-	
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	< 3,2	-	-	-	-	-	
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	-	-	-	-	
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	-	-	-	-	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	19,3	-	-	-	-	-	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	-	-	-	-	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	-	-	-	-	
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	4	-	-	-	-	-	
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,5	<2,3	<2,0	< 2,1	2,3	<2,1	<2,1	<2,1	<2,0	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	9,5	25,9	3,8	149	189	3,5	<2,1	2,3	10,8	28,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	< 2,1	-	-	-	-	-	
Sum PFAS eks LOQ		ia	ia	i.a.	172	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	23,7	ia

*grøftesediment = jord

6.3 Sedimenter

Miljøprosjektet har ikke tatt ut sedimentprøver ved Bergen lufthavn, men det er tatt prøver av sedimentene i Lønningstjern og Skjenavatnet i forbindelse med utfyllingen av disse vannene (se Multiconsults notat 613005-RIGm.-NOT-001 og rapport 613002-RIGm-RAP-002). Mudrede sedimenter herfra ligger nå på «deponi nord».

6.4 Vann

Ved Bergen lufthavn ble det i 2011 og 2012 utført analyser av grunnvann og overflatevann ved begge brannøvingsfelt. I 2011 ble det hovedsakelig analysert mht. PFOS, PFOA og 6:2 FTS. Det er ikke oppgitt sum-konsentrasjon for PFAS i denne perioden, da det antagelig ville blitt en underestimert verdi og ikke vil være sammenlignbart med senere verdier av sum-PFAS.

Ved det gamle brannøvingsfeltet ble det generelt påvist lite PFOS (4 prøver: 0,04 – 0,6 µg/l) i grunnvannet sammenlignet med funn ved andre lufthavner. I overflatevannet ble det påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS i punktene vest for feltet (Lindevikabekken), samt i punktet ved «deponi nord». For øvrig ble det påvist lave konsentrasjoner i overflatevann nord og øst for feltet. Grunnvann fra dette området drenerer gjennom fyllmasser og hovedsakelig mot vest til Lindevikabekken og Lindevika. Det kan ikke utelukkes at grunnvann spres i sprekker i fjell. Prøvetaking av grunnvann ble ikke videreført.

Ved det aktive brannøvingsfeltet ble det påvist betydelig konsentrasjon av PFOS i grunnvannet vest for feltet og i en kum øst for feltet. I bekken mot Langavatnet ble det påvist lav konsentrasjon av PFOS.

Basert på disse resultatene, ble det valgt ut prøvepunkter av overflatevann for ytterligere dokumentasjon i 2012 - 2014. Enkelte prøvepunkter fra 2011/2012 ble videreført og flere prøvepunkter ble lagt til for å øke forståelsen for avrenningsretningene i området. I hvilken retning vann fra de ulike arealene ved lufthavnen drenerer til avgjøres av etablerte grøfter, kulverter, rørsystemer, etc. i tillegg til naturlig avrenningsretning.

Beliggenhet av brannøvingsfelt og prøvepunkter, samt analyseresultater av PFOS/PFAS er vist i vedlagte oversiktskart for vann, med utsnitt for brannøvingsfeltene.

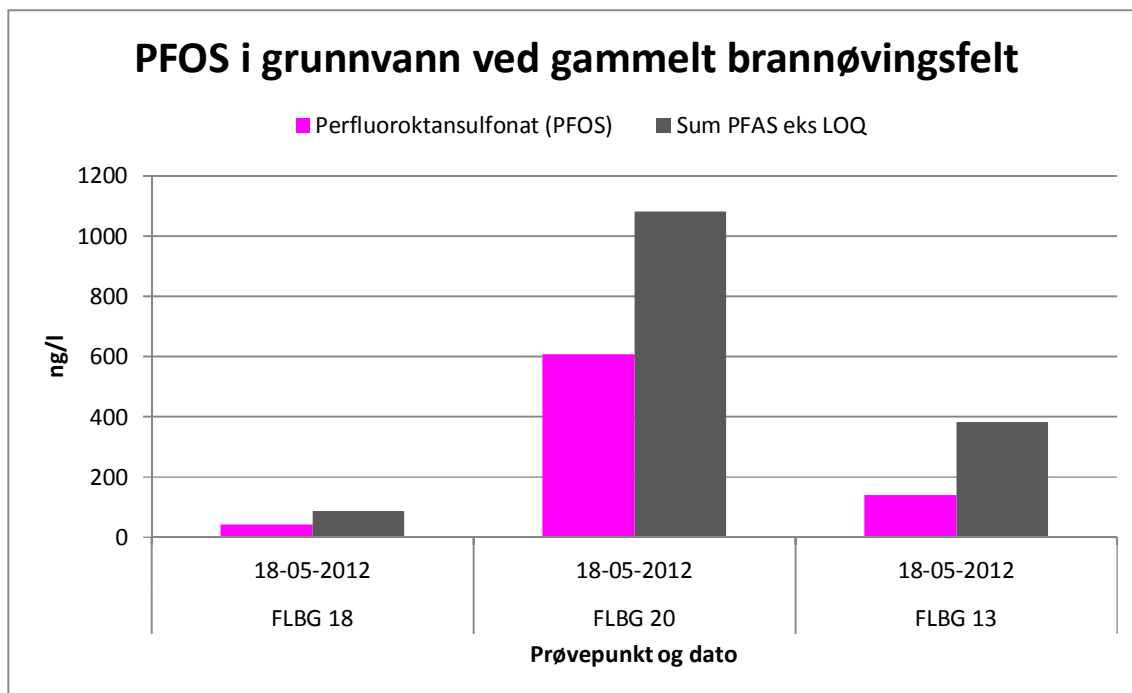
6.4.1 Grunnvann

6.4.1.1 Gammelt brannøvingsfelt

I DP2 ble det satt ned tre miljøbrønner i selve brannøvingsfeltet (plassert i løsmasser, opp til 2 meter dype), se vedlagt oversiktskart for vann med utsnitt av brannøvingsfeltene. Grunnvannet ble kun prøvetatt en gang i 2012. Analyseresultatene er vist i figur 6-1 og tabell 6-4.

Det ble påvist PFOS/PFAS i alle brønner. Høyeste konsentrasjon ble påvist i brønnen ved sentrum av antatt tidligere øvelsesområde (FL G B 20). Laveste konsentrasjon ble påvist i brønnen oppstrøms antatt tidligere øvelsesområde (FL G B 18).

I brønnene i sentrum av og sørøst for antatt tidligere øvelsesområde (hhv. FL G B 13 og FL G B 20) ble det i tillegg påvist en rekke andre PFAS-forbindelser i til dels vesentlige konsentrasjoner. 6:2 FTS ble ikke påvist i noen av prøvene.



Figur 6-1. PFOS/PFAS i grunnvann ved gammel BØF

I brønnen mot nordøst, antatt oppstrøms det tidligere øvelsesområdet, ble det kun påvist perfluorheksansulfonat (PFHxS) i tillegg til PFOS. Konsentrasjonen av de to forbindelsene er tilnærmet lik.

Tabell 6-4. Analyseresultater fra grunnvann, gammel BØF

Parameter	Enhet	FL B G 18	FL B G 20	FL B G 13
		18-05-2012	18-05-2012	18-05-2012
6:2 FTS	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0	12	15,6
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	45,0	260	112
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0	51,5	27,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0	26,6	14,2
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	16,4	7,3
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	36,1	14,7
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	42,3	607	141
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0	69,1	49,7
Sum PFAS eks LOQ		87	1080	381

6.4.1.2 Aktivt brannøvingsfelt

I 2011/12 ble det prøvetatt en allerede etablert grunnvannsbrønn (Brønnfelt 3) på det aktive brannøvingsfeltet (miljøbrønn, 3 meter dyp, boret gjennom løsmasser og ned i fjell). Det ble påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS i grunnvannet ved begge prøvetakinger. Analyseresultatene er vist i tabell 6-5.

I 2012 ble det påvist vesentlige konsentrasjoner av en rekke andre PFAS. Deriblant 6:2 FTS som tilsvarer ca. halvparten av PFOS-konsentrasjonen, samt perfluorheksansulfonat (PFHxS) og perfluorpentansyre (PFPeA) som hver tilsvarer ca. en sjettedel av PFOS-konsentrasjonen. Det ble ikke analysert for disse PFAS i 2011.

Grunnvannet vil ha avrenning mot Langavatnet i vest og mot Aretjærna og, deretter Langavatnet, i øst.

Tabell 6-5. Analyseresultater fra grunnvann, aktiv BØF

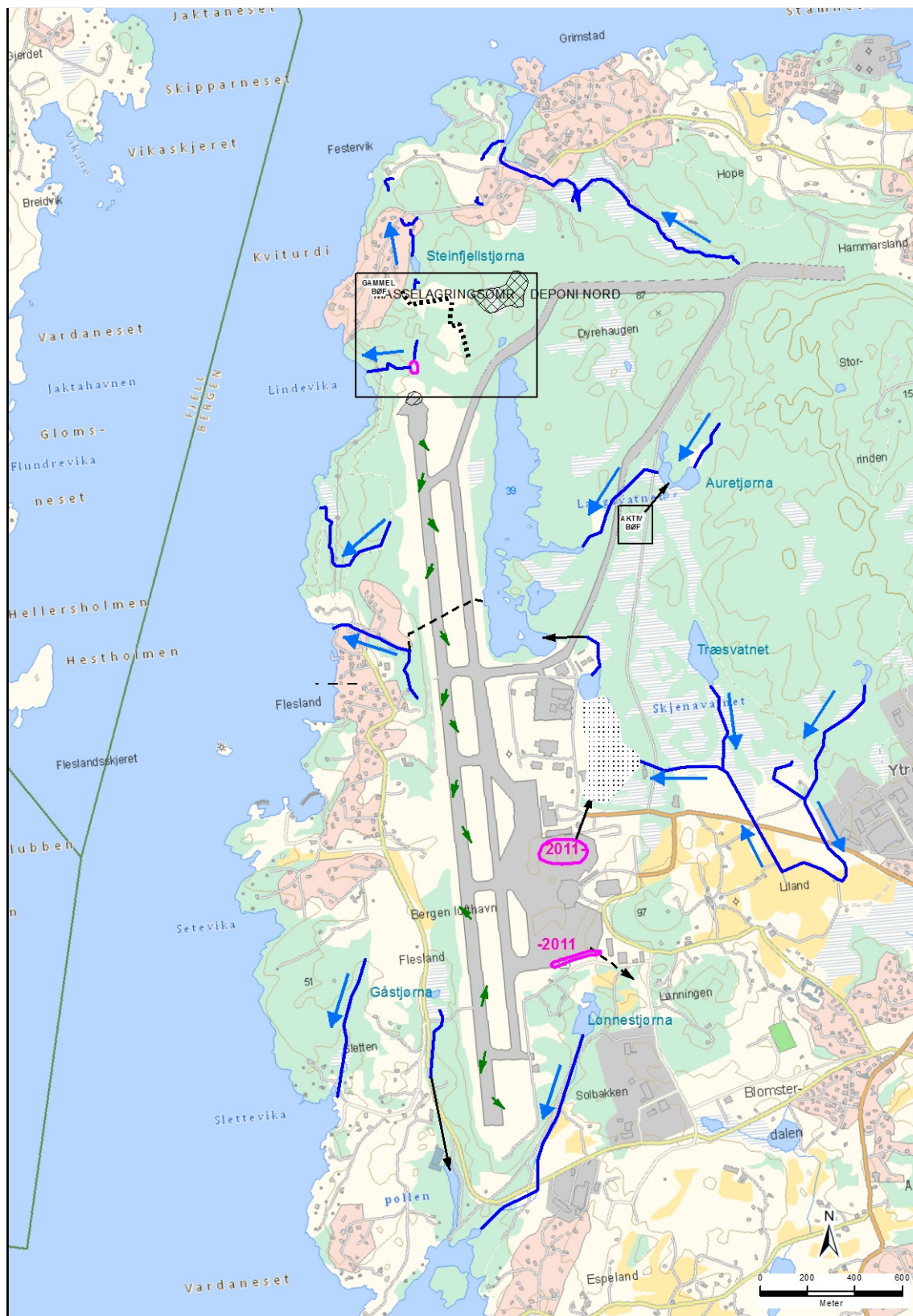
Parameter	Enhet	Brønnfelt 3	
		04-07-2011	18-05-2012
6:2 FTS	ng/l	-	3150
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	148
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	209
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	6,4
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	1260
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	927
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	333
Perfluoronansyre (PFNA)	ng/l	-	30,7
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	-	252
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	5750	6610
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	1280
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	14200

6.4.2 Overflatevann

Overflatevann fra Bergen lufthavn har tre hovedretninger (se figur 6-2).

1. Området nord for rullebanen, ved de gamle brannøvingsfeltene, vil avrenningen hovedsakelig gå sydvest via Lindevikabekken mot Lindevika og Raunefjorden. Fluksen i Lindevikabekken er omkring 10-20 liter per sekund. En mindre del av overflatevannet vil renne nordover til Steinfjelltjønn og sydøst til Langavatnet.
2. Hele området øst for rullebanen vil ha avrenning mot Langavatnet. Vann fra det sentrale terminalområdet inkl. avisningsplattformen, ledes i rør til det som er igjen av Skjenavatnet og videre ut i Langavatnet. Fra veien til den aktive BØFen renner overvannet via terrenget til Langavatnet. Tilsvarende renner overvann fra den aktive BØFen enten vestover via terreng til Langavatn eller østover til terreng, via Aretjærn og videre til Langavatn. Fra Langavatn går vannet via åpen kulvert under rullebanen til Fleslandselva og ut i Raunefjorden. Størrelse på nedbørsfelt og netto nedbør på 1 400 mm/år tilsvarer en årlig gjennomsnittlig vannfluks i Fleslandselva på omkring 250 liter per sekund.
3. Sør for rullebanen renner Lønningsbekken ut fra det nå gjenfylte Lønningstjønn og til Lønningshavn.

Prøvetakingen av punktene har foregått med ulik hyppighet og frekvens. Endringer i konsentrasjonsnivå i et vassdrag kan derfor ikke alltid forklares. Endringen i prøvepunkter underveis i overvåkingen gjenspeiler forsøket på å avdekke aktuelle spredningsveier. Analyseresultatene viser et generelt bilde av forurensningssituasjonen.

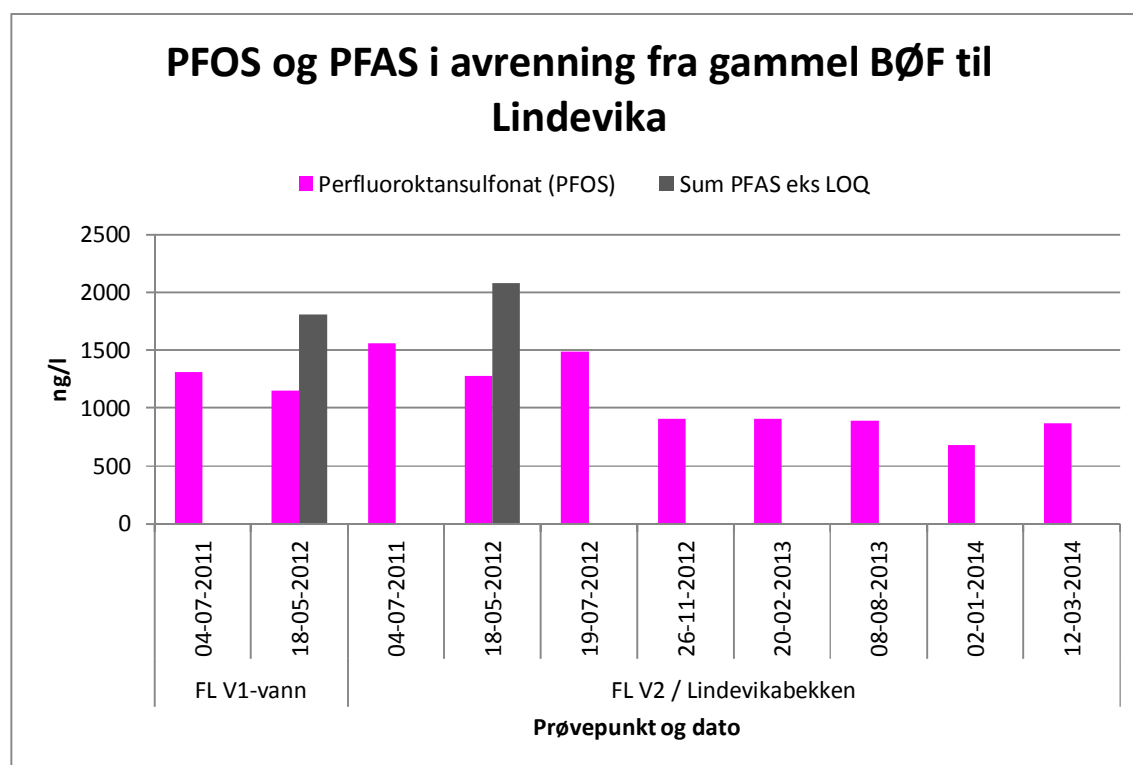


Figur 6-2. Oversiktsbilde av Bergen lufthavn med bekker, avrenningsretninger for overvann, avmerking av brannøvningsfeltene/-områdene og deponi nord.

6.4.2.1 Gammelt brannøvingsfelt

Hovedavrenningen fra området nord for rullebanen ledes til Lindevika. Helt i nord går det et vannskille som leder noe vann til Steinfjelltjørn og i øst går det et vannskille som leder vann mot «deponi nord» og Langavatnet. Vannskillene og prøvepunkt er markert på vedlagte oversiktskart for vann, se vedlegg 4. Analyseresultatene er vist i figur 6-3 og tabell 6-6.

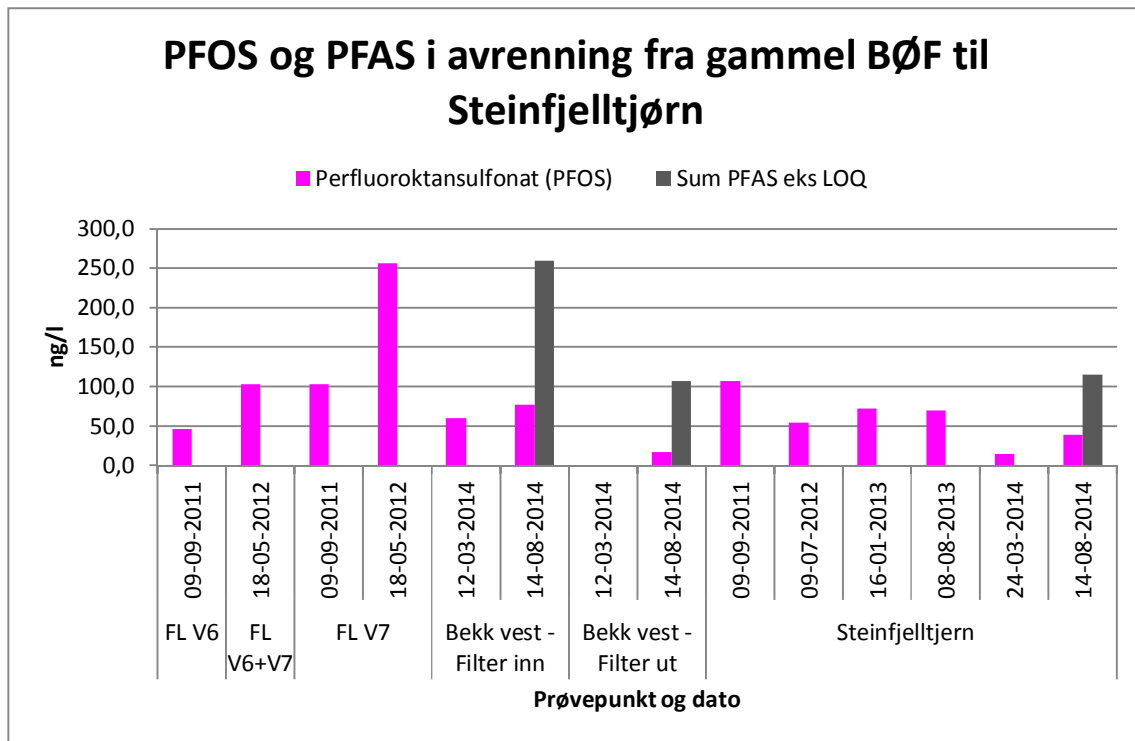
Prøvepunktene FL V1-vann og FL V2/Lindevikabekken viser PFOS/PFAS-avrenningen fra området for det gamle brannøvingsfelte(ne). Analyseresultatene viser betydelige konsentrasjoner av PFOS og PFAS i avrenningen. I prøvene tatt i mai 2012 ble det i tillegg påvist flere andre PFAS-forbindelser. Det ble ikke påvist 6:2 FTS.



Figur 6-3. PFOS/PFAS i overvann fra gammel BØF til Lindevika

Et mindre område nord for det gamle brannøvingsfeltet renner til Steinfjelltjern. Det er påvist betydelig lavere konsentrasjoner av PFOS i bekken til Steinfjelltjern enn i Lindevikabekken. I Steinfjelltjernet er det tatt 6 vannprøver i 2011-2014 og påvist konsentrasjoner av PFOS mellom 14 – 107 ng/l. I prøven tatt 14.08.2014 ble det i tillegg påvist konsentrasjoner av perfluorheksansyre (PFHxA), perfluorheptansyre (PFHpA) og perfluorpentansyre (PFPeA), til dels like mye som PFOS. Disse PFAS var ikke inkludert i analysepakken for prøvene tatt før høsten 2014.

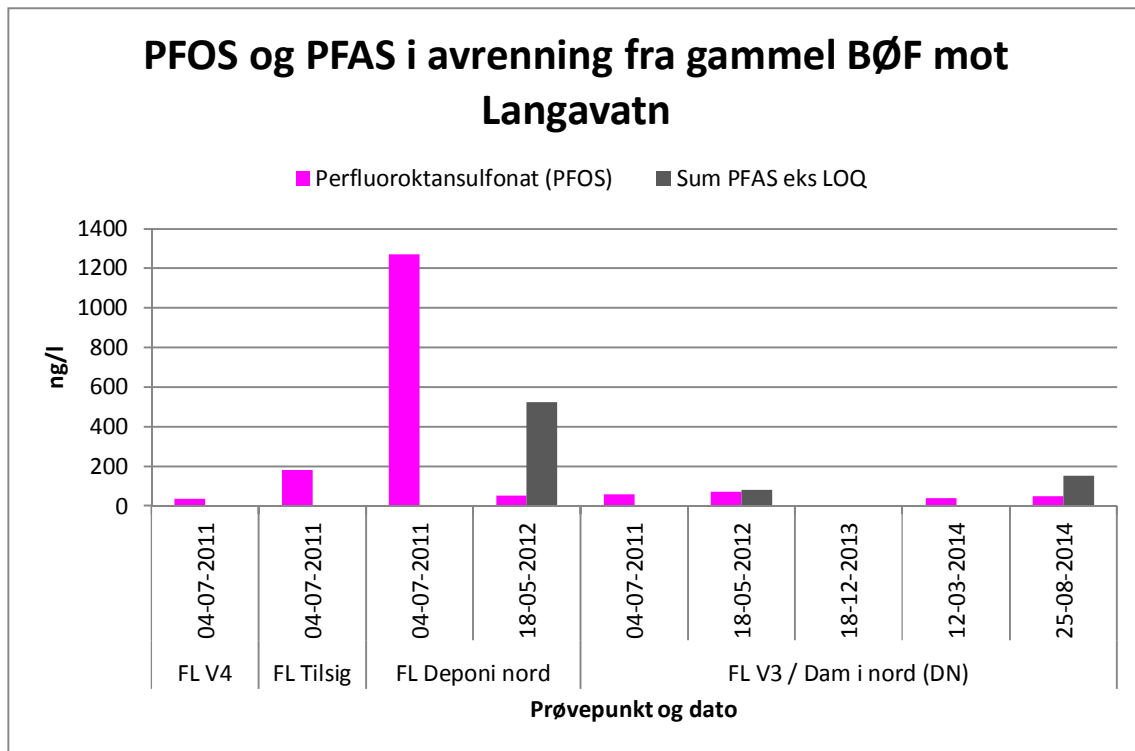
Avrenningen fra Steinfjelltjern ledes mot boligområdet Kvitura som benytter grunnvann til drikkevann. Dette er årsaken til fokuset på denne avrenningsretningen. Bergen lufthavn har etablert organoclay filter for å redusere transporten av PFOS/PFAS til Steinfjelltjern (COWI-notat juni 2012). Analyseresultatene er vist i figur 6-4 og tabell 6-7.



Figur 6-4. PFOS/PFAS i overvann fra gammel BØF til Steinfjelltjørn

I den østlige delen av det gamle brannøvingsfeltet vil avrenningen gå i retning «deponi nord» og Langavatnet. Analyser av overflatevann (FL V4) som renner mot Langavatnet, samt vann fra en vannførende fjellsprekk (FL Tilsig) viser lave konsentrasjoner av PFOS. Disse punktene var kun tilgjengelige i 2011. Punktet FL Deponi nord ligger noe lenger sør og har vist varierende konsentrasjoner av PFOS i 2011 og 2012. Ved prøvetakingen i 2012 ble påvist vesentlige konsentrasjoner av andre PFAS med perfluorpentansyre (PFPeA) som dominerende PFAS. 6:2 FTS ble ikke påvist.

Mellom Langavatnet og masselagringsplass/«deponi nord» ligger det en dam (prøvepunkt FL V3/Dam i nord (DN)) som fanger opp avrenning fra deponiet og den østlige delen av det gamle brannøvingsfeltet. Det er påvist lave konsentrasjoner av PFOS og andre PFAS i vannprøver fra dammen. 6:2 FTS ble heller ikke påvist her. Deponert masse /sediment og brannøvingsaktiviteter kan være kilde til PFAS-forurensningen. Analyseresultatene er vist i figur 6-5 og tabell 6-8.



Figur 6-5. PFOS/PFAS i overvann fra gammel BØF mot deponi nord og Langavatnet

Tabell 6-6. Analyseresultater fra overflatevann, gammel BØF

Parameter	Enhet	FL V1-vann		FL V2 / Lindevikabekken							
		04-07-2011	18-05-2012	04-07-2011	18-05-2012	19-07-2012	26-11-2012	20-02-2013	08-08-2013	02-01-2014	12-03-2014
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5	-	<7,5	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	18,5	-	16,3	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	11,6	-	12,3	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	7,4	-	7,9	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	331	-	418	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	57,8	-	83,6	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	15,8	-	20,3	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	148	-	160	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	29	26,0	47	35,3	35	-	-	-	-	-
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1310	1150	1560	1280	1490	906	908	890	684	872
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	35,9	-	38,2	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	1810	i.a.	2080	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Tabell 6-7. Analyseresultater fra overflatevann, gammel BØF

Parameter	Enhet	FL V6	FL V6+V7	FL V7		Bekk vest - Filter inn		Bekk vest - Filter ut		Steinfjelltjern					
		09-09-2011	18-05-2012	09-09-2011	18-05-2012	12-03-2014	14-08-2014	12-03-2014	14-08-2014	09-09-2011	09-07-2012	16-01-2013	08-08-2013	24-03-2014	14-08-2014
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5	-	-	-	<15,0	-	<15,0	-	-	-	-	-	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	-	<20,0	-	<20,0	-	-	-	-	-	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	-	-	-	<15,0	-	<15,0	-	-	-	-	-	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	-	-	-	12,8	-	11,2	-	-	-	-	-	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	-	-	-	<10,0	-	<10,0	-	-	-	-	-	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	-	-	-	46	-	<15,0	-	-	-	-	-	39,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	-	-	-	29	-	17	-	-	-	-	-	12,6
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	-	-	-	17	-	<10,0	-	-	-	-	-	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	-	-	-	<10,0	-	<10,0	-	-	-	-	-	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	i.p.	87	-	-	-	<10,0	-	<10,0	-	-	-	-	-	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	45,8	103	103	256	60	77	<10,0	17	107	54	72	70	14	39
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	-	-	-	78	-	62	-	-	-	-	-	24
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	259	i.a.	107	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	115

Tabell 6-8. Analyseresultater fra overflatevann, gammel BØF

Parameter	Enhet	FL V4	FL Tilsig	FL Deponi nord		FL V3 / Dam i nord (DN)					Langavatnet N 17m
		04-07-2011	04-07-2011	04-07-2011	18-05-2012	04-07-2011	18-05-2012	18-12-2013	12-03-2014	25-08-2014	02-04-2014
6:2 FTS	ng/l	-	-	-	<7,5	-	<7,5	-	-	<15,0	-
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	-	-	-	-	<20,0	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	-	<7,5	-	<7,5	-	-	<15,0	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	-	40,9	-	14,9	-	-	<10,0	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	-	<5,0	-	<5,0	-	-	<10,0	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	-	51,1	-	23,0	-	-	15,2	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	-	92,8	-	32,3	-	-	20,2	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	-	38,3	-	15,8	-	-	17,4	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	-	8,6	-	<5,0	-	-	<10,0	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	i.p.	10	40	12,4	i.p.	7,2	-	-	<10,0	-
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	36	180	1270	51	60	72	32,6	39,1	46,4	38,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	-	229	-	68,4	-	-	49,4	-
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	i.a.	i.a.	525	i.a.	79,3	i.a.	i.a.	149	i.a.

6.4.2.2 Aktivt brannøvingsfelt og terminalområdet

Langavatnet mottar avrenning av potensielt PFAS-forurensset overvann fra:

- testing av skumkanon/innstilling av bildet på kanonen etc. hvor skum benyttes langs veien opp mot det aktive brannøvingsfeltet
- aktivitet på og ved selve brannøvingsfeltet; historisk og nåværende.

Tilsvarende er det ikke tatt prøver av verken jord ved eller avrenning fra området langs veien opp til det aktive brannøvingsfeltet. Dette området benyttes testing av skumkanonene, innstilling av bildet på skumkanonen etc. Enkelte testinger skal foregå med skum, andre tester krever kun vann. Det kan ikke utelukkes at det ved enkelte tilfeller glemmes å slå av for skummet. Avrenning herfra vil gå til Langavatnet via terreng.

Det aktive brannøvingsfeltet er etablert med oljeutskiller som er koblet til kommunalt spillvannsnett med utløp i Raunefjorden. Ved en overløpssituasjon vil avrenning fra feltet ledes til terreng. Feltet er etablert på en liten kolle, slik at avrenning til terreng vil ledes videre til Langavatnet i vest og Langavatnet via Aretjern i øst.

Avrenningen mot vest ble vist i prøven (FLES NK) av grunnvann. Vest for feltet ligger det en kum med åpen bunn (gjenværende installasjon i forbindelse med en uhellshendelse med oljeforurensning på slutten av 90-tallet). Ved prøvetaking av vannet i kummen i 2011/12 ble det påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS.

I 2012 ble det påvist vesentlige konsentrasjoner av en rekke andre PFAS. Deriblant 6:2 FTS som tilsvarer ca. halvparten av PFOS-konsentrasjonen. I tillegg er konsentrasjonene av perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA) dominerende. Det ble ikke analysert for disse PFAS i 2011. Dette bildet tilsvarer det som ble sett for brønnen vest for feltet ved samme prøvetakingsrunde. Analyseresultatene er oppsummert i tabell 6-9.

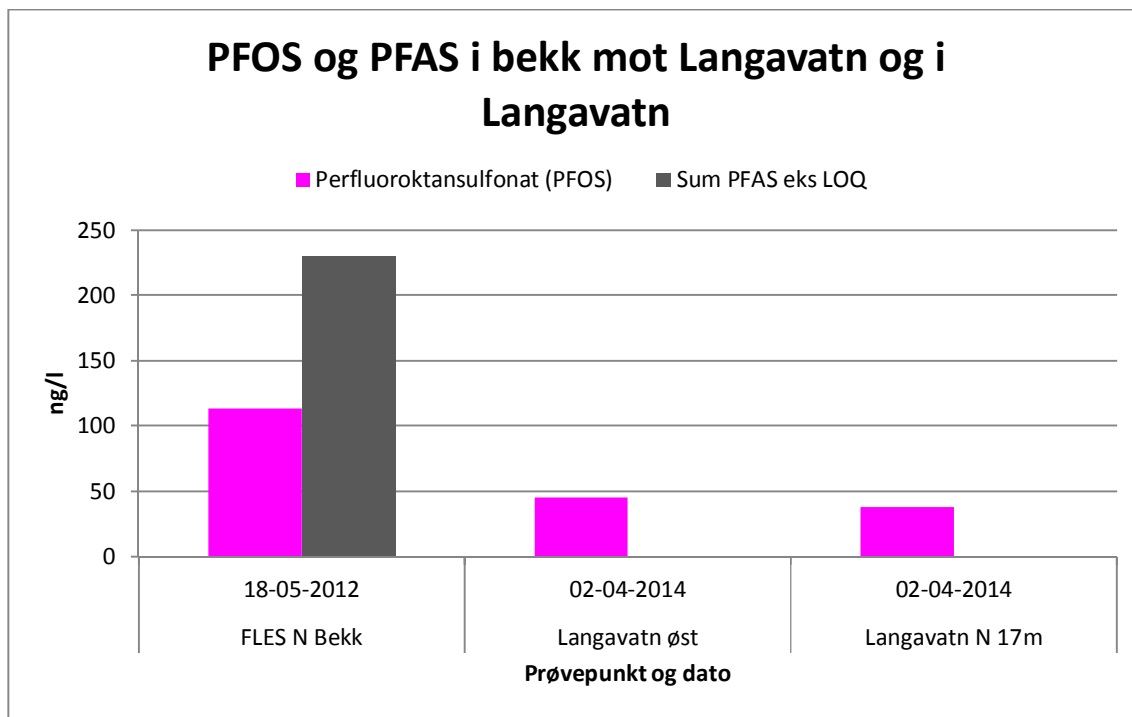
Tabell 6-9. Analyseresultater fra vann i kum, aktiv BØF

Parameter	Enhet	FLES NK	
		04-07-2011	18-05-2012
6:2 FTS	ng/l	-	3200
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	36,6
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	126
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	674
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	597
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	380
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	49
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	110	175
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	4510	6980
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	779
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	13000

Nord for det aktive brannøvingsfeltet går det en bekk via Aretjern til Langavatnet. Det er tatt ut vannprøver to steder i bekken (FLES N Bekk og Langavatnet Øst), samt i selve Langavatnet (Langavatnet N). PFOS ble påvist i lave konsentrasjoner, mest i prøven nærmest brannøvingsfeltet (FLES N Bekk). Her ble det også påvist andre PFAS.

Konsentrasjonen av 6:2 FTS tilsvare ca. halvparten av PFOS-konsentrasjonen. Analyseresultatene er vist i Figur 6-6 og oppsummert i Tabell 6-10.

Konsentrasjonen av PFOS i Langavatnet, på 17 meters dyp, er lav i forhold til det som er påvist i avrenning fra det aktive brannøvingsfeltet.



Figur 6-6. PFOS/PFAS i bekk mot Langavatnet og i Langavatnet

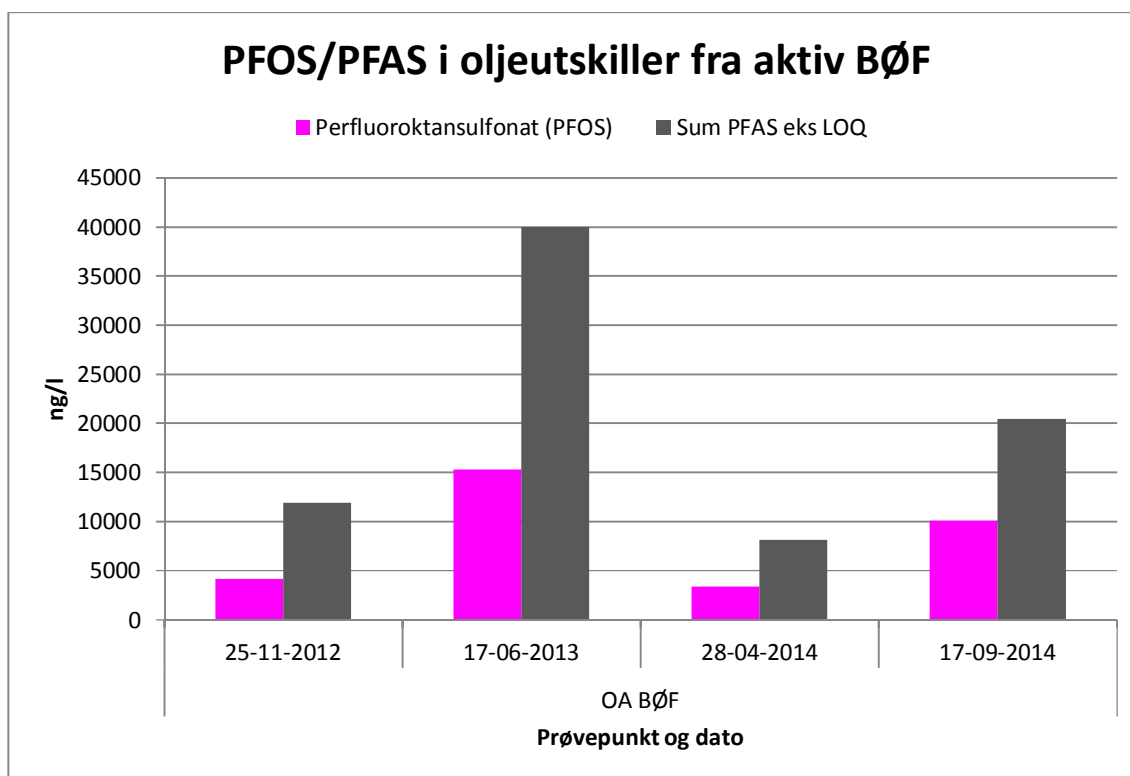
Tabell 6-10. Analyseresultater fra vann i bekk fra Aurtjern mot Langavatnet og i Langavatnet

Parameter	Enhet	FLES N Bekk	Langavatnet øst	Langavatnet N 17m
		18-05-2012	02-04-2014	02-04-2014
6:2 FTS	ng/l	60,8	-	-
8:2 FTS	ng/l	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	6	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	12,3	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	12,4	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	5,6	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	-	-
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	113	46	38,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	20,2	-	-
Sum PFAS eks LOQ		230	i.a.	i.a.

6.4.2.3 Oljeutskiller ved aktiv brannøvingsfelt

Det aktive brannøvingsfeltet er etablert med oppsamling av vann og kjemikalier til en oljeavskiller og deretter til kommunalt nett med utløp i Raunefjorden. Avløpsvannet er prøvetatt fire ganger. Prøven i 2012 ble tatt etter at oljeutskilleren var tømt. Avinor har opplyst at prøven fra april 2014 ble tatt etter tømning og rengjøring. De andre prøvene representerer normalsituasjon uten øvelse. Figur 6-7 og Tabell 6-11 viser resultatene fra prøvetakingene.

Resultatene viser at PFOS/PFAS-konsentrasjonene er lave rett etter tømning/rengjøring, men øker igjen deretter. Konsentrasjonene av 6:2 FTS ligger på et tilsvarende nivå som PFOS. I tillegg er det påvist andre PFAS.



Figur 6-7. PFOS/PFAS i vann fra oljeutskiller ved aktiv BØF

Tabell 6-11. Analyseresultater av vann fra oljeutskiller ved aktiv BØF

Parameter	Enhet	OA BØF			
		25-11-2012	17-06-2013	28-04-2014	17-09-2014
6:2 FTS	ng/l	5830	19100	2930	6130
8:2 FTS	ng/l	583	3000	1340	3160
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0	-	<25,0	<37,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	30,5	970	<18,7	81,7
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	36,8	-	35,0	87,9
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	420	110	57,0	44,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	322	520	168	429
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	84,1	180	53,0	69,4
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	43,0	120	31,3	49,4
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	253	480	124	120
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	4200	15280	3390	10100
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	54,9	250	35,0	205,0
Sum PFAS eks LOQ		11900	40010	8170	20500

6.4.2.4 Øvrige områder

Sør for terminalområdet lå Lønnestjørna, som rant ut i Lønningsbekken med utløp i Lønningshavn (Raunefjorden). Lønnestjørna er nå fylt igjen og sedimenter derfra ligger på deponi nord. Multiconsult prøvetok deponert sediment, samt gjenværende masser ved tjernet høsten 2013, og påviste ubetydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS (Multiconsult-notat 613005-RIGm-NOT-001).

Lønningsbekken ble prøvetatt (punkt LB 2) tre ganger i 2013 og én gang i 2014. Det ble påvist lave og avtagende konsentrasjoner av PFOS i 2013. I 2014 ble det ikke påvist PFOS i vannet. Analyseresultatene er oppsummert i Tabell 6-12.

Tabell 6-12. Analyseresultater fra Lønningsbekken.

Parameter	Enhet	LB 2			
		10-04-2013	02-05-2013	02-07-2013	19-03-2014
6:2 FTS	ng/l	-	-	-	-
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	82,5	30,9	18,9	i.p.
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Nord for lufthavnen ligger boligområdet Grimstad. I området mellom lufthavnen og Grimstad renner Høgastølsbekken/Kvernabekken som renner ut i Festervika. Med tanke på Bergen lufthavn, Flesland

lufthavnens aktiviteter, samt at Forsvaret tidligere kan ha hatt aktiviteter i dette området, ble det tatt prøver av vann som renner nordover fra lufthavnsområdet. Analyseresultatene er oppsummert i Tabell 6-13 og viser ubetydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS.

Tabell 6-13. Analyseresultater fra overflatevann nord for lufthavnen

Parameter	Enhet	GRIM 1	GRIM 2	GRIM 3	GRIM 4
		03-04-2014	03-04-2014	03-04-2014	03-04-2014
6:2 FTS	ng/l	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
8:2 FTS	ng/l	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	1,6	4,4	<1,5	<1,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<1,0	3,4	2,5	1,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Sum PFAS eks LOQ		1,6	7,9	2,5	1,2

6.5 Biota

Undersøkelsens opprinnelige formål var å kartlegge innhold av PFAS i matbiota, og det er derfor tatt prøver av et begrenset antall arter. Prøvene omfatter i stor grad fiskekjøtt av konsumfisk, samt noen arter som kan ha direkte påvirkning for opptaket av PFAS i disse. Undersøkte arter er beskrevet i vedlegg 1. Oversiktskartet i vedlegg 5 viser hovedresultater og fangststed.

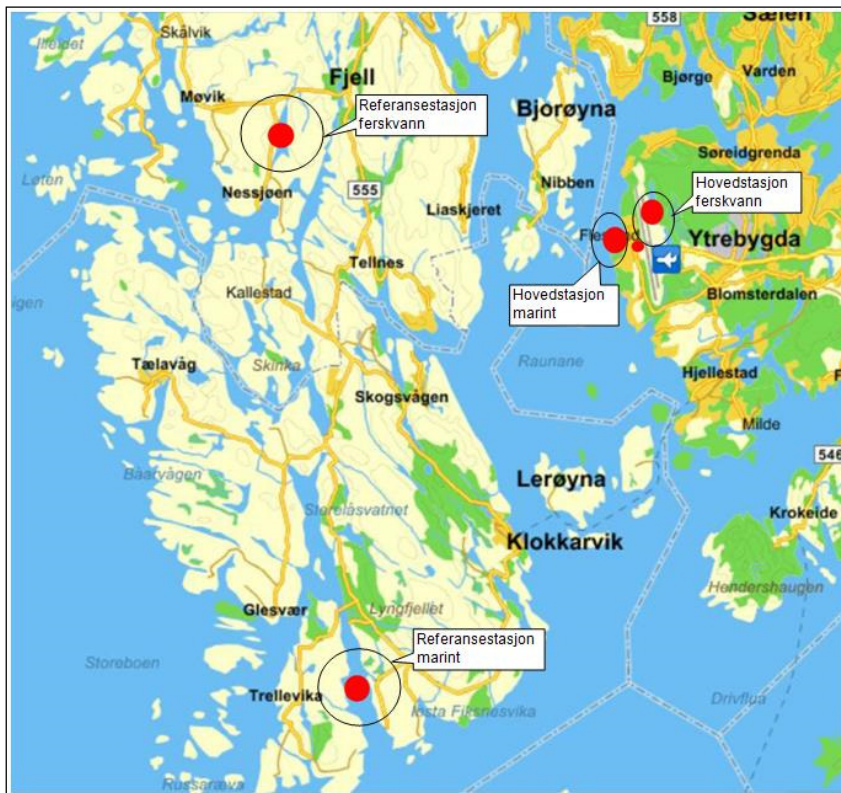
6.5.1 Terrestriske arter

Det ble ikke samlet inn terrestriske arter ved Bergen lufthavn i 2012. Det var opprinnelig planlagt å sette ut musefeller inne på flyplassområdet, men dette ble avlyst da tidligere grøntområde var ryddet for vegetasjon, og pukkstein lagt ut. Sjansen til å finne mus ble derfor vurdert å være svært liten.

6.5.2 Ferskvannsararter

6.5.2.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble samlet inn prøver av fisk egnet til menneskemat (matbiota), som kan beskrive PFAS risiko for både mennesker og delvis økosystem.



Figur 6-8. Oversiktskart for hvor det ble samlet inn prøver av biota i ferskvann og marint miljø.

Feltarbeidet i Bergen ble gjennomført 25.-28. juni 2012. Til fangst av fisk ble det benyttet bunngarn som ble satt spredt i vannet fra land og utover mot dypet. Det ble også gjort grundig søk etter amfibier langs Fleslandsbekken, som er utløpselva fra Langavatnet (hovedstasjon ferskvann), men det ble ikke funnet noen individer.

Langavatnet er angitt som hovedstasjon ferskvann, og Ulvesetvatnet er markert som Referansestasjon ferskvann i Figur 6-8.

Fra Langavatnet ble det tatt muskel- og leverprøver av i alt 9 ørret for analyse (Tabell 6-14).

Tabell 6-14. Oversikt over innsamlet og analysert materiale fra ferskvann ved Bergen lufthavn, Flesland.

Prøver tatt (muskel og lever)	Prøver analysert (Muskel)
Art / sted	Antall
Ørret - Langavatnet	9

6.5.2.2 Presentasjon av data fra ferskvann

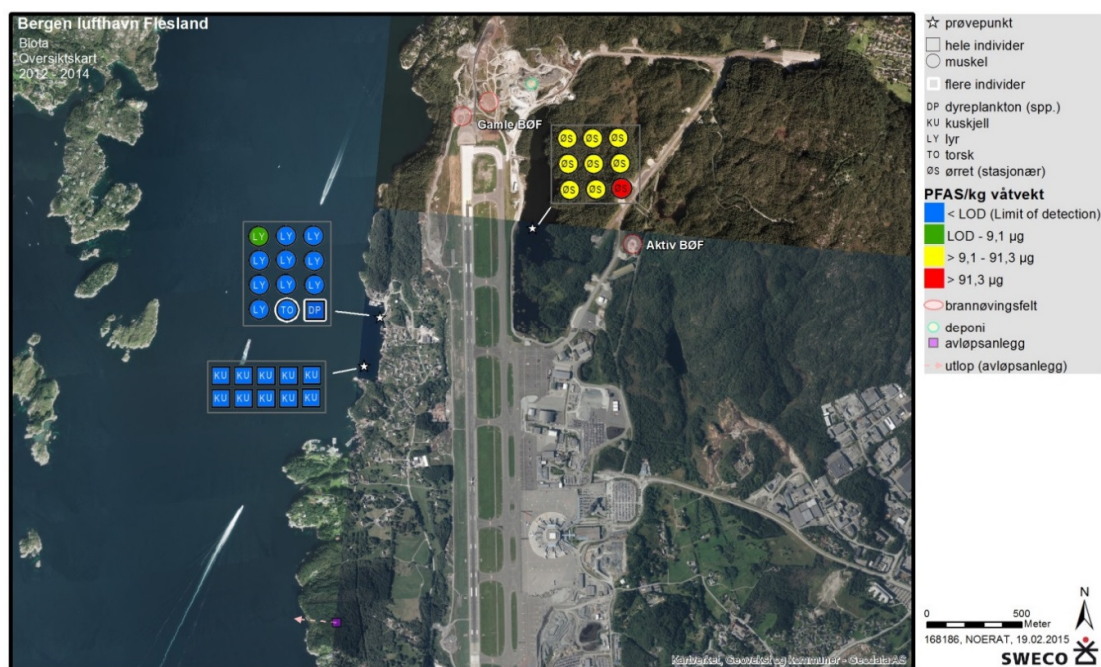
I Langavatnet, hovedstasjonen i ferskvann, ble det kun fanget ørret. Resultatene fra innsamlingen vises i Tabell 6-15, Figur 6-9 og Figur 6-10.

Det ble påvist PFAS i alle individene som ble analysert og den gjennomsnittlige konsentrasjonen i muskelvev var 62,4 µg/kg vv (tilsvarer kategori III – *Moderat miljøtilstand*). Maksimum og minimumkonsentrasjonen var henholdsvis 105,7 og 34,6 µg/kg vv. Maksimumkonsentrasjonen er mer enn 10 x EQS_{biota}. Av de ulike PFAS dominerte PFOS, som ble påvist i konsentrasjoner over EQS biota i alle de analyserte muskelprøvene. Det ble

påvist PFHxS i alle individene, unntatt ett. I ett individ ble det også påvist FTS-8:2(Tabell 6-15).

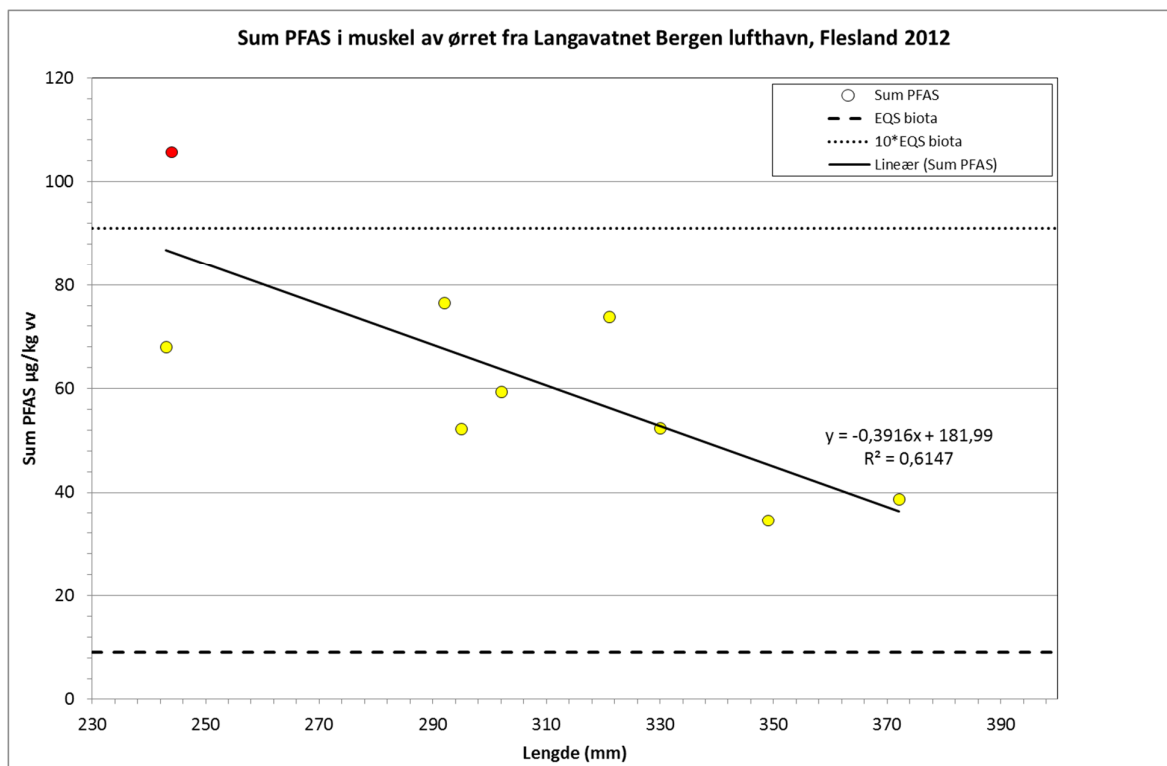
Tabell 6-15. Analyseresultater for muskelprøver av ørret fanget i Langavatnet ved Flesland lufthavn i Bergen i 2012. Fargekoder ihht tabell 4-1.

ELEMENT (µg/kg)	B21: ørret muskel	B25: ørret muskel	B27: ørret muskel	B29: ørret muskel	B31: ørret muskel	B33: ørret muskel	B35: ørret muskel	B37: ørret muskel	B39: ørret muskel	Gjsn. (n=9)	Maks. (n=9)	Min. (n=9)	Stdav.
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	2,4	<2.0	0,3	2,4	<2.0	
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	
PFHxS	4,8	1,6	2,3	2,5	5,9	5,5	2,6	3,3	<1.0	3,6	5,9	<1.0	1,9
PFOS	34	33	50	50	68	54	74	100	68	59	100	33	21,1
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	
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	
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	
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	
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	
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	
Sum PFAS	38,8	34,6	52,3	52,5	73,9	59,5	76,6	105,7	68	62,4	105,7	34,6	21,7
Lengde (mm)	372	349	295	330	321	302	292	244	243	305	372	243	44



Figur 6-9. Oversiktskart over biota samlet i denne undersøkelsen inn i ferskvann og i sjøen ved Bergen lufthavn, Flesland. Konsentrasjonen av PFAS µg/kg vv og kategorisering av miljøtilstand, der grønn angir «God miljøtilstand, gul: «Moderat miljøtilstand» og rød: «Dårlig miljøtilstand».

Ved å se på sammenhengen mellom kroppslengde og konsentrasjonen av PFAS-forbindelser pr kg våtvekt, er det en tendens til at konsentrasjonen avtar med økende kroppslengde (Figur 6-10). Dette antyder at det ikke er noen akkumulering av PFAS i muskelvevet med økende alder på fisken i Langavatnet, men heller at de ulike PFAS synes å skilles ut fra kroppsvevet.



Figur 6-10. Summen av PFAS som ble påvist i muskelprøver tatt fra 9 individer av ørret fanget i Langavatnet ved Bergen lufthavn Flesland i juni 2012. Fargekoder ihht tabell 4-1.

6.5.2.3 Vurdering av data fra ferskvannsbiota

Det ble funnet PFAS i alle prøvene av muskel fra ørret fanget i Langavatnet. Konsentrasjonen av PFAS-forbindelser var relativt høy, med en snittverdi på 62,4 µg/kg vv, der PFOS gjennomsnittlig utgjorde 94,6 %. Konsentrasjonene i muskelprøvene tilsvarer kategori III - *Moderat miljøtilstand*.

Langavatnet har tilførsler av avrenning fra det aktive brannøvingfeltet, men også deponiområdene nord for Langavatnet. Det ble funnet relativt høye konsentrasjoner av PFAS (hovedsakelig PFOS) i jord i tilknytning til feltet, og til tross for at det er oppsamling av vann fra feltet, med påfølgende oljeutskiller, er det også påvist betydelig konsentrasjoner av PFAS (hovedsakelig PFOS, men også 6:2 FTS) i grunnvannet (ref. avsnitt 6.4.2.2). Det er tatt to vannprøver i forbindelse med Langavatnet, og det er påvist PFOS i begge disse, men i lave konsentrasjoner (klasse III – *Moderat*).

Ørreten i Langavatnet er mest sannsynlig stasjonær, og basert på jord- og vannanalyser er det da naturlig at vi finner igjen relativt høye konsentrasjoner av PFAS, hovedsakelig PFOS, igjen i muskelvevet.

Basert på prøvene av ferskvannsbiota og vann/jordprøver, er det tydelig at det fortsatt foregår en spredning av PFAS (hovedsakelig PFOS) fra området rundt det aktive brannøvingfeltet og til biota i Langavatnet.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

På marin hovedstasjon, rett utenfor utløpet av Fleslandselven, ble det satt 12 trollgarn (ute en natt på 5 – 42 m dyp, hvor det meste av fangsten ble tatt på < 10 m). I tillegg ble det tatt flere hovtrekk for å skaffe zooplankton, og muslinger ble samlet ved hjelp av dykkere. Strømmen i sundet utenfor lufthavna er forholdsvis sterk, noe som gir god vannutskifting.

I garn på hovedstasjonen ble det fanget både lyr, torsk, lomre, samt en mengde taskekrabber. På referansestasjonen ble det fanget torsk, lyr, skrubbeflyndre, blåstål, rødnebb, berggylt, en del taskekrabbe og en stor piggske. Det ble tatt muskel og leverprøver fra torsk, lyr og skrubbeflyndre. Da det ikke ble fanget 10 individer av samme art på hver av de to stasjonene, ble det igangsatt et tilleggssiske med harpe. Dette medførte at det samlet sett ble fanget totalt 10 lyr på begge stasjonene. Dykkerne samlet 10 kuskjell og 10 kamskjell ved hovedstasjonen ved Flesland og på referansestasjonen på Sotra, som ble lengdemålt og tatt prøver av for videre analyser. Et utvalg prøver som ble analysert i første runde er vist i Tabell 6-16. Av hensyn til kostnadsnivå satt opp mot nytteverdi for prosjektet ble resten av materialet fryst ned i påvente av om det kunne bli behov for å gjennomføre flere analyser.

Tabell 6-16. Arter og antall individer som ble fanget av ulike organismer i sjøen ved Bergen Lufthavn i 2012, og antall prøver som ble analysert.

Innsamlet		Prøver analysert	
Art / sted	Antall	Antall	Prøvetype
Torsk - Flesland	3	1	Muskel blandprøve
Lyr - Flesland	10	10	Muskel, individprøver
Zooplanktontrekk - Flesland	1	1	Blandprøve
Kuskjell - Flesland	10	10	Individprøver, hele dyr uten skall

6.5.3.2 Presentasjon av data fra marint miljø

Resultatene fra de analyserte prøvene fra marint miljø er vist i Tabell 6-17 og Tabell 6-18. På hovedstasjonen vest for lufthavna ble det ikke funnet konsentrasjoner av PFAS over deteksjonsgrensen, verken i zooplankton, kuskjell eller i muskelprøver av torsk. I muskelprøver av lyr ble det påvist PFOS over deteksjonsgrensen kun i det lengste individet. Konsentrasjonen i denne ene fisken var 1,8 µg/kg vv, noe som er godt under EQS_{biota} på 9,1 µg/kg vv.

Tabell 6-17. Analyseresultater for muskelprøver av torsk, individprøver av kuskjell og en zooplanktonprøve fanget i sjøen utenfor Flesland lufthavn Fargekoder iht. Tabell 4-1.

ELEMENT (µg/kg)	B75 Zoo- plankton	Kuskjell dyr uten skall (n=10)	Torsk muskel (n=3)
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0
Sum PFAS	ND	ND	ND

Tabell 6-18. Analyseresultater for muskelprøver av lyr fanget i sjøen utenfor Bergen Lufthavn, Flesland i 2012. Fargekoder iht. Tabell 4-1. Foreligger ikke grunnlag for statistiske beregninger.

ELEMENT (µg/kg)	B67: lyr muskel	B69: lyr muskel	B71: lyr muskel	B73: lyr muskel	B76: lyr muskel	B78: lyr muskel	B80: lyr muskel	B82: lyr muskel	B84: lyr muskel	B86: lyr muskel
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	1,8	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Sum PFAS	ND	ND	1,8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Lengde (mm)	620	675	700	640	440	270	290	270	270	210

6.5.3.3 Vurdering av data fra marin biota

Av i alt 11 PFAS det ble analysert for ble det kun påvist PFOS i muskelvev i ett av ti individer av lyr, og konsentrasjonen var lav, 1,8 µg/kg vv, noe som er godt under EQS_{biota} på 9,1 µg/kg vv. Den lave konsentrasjonen av PFAS i muskel av lyr og manglende påvisning over deteksjonsgrensen i zooplankton og kuskjell, som befinner seg på lavt trofisk nivå i næringskjeden, og hos torsk som befinner seg lenger opp i næringskjeden, tyder på liten påvirkning på det marine miljøet der det ble samlet inn prøver. Dette henger også godt sammen med relativt lave konsentrasjoner i Langavatnet, som renner ut i Raunefjorden omtrent ved hovedstasjonen hvor fisken ble fanget, samt at der relativt mye strøm og god vannutskifting i sundet.

6.5.4 Vurdering datagrunnlag biota

Det er ikke samlet inn biota fra det terrestriske miljøet rundt Bergen lufthavn. Vurderinger av terrestrisk miljø baseres derfor på innsamlet materiale og analyser fra andre lufthavner.

I ferskvann ble prøvetakingen konsentrert om ørret fordi den er egnet som menneskemat (matbiota). Materialet synes å egne seg godt til å beskrive forurensningssituasjonen i matfisk fra Langavatnet, som ligger tett opp til rullebanen på lufthavnen. Datamaterialet fra ferskvann er begrenset (n=9), men funnene er entydige og gir et brukbart grunnlag for tilstandsvurdering.

Analyseresultatene fra biota i marint miljø, tatt utenfor utløpet av Fleslandselven som kommer fra Langavatnet, av zooplankton, kuskjell og i muskel fra torsk viste ingen påvisning av PFAS og lav konsentrasjon i kun én av ti muskelprøver av lyr. Antall individer (3) i blandprøven av torskemuskel og utvalget av marine organismer var imidlertid noe lavt. Uansett er dette prøver fra ulike trofiske nivå, og gir et brukbart grunnlag for en statusbeskrivelse av PFAS-tilstanden i marin biota.

I ettertid viser det seg at Lindevikabekken, som renner ut i sjøen i Lindevika, ser ut til å drenere et område ved gammel BØF. Her er det ikke tatt prøver av ferskvanns- eller marin biota. Det er påvist forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i denne bekken, noe som gjør det usikkert i hvilken grad marin biota utenfor utløpet av bekken er påvirket. Med strømningsforholdene utenfor strandsona er det imidlertid stor sannsynlighet for at tilførsel av PFAS fra Lindevikabekken blir raskt borttransportert og fortynna, og at påvisning av PFAS i biota trolig vil være svært lokalt om det finnes.

Undersøkelsene som er gjennomført er egnet til å beskrive forurensningssituasjonen i matfisk i området, samt muslinger og zooplankton, men da det ikke er fanget arter som er høyere i næringskjeden (f.eks. fugl eller pattedyr) er det vanskelig å gi en omfattende risikovurdering for økosystemene.

Det er ikke analysert data fra referansestasjoner. Nivåene av PFAS funnet i marin biota var i stor grad ingen påvisning eller svært lave konsentrasjoner. Det vurderes som lite sannsynlig at prøver fra referansestasjoner og resterende prøver fra fjorden utenfor Flesland kunne gi informasjon som endret PFAS-bildet med relevans til målet med undersøkelsen. Det er grunn til å anta at innsamlet materiale gir godt grunnlag for å vurdere tilstand når det gjelder PFAS i marint område utenfor Bergen lufthavn Flesland.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for hvert av brannøvingsfeltene på Bergen Lufthavn Flesland. 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. 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 mengde PFOS i jord på brannøvingsfeltene og et estimat på hvor lang tid det vil ta før all PFOS har drenert til resipient. I tillegg sammenlignes estimatet på mengden av PFOS i jord mot mengde PFOS totalt brukt på feltet gjennom årene.

Figur 6-2 viser oversikten over terrengets gradient og sannsynlig dreneringsretning der det ikke er grøfter og overvannsledninger. Midlere nedbør for Flesland er 1800 mm/år. Ved å trekke fra evapotranspirasjonen beregnet etter Tamms formel blir avrenningen 1400 mm/år.

Spredningsanalysen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltene aktiv BØF og gammel BØF. Vannprøver fra andre steder på lufthavnen indikerer imidlertid at kan være andre lokaliteter med PFOS forurensning rundt på lufthavnen (punktet LB 2 som ligger i Lønningsbekken) eller i nærheten av lufthavnen (punktene GRIM3 og GRIM4).

7.2 Aktiv BØF

Det er her gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for aktiv BØF. Brannøvingsfeltet har vært i bruk fra 1995. Det er estimert at det er brukt ca. 580 kg PFOS på feltet frem til 2001. Fra 2001 til 2012 er det estimert at det er brukt ca. 430 kg PFAS. Etter 2012 har det vært brukt fluorfritt skum.

Brannøvingsfeltet er i et område med skog. Det ligger sør for en liten skogkledd kulle. Ut over øvingsplattformen er det kun tynne masser over fjell.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Nedbørsfeltet som aktiv BØF ligger i, drenerer ut i en bekk og ut i Langavatnet (Figur 7-1). Langavatnet ligger på ca. 39 moh. og utløpet av bekken ligger ca. 290 meter fra feltet. Langavatnet er ca. 1 300 meter lang og har et areal på ca. 0,186 km². Største dyp er på ca. 24 meter. De sørligste 450 meter av vannet er veldig grunne. Dybden her er ca. 3 meter (Rådgivende Biologer, 2009).

Feltet ligger på ca. 55 moh. PFOS fra feltet vil renne av med grunnvann mot bekk fra Aretjern som renner ut i Langavatnet i vest. Avrenning fra nordsiden av feltet kan drenere mot Aretjern i tillegg til mot bekken som renner fra Aretjern. Bekken renner fra Aretjern og ut i Langavatnet (Figur 7-1). Langavatnet renner ut i Fleslandselva via rør under rullebanen og vestover ut i Raunefjorden ved Kvernavika. (Figur 6-2).

Det er skogbunn med mye organisk materiale over bart fjell i dette området. Denne jordtypen vil sannsynligvis ha en relativt sterk adsorpsjon av PFOS slik at PFOS vil bevege seg sakte mot bekken. I det mest forurensede området er det tynt jordsmonn.

Det er sannsynlig at drenering av PFOS med grunnvannet ender i bekken før det går i Langavatnet slik at målepunktet for overflatevann ved utløpet av bekken vil være representativ for PFOS som lekker fra feltet (Fles N bekk). Antatt nedbørsfelt for utløpet av bekken som drenerer myrområdet er på ca. 1 050 000 m² (Figur 7-1). Med en avrenning på 1,4 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 1 470 000 m³/år. Det er påvist relativt høye konsentrasjoner i grunnvannet i brønnen Brønnfelt 3 (gjennomsnitt fra to målinger er 6 180 ng/l). Brønnen ligger sydvest for feltet. Det er sannsynlig at grunnvannet her drenerer til bekken som renner fra Auretjern og til Langavatnet.

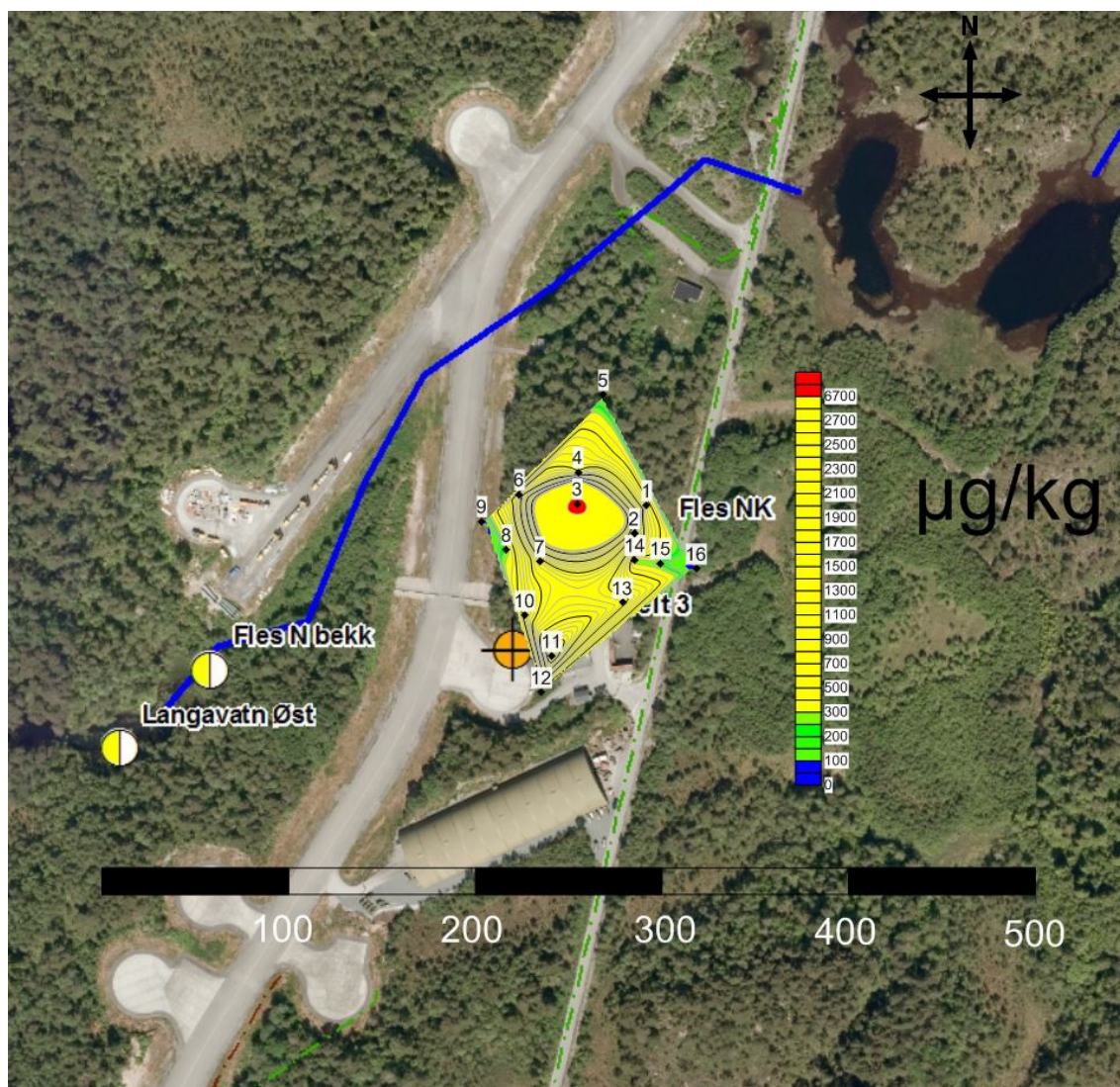


Figur 7-1. Viser nedbørsfeltet til aktiv BØF og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter sørøst i nedbørsfeltet. Bekken som drenerer myrområdet er vist med mørkeblått. Spillvannsledning er markert med grønn strek. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF

Her er beregnet et estimat på mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF. Kun ett av prøvepunktene hadde flere prøver fra samme sjakt. Ingen av prøvene er fra dypere lag enn 40 cm under terreng. Det var ikke mulig å grave dypt i området. For området er det antatt en dybde på forurensset jordprofil på 1 meter (fjell på denne dybden).

Figur 7-2 viser en interpolering av målt PFOS-konsentrasjon på aktiv BØF. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjoner nord for selve plattformen. Det er relativt høye konsentrasjoner i alle retninger ut fra plattformen. Figur 7-3 viser at forurensningen i jord er ganske godt avgrenset av prøvetakingen i øst og vest, men mindre godt avgrenset i nord og sør der konsentrasjonene er over normverdi. I dybden vil forurensningen trolig være godt avgrenset av fjell på ca. 1 meter under terreng.



Figur 7-2. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt aktiv BØF. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Blå strek viser bekken som drenerer nedbørsfeltet. Sorte firkanter markerer prøvepunkter.

Påviste konsentrasjoner av PFOS i analyserte jordprøver er antatt å være representative for hele jordprofilens dybde i punktet de er tatt. PFOS konsentrasjonene i jordprøvene fra feltet har da et gjennomsnitt på 1 480 µg/kg (beregnet fra en interpolering av målinger).

Uttrekningen av forurenset område er sannsynligvis mellom 9 500 m² og 15 000 m². Det forurensete området ikke er godt avgrenset av prøvetakingen. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til 1 ± 0,25 meter. Tettheten til massene er vurdert til 1 000 ±

300 kg/m³ (mye organisk materiale). Dette gir en mengde av PFOS for aktiv BØF på mellom 10 og 30 kg (se 4.3.2 for metode for utregning).

Grunnen til at usikkerhetene i areal og dybde er at forurensingen ikke er veldig godt avgrenset i nord og sør og at det er flere prøver i topplag enn lenger ned i profilet. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Massene her er sannsynligvis en skogsjord med blanding av mineraljord og lettere organisk materiale.

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

Viktige parametere for tidsestimatet er målte konsentrasjoner av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området.

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en mengde PFOS i jord for aktiv BØF i intervallet 10-30 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom området er basert på et estimert nedbørsfelt til utløpet av bekken i Langavatnet på 1 050 000 m² (Figur 7-1) og en årlig avrenning på 1,4 m/år. Basert på vannmåling i utløpet av bekken (Fles N bekk) er det estimert at det lekker ut ca. 0,1 µg PFOS per liter vann som renner ut fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer gjennom nedbørsfeltet på 1 470 000 m³ per år gir dette en utlekking av ca. 170 g PFOS per år. Med en mengde PFOS i grunnen mellom 10 kg til 30 kg vil det ta mellom 60 år og 180 år før all PFOS har lekket ut fra dette området (Tabell 7-1).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Tabell 7-1).

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra aktiv BØF.

Vekt PFOS totalt	10-30	kg
Infiltrasjon	1,4	m/år
Areal nedbørsfelt til utløp bekk	1 050 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	1 470 000	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS ved Fles N bekk	0,1	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	170	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	60-180	år

7.2.4 Konklusjon spredningsvurdering aktiv BØF

Det er estimert at det er fra 10-30 kg PFOS i grunnen rundt aktiv BØF. Det er påvist relativt høye PFOS-konsentrasjoner i grunnvann (brønnen Brønnfelt 3). Utlekkingen fra området vil sannsynligvis ende i bekken fra Auretjern som renner nord og vest for feltet og deretter renner ut i Langavatnet. Bekken drenerer området raskere enn tilfellet ville vært hvis transport foregikk kun med grunnvann. Allikevel er det sannsynlig at transporten av PFOS fra aktiv BØF og til bekken går sakte på grunn av høy adsorpsjon av PFOS til organisk materiale i skogbunnen.

Det er estimert at det har blitt brukt ca. 580 kg PFOS på aktiv BØF. Det er kun en liten mengde PFOS igjen i forhold til total mengden som har lekket ut fra feltet.

Tidsestimatet i avsnitt 7.2.3 på mellom 60 år og 180 år før all PFOS har drenert fra nedbørsfeltet er et estimat. Utlekking av PFOS per år vil avta etter hvert som det blir en mindre mengde PFOS igjen i jorden. Dette betyr at det kan være spor av PFOS i området lenger tid enn 180 år.

Skogbunnen i området har en høy adsorpsjon for PFOS. Dette fører til at jordlaget virker som et lager for PFOS. Hoveddelen av PFOS utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting.

7.3 Gammel BØF

Det er her gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for gammel BØF og området rundt. Brannøvingsfeltet ble først tatt i bruk fra 1957 og var aktivt frem til 1993. I tillegg til lufthavnen har feltet blitt benyttet av Forsvaret og kommunalt brannvesen. I tidsrommet fra 1978 til 1993 er det estimert at Avinor brukte totalt ca. 1 450 kg PFOS på gammel BØF.

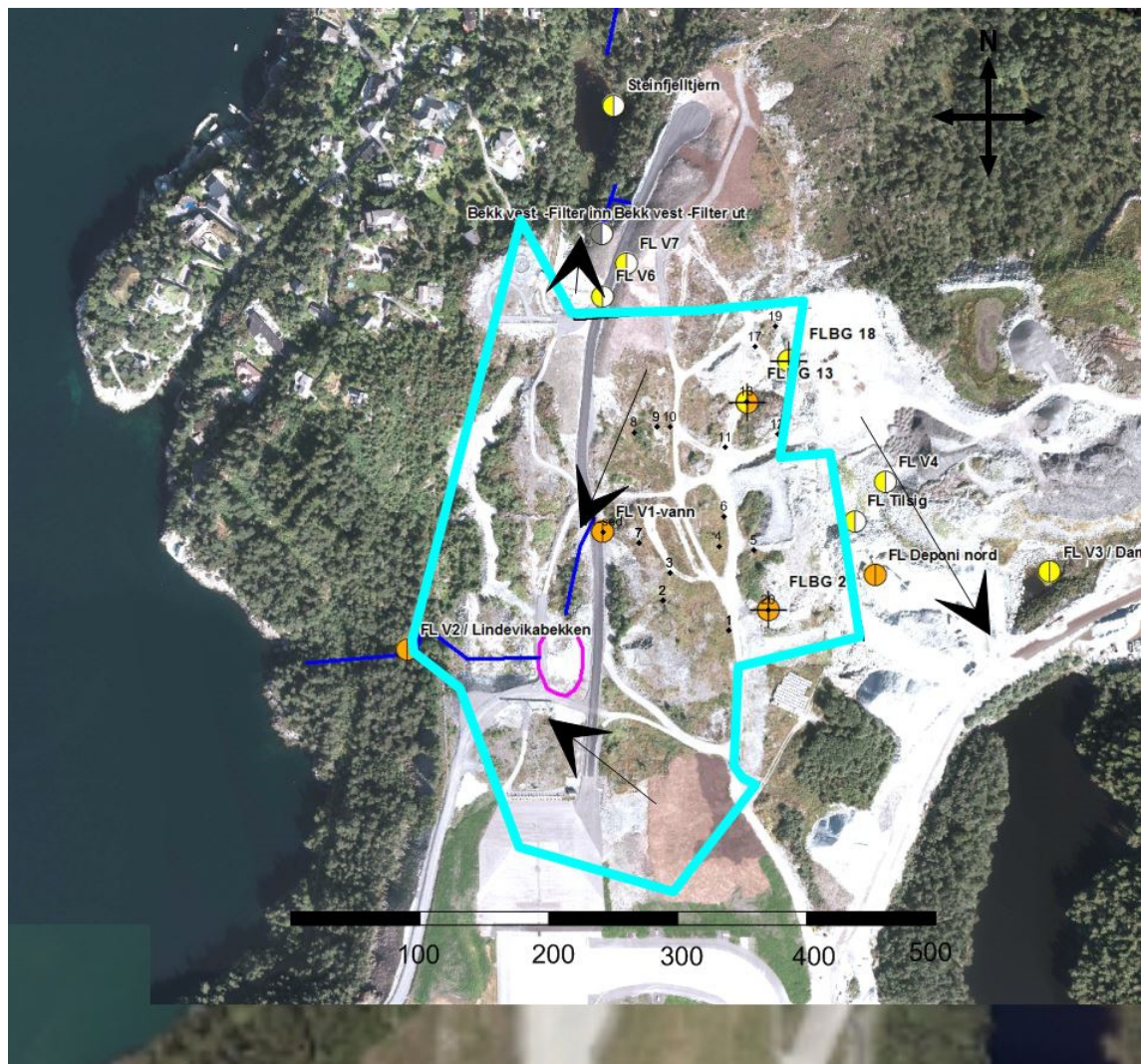
Det er anlagt en utrykningsvei i nordlig ende av forurensset område. I henhold til tiltaksplan godkjent av Bergen kommune har etableringen av veien inkludert oppgraving og mellomlagring av svakt forurensede masser (PAH tilstandsklasse 3) på det gamle brannøvingsfeltet. Analyser av PFOS viser konsentrasjoner under normverdi. Det er også mellomlagret masser her fra andre steder på lufthavnen. Det er potensielt gjennomført brannøvelser i nordenden av rullebanen (ca. 1970-1990, se Figur 6-2). Det kan være PFOS fra dette området som drenerer hovedsakelig nordover til Lindevikabekken og derfra ut i Raunefjorden. Estimert på mengde PFOS i grunnen og estimert på tid før rest PFOS har lekket ut har blitt gjort for området rundt gammel BØF der det er jordprøver.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Brannøvingsfeltet ligger på ca. 57 m.o.h på en flate. Mot vest er det en steinfylling med økende dybde mot Raunefjorden. Det er grunt til fjell i området, og fjelloverflaten stiger mot øst. Det er en liten fjellkole øst for brannøvingsfeltet (Steinafjellet). Det er ca. 400 meter til Raunefjorden og 300 meter til Langavatnet.

Hoveddelen av dette området drenerer ned Lindevikabekken mot Raunefjorden (vannprøvepunktet FL V2). Alle jordprøvene er tatt i området som sannsynligvis drenerer ned Lindevikabekken. I nord og øst er det allikevel registrert lave konsentrasjoner av PFOS i vann. Det ser ut til at området som drenerer nordover til Steinfjelltjern er ganske lite, men analyseresultatene viser at noe grunnvann fra forurensset område drenerer denne retningen (markert en bekk fra sør mot Steinfjelltjern på kart, Figur 7-4). Øst for området med jordprøver er det mellomlagret masser fra andre steder på lufthavnen. Det er mistanke om at disse massene er lett PFOS forurensede (trolig under normverdi).

Antatt nedbørsfelt for kjerneområdet med jordprøver er på ca. 111 000 m² (Figur 7-3). Basert på nedbør- og fordampningsdata vil det infiltrere ca. 155 000 m³/år i nedbørsfeltet. Rosa sirkel i Figur 7-3 angir snødeponi. Snødeponiet kan ha rester av PFOS da det lagres snø fra andre steder på lufthavnen her.



Figur 7-3. Viser nedbørsfelt til gammel BØF og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Bekker er vist med mørkeblått. Sorte piler markerer dreneringsretning. Rosa sirkel markerer snødeponi. Rødt polygon markerer område hvor det også har vært brannøving. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med lodrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene gjort i punktet.

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på gammel BØF

Det er her beregnet et estimat på mengde PFOS i grunnen på gammel BØF. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS konsentrasjonene målt i lag nedover i jordprofilen. Det er antatt at PFOS forurensningene ligger i de øverste 3 meter. Dette er usikkert da det ikke er gravd ned til bart fjell. Den dypeste sjakten som er gravd (FLB G 7) er gravd ned til 2,5 meter under terreng. Det er bart fjell i dagen rett nordøst for brannøvingfeltet. NGU beskriver området som bart fjell, stedvis tynt løsmassedeckle. Mye av massene sentralt på feltet er grusige (sannsynligvis fyllmasser/sprengstein). Disse massene vil trolig ha begrenset adsorpsjon av PFOS på grunn av at de er grovkornete og har god vannledningsevne.

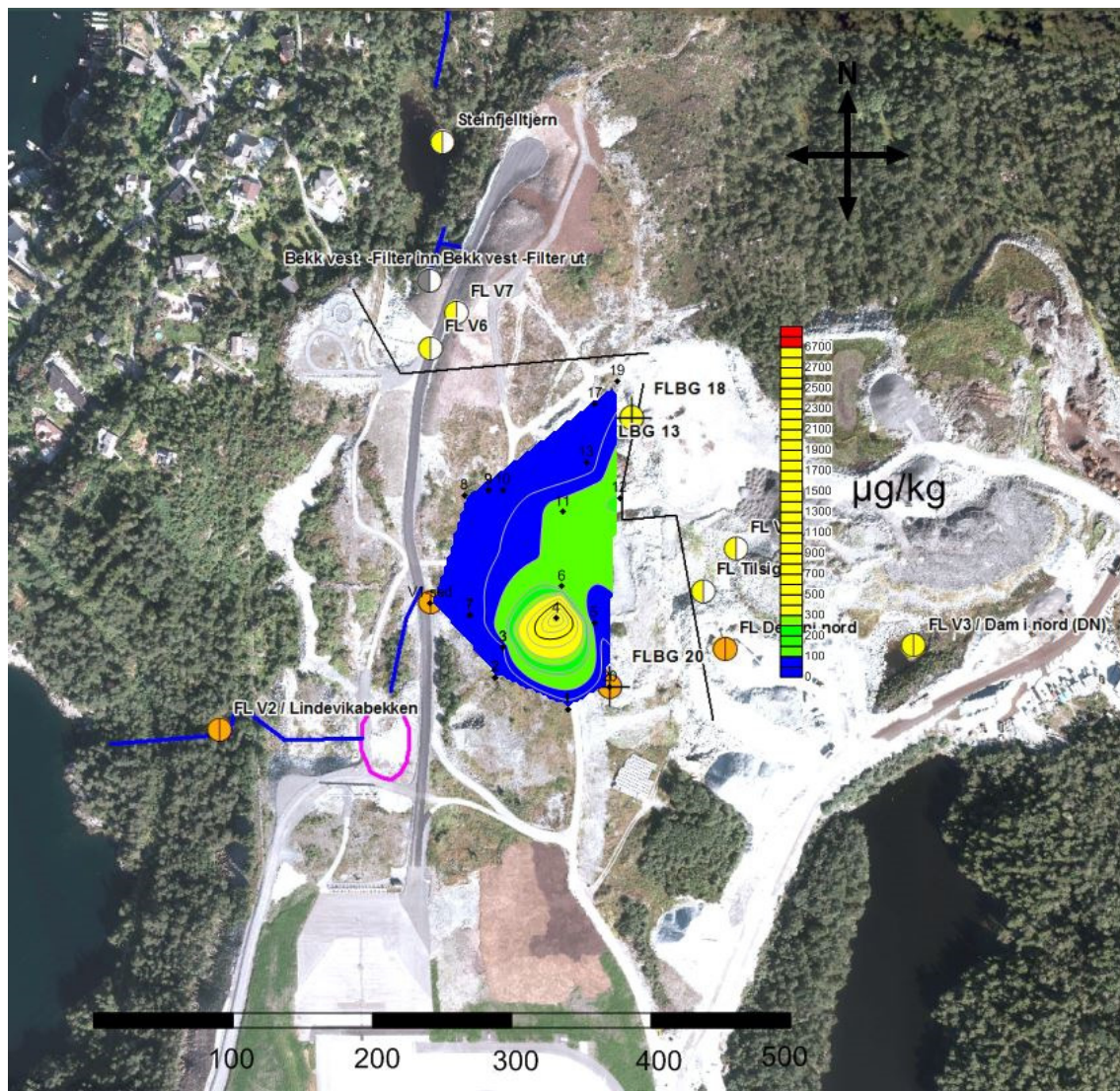
Det er analysert 23 prøver fordelt på 16 prøvepunkter. Det er kun 1 av disse prøvene som utelukkende er fra under 2 meter under terreng. 18 av prøvene er fra øverste 1 meter under terreng. De resterende 4 prøvene er blandprøver fra varierende lag. Datagrunnlaget er best for den øverste meter under terreng. I dypere lag er datagrunnlaget mangelfullt. Dette kan være en følge av at massene er grusige og at det er vanskelig å få gode prøver da det er begrenset med finstoff.

Figur 7-4 viser en interpolering av målt PFOS-konsentrasjon i punkter på og rundt gammel BØF. Denne interpoleringen er basert på hele jordprofilen. På grunn av manglende data fra dypere lag i jordprofilen har det ikke blitt vurdert som hensiktsmessig å dele opp i flere lag. De punktene som har analyser fra flere dyp viser noe høyere konsentrasjoner lenger nede i jordprofilen enn i topplaget (se Tabell 6-2).

PFOS konsentrasjonene fra feltet har et gjennomsnitt på 112 µg/kg (beregnet fra en interpolering av målinger).

Figur 7-4 viser interpolerte konsentrasjoner for det prøvetatte området. Utstrekningen av forurensset område er anslått til $21\,000 \pm 5\,000 \text{ m}^2$ (store deler av området, ca. $13\,000 \text{ m}^2$ har konsentrasjoner under normverdi). Usikkerheten på $5\,000 \text{ m}^2$ er satt skjønnsmessig, men er satt så stor på grunn av at forurensningen ikke er godt avgrenset i øst. Dybden på forurensset område vil variere, men har blitt vurdert til 3 ± 1 meter. Tettheten til massene er vurdert til $1\,600 \pm 400 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en mengde PFOS i grunnen på gammel BØF på $10 \pm 5 \text{ kg}$ (se 4.3.2 for metode for utregning).

Det er målt høyest PFOS-konsentrasjoner i sør ved sjakt 4 (FLB G 4). Det er også områder sør og øst for prøvetatt område med mistanke om lett PFOS-forurensede masser. Estimert på mengde PFOS i grunnen for gammel BØF omfatter ikke disse områdene.



Figur 7-4. 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". Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Bekker er markert med blå strek og snødeponi med rosa ring. Sort strek nord og øst for gammel BØF markerer et vannskille. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med lodrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

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

Viktige parametre for tidsestimatet er målte konsentrasjoner av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området.

I avsnitt 7.3.2 ble det estimert en mengde PFOS igjen i grunnen innenfor prøvetatt område på 10 ± 5 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom prøvetatt område er basert på et estimert nedbørsfelt på 111 000 m² (Figur 7-3) og en årlig infiltrasjon på 1,4 m/år. Analyseresultater fra vannprøver tatt i prøvepunkt FL V2 viser konsentrasjoner på ca. 1,1 µg PFOS per liter vann som drenerer fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer gjennom området på ca.

155 400 m³/år gir dette en utlekking av ca. 180 g PFOS per år. Med en mengde PFOS på 10 ± 5 kg vil det ta mellom 30 år og 80 år før all PFOS har lekket ut fra dette området (Tabell 7-2).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF. En annen feilkilde er at gamle brannøvingsfelt sør for prøvetatt område også drenerer til utløpet av Lindevikabekken. Hvis PFOS bidraget fra dette området er signifikant så vil det kunne ta mer enn 80 år før all PFOS har lekket ut. Usikkerhetene i dette tidsestimatet er altså stort.

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

Vekt PFOS totalt	10 ± 5	kg
Infiltrasjon	1,4	m/år
Areal nedbørsfelt til utløp bekk	111 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	155 400	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS ved FL V2 / Lindevikabekken	1,1	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	180	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	30-80	år

7.3.4 Konklusjon spredningsvurdering gammel BØF

De høyeste PFOS-konsentrasjonene i vannprøver kommer fra kjerneområdet med jordprøver (Figur 7-3). Dette området drenerer til Lindevikabekken og videre ut i Raunefjorden. Det aller meste av PFOS utlekkingen drenerer denne veien. Det er allikevel vannprøver nord og øst for dette kjerneområdet som sannsynliggjør at PFOS-forurensningene i området rundt gammel BØF ikke er endelig avgrenset. Dette kan sees i Figur 7-3 der vannprøver med forhøyede PFOS-konsentrasjoner er tatt utenfor nedbørsfeltet til området for gammelt BØF (med jordprøver). En forklaring kan være at sprekker i fjellet fører vann i retning som ikke tilsvarer gradienten på terrenget. Det er kjent at det er mellomlagret masser med mistanke om PFOS forurensning øst for prøvetatt område. Det er også kjent at det tidligere har vært brannøvingsaktivitet sør for dette området (under nordenden av rullebanen), som også trolig drenerer til Lindevikabekken. I vannprøvene fra FL V6, FL V7 og i Steinfjelltjern påvises PFOS i konsentrasjoner opptil 270 ng/l. Det kan være noe grunnvannsig fra ytterkanten av prøvetatt område som drenerer hit.

Hoveddelen av PFOS utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting.

Det er estimert at det er 10 ± 5 kg PFOS igjen i området der det er tatt jordprøver ved gammel BØF. Det er estimert at det har blitt brukt ca. 1 450 kg PFOS totalt på gammel BØF.

Tidsestimatet i avsnitt 7.3.3 på mellom 30 år og 80 år før all PFOS har drenert fra nedbørsfeltet er et estimat. Utlekking av PFOS per år vil avta etter hvert som det blir mindre PFOS igjen. Dette betyr at det kan være spor av PFOS i området lenger tid enn 80 år. Usikkerheten i tidsestimatet før all PFOS har lekket ut er stort på grunn av andre PFOS kilder i nedbørsfeltet til gammel BØF.

7.4 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF til kommunalt nett

Det er påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS i avløpsvannet fra oljeutskilleren ved det aktive brannøvingsfeltet. Det måles ikke vannmengder, men dette kan estimeres ut fra nedbørdata og vannforbruk ved øvelser. Utslipet føres til kommunalt nett med utløp i Raunefjorden på ca. 40 meters dybde ved Vedhamrane.

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 Raunefjorden via kommunalt nett. Gjennomsnittskonsentrasjonen i oljeutskilleren er 8 240 ng/l for PFOS og 20 150 ng/l for PFAS, men variasjonen i konsentrasjon er stor. Størrelsen på brannøvingsplattformen er ca. 710 m² og nedbørmengden er gjennomsnittlig 1,8 m/år. Det vil være lite evapotranspirasjon på brannøvingsfeltet i forhold til områder med vegetasjon så avrenningen estimeres til 1,6 m/år (1,4 m/år er brukt i utenfor selve plattformen). Dette gir en avrenning fra nedbør til oljeutskilleren på ca. 1 130 m³/år. I tillegg er det estimert at Avinor bruker ca. 400 m³/år vann til brannøvelser (basert på ca. 40 øvelser i året). Dette gir et totalt vannvolum som går gjennom oljeutskiller på ca. 1 530 m³/år.

Disse tallene gir et estimat på PFOS utlekking via oljeutskiller på ca. 15 g/år og utlekking av sum PFAS (inkl. PFOS) via oljeutskiller på ca. 30 g/år.

7.5 Konklusjon spredningskapittel

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 2 030 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og 430 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjø ved Flesland lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 15-45 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag.

Det årlige forbruket over en 30-årsperiode er beregnet til ca. 48 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 i størrelsesorden 0,35 kg PFOS pr år.

Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før utlekkingen opphører helt (over 200 år).

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 tilgrensende økosystem kan være at meitemark som blir spist av både fugler og dyr kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten, og slik bidra til transport av forurensing til nye områder og økosystemnivå. 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 kildeområdet. Det gis derfor her en kort beskrivelse av disse kvalitetene.

Naturen rundt Bergen lufthavn er preget av kystfuruskog, myrer, vann og bekker som drenerer til sjøen. Dette er økosystemer med flere viktige biologiske funksjoner.

Enkelte fuglearter som hegre, fiskender, havørn og ulike måkearter lever blant annet av fisk, som de kan hente både fra ferskvann og fra sjøen, og disse artene befinner seg på predatornivå og høyere i næringskjeden enn sine byttedyrarter. Dette gjelder også pattedyr som mink og oter som er vanlig på vestlandskysten <https://artskart.artsdatabanken.no>. For ytterligere områdebeskrivelse, se avsnitt 5.1.

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

Som nevnt i kapittel 7 har øving med brannskum på gammelt og aktivt brannøvingsfelt ført til at det har blitt spredd totalt ca. 2 030 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og 430 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjø ved Flesland lufthavn. Det er beregnet at det ligger igjen 15-45 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag og at det vil ta over hundre år før utlekkingen opphører. I de prøvetatte områdene ved det gamle brannøvingsfeltet ble det kun påvist PFOS/PFAS over normverdi i fire av jordprøvene, mens konsentrasjonene av PFOS gjennomgående var høyere ved det aktive brannøvingsfeltet øst for Langavatnet.

I henhold til kapittel 7, er den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PFOS i jordprøvene fra aktivt BØF og gammelt BØF beregnet til hhv. 1480 µg/kg og 112 µg/kg. Det forurensede arealet på aktivt og gammelt BØF er anslått til hhv. mellom 9 500 m² og 15 000 m², og 21 000 ± 5 000 m². Den store usikkerheten i arealstørrelsen skyldes at det forurensede området ikke er godt nok avgrenset ved prøvetakingen.

Det aktive brannøvingsfeltet er omgitt av skog på alle kanter, mens det i nærområdet til det gamle brannøvingsfeltet er mindre vegetasjon.

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

Ved Kristiansand lufthavn, Kjevik ble det samlet inn prøver fra vegetasjon, meitemark og storskogmus for å avklare om biota tilknyttet det terrestre miljøet blir påvirket av den forurensede grunnen (Gravem *et al.*, 2015).

I jord ved Kristiansand lufthavn, ble det funnet en gjennomsnittskonsentrasjon ved interpolering av de ulike prøvepunktene på 165 µg/kg ved det eldste brannøvingsfeltet (BØF 1) og 135 µg/kg ved det gamle brannøvingsfeltet (BØF 2) ned til 2 meters dyp. De beregnede spredningsområdene for forurensingen ved Kristiansand lufthavn ($10\,000 \pm 4\,000\text{ m}^2$ ved BØF 1 og $15\,000 \pm 4\,000\text{ m}^2$ ved BØF 2) (Gravem *et al.*, 2015) er dermed noe mindre enn beregnet forurenset areal ved Bergen lufthavn.

Ved Kristiansand lufthavn ble det funnet at PFAS i liten grad ble tatt opp i blader av svartor, mens konsentrasjonen i bjørkeblader generelt var høyere. Dette viser at vegetasjonen tar opp PFAS, og at det trolig skjer en biomagnifisering der.

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

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

Fra en undersøkelse gjennomført i USA (Kannan *et al.*, 2002) ble det eksempelvis funnet opp til 5140 µg/kg vv av PFOS i lever i mink, som i stor grad lever av fisk. Det ble også funnet andre PFAS, men i lavere konsentrasjoner. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i individer som ble samlet inn i tilknytning til urbaniserte og eller industrialiserte områder. I den samme undersøkelsen ble det funnet konsentrasjoner av PFOS i lever fra elvelevende oter som varierte mellom 25 til 994 µg/kg vv. Dette eksempelet viser at det er registrert høye verdier av PFOS hos dyr på høyt nivå i næringskjeden.

I følge spredningsvurderingen gitt i kapittel 7.2.2 er ikke det forurensede området ved aktivt BØF ved Bergen lufthavn godt avgrenset, noe som skaper større usikkerhet om påvirkningen på det terrestre økosystemet her. Arealet på det gamle BØF er vurdert til å være noe større, men gjennomsnittskonsentrasjonen i jord er lavere der.

Med forbehold om denne usikkerheten er det likevel grunn til å anta at området der forurensingen ligger er forholdsvis begrenset, og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området, slik erfaringen er fra andre brannøvingsfelt (Gravem *et al.*, 2005; Kaasa *et al.*, 2015; Jensen *et al.*, in prep a). Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og relativt få individer til stede som kan påvirke tilgrensende økosystem. Det er derimot registrert en del sårbare og sterkt truede fuglearter i området som lever i tilknytning ferskvann og terrestrisk miljø, noe som øker konsekvensen av en eventuell påvirkning. Det foreligger ikke opplysninger om disse artene hekker i området.

Sammenlignes gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i jord funnet ved Kristiansand og Bergen lufthavn er den ca. 10 ganger høyere ved det aktive brannøvingsfeltet i Bergen enn ved de to brannøvingsfeltene ved Kristiansand lufthavn, noe som øker risikoen for påvirkning av terrestrisk fauna ved Bergen lufthavn. Jordkonsentrasjonene ved det gamle

brannøvingsfeltet ved Bergen lufthavn er derimot på nivå med nivåene funnet ved Kristiansand lufthavn og følgelig mer sammenlignbare.

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

I forhold til gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer kan effekten av spredning av PFAS via biota fra forurenset område ved aktivt og gammelt BØF ved Bergen lufthavn være av relativt beskjeden karakter. Usikkerheten i arealstørrelse, relativt høye konsentrasjoner i jord og hensynet til sårbare og kritisk truede arter tilsier at risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem vurderes som lav til moderat.

8.1.2 Ferskvann

Som nevnt finnes det flere innsjøer og tjern rundt Bergen lufthavn, som Langavatnet og Auretjørna, mens Skjenavatnet og Lønningstjørna er helt eller delvis gjenfylt. Vassdragene lå opprinnelig i et kystlandskap med blandingsskog og våtmark.

Det er samlet inn en rekke vannprøver i Lindevikabekken, som drenerer det gamle brannøvingsfeltet (klasse IV – *Dårlig*). Da biotaundersøkelsen ble gjennomført forelå ikke disse resultatene og det ble ikke vurdert å være nødvendig å undersøke ferskvannsbiotaen i dette området.

Ved det aktive brannøvingsfeltet som drenerer til Langavatnet via Auretjørna, er det kun tatt en prøve i bekken som renner fra Auretjørna til Langavatnet, samt en prøve i Langavatnet nær utløpet av bekken, og en prøve på 17 meters dyp i Langavatnet. Resultatene av alle disse prøvene viste konsentrasjoner av PFAS tilsvarende klasse III - *Moderat*.

I Langavatnet finnes som tidligere nevnt ørret, ål og trepigget stingsild. I Fleslandselven som er utløpsbekk for Langavatnet finnes ål og en bestand av sjøørret.

I undersøkelsen gjennomført av Sweco i juni 2012, ble det analysert muskelprøver av ørret. Gjennomsnittskonsentrasjonen for PFAS for de ni analyserte individene var 62,4 µg/kg vv, noe som indikerer en miljøtilstand i kategori III - *Moderat*.

Som vist i kapittel 6.6.2.3 er beregnet gjennomsnittskonsentrasjon i lever 1385 µg/kg vv, om det gjennomsnittlige forholdstallet (22,2) funnet mellom muskel og lever i ørret fra Kjerkvatnet ved Evenes lufthavn (Kaasa *et al.*, 2015) og ørreter fanget i Leirin ved Fagernes lufthavn (Gravem *et al.*, in prep) benyttes. Og videre blir beregnet gjennomsnittskonsentrasjon i hel ørret på ca. 350 µg/kg vv om det gjennomsnittlige forholdstallet (5,6) funnet mellom muskel og hel fisk i ørret fra Leirin ved Fagernes lufthavn (Gravem *et al.*, in prep) og i en bekk ved Sogndal lufthavn (Jensen *et al.*, in prep b) benyttes. Dette indikerer en miljøtilstand i kategori IV - *Dårlig*.

I 2009 ble det som en del av en større undersøkelse i regi av KLIF samlet inn sedimentprøver og analysert fire prøver av lever fra ørret fanget i Langavatnet (Møskeland *et al.*, 2010). Konsentrasjonen av PFOS i tre sedimentprøver fra Langavatnet fra 2009 var 63, 69 og 53 µg/kg d.w (hhv klasse IV, IV og III, jmf. Tabell 4-2). De høyeste konsentrasjonene i fiskelever ble påvist for PFOS (2082 – 2532 µg/kg vv) og PFHxS (118 – 286 µg/kg vv).

En direkte sammenligning av resultatene fra 2009 og 2012 er vanskelig. Det kan likevel se ut som om konsentrasjonen i lever hos ørret var høyere i 2009 enn det som ble beregnet for

lever i 2012. Benyttes forholdstallet på 22,2, blir beregnet konsentrasjon av PFOS i muskel for ørret fanget i 2009 mellom 94 og 114 µg/kg vv (tilsvarer mellom 526 og 638 µg PFOS/kg vv i hel fisk). Dette indikerer også kategori IV - *Dårlig miljøtilstand*. Det understrekes at disse beregningene er beheftet med store usikkerhet.

Høsten 2012 ble det gjort en ny undersøkelse på oppdrag av AVINOR i Langavatnet, Fleslandselven og Lønningsbekken, som omfattet vannkjemi, begroingsalger, vannplanter, bunndyr og fisk (Velle *et al.*, 2013). Hensikten med undersøkelsen var å vurdere den økologiske tilstanden i disse vannforekomstene. Basert på de innsamlede dataene ble den økologiske statusen i Fleslandselven og Lønningsbekken vurdert som «Dårlig», mens Langavatnet fikk statusen «Moderat». I henhold til Velle *et al.* (2013) skjedde det en forverring av økologisk status fra 2009 til 2012. Som helhet fikk vassdragene på Flesland karakteristikken «Dårlig» økologisk status. Hovedårsaken til denne konklusjonen var organisk forurensing og forringet habitat. Mest sannsynlig var hovedkilden til organisk belastning avrenning av uomsatt nitrogen og steinstøv som følge av anleggsvirksomhet, fjellboring og sprengingsvirksomhet (Velle *et al.*, 2013). Det ble også målt høye konsentrasjoner av kobber i vannet i vassdragene, tilsvarende kjemisk tilstandsklasse «Svært dårlig». Kilden til dette kobberet er ikke kjent. I denne undersøkelsen ble det også analysert på perfluoreerte forbindelser i ørret fra Lønningsbekken og Fleslandselven, samt i ål i Fleslandselven. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel fra tre ørret fanget i Fleslandselven var 70,2 µg/kg vv (gjennomsnittslengde 25 cm). Ørreten som ble fanget i Lønningsbekken var mindre (16 cm), men hadde betydelig høyere konsentrasjon av PFAS i muskelprøven (366,0 µg/kg vv). I muskelprøven fra ål var konsentrasjonen av PFAS 243,0 µg/kg vv. I alt ble det påvist 14 ulike PFAS i prøvene, hvorav PFOS utgjorde mellom 74,9 til 83,8 %. Det ble konkludert med at konsentrasjonene av PFAS i fisken var høye, men at de sannsynligvis ikke overskrider toksiske nivå (Velle *et al.*, 2013).

Benyttes forholdstallet 5,6 (se kapittel 6.6.2.3), blir beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av PFAS i hel ørret fanget i Fleslandselven på ca. 390 µg/kg vv og på ørreten fra Lønningsbekken på ca. 2050 µg/kg vv, noe som tilsvarende kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

Det er ikke kjent om det foreligger vannprøver fra Langavatnet i 2009 (Møskeland *et al.*, 2010) eller fra Lønningsbekken og Fleslandselven i 2012 (Velle *et al.*, 2013), da det ble samlet inn biota i disse prosjektene. Det kan dermed ikke beregnes eventuell bioakkumulering av PFAS for fisken som ble fanget da. Det finnes heller ikke vannprøver fra Langavatnet samtidig med at ørreten ble fanget der i 2012, derimot finnes to vannprøver fra 2014 (gjsn. ca. 42 ng PFOS/l), hvorav den ene ble tatt på 17 meters dyp. Benyttes denne konsentrasjonen, indikerer dette en betydelig bioakkumulering fra vann til ørret på ca. 21 000. Tilsvarende bioakkumulering i ørret fanget ved Sogndal lufthavn ligger i området 2000 – 4500 (Jensen *et al.*, in prep b) og ved Fagernes lufthavn på ca. 5500 (Gravem *et al.*, in prep). En mulig forklaring på den høye bioakkumuleringen av PFAS i ørret i Langavatnet kan være at det fremdeles er relativt høye konsentrasjoner av PFAS i sedimentene, slik det ble påvist i 2009 (Møskeland *et al.*, 2010), og at PFAS tas opp i ørretens næringsdyr og dermed oppkonsentreres i næringskjeden. I tillegg er det mulig at konsentrasjonen i vannet i Langavatnet var høyere i 2012 enn det som ble påvist i 2014.

De relativt høye konsentrasjonene av PFAS i muskel av ørret og beregnet bioakkumulering viser tydelig at det foregår et opptak i biota i tilknytning til Bergen lufthavn. Fordi fugler og pattedyr som regel spiser hele individer av fisk, kan de observerte konsentrasjonene i biota ha en økologisk konsekvens dersom ørret er viktig føde. I hvilken grad dette forekommer her, er imidlertid usikkert.

Området der forurensingen befinner seg er imidlertid avgrenset, og selv om inngjerdingen ikke forhindrer fugl og små pattedyr å ta seg inn, er trolig ikke de registrerte konsentrasjonene av PFAS høye nok til å gi uheldige effekter på tilgrensende økosystem, ref. *Loi et al.*, 2011; *Xu et al.*, 2014.

Fordi det foreligger svært få relevante vannprøver, biota fra bare ett trofisk nivå og kun på en lokalitet i denne undersøkelsen, er det en usikkerhet knyttet til risikovurderingen for økosystemet. Resultatene fra undersøkelsene i 2009 (*Møskeland et al.*, 2010) og høsten 2012 (*Velle et al.*, 2013), gir imidlertid et noe styrket grunnlag for vurderingen, og tilsier at risikoen for skade på økosystemet i ferskvann og tilgrensende terrestriske økosystem vurderes som lav til moderat. Bruk av moderat risiko begrunnes med blant annet forekomst av diverse sårbare fugler og ål.

8.1.3 Marint miljø

Det er ikke kjent at det foreligger vannprøver eller sedimentprøver fra marint miljø utenfor Bergen lufthavn. Biotaprøver ble samlet inn i sjøen rett utenfor der Fleslandselven munner ut. Fleslandselven drenerer Langvatnet, som mottar avrenning fra det aktive brannøvingfeltet.

Det ble imidlertid ikke funnet PFAS over deteksjonsgrensen i zooplankton, kuskjell eller i muskel av torsk. I muskelprøver av lyr ble det kun påvist PFOS over deteksjonsgrensen i ett av i alt ti individer som ble analysert. Konsentrasjonen var 1,8 µg/kg vv, noe som er godt under EQS_{biota} (9,1 µg/kg vv).

I undersøkelsen fra 2009 (*Møskeland et al.*, 2010) ble det analysert for et utvalg av PFAS i blåskjell og krabber samlet inn fra omtrent samme området der biota ble hentet fra i 2012 i denne undersøkelsen. I blåskjell ble det kun påvist PFTTrDA (gjsn. 0,41 µg/kg tørrvekt), mens det i krabber ble funnet PFDS (0,13 – 0,56 µg/kg vv), PFOS (0,8 – 4,9 µg/kg vv) og PFHxS (0,12 – 0,46 µg/kg vv).

En årsak til de lave nivåene av PFAS i den analyserte biotaen kan være at det er stor vannutskifting der innsamlingen foregikk.

De påviste konsentrasjonene i marin biota i denne undersøkelsen og i den gjort av *Møskeland et al.* (2010), indikerer en miljøtilstand tilsvarende Klasse I *Bakgrunn / ikke påvist* til Klasse II *God*. Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS i marint miljø, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Bergen lufthavn kan gi uheldige økologiske konsekvenser i det marine økosystemet.

Det hefter imidlertid en viss usikkerhet knyttet til fauna som befinner seg i sjøen rett utenfor utløpet av Lindevikabekken ca. 1,1 km nord for der biotaprøvene ble samlet inn i 2009 og 2012. I denne bekken ble det påvist forholdsvis høy konsentrasjon av PFAS i vannet. Det foreligger imidlertid ikke vannprøver fra Fleslandselven som kan gi et sammenligningsgrunnlag for å kunne vurdere en eventuell påvirkning i sjøen utenfor. Gitt de lave konsentrasjonene av PFAS som ble påvist i biota i fjorden utenfor utløpet av Fleslandselven som ligger såpass nær utløpet fra Lindevikabekken, er det trolig at risikoen for skadelig påvirkning av tilgrensende marine økosystem på grunn av dagens tilførsel av PFAS fra Bergen lufthavn er svært liten.

8.2 Matbiota og risiko

Det ligger flere vann og tjern i tilknytning til Bergen lufthavn. Langavatnet som ble undersøkt har en fin ørretbestand, men innsjøen er ikke tilgjengelig for allment fiske da det er gjerdet inn. I Fleslandselven finnes ål og en liten bestand av sjøørret, i hvilken grad det utøves fiske på denne bestanden er ikke kjent. I sjøen utenfor Bergen lufthavn forekommer trolig både fritidsfiske og yrkesfiske.

Det er funnet PFAS i alle prøvene av ørret som er tatt i Langavatnet i denne undersøkelsen og gjennomsnittlig konsentrasjon i muskel var 62,4 µg /kg vv. Tilsvarende ble det i undersøkelsen fra 2012 (Velle *et al.*, 2013) påvist en gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS i muskel fra tre ørret (gjennomsnittslengde på 25 cm) fra Fleslandselven på 70,2 µg/kg vv. Dette er omtrent samme nivå som ble påvist i muskelprøvene av ørreten som ble fanget i Langavatnet. I en muskelprøve fra en mindre ørret (16 cm) fra Lønningsbekken var konsentrasjon av PFAS høyere (366,0 µg/kg vv). Størrelsen på denne fisken gjør at den ikke er aktuell som menneskeemat. Den høye konsentrasjonen i den forholdsvis lille fisken samsvarer med resultatet fra Langavatnet der konsentrasjonen i muskel synes å avta med økende lengde (se Figur 6-10). Årsaken til høyere konsentrasjon i ørreten fra Lønningsbekken kan imidlertid også være at denne lokaliteten er kraftigere påvirket av PFAS enn Langavatnet.

I muskelprøven fra ål fanget i Fleslandselven var konsentrasjonen av PFAS 243,0 µg/kg vv (Velle *et al.*, 2013). Ålen er imidlertid rødlistet, og dermed fredet og følgelig ikke aktuell som matbiota.

Med hensyn til matfisk i marint miljø ble det kun påvist PFAS i ett av ti individer av lyr. Konsentrasjonen var 1,08 µg PFOS/kg vv i det ene individet, ligger følgelig godt under grensen for god vannkvalitet (9,1 µg/kg vv).

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

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har vurdert analysedata fra fisk fanget ved Bergen lufthavn i tilknytning til denne undersøkelsen i 2012. Mattilsynet (2013) skriver at «Resultatet viser en tilførsel av PFOS som lekker ut i vannet. De målte verdiene fra fiskefilet ville gi et opptak som er under TWI (tolererbart ukentlig opptak), men Langavatnet er inne på selve flyplassområdet og allmenheten har ingen adgang der. Det er ellers kun påvist forekomst av PFC-forbindelser i noen fisk i sjøen. På denne bakgrunn konkluderer Mattilsynet at mattryggheten er ivaretatt, og derfor er det ikke grunnlag for advarsel/kostholdsrad for filet av ferskvannsfisk eller sjømat på grunn av PFOS det er analysert for i undersøkelsen.»

Analyseresultater fra undersøkelsen «Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn, Flesland» (Velle *et al.*, 2013) er ikke vurdert av Mattilsynet. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i ørreten som ble fanget i Fleslandselven, og som kan være aktuell som mat, var noe høyere enn i ørreten som ble vurdert fra Langavatnet.

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Bergen lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensing i biota, jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 PFAS i jord og vann

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 2 030 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og 430 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjø ved Flesland lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 15-45 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag.

Det årlige forbruket over en 30-årsperiode er beregnet til ca. 48 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 i størrelsesorden 0,35 kg PFOS pr år.

Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før utlekkingen opphører helt (over 200 år).

Prøvetaking 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 effekt av utslippet og er ikke alltid representative for resipienten som helhet. Ytterligere prøvetaking av vann vil være nyttig også fremover for å få data på mulige kilder som ikke tidligere har vært dokumentert og følge utviklingen i spredningssituasjonen av PFAS/PFOS fra lufthavna.

Aktivt brannøvingsfelt

Det er estimert at det er fra 10-30 kg PFOS i grunnen rundt aktiv BØF. Det er påvist relativt høye PFOS-konsentrasjoner i grunnvann (brønnen Brønnfelt 3). Utlekkingen fra området vil sannsynligvis ende i bekken fra Auretjern som renner nord og vest for feltet og deretter renner ut i Langavatnet. Bekken drenerer området raskere enn tilfellet ville vært hvis transport foregikk kun med grunnvann. Allikevel er det sannsynlig at transporten av PFOS fra aktiv BØF og til bekken går sakte på grunn av høy adsorpsjon av PFOS til organisk materiale i skogbunnen.

Langavatnet ligger inne på lufthavnens område og mottar avrenning fra aktivitet på terminalområdet, samt arealene på og nedenfor det aktive brannøvingsfeltet. Massene på det aktive brannøvingsfeltet har et innhold av PFOS i klasse III, moderat, mens på det nedlagte feltet er det bare en av jordprøvene som viser tilsvarende høye konsentrasjoner. Grunnvannsprøver med avrenning mot Lavangsvatnet viser konsentrasjoner av PFOS i klasse III (nedlagt felt) og klasse IV (aktivt felt). Her er det påvist lave konsentrasjoner, men dette bør følges opp med flere prøvetakinger.

Det er påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS i avløpsvannet fra oljeutskilleren ved det aktive brannøvingsfeltet. Utslipet føres til kommunalt nett og kommunalt renseanlegg før det føres til utløp i Raunefjorden.

I sør ligger Lønningsbekken hvor det også er påvist lave konsentrasjoner av PFOS. Lønningstjernet oppstrøms er fylt igjen og sedimenter er flyttet til masselagringsområdet/«Deponi nord».

Gammelt brannøvingsfelt

Avrenningen fra områder med påvist eller kjent risiko for PFAS-forurensning i nordvest vil hovedsakelig føres til Lindevikabekken hvor det er påvist moderate konsentrasjoner av PFOS, og videre ut i Raunefjorden. Noe avrenning fra det gamle brannøvingsfeltet kan føres nordover mot Steinfjelltjern, men her er det kun påvist lave PFOS-konsentrasjoner. Det kan ikke utelukkes at noe av avrenningen fra det gamle brannøvingsfeltet kan gå mot Langavatnet (f.eks. i sprekker i fjell).

Det er ikke påvist vesentlige konsentrasjoner av PFOS/PFOA i massene ved det gamle brannøvingsfeltet ved Bergen lufthavn. Resultatene kan delvis forklares med at det er lite løsmasser på området, samt at det er fjernet løsmasser fra området. De høyeste PFOS-konsentrasjonene i vannprøver kommer fra kjerneområdet med jordprøver (Figur 7-3). Det er allikevel vannprøver nord og øst for dette kjerneområdet som sannsynliggjør at PFOS-forurensningene i området rundt gammel BØF ikke er endelig avgrenset. Dette kan sees i Figur 7-3 der vannprøver med forhøyede PFOS-konsentrasjoner er tatt utenfor nedbørsfeltet til området for gammelt BØF (med jordprøver). En forklaring kan være at sprekker i fjellet fører vann i retning som ikke tilsvarer gradienten på terrenget. Det er kjent at det er mellomlagret masser med mistanke om PFOS forurensning øst for prøvetatt område. Det er også kjent at det tidligere har vært brannøvingsaktivitet sør for dette området (under nordenden av rullebanen), som også trolig drenerer til Lindevikabekken. I vannprøvene fra FL V6, FL V7 og i Steinfjelltjern påvises PFOS i konsentrasjoner opptil 270 ng/l. Det kan være noe grunnvannsig fra ytterkanten av prøvetatt område som drenerer hit.

Hoveddelen av PFOS utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting.

Det er estimert at det er 10 ± 5 kg PFOS igjen i området der det er tatt jordprøver ved gammel BØF. Det er estimert at det har blitt brukt ca. 1 450 kg PFOS totalt på gammel BØF.

I etterkant av grunnundersøkelsene har det kommet fram informasjon om at ett område, som i dag ligger under selve fyllingen for RWY nord, også er blitt benyttet til brannøvelser. Massene ved disse områdene er ikke kartlagt. Området er forventet å drenere til Lindevikabekken, på samme måte som det nedlagte brannøvingsfeltet.

9.2 Mattrygghet

Mattilsynet har gått gjennom data fra fisk og strandbiota fanget i 2012 og konkluderer med at mattryggheten ved Bergen lufthavn er ivaretatt. På bakgrunn av fremlagte analyser fra 2012 er det ikke grunnlag for kostholdsråd for ferskvannsfisk fra Langavatnet eller sjømat på grunn av innhold av PFOS ved Bergen lufthavn (Mattilsynet, 2013).

9.3 Risiko for økosystem

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene er med bakgrunn i analyseresultatene av biota fra Langavatnet er klassifisert til kategori IV - *Dårlig miljøtilstand*. Med bakgrunn i data fra Kristiansand Lufthavn Kjevik og relativt høye konsentrasjoner av PFAS i jord, er det forventet at dette også er situasjonen for det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene ved Bergen Lufthavn. I marint område i fjorden utenfor utløpet av Fleslandselven er miljøtilstanden klassifisert til intervallet kategori I - *Bakgrunn/ikke påvist* til kategori II - *God*.

Hvilke effekter de påviste konsentrasjonene i fisk og strandbiota kan ha på andre organismer som lever i økosystemene, er vanskelig å gi et godt svar på. De relativt høye konsentrasjonene i ørret fra Langavatnet tyder imidlertid på at organismer på lavere og høyere trofiske nivå også er påvirket i dette vassdraget. Utfordringen er at skadeeffekter på individer økosystemer er svært vanskelig å påvise i viltlevende arter.

Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en bioakkumulering av PFAS i biota, også i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltene.

Det er også trolig at organismer som befinner seg på et høyere trofisk nivå enn de som er undersøkt i denne undersøkelsen, kan inneholde høyere konsentrasjoner av PFAS enn de som er påvist. Dette gjelder for eksempel fiskespisende fugl, rovfugl, mink og oter dersom de tar sin føde fra dette området. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse.

I forhold til Avinor sin målsetning om å ivareta god vannkvalitet (9,1 µg PFAS/kg vv) viser innsamlede data høyere konsentrasjoner i muskel av ørret fanget i Langavatnet i denne undersøkelsen. Det samme gjelder konsentrasjonene i ørretmuskel fra Fleslandselven, og i muskel av ål fanget i samme elv (Velle *et al.*, 2013). Utfordringer i forhold til å beskrive fremtidig utvikling av PFAS i økosystemene rundt Bergen lufthavn er knyttet til usikkerhet rundt avgrensningen av forurensningen, mengde PFAS som ligger igjen i lufthavnsområdet og spredningsveier inn i økosystemene. I kapittel 7 er det konkludert med at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt. Med et slikt utgangspunkt er det over tid grunn til å forvente avtagende innhold av PFAS i fisk og andre arter som tar opp disse forbindelsene.

Erfaring fra denne undersøkelsen viser at biotaprøver synes egnet til å bidra i sporing av PFAS-forurensning, og likeså er de egnet til å dokumentere forurensningstilstand og utvikling i lokale økosystem over tid.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensningen av PFAS fra Bergen lufthavn gir uheldige økologiske konsekvenser i marint miljø. For ferskvannsmiljøet er det heller ikke grunnlag for å anta at konsentrasjonene av PFAS i biota kan føre til økologiske konsekvenser, men det kan heller ikke utelukkes, da kunnskapen om dette er mangelfull. Fra det terrestre miljøet mangler data fra biota, men forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i jord ved brannøvingsfeltene, sannsynliggjør høye konsentrasjoner av PFAS i for eksempel meitemark, slik det er påvist ved Kristiansand lufthavn (Gravem *et al.*, 2015) og Trondheim lufthavn (Jensen *et al.*, in prep a). Der ble det imidlertid konkludert med at området der forurensningen ligger er forholdsvis lite og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området. Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og få individer til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem. Dette er trolig også tilfelle for det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltene ved Bergen lufthavn.

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.
- Fjeldseth, Ø og Tørmoe, Ø. *Fisk i Norge*. Faktum forlag, 1997. - 149 s. (Faktaserien ; 20) ISBN 82-540-0254-1
- Giesy, JP, Kannan, K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.
- Glynn A, Cantillana T, Bjermo H. (2013). Riskvärdering av perfluorerande alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Livsmedelsverket (National Food Agency, Sweden) ISSN 1104-7089.
- Grandjean, P., Budtz-Jørgensen. (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), **12**:35, 7 p.

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

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.

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, Salihovic S, Jogsten IE, Thomsen C, Bavel B van, Lindström G, Becher G. (2010). Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. *Chemosphere* 80:1137–1143.

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.

Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B, and Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Gabriesen, G.W. 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., Gregersen, H., Gravem, F.R., Søvik, M.-L., Været, L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep a). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Trondheim lufthavn, Værnes. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jensen, J.G.B., Kaasa, H., Gregersen, H., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Været, L., Gravem, F.R. og Grootjans, K. (in prep b). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Sogndal lufthavn, Haukåsen. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

Jensen, J.G.B., Hveding, Ø., Breyholtz, B., Været, L., Halvorsen, E., Gravem, F.R., Kaasa, H. (in prep d). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Ålesund lufthavn, Vigra. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

- Johanson, S.M., 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.
- Jonsson, N. & Finstad, B. 1995. Sjøørret: økologi, fysiologi og atferd. NINA Fagrapport 06: 1-32.
- Jonsson, B. (Red.), Semb-Johansson, A. (Red.), Frislid, R. (Billedred.) 1996. Norges dyr. Fiskene 1. ISBN 82-02-13562-1.
- 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 B, Järnberg. (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.

Møskeland, T., Arp H.P., Nyholm, J.R., Grabic, R., Andersson, P., Karrman, A., Elgh-Eahlgren, K. og Venzi, M.S. (2010). Environmental screening of selected «new» brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009. In: KLIF (ed.). Statlig Program for Forurensingsovervåking, 157 s.

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.

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, AP., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

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

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.

Rådgivende Biologer AS (2009), Miljøkvalitet I innsjøer og bekker ved Bergen Lufthavn Flesland høsten 2009.

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 – Bergen lufthavn, Flesland. Rapport 168180-150-1 rev 1.
- van Asselt E.D., Rietra R.P.J.J., Romkens P.F.A.M., Fels-Klerx H.J. (2011). Perfluorooctane sulphonate (PFOS) throughout the food production chain. Food Chem 128:1–6.
- van Asselt E.D., Kowalczyk J., van Eijkeren J.C.H., Zeilmaker M.J., 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.
- Velle, G., Andersen, G.L., Haave, M., Pulg, U. og Schneider, S. (2013). Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn, Flesland. LFI - Rapport nr. 212. 83 + 15 sider vedlegg.
- Wiborg, K.Fr. og Bøhle, B. 1968. Forekomster av matnyttige skjell (muslinger) i norske kystfarvann (med et tillegg om sjøsnegler). Fiskets Gang nr. 8, 22. februar 1968 og Fiskets Gang nr. 9, 29. februar 1968. Fiskeridirektoratet, Bergen.
- 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

<https://snl.no/kuskjell>

<https://artskart.artsdatabanken.no>

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.

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

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

Ørret/sjørret (*Salmo trutta*) er vanlig i hele Norge. Arten finnes både som en stasjonær form, der den tilbringer hele livet i ferskvann, og i en variant der en del av bestanden foretar årlige næringsvandring ut i sjøen (anadrom form eller sjørret). Om et individ skal bli stasjonær eller anadrom, i en bestand der utvandring til sjøen er mulig, avhenger delvis av fiskens veksthastighet i ungstadiet, delvis av nedarvete forhold. I ferskvann finnes ørret i nær sagt alle vassdrag og innsjøer i innlandet. Den viktigste næringen når den lever i ferskvann er insekter, bunndyr, dyreplankton og småfisk. Hvis den når en viss lengde kan den gå over på fiskediett.

Når den delen av bestanden som blir sjørret når en viss størrelse ved 1 – 7 års alder gjennomgår den en smoltifisering, som gjør det mulig for den å leve i sjøvann. Alderen for smoltifisering øker med økende breddegrad (Jonssen og Finstad 1995). Utvandringen fra ferskvann til sjøen foregår om våren, men foregår senere på våren i nord enn i sør. Sjørreten foretar sesongmessige vandring, ofte mindre enn 100 km fra utløpet av hjemelva. Om høsten returnerer som oftest en stor del av bestanden tilbake til hjemelva og tilbringer vinteren der, selv om den ikke skal gyte. Kjønnsmodning inntreffer som oftest etter to til tre sesongvandring i sjøen. I havet vokser den godt og ernærer seg hovedsakelig av fisk, krepsdyr og manglebørstemark. Alder ved kjønnsmodning varierer fra 2 til 10 år og den gyter for det meste på rennende vann om høsten.



Figur 1. Ørret (*Salmo trutta*) er vanlig i hele Norge, både i saltvann og i ferskvann.

Foto: Finn R. Gravem

Dyreplankton, eller zooplankton, er de heterotrofe (organismer som trenger organiske næringsstoffer) artene av plankton. De skiller seg fra gruppen av autotrofe (lever av uorganisk næring) planktoniske organismer (planteplankton). De fleste dyreplankton er eukaryote organismer som verken er flercellede dyr, flercellede sopper eller planter (protister). Det er imidlertid mange dyr som lever planktonisk hele (holoplankton) eller deler av livet (meroplankton). Bortsett fra noen unntak (f.eks. maneter og krill) er de som regel for små til å kunne sees med det blotte øye. De fleste arter av dyreplankton er filterspisere, men noen er også detritivore. Detritivore organismer livnærer seg av dødt organisk materiale i partikkelform. Føden består da av døde kroppar eller rester av organismer inkludert avføring.

Dyreplankton utgjør tre hovedgrupper:

- Mikrozooplankton (0,01 mm), som i norske farvann er dominert av larvene til virvelløse bentiske (bunnlevende) dyr.
- Mesozooplankton (0,1–1 mm), som i norske farvann omfatter planteetende hoppekreps samt de beiteartene raudåte, feitåte og ishavsåte. I Nord-Atlanteren lever også åte-arten *Calanus helgolandicus* som lett forveksles med raudåte.
- Makrozooplankton (> 1 cm), som domineres av maneter og ulike arter av krill, samt dyreetende tanglopper, Medusae, planteetende svarte vingesnegler, dyreetende

hvitevingesnegler, kamsnegler og ikke minst fiskelarver.

Dyreplankton følger vannmassenes bevegelser og har liten horisontal egenbevegelse. Noen grupper plankton har evnen til å foreta vertikale døgnavandringer i vannet.

Dyreplankton utgjør grunnpilaren for marint liv. Mye av grunnlaget blir også utnyttet kommersielt som råvarer til fiskeolje og fiskefor. Større makrozooplankton er en viktig matkilde for fisk og sjøfugl.



Figur 2. Dyreplankton. Kilde: www.ndla.no

Kuskjell (*Arctica islandica*), er vanlig langs Norskekysten. Kuskjellet (se Figur 3) graver i sand og mudder fra nederst i fjæra til dypere vann. Det kan bli opp til 12 cm og lever vanligvis nedgravet i mudder og sand slik at bare de korte sifonene stikker opp (Wiborg og Bøhle 1968). Fødepartikler skilles fra vann strømmen, og avføringen pumpes ut gjennom "ut"-siphonen. Muslingen forekommer fra tidevannssonen og nedover, vanligvis på 5 til 25 meters dyp. Kuskjellene kan bli svært gamle (over 400-500 år). Kuskjell er av stor betydning på Island som agnskjell. De kan spises, og blir spist i andre europeiske land. I USA høstes flere hundre tusen tonn årlig. I Norge blir de også brukt som agnskjell <https://snl.no/kuskjell>. Steinbit spiser kuskjell.



Figur 3. Kuskjell fanget i Bergen.
Foto: Finn R. Gravem

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 4) 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 Nord-Vestlandet. Den kan bli mer enn 20 år gammel. Torsken er allsidig i matveien og spiser all slags fisk til og med sine egne artsfrender. Sild, lodde, uer, og øyepål er fiskearter den setter pris på, men den tar også krepsdyr. Som for eksempel reker, krill, og raudåte. Av bunndyr liker den børstemark, slangestjerner, og muslinger (Fjeldseth og Tørmoe, 1997; Jonsson og Semb-Johansson, 1996; Pethon, 1985).



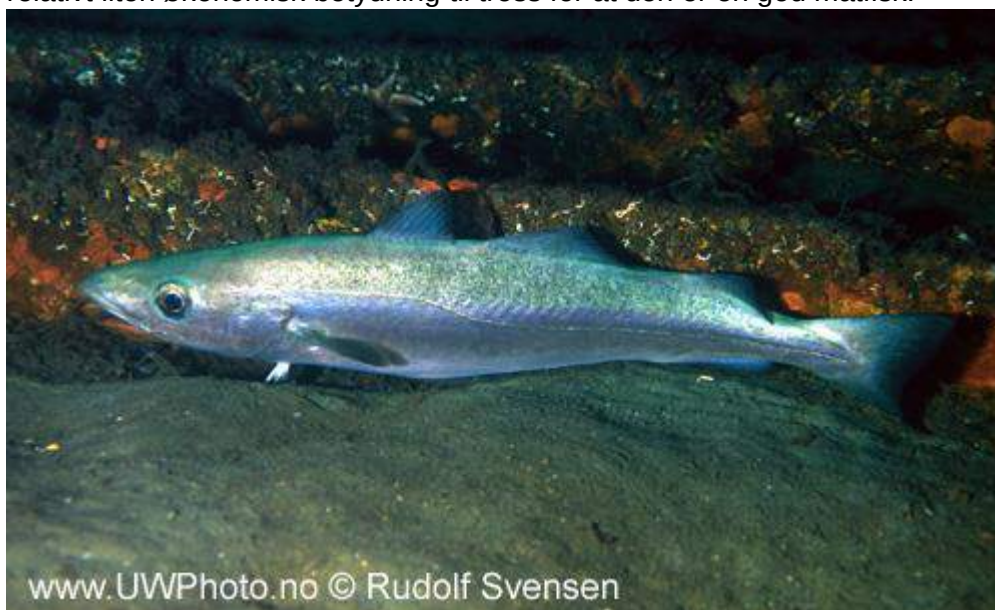
Figur 4. Torsk fanget i Kristiansand. Foto: Finn R. Gravem

Lyr (*Pollachius pollachius*) er en pelagisk torskefisk, som har en utbredelse strekker som seg fra deler av Middelhavet og nord til Norge og Island. I Norge er den vanlig langs kysten til Finnmark, men tettheten er størst på Vestlandet (Pethon 2005). Den lever ofte på steinbunn fra fjæra og ned til rundt 200 meters dyp.

Lyrens viktigste kjennetegn er det kraftige underbittet, og den mørke sidelinja som går i en bue over brystfinnen. Øyet er stort og skjeggtråd mangler. Ryggen er grønnsvart og siden er sølvgrå, som hos unge individer har oransje marmorering. Lyren kan bli opp til 130 cm lang og veie 18 kilo. I Norge blir den sjelden over 12 kilo.

I gytetiden danner kjønnsmodne fisker store stimer, og gyter de pelagiske eggene over ca. 100 meters dyp. Dette skjer om våren, når vannet har nådd 8-10°C. Hovedføden til lyr er diverse sildefisker, samt krepsdyr som krabber og reker.

Om sommeren er den ettertraktet blant sportsfiskere. Lyren tas også som bifangst og har relativt liten økonomisk betydning til tross for at den er en god matfisk.



Figur 5. Lyr.

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.

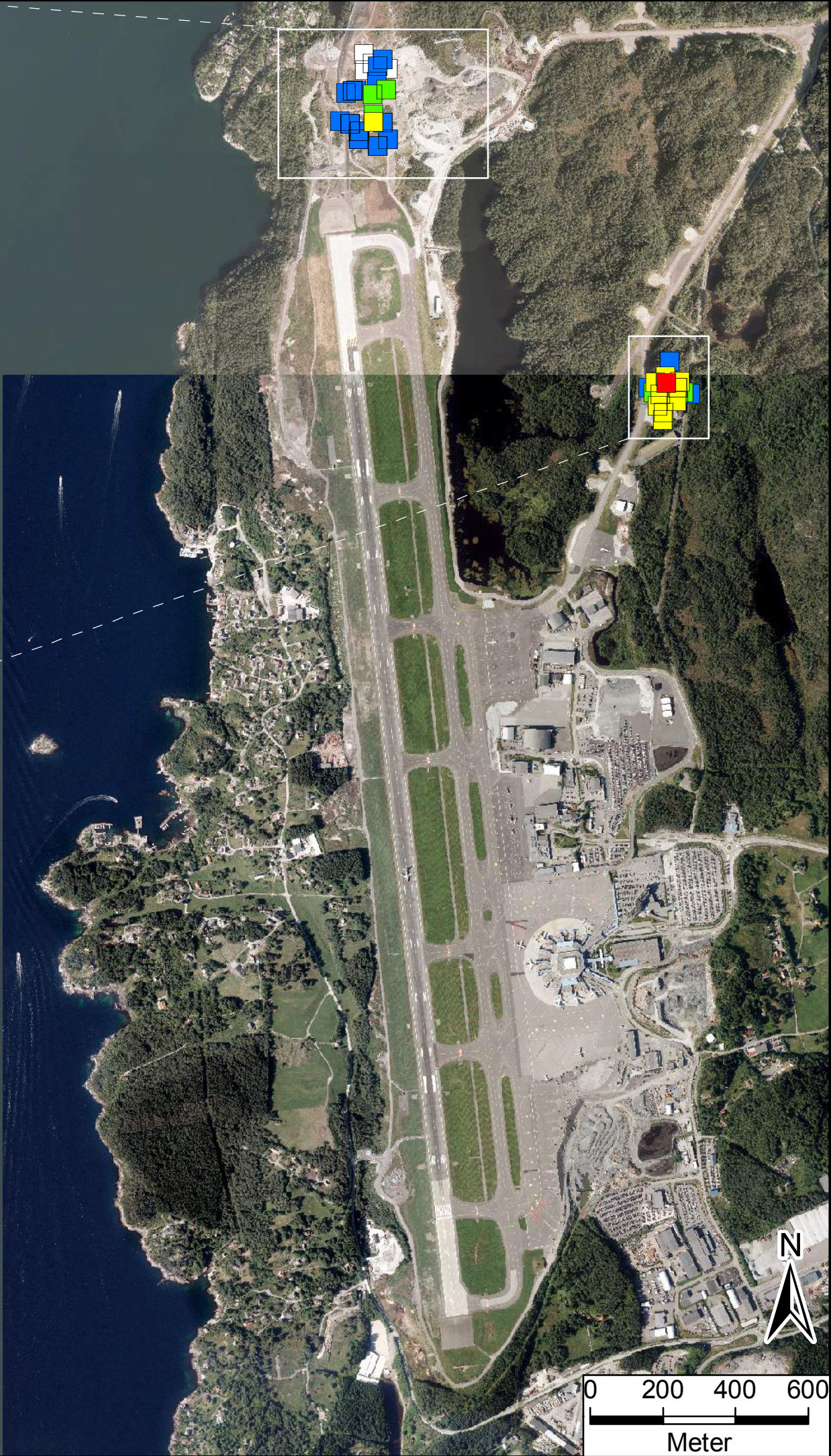
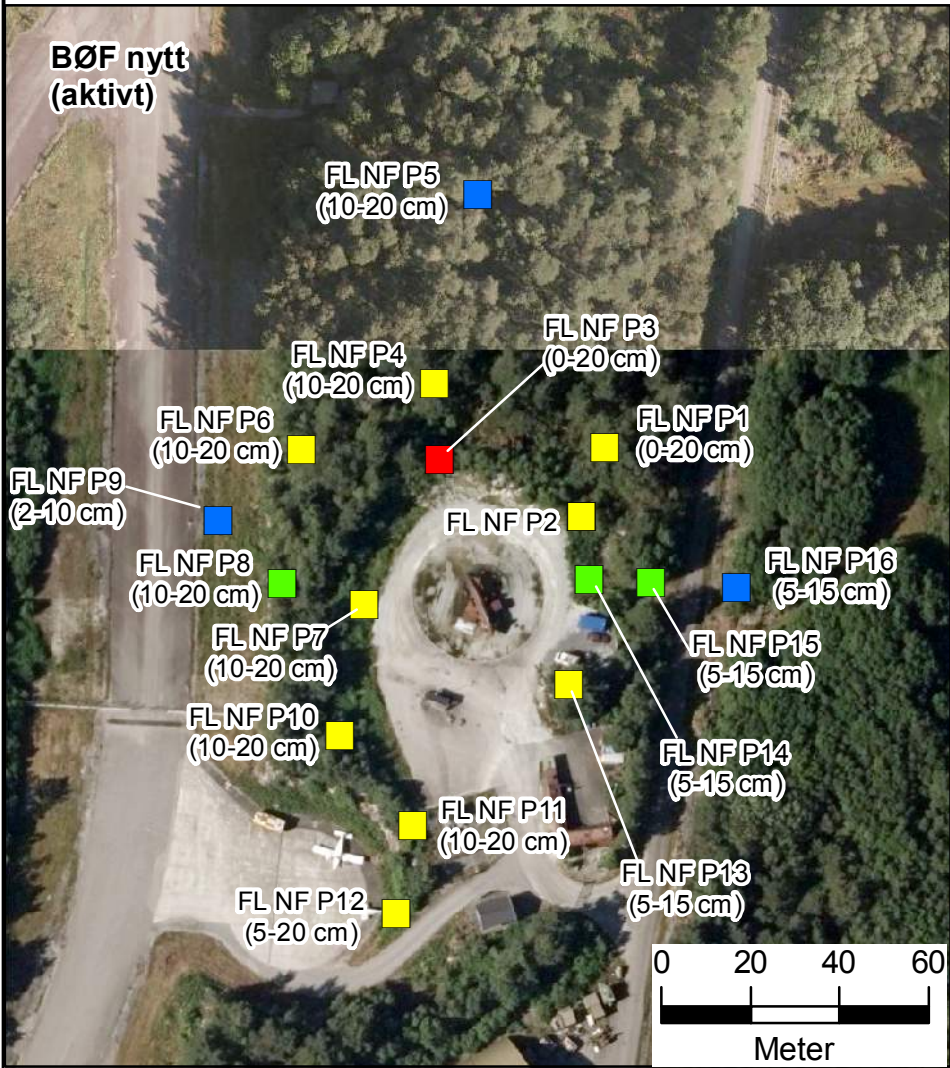
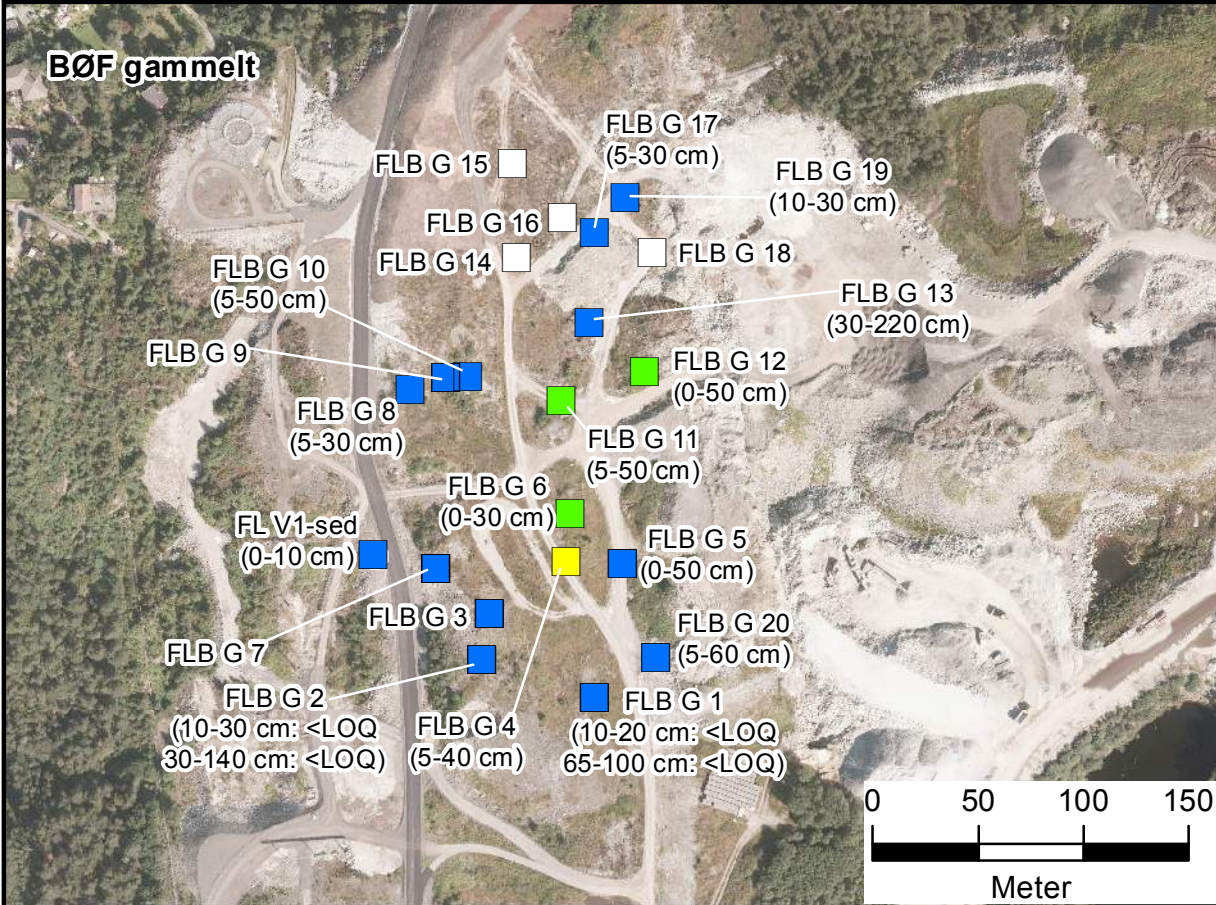
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

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

Bergen lufthavn
Flesland (ENBR)

Oversiktskart

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

■ <100 (normverdi)

■ 100-250

■ 250-6700

■ >6700

□ Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

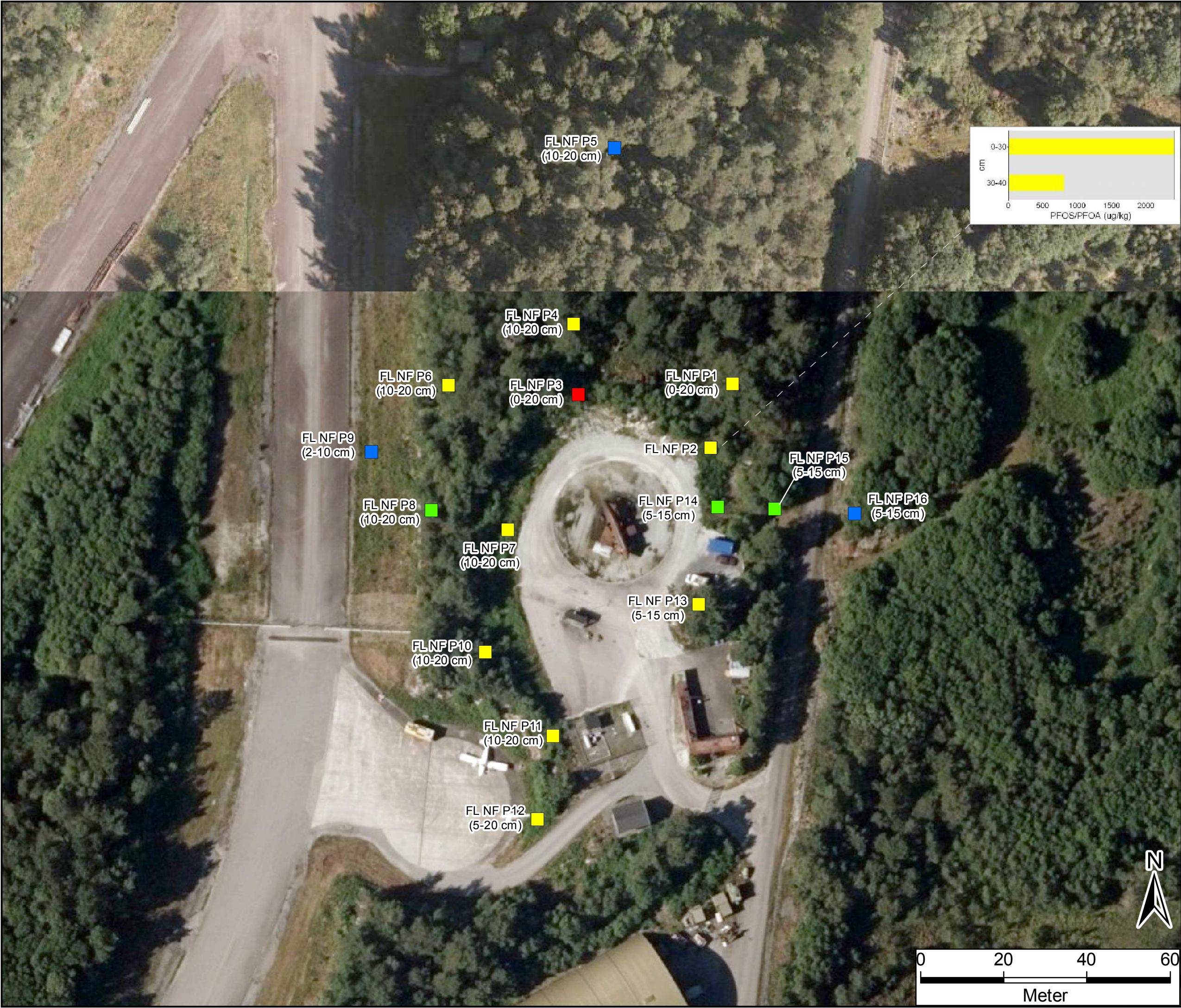
LOQ = rapporteringsgrense

i.a. = ikke analysert

Bergen lufthavn
Flesland (ENBR)

Brannøvingsfelt, nytt
(aktivt)

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Bergen lufthavn
Flesland (ENBR)

Brannøvingsfelt, gammelt

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Bergen lufthavn
Flesland (ENBR)

Oversiktskart

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

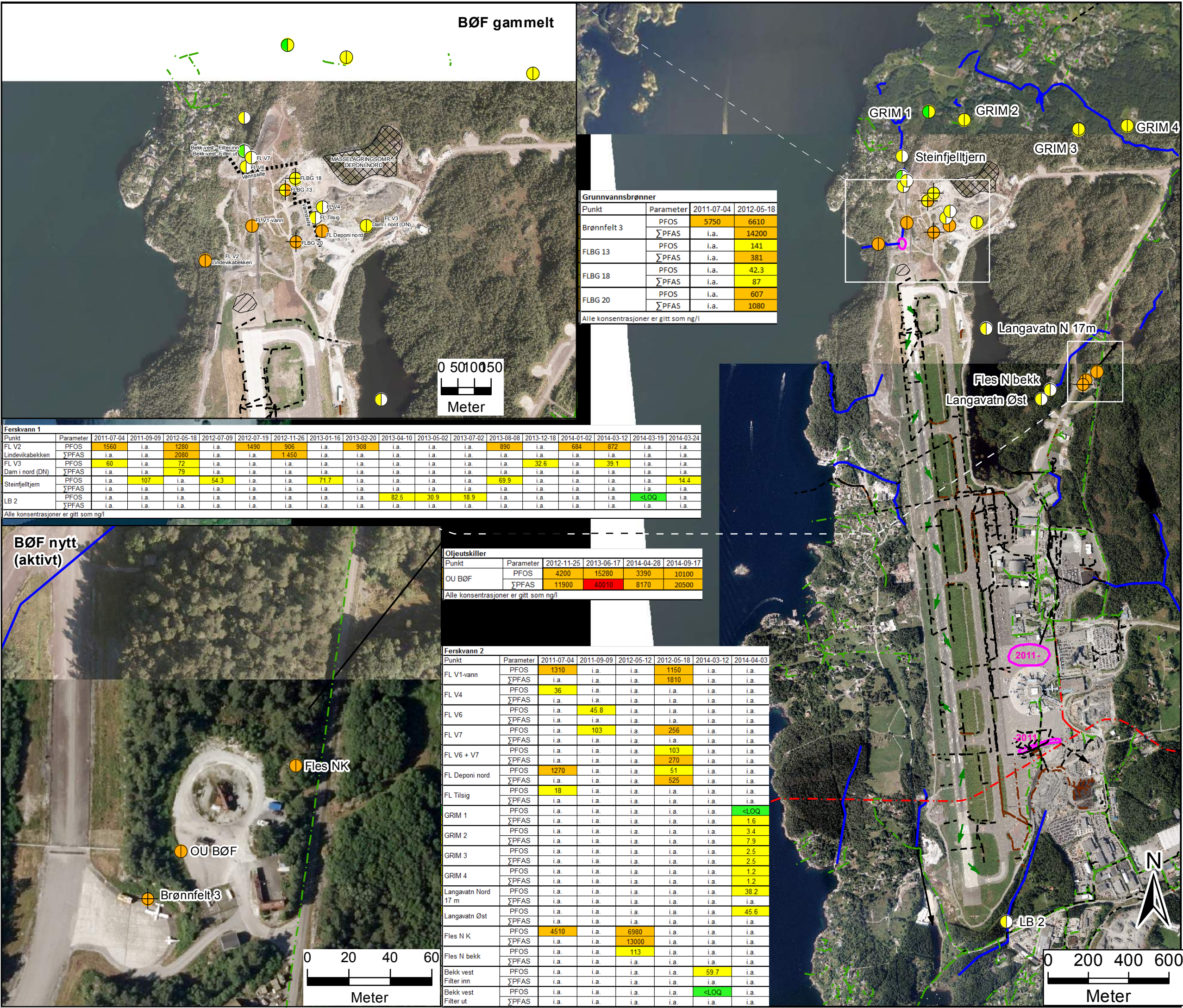
- Avløp annet
- Avløp Felles
- Drensvann
- Glykolholdig overvann
- Glykolholdig spillvann
- Overvann
- Pumpespillvannsledning
- Spillvann

Avrenning

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

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = Σ PFAS

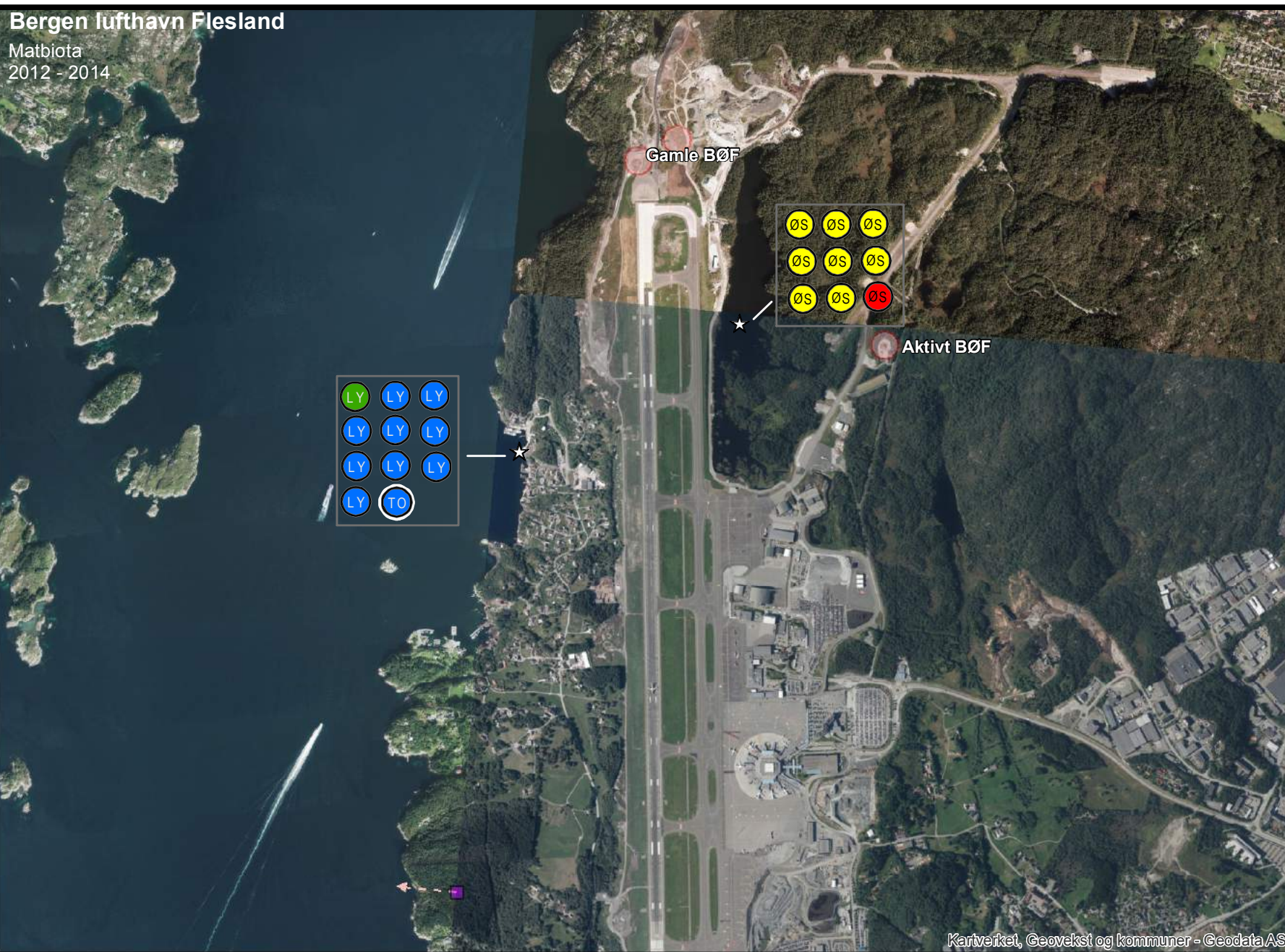
i.a. = ikke analysert
LOQ = rapporteringsgrense
(tilsv. ikke påvist for Σ PFAS)



Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2013

Bergen lufthavn Flesland

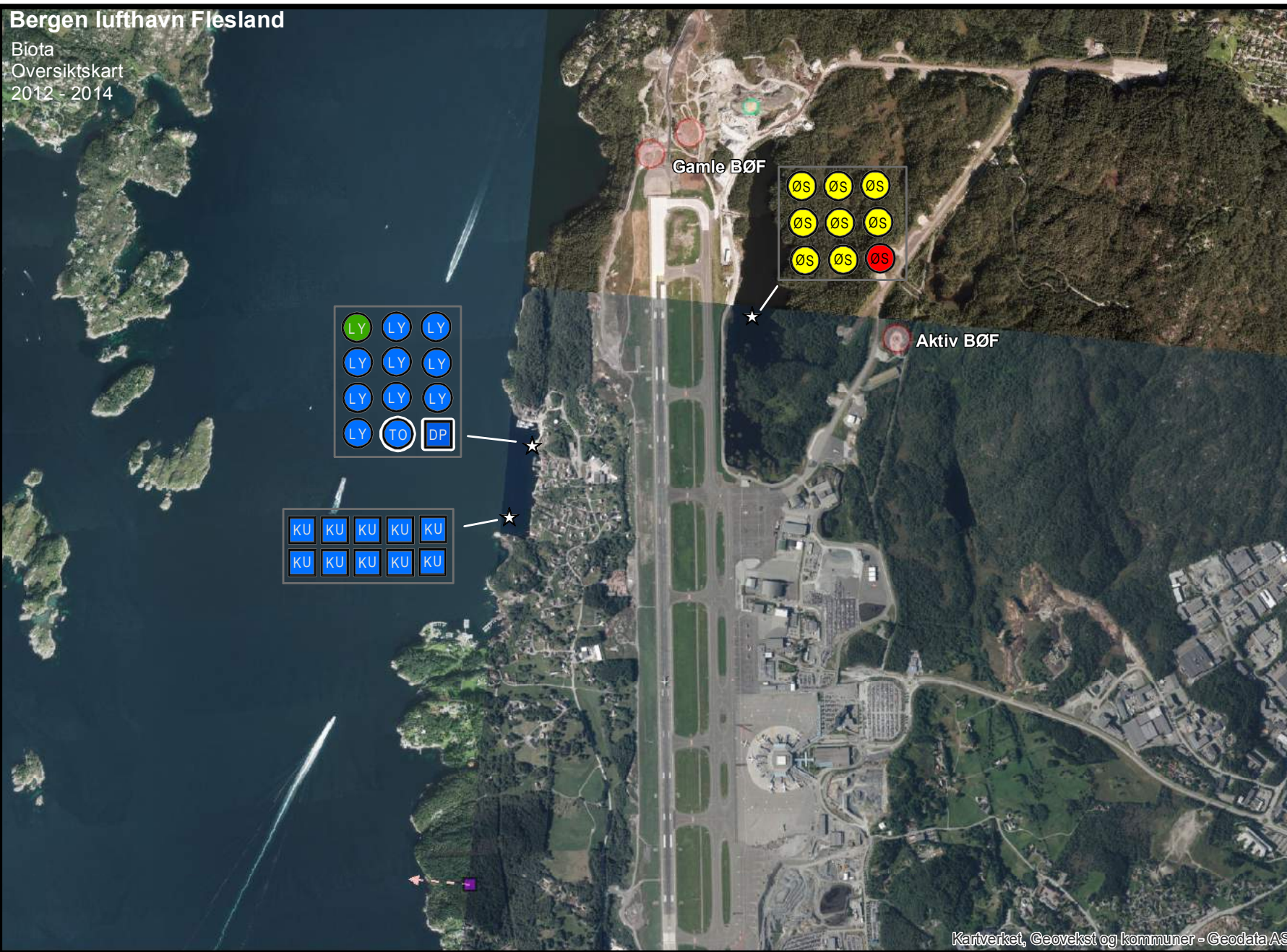
Matbiota
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- muskel
- flere individer
- LY lyr
- TO torsk
- ØS ørret (stasjonær)
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- avløpsanlegg
- Utlopp

Bergen lufthavn Flesland

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- hele individer
- muskel
- flere individer
- DP dyreplankton (spp.)
- KU kuskjell
- LY lyr
- TO torsk
- ØS ørret (stasjonær)
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvingsfelt
- deponi
- avløpsanlegg
- utløp (avløpsanlegg)

0 500
Meter

168186, NOERAT, 19.02.2015

Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS