

AVINOR AS

STAVANGER LUFTHAVN, SOLA

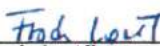
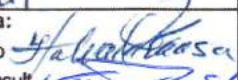
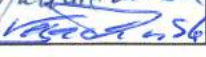
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-03-11



Kanalen som renner ut fra lufthavnområdet. Foto: Finn R. Gravem

Rapport nr.: 168186-03-J8		Oppdrag nr.: 168186	Dato: 11. mars 2016
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Stavanger lufthavn, Sola			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Stavanger lufthavn, Sola fra 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014; prøver av biota hentet inn fra en bekk ved lufthavna, fra sjøen utenfor og fra referanselokaliteter, samt tatt supplerende vannprøver og gjort vurderinger av spredningsforløp og beregnet 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. 1900 kg PFOS i perioden 1984 til 2001 og ca. 500 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i en kanal og videre til Solavika vest for Sola lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen ca. 4-14 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag, og at det vil ta mellom 20 og 70 år før all PFOS har lekket ut. EQS_{biota} (9,1 µg PFOS/kg vv) er kraftig overskredet for hel fisk av skrubbe fanget i bekken som drener området rundt brannøvingsfeltene og området klassifiseres i kategori IV- <i>Dårlig miljøtilstand</i>. Konsentrasjonene av PFAS i fjæremark og strandkrabbe fra marint miljø overskrider også denne grenseverdien, og klassifiseres i kategori III – <i>Moderat miljøtilstand</i>. Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Stavanger lufthavn i denne undersøkelsen, og det foreligger heller ikke prøver av hel fisk fra marint område. Høye konsentrasjoner av PFAS i hel skrubbe fanget i bekken som drenerer området rundt brannøvingsfeltene, og funn i strandbiota kan tyde på at marin matbiota også kan være påvirket, men trolig er nivåene lave. Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene er med bakgrunn i analyseresultatene av biota fra bekken som drenerer deler av lufthavnsområdet klassifisert til kategori IV – <i>Dårlig miljøtilstand</i>. Det er grunn til å anta at dette også kan gjelde for deler av det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene. I marint område utenfor utløpet av bekken er miljøtilstanden basert på foreliggende prøver klassifisert til kategori III – <i>Moderat miljøtilstand</i>. Med foreliggende relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt i biota i nærområdet til forurensningen, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer. 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, men at risikoen for omkringliggende økosystem som følge av PFAS fra Stavanger lufthavn vurderes som moderat grunnet viktige naturverdier.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-19	Utkast m/biota	HK
A2	2015-04-09	Utkast med risikovurdering vann/jord	VK
A3	2015-06-11	Utkast med risikovurdering biota	FG
A4	2015-06-12	Oppsummering spredning og fagkontroll vann/jord	VK
B5	2015-08-27	Første utkast til Avinor	JJE
B6	2015-10-05	Kommentarer fra Avinor	
B7	2015-11-24	Norconsults behandling av Avinors kommentarer	VK
J8	2016-03-11	Endelig versjon	HK

Utarbeidet av: Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Jannike Gry B. Jensen, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa (red.)	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). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor. Det utarbeides en resultatrapport for hver lufthavn, med en tilhørende risikovurdering for mennesker og økosystem basert på innhentede data og tilgjengelig litteratur. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde størst fokus på effekt av PFAS på mennesker og innsamling av matbiota. Etter hvert som konsekvensene for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biota utvidet.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn ved Stavanger lufthavn i perioden 2011-2013. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Da det ikke foreligger prøver av matbiota har ikke Mattilsynet foretatt vurderinger av mattrygghet.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult i samarbeid med Avinors personell ved lufthavnen. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge i samarbeid med miljøansvarlig Ingvald Erga ved Stavanger lufthavn, Sola. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og vann- og jordprøver er analysert av Eurofins.

Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurdering i forhold til mennesker og økosystem. Sweco har også stått for sluttredigering.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa, Finn Gravem, Jannike Gry B. Jensen

Norconsult:

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

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

11. mars 2016

Innhold

1	Innledning.....	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	11
2.1	Generelt.....	11
2.2	Egenskaper PFAS.....	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer.....	16
3	Miljømål og akseptkriterier	17
3.1	Miljømål	17
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	17
4	Metode risikovurdering	18
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	18
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	19
4.3	Spredningsvurdering.....	20
4.3.1	Generelt.....	20
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	20
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	21
4.3.4	Metode tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient	22
4.4	Risikovurdering	22
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk.....	24
4.5.2	Bioakkumulering	26
4.6	Vurderinger av matbiota.....	28
5	Områdebeskrivelse.....	29
5.1	Beliggenhet og omgivelser	29
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	31
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	31
5.2.2	Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)	32
5.2.3	Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1).....	32
5.2.4	Andre PFAS-lokaliteter	32

5.3	Utførte tiltak	32
6	Undersøkelser	33
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	33
6.2	Jord.....	34
6.2.1	Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)	34
6.2.2	Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1).....	34
6.3	Sedimenter	38
6.4	Vann.....	38
6.4.1	Grunnvann.....	39
6.4.2	Overflatevann	40
6.5	Biota	46
6.5.1	Terrestriske arter	46
6.5.2	Ferskvannsarter.....	47
6.5.3	Marine arter	53
6.5.4	Vurdering datagrunnlag biota.....	56
7	Spredningsvurdering.....	57
7.1	Innledning	57
7.2	BØF-2 – gammelt brannøvingsfelt.....	58
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	58
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF	60
7.2.3	Konklusjon spredningsvurdering gammelt BØF	63
7.3	Innledning aktiv BØF	63
7.3.1	Terreng– og strømningsanalyse aktiv BØF	63
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF.....	63
7.3.3	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF	64
7.3.4	Konklusjon spredningsvurdering aktiv BØF.....	65
7.4	Mengde PFOS via Regebekken fra brannøvingsfelt samlet og tidsestimat på utlekking av PFOS	65
7.5	Mengde PFOS til Solavika fra terminalområdet via renseparken.....	66
7.6	Konklusjon spredningskapittel.....	66
8	Risikovurdering.....	67
8.1	Økosystem og risiko.....	67
8.1.1	Terrestrisk miljø	67
8.1.2	Ferskvann.....	68

8.1.3	Marint miljø	69
8.2	Matbiota og risiko	70
8.2.1	Mattrygghet.....	70
9	Oppsummering	71
9.1	Oppsummering jord og vann, og mengder og spredning av PFAS	71
9.2	Matbiota og risiko for mennesker.....	72
9.3	Risiko for økosystem.....	72
10	Referanser	74

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- BØF-2 jord og sediment

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

- Oversiktskart biota Stavanger lufthavn
- Oversiktskart marint referanseområde

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 Stavanger lufthavn, Sola (heretter kalt «Stavanger lufthavn»). Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter, samt at det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

Avinors Miljøprosjekt, som startet i 2010, har som formål å utrede miljøstatus og eventuelt å gjennomføre tiltak på Avinors lufthavner for å sikre at de tekniske anleggene på lufthavnene og driften av disse er innenfor vilkår i utslippstillatelsene, og at de oppfyller Forurensningsloven med tilhørende forskrifter. Miljøprosjektet var delt inn i 9 delprosjekter (DP), hvor DP2 omhandlet forurensset grunn. Alle delprosjektene ble avsluttet innen utgangen av 2015, og miljøarbeidet 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 Stavanger lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av fisk fra bekken som renner syd for rullebanen og drenerer gammelt og aktivt brannøvingsfelt, og fra referansestasjonen Skeiekanalen. Det er også innhentet biologisk materiale fra marint område som kan bli påvirket av avrenning fra områdene rundt lufthavnen, nærmere bestemt Solastranda. Vannovervåkingen ble videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013 og 2014. Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av jord, vann og biota ved Stavanger lufthavn. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS-forbindelser.

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Stoffene brukes eller har vært brukt blant annet i brannskum, hydraulikkoljer, plantevernmidler, rengjøringsmidler, elektronisk utstyr, teflonbelegg, matemballasje, skismøring, samt i tekstiler og tepper.

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

Tidligere var PFOS-holdig brannskum den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Foruten PFOS, er det PFOA, 6:2 FTS, PFHxS og PFBS som hovedsakelig assosieres med brannskum. Klif (nå Miljødirektoratet) har utarbeidet en handlingsplan for å redusere forbruket og utslippene av PFAS, og blant annet ble PFOS i brannskum regulert i Norge i 2007 og PFOA i 2014. Avinor faset ut sin bruk av PFOS-holdig brannskum allerede i 2001, og annet PFAS-holdig brannskum i 2012. Avinor 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, 2013). Forbindelsene brytes i liten grad ned (metaboliseres), og skilles primært ut fra leveren med gallen, og konsentrasjonene i fisk er derfor høyest i blod, lever og galle, mens de i muskelvev er oftest betydelig lavere (Martin *et al.*, 2003).

De fysiokjemiske egenskapene til PFAS er av en slik karakter at deres oppførsel i miljøet 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 stoffenes struktur og molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingssegenskaper og transport ikke kan benyttes.

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

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

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

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

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

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

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

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

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

Det er også gjort studier av effekten av PFAS på fisk. I ett tilfelle ble umodne regnebueørret gitt fôr som inneholdt tre varianter av perfluorofosfonater (PFPA) og tre varianter av perfluorofosfinater (PFPIA) i 31 dager, etterfulgt av en 32-dagers utskillingsfase. Konsentrasjonen av de ulike forbindelsene i fôret varierte mellom 420 – 533 ng/g fôr (= 420–533 µg/kg). Både lever og hel fisk ble analysert regelmessig, samt stoffenes fordeling i blod, lever, hjerte, nyrer og gjeller, etter endt fôringsperiode. Det ble ikke observert noen dødelighet, men fisk som fikk forurenset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at 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

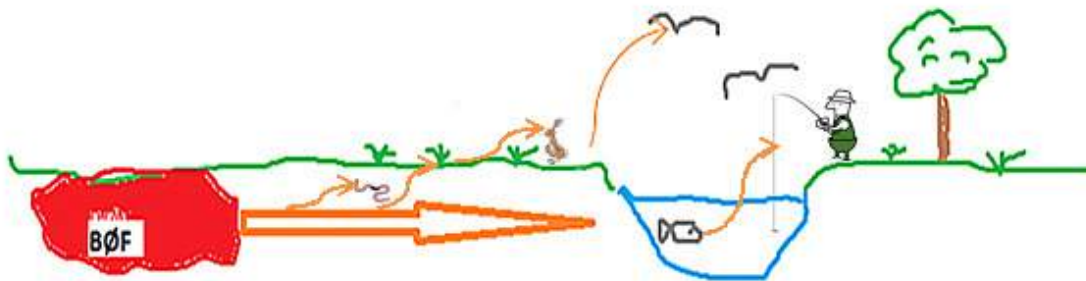
konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået føret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

Resultatene viser at eksempelvis PFOS og PFHxS ble tatt opp i fisken fra vannet, og PFOS i størst grad. Det var dessuten en signifikant akkumulering av PFOS og PFHxS i løpet av de tre ukene eksponeringen varte, for begge stoffene med høy utgangskonsentrasjon i vannet, og for PFHxS med lav utgangskonsentrasjon. Etter ti uker i rent vann hadde konsentrasjonen av PFOS i fisken ikke sunket mens for PFHxS var nedgangen signifikant. Det konkluderes også med at PFOS og PFHxS har et bioakkumuleringspotensial i fisk (Johanson, S.M., 2015). Det konkluderes videre med i denne undersøkelsen at eksponering for høye verdier av utvalgte PFAS (herunder PFOS og PFHxS) medfører økt nivå av vitellogenin (Hellstad, S. 2015). Dette er et protein som er relatert til genet som styrer reproduksjon og 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 levested. Prinsipielt kan forurensingen fra et brannøvingsfelt til naturmiljøet spres videre til luft, vann, jord og biota. (Figur 2-1). Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. De fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og de står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og fra organisk materiale slik som løv fra trær som vokser på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet. Kompleksiteten i et spredningsbilde øker med antall forurensingsbærere.



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

For å studere opptak i matplanter som er aktuelle for mennesker, ble fem ulike arter (vårhvet, 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 tilgrensende økosystem har god vannkvalitet⁴ og gode livsbetingelser for berørte arter.
- 2) Utlekking og spredning av perfluorerte stoffer fra Avinors aktive og nedlagte brannøvningsfelt 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 bruke denne grenseverdien for arter som er vanlige i de økosystemene som grenser til PFAS-forurensningene på lufthavnene, og det legges til grunn at konsentrasjoner opp til 9,1 µg PFAS/kg vv gir gode livsbetingelser for tilstedeværende arter.

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

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

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode risikovurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

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

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanndirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015). I Mattilsynets grunnlag for vurderinger sies det «*Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen*».

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

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

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

⁶ TDI - livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet (μg stoff/kg kroppsvekt/dag)

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

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

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

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

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

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

¹¹ TS - tørrstoff

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

Tabell 4-3. Klassifisering av 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.

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.

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

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

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

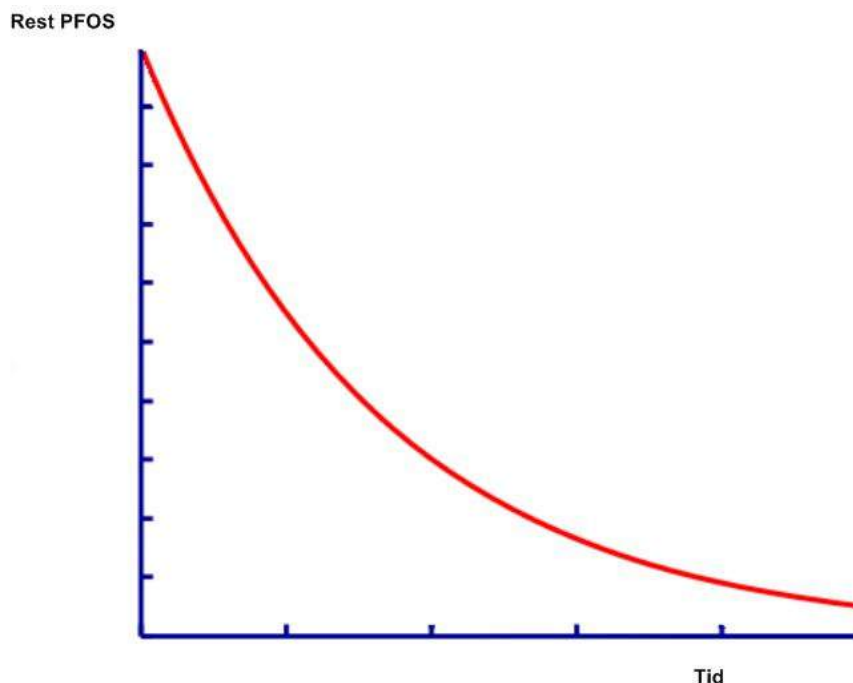
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

4.3.4 Metode 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 beregnede og målte konsentrasjoner i vann, ble det tydelig at det var store usikkerheter i modellen, og at det til dels var svært dårlig samsvar mellom målte og beregnede konsentrasjoner. Denne risikovurderingen baseres derfor på målte verdier. Dersom det foreligger data fra sedimenter tas også disse med i vurderingene sammen med nye

resultater fra levende biota som er hentet inn fra forurensede arealer og fra resipientene/tilgrensende økosystemer.

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

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

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

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

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

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

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

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

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

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

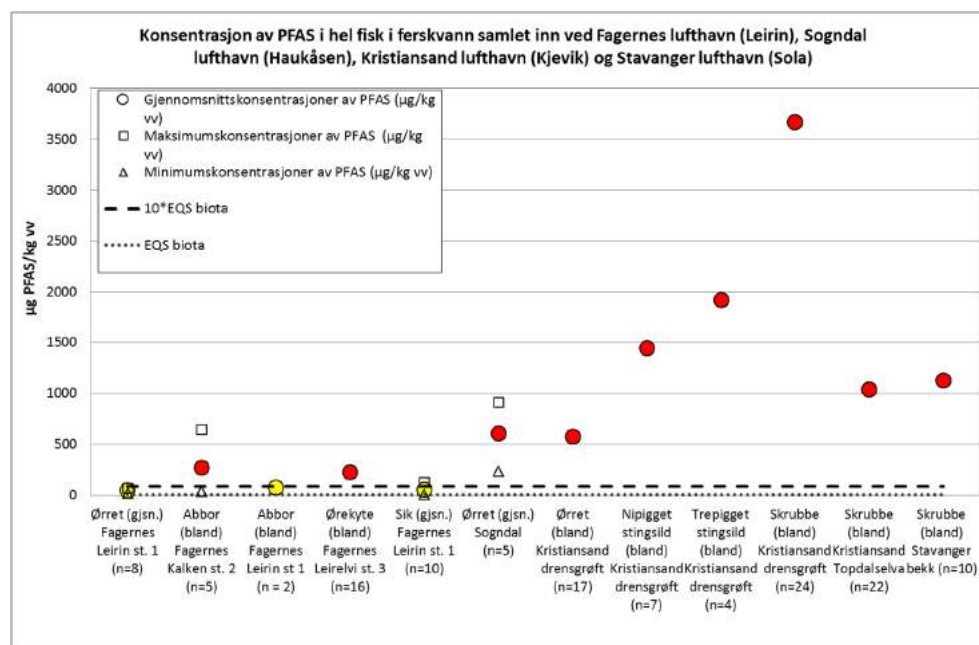
Ved vurdering av forurensingers effekt på økosystem, er grunnlaget for å si noe om virkninger i stigende nivå i næringskjeden av interesse. Overgang fra et trinn til neste i næringskjeden skjer ofte via predasjon, og da er vanligvis hele individer involvert som mat. I dette prosjektet hvor analyser av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

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

Det er ikke analysert fisk fra marint område utenfor Stavanger lufthavn, og det er derfor valgt å ikke presentere omregningsdata for 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 (µg/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. Individuene som ikke har fått påvist PFAS i muskelprøvene, men har påvisning i hel fisk er utelatt, fordi bruk av for eksempel halve deteksjonsgrensene 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 a).

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

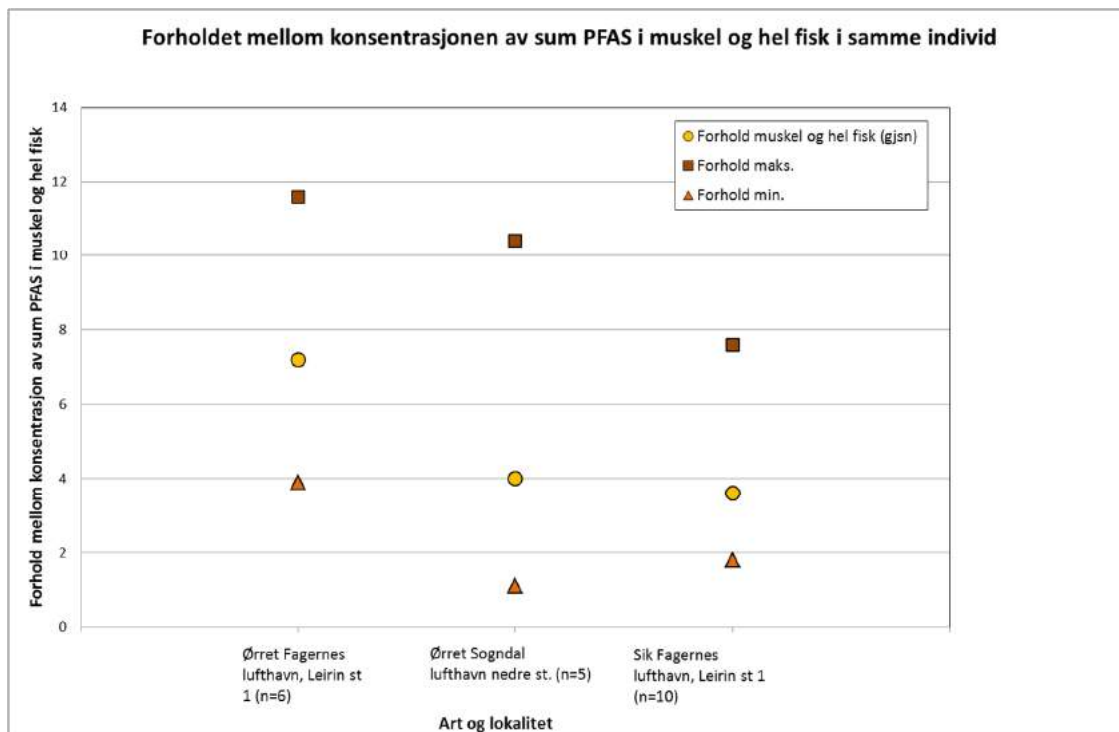
Konsentrasjonen av sum PFAS i muskel og hel fisk i 5 små ørret fra en bekk i tilknytning til Sogndal lufthavn hadde høyere konsentrasjoner enn ørreten fra Leirin, og forholdet mellom hel fisk og muskel var forskjellig (Tabell 4-4 og Figur 4-3).

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 sike fra Leirin, samt ørret fra Sogndal er 4,9. Det understrekes at datagrunnlaget 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 generelt 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.

4.5.2 Bioakkumulering

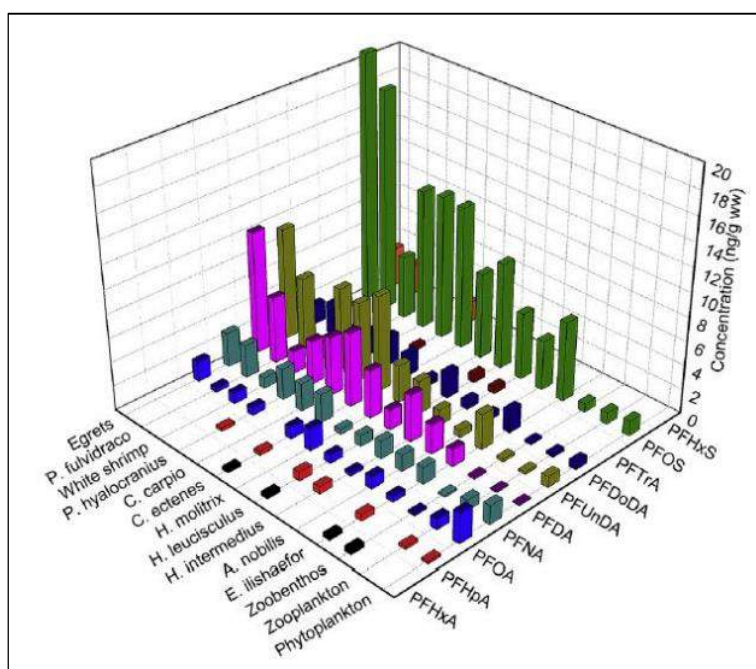
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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

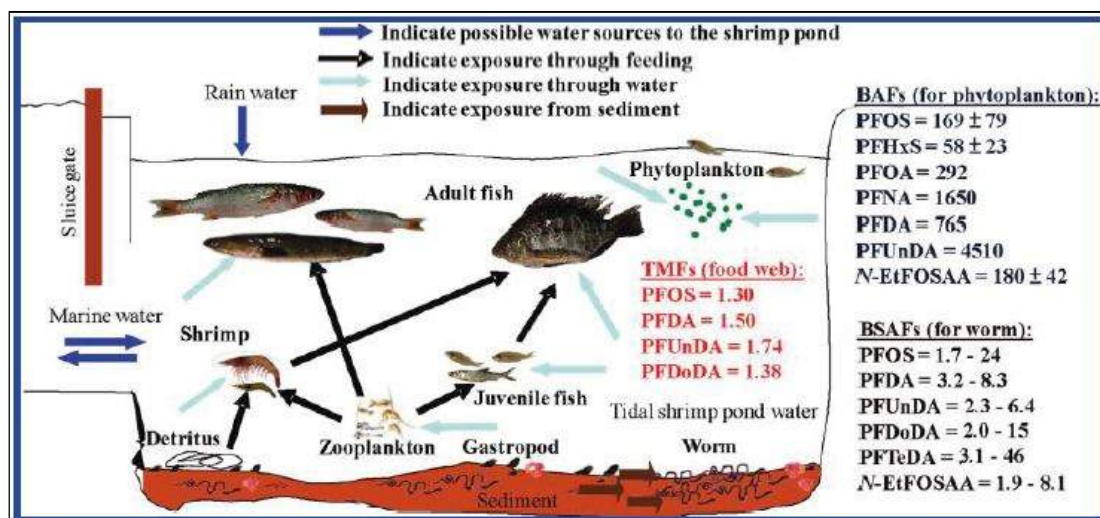
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (Egrets og Blue heron). Til sammen utgjør dette et sammensatt næringsnett med ulike trofiske nivå for dette økosystemet. Kort fortalt ble det funnet at hegrene og de carnivore fiskeartene befant seg på de høyeste trofiske nivåene, og at PFAS med 9 – 12 karbonatomer ble signifikant biomagnifisert, med en trofisk magnifiseringsfaktor (TMF) på mellom 2,1 og 3,7. For PFOS lå TMF på 2,9. Resultatene fra denne undersøkelsen er vist i Figur 4-4 og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fyttoplankton, som er det laveste trofiske nivået, til muskel i hegrene (Egrets) og kjøtt i *P. fulvidraco*, som er en carnivor fiskeart, og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren

var de påviste konsentrasjonene både i fytoplankton, zooplankton og zoobenthos lavere enn deteksjonsgrensen som har vært benyttet hos ALS i prosjektet for Avinor. Deteksjonsgrensenene kan således bidra til å maskere innhold av PFAS i for eksempel zooplanktonprøver fra de lokalitetene der dette er samlet inn. Konsentrasjonen av PFOS i vann lå i området $3,5 \pm 2,6$ ng/L (nedre intervall i klasse III – *Moderat* (Tabell 4-2)).

Det andre eksempelet bygger på undersøkelser av et subtropisk næringsnett i et brakkvannspåvirket våtmarksområde i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Resultatene er oppsummert i en figur som illustrerer hvordan PFAS forflytter seg fra vann og sedimenter inn i biota og videre opp i næringsnettet, og derved til høyere trofiske nivå (Figur 4-4). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til 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 4-4. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS-forbindelser, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu *et al.* (2014).



Figur 4-5. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMFs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS-forbindelser i biota fra «the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong». Figuren er hentet fra Loi et al. (2011).

4.6 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Stavanger lufthavn er det imidlertid ikke samlet inn matbiota for å gjøre en slik vurdering.

Som generelt grunnlag for vurderingene ved andre lufthavner sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: Perfluooctane sulfonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFASforbindelsen PFOS på $0,15 \mu\text{g/kg}$ kroppsvekt (BW). Siden PFOS er antatt å være den mest skadelige i megadoser og er ved de fleste analyser den komponenten som utgjør hoveddelen av PFAS-forbindelsene. PFOS antas i hovedsak å komme fra fisk og fiskeprodukt, samt luft/støv, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere utslipp. Vurderingen her baseres på at et tilnærmet normalt volum for (pr uke) inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (Norkost 2010 – 2011) (Mattilsynet 2015a). Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen)» (Mattilsynet, 2015b).

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

5 Områdebeskrivelse

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger kart for lufthavnen og omegn som inkluderer plassering av brannøvningsfelt 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 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

Stavanger Lufthavn, Sola ligger i Rogaland fylke i Sola kommune, ute ved kysten ved Solastranden, ca. 14 km sydvest for Stavanger sentrum (Figur 5-1).

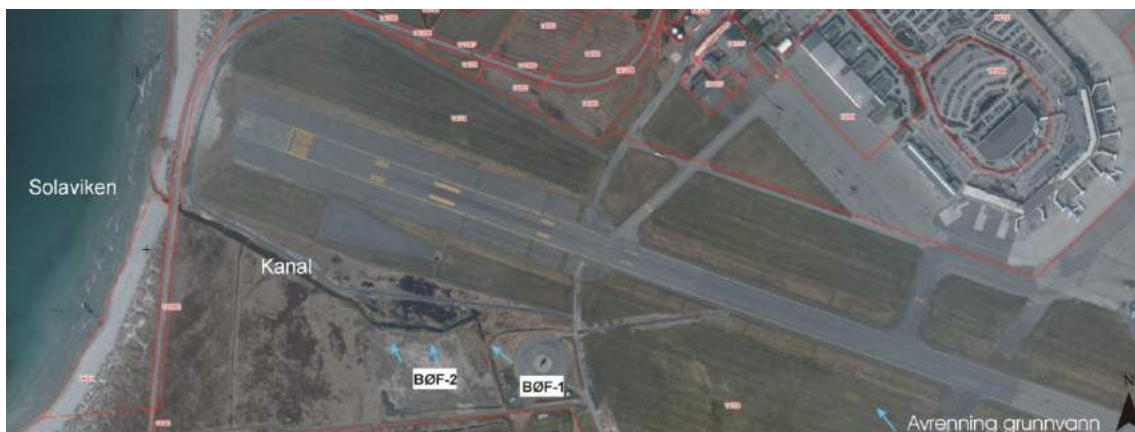
Lufthavnen har to kryssende rullebaner som deler flyplassområdet i fire sektorer. Avinor eier banesystemet og områdene i tre av sektorene, i nordvest, sørvest og sørøst. Den sivile Stavanger lufthavn med terminalområde, hangarer, frakt, etc. ligger i nordvestre del. Forsvaret eier området i den nordøstre del, og har her bygg og anlegg for den militære Sola flystasjon.

Lufthavnen har avrenning til Solavika i vest og Hafrsfjord i nord. Trolig har Solavika en god vannutskifting, da havet står rett på med vind og bølger. Hafrsfjorden er en terskelfjord med begrenset vannutskifting og den er også påvirket av avrenning fra jordbruk.

Avstanden fra terrengoverflate og til grunnvann (umettet sone) varierer på Stavanger lufthavn fra 1 m og dypere. Ved brannøvningsfeltene er dybde til grunnvann fra terreng målt til 2,5 meter i brønn MB2/986.



Figur 5-1. Beliggenheten av Stavanger lufthavn. Kartkilde: www.norgeskart.no.



Figur 5-2. Oversikt Stavanger Lufthavn, Sola med anvisning av brønnøvingsfelt (BØF-1 – nytt brønnøvingsfelt, BØF-2 – gammelt brønnøvingsfelt) og antatt retning på grunnvannstrøm.

Lufthavnen ligger på en plan avsetning av fin flygesand med relativt høy permeabilitet som i området ved brønnøvingsfeltene (Figur 5-2) er ca. 4-5 moh. Dette er nivået etter at området er fylt opp med masser fra gravearbeid andre steder på lufthavnen. Fra gammel BØF og vestover mot Solavika går det en kanal (Regebekken). Naturlig dreneringsvei fra feltet vil være mot kanalen og videre vest til Solavika. Området øst for brønnøvingsfeltene er drenert med grøfter og vannet fra grøftene ender til slutt i Regebekken ved feltet. Grøftene i øst og den mindre kanalen i vest fører til at nedbørsfeltet til utløpet av Regebekken blir ganske stort. Rett øst for gammel BØF ligger det aktive brønnøvingsfeltet. Dette feltet vil også drenere mot Regebekken. I tillegg vil rusegropa som ble brukt til brønnøvinger frem til 1984 drenere til Regebekken.

Naturverdier

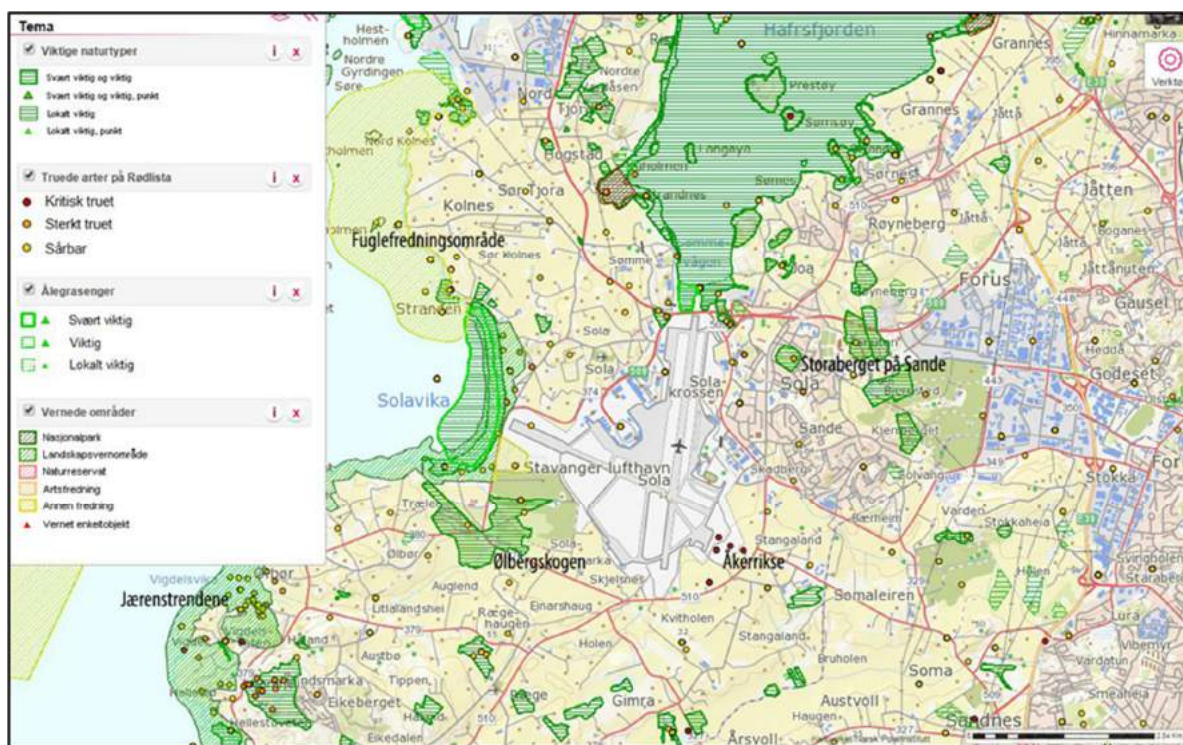
Solavika er en del av et landskapsvernområde, og er også et mye benyttet friluftsområde. I Solavika finnes bl.a. naturtypen ålegrassamfunn. Stort areal (> 200 000 m²) og overlapp med gyteområde for torsk tilsier verdi A, nasjonalt viktig. <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00082656>. Solavika rommer også en større forekomst av tareskog som vurderes som svært viktig. Solastranda inngår og overlapper med **Jærstrendene landskapsvernområde**. Området strekker seg fra Randbergvika i Randberg kommune i nord til Oddane ved Sirevåg i Hå kommune. Området er blant annet karakterisert av de fineste sanddynestrendene i landet med verdifulle strandenger, våtmarker og sanddynevegetasjon, samt viktig rasteplass for internasjonale fugletrekk <http://faktaark.naturbase.no/Vern?id=VV00000575>. Det er i tillegg bløtbunnsområder i strandsonen som også vurderes å være en svært viktig naturtype.

Rett sørvest for Stavanger lufthavn ligger **Ølbergskogen** som er karakterisert som svært viktig <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00037993>. Ølbergskogen er den største furuskogen, og trolig den mest artsrike barskogen, i kommunen. Her er et stort mangfold og mange karakteristiske barskogarter.

Rett nord for Solavika ligger et fuglefredningsområde som inngår som en del av et større fredningsområde for fugl langs Jærstrendene. Jærkysten er av de mest fuglerike områdene i landet og ca. 300 arter er registrert.

Rett nord for lufthavna ligger Indre Hafrsfjord som er en terskelfjord som er karakterisert som en viktig naturtype; fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet. I tillegg finnes flere viktige naturtyper rundt lufthavna, som for eksempel kystlyngheia ved **Storaberget på Sande** (Figur 5-3).

I tillegg er det også gjort mange registreringer av planter og dyr som er oppført på Rødlista. Eksempelvis er det gjort flere observasjoner av åkerrikse innenfor lufthavnas område i sydøst (røde prikker på kartet i Figur 5-3). Åkerrikse regnes som kritisk truet (Henriksen and Hilmo, 2015).



Figur 5-3. Oversiktskart over viktige naturtyper og vernede områder i marint og terrestrisk miljø. Samt forekomst av truede arter på rødlista (2010). Kilde: <http://www.miljostatus.no/kart/>.

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

5.2.1 Historisk bruk av brannskum

Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M sitt «Light Water» AFFF 3 % skum, opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet 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 % 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.

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

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

I utgangspunktet ble det registrert to brannøvingsfelt ved lufthavnen sør for vestre rullebane som vist på kart i vedlegg 4. Vann fra området drenerer i grunnen og i Regebekken (kanalen) vestover og ut i Solavika.

5.2.2 Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)

Det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2) ble etablert i 1984 og var i drift frem til 2000. Det er estimert at det er brukt ca. 1 790 kg PFOS på feltet fra 1984 frem til 2000. Området har også blitt benyttet til test av kanonen på brannbilen. De siste årene før miljøtekniske grunnundersøkelser ble gjennomført på feltet i 2012, ble det lagt ca. 1,5 m overskuddsmasser fra gravearbeider ulike steder på lufthavnsområdet oppå den gamle brannøvingsplattformen. Grunnvannet ligger ca. 2,5 m under dagens terreng ved plattformen. Overflateavrenning føres til Regebekken med utløp i Solavika. Grunnvannsretning antas å være mot nordvest.

5.2.3 Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1)

Det aktive brannøvingsfelt (BØF-1) ligger lengst øst og ble ferdigstilt i 2000. Fra 2000 til 2012 er det estimert at det er brukt ca. 110 kg PFOS (1 års bruk) og ca. 500 kg PFAS. Feltet består av en indre betongplate med en omkringliggende ytre ring av asfalt. Under DP2-undersøkelsene i 2012 ble det ikke observert huller eller sprekker i platen eller i overgangen mellom betong og asfalt. I 2009/2010 ble det bygd nytt røykdykkerhus, og fuelstyringshus med nye fueldyser som gir lavere forbruk av fuel per øvelse.

Feltet har to oppsamlingssystemer for avrenning. Ved aktiv bruk/øvelse føres vann fra betongplaten og asfaltflaten til en oljeutskiller og videre på kommunalt spillvannsnett og renseanlegg, før det slippes ut i Håsteinsfjorden. Når det ikke er øvelse på feltet, føres avrenningen fra betongflaten fremdeles til oljeutskilleren, mens vannet fra asfaltflaten går til et drenerør som går til en oppsamlingsskum (K500) med utslipp til Regebekken.

Lufthavnen har utslippstillatelse for drift og bruk av aktivt brannøvingsfelt fra SFT/Miljødirektoratet datert 24.11.2000, med endring av 05.01.2001.

5.2.4 Andre PFAS-lokaliteter

Sørøst for det aktive brannøvingsfeltet ligger det en rusegrop. Rusegropa og området rundt, ble benyttet av både Avinor og Forsvaret til brannøvelser og testing av kanon på brannbilen fram til 1984. Området er avmerket med skravur i kart for vannprøver i vedlegg 4.

Området ved brannstasjonen har blitt benyttet til rengjøring av brannbilen etc., og PFOS-holdig skum kan ha blitt skylt ut. Avrenning fra dette området føres i rør vestover til en rensepark med utslipp i Solavika. Området er avmerket med skravur i kart for vannprøver i vedlegg 4.

5.3 Utførte tiltak

Brannskum som inneholdt PFOS ble faset ut i 2001 og erstattet med et annet skum som inneholdt i hovedsak andre perfluorerte forbindelser, se kapittel 2.1. Siden har det vist seg at også disse stoffene kan være uheldige for miljøet. I perioden 2011-2012 byttet derfor Avinor også ut dette skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et mindre skadelig skum, uten perfluorerte forbindelser.

6 Undersøkelser

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

Ved Stavanger lufthavn Sola ble det tatt jord- og vannprøver i 2012, og enkelte av prøvепункtene for vann ble videreført i 2013 og 2014.

Ved det gamle brannøvingsfeltet (BØF-2) er det analysert jordprøver fra grunnvannsnivå rett ved plattformen og rett utenfor, fra flere lag nedover i jordprofilen for å vurdere spredning, samt fra spredte overflateprøver med fokus i aksene Ø-V.

Ved det aktive brannøvingsfeltet (BØF-1) er det analysert prøver fra bl.a. grunnvannsnivå rett ved og med større avstand til plattformen, samt fra overflateprøver i Ø-V-retning fra plattformen.

Prøver av vann ble tatt 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 nærliggende bekk/kanal, samt fra kummer på lufthavnens område. Det ble også tatt prøver fra én grunnvannsbrønn som ble satt mellom BØF-2 og kanal, samt fra eksisterende grunnvannsbrønn ved siden av snødeponiet nærmere terminalområdet. Flere av prøvепункtene for vann er videreført i 2013 og 2014. Siden spredningsmodeller ikke var utarbeidet da prøvetakingsprogram ble opprettet, har prøveprogrammet basert seg på feltobservasjoner og observasjon av mulige kilder.

6.2 Jord

Prøvetaking av jord på Stavanger lufthavn ble utført i 2012 og de fleste analysene ble gjennomført i perioden rett etter. Noen av prøvene ble lagret hos laboratoriet i påvente av analyse. Enkelte av disse ble analysert i 2014 med tanke på ytterligere avgrensning av forurensningen på brannøvingsfeltet. Resultatene av disse prøvene er vist i tabell 6-1 til 6-3, samt i kart vedlagt denne rapporten. Det er ikke tatt supplerende jordprøver i løpet av 2013 og 2014.

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

Da undersøkelsene startet var det begrenset med kunnskap om andre PFAS enn PFOS og PFOA. Analyseresultatene er derfor i stor grad begrenset til disse to parameterne. Analyser av nyere dato inkluderer imidlertid 12 PFAS.

6.2.1 Gammelt brannøvingsfelt (BØF-2)

Ved det gamle brannøvingsfeltet er påvist moderat PFOS-forurensning sentralt i det gamle feltet. Den høyeste verdien for PFOS (1470 µg/kg) er under opprinnelig terrengoverflate ved plattformen, prøve SJ9-39. I nord-syd retning er det påvist PFOS-konsentrasjoner over normverdi i lengde av omkring 40 meter. Masser fra terreng og ned til ca. 1,5 m er ikke analysert da dette er masser tilkjørt etter at feltet ble tatt ut av bruk som brannøvingsfelt. Forurensning er påvist i masser fra dyp >1,4 meter. De høyeste verdiene er funnet nært plattformen. 6:2 FTS påvises i lave konsentrasjoner.

I kildeområdet ved plattformen er de høyeste verdiene funnet i sjiktet mellom overflaten og grunnvannssjiktet. Prøvene som har høyest PFAS-konsentrasjon fra området nedstrøms plattformen ved brønnen er fra massene som grunnvannet står i kontakt med. Dette korresponderer med at det er funnet høy konsentrasjon av PFOS i grunnvannet. Dette tyder på spredning vertikalt i grunnen med noe adsorpsjon av PFOS i sanden i grunnvannsnivå.

6.2.2 Aktivt brannøvingsfelt (BØF-1)

Ved det aktive brannøvingsfeltet ble det ikke sjaktet gjennom tett dekke, men tatt prøver av masser i fire sjakter ved asfaltkanten, samt fire sjakter noe lenger utenfor. Analyserte prøver er tatt ut i ulike dybder mellom 1,3-2 meter. I tillegg er det tatt to overflateprøver i noe større avstand fra feltet. Det ble ikke påvist PFOS over normverdi i noen av prøvene. Eventuell avrenning fra området vil gå i retning det nedlagte feltet og ut i kanalen som overvåkes i forbindelse med det nedlagte feltet.

Tabell 6-1. Analyseresultater av jord ved gammel BØF (BØF-2)

Parameter	Enhet	SJ9-39	SJ9-40	SJ10-42	SJ10-43	SJ11-45	SJ11-46	SJ12-48	SJ12-49	SJ13-51	SJ13-52
Dato		08.11.2011 – 09.11.2011									
Dybde	cm	140-240	240-260	170-290	290-310	140-270	270-290	190-300	300-320	160-300	300-320
Jordtype		Sand/grus	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Pukk/grus	Finsand
6:2 FTS	µg/kg	7,2	-	43,1	-	4,6	-	5,7	-	5,2	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	56,1	-	59,9	-	-	-	<4,4	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<2,6	-	<2,9	-	<3,4	-	<2,7	-	<3,3	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<1,8	-	<2,0	-	<2,3	-	<1,8	-	<2,2	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<1,8	-	4,5	-	4,8	-	<1,8	-	<2,2	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	3,5	-	12	-	4,9	-	3,3	-	5,1	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	2,4	-	2,4	-	<2,3	-	<1,8	-	<2,2	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<1,8	-	<2,0	-	<2,3	-	<1,8	-	<2,2	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<1,8	-	7,7	-	<2,3	-	<1,8	-	<2,2	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,8	-	2,6	-	<2,3	-	1,8	-	<2,2	-
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	1470	378	728	136	323	39,7	1130	334	38,6	37,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<1,8	-	2,8	-	<2,3	-	<1,8	-	<2,2	-
Sum PFAS eks LOQ		1490	-	859	-	397	-	1140	-	48,9	-

Tabell 6-2. Analyseresultater av jord ved gammel BØF (BØF-2), forts.

Parameter	Enhet	SJ15-57	SJ15-58	SJ16-61	SJ17-62	SJ18-63	SJ19-64	SJ23-68	SJ24-69	SJ25-70	SJ26-72
Dato		08.11.2011 – 09.11.2011									
Dybde	cm	160-240	240-260	330-350	220-230	160-180	150-160	140-150	190-200	230-240	260-330
Jordtype		Pukk/grus	Finsand	Finsand	Pukk/grus	Pukk/grus	Jordlag, org.	Finsand	Pukk/grus	Finsand	Finsand
6:2 FTS	µg/kg	<3,1	-	-	<2,9	3,5	<2,6	-	<3,4	23,9	<2,9
8:2 FTS	µg/kg	<4,2	-	-	-	-	-	-	-	78,3	<3,9
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,1	-	-	<2,9	<2,9	<2,6	-	<3,4	<3,3	<2,9
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	<1,8	-	<2,3	<2,2	<1,9
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	<1,8	-	<2,3	4,8	<1,9
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,1	-	-	4,9	4,6	2,7	-	4,2	6,4	<2,9
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	<1,8	-	<2,3	2,3	<1,9
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	<1,8	-	<2,3	<2,2	<1,9
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	1,8	-	<2,3	<2,2	<1,9
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	-	-	2,2	2,9	<1,8	-	<2,3	4,6	<1,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	15,4	32,8	8,4	78,2	88,7	36,1	5,0	206	363	2,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,1	-	-	<1,9	<1,9	<1,8	-	<2,3	<2,2	<1,9
Sum PFAS eks LOQ		15,4	-	-	85,3	99,7	40,6	-	210	483	2,3

Tabell 6-3. Analyseresultater av jord ved ny BØF (BØF-1)

Parameter	Enhet	SJ1-3	SJ2-6	SJ3-9	SJ4-12	SJ5-15	SJ6-18	SJ7-21	SJ8-24	OV-Ø-120-30	OV-V-60-37
Dato		08.11.2011 – 09.11.2011									
Dybde	cm	170-190	160-180	150-170	160-180	180-200	130-150	180-200	130-150	0-10	0-10
Jordtype		Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand	Finsand
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,1	<2,1	<2,0	<2,0	<2,1	<2,1	<2,1	<2,3	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	15,8	43,3	<2,1	2,4	<2,0	2,1	<2,1	3,5	<2,3	3,8
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

6.3 Sedimenter

Det er tatt sedimentprøver fra Regebekken S1 – S3, ved det gamle brannøvingsfeltet og utover mot utløpet ved Solavika. I tillegg er det tatt en prøve av sediment i strandsonen (S5) i Solavika utenfor utløpet av Regebekken. Analyseresultatene er vist i tabell 6-4.

Prøvematerialet ved brannøvingsfeltet (S1) bestod av brunt slam og inneholdt moderat konsentrasjon av PFOS (1940 µg/kg). De øvrige prøvene (S2, S3 og S5) bestod av sand og inneholdt ikke PFOS-konsentrasjoner over normverdi/rapporteringsgrensen.

Tabell 6-4. Analyseresultater av sedimenter i Regebekken (S1-S3), samt Solavika (S5).

Parameter	Enhet	S1	S2	S3	S5
Dato		08.11.2011 – 09.11.2011			
Dybde	cm	0-10	0-10	0-10	0-10
Jordtype		Brunt slam	Sand	Sand	Sand
6:2 FTS	µg/kg	-	<2,8	<3,3	<2,8
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<2,8	<3,3	<2,8
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	2,4	2,9	2,1
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<1,9	<2,2	<1,9
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<2,8	<3,3	<2,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	<1,9	<2,2	<1,9
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<1,9	<2,2	<1,9
Perfluorononansyre (PFNA)	µg/kg	-	<1,9	<2,2	<1,9
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	<1,9	<2,2	<1,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	1940	5,1	<2,2	<1,9
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<1,9	<2,2	<1,9
Sum PFAS eks LOQ		-	7,6	2,9	2,1

6.4 Vann

Ved Stavanger lufthavn ble det i 2012 utført analyser av både grunnvann og overflatevann som ble tatt ut under de miljøtekniske grunnundersøkelsene på brannøvingsfeltene. Solavika mottar vann fra lufthavnsområdet via grunnvann, Regebekken og via rensepark for overvann fra terminalområdet. Avrenning fra det aktive brannøvingsfeltet ved øvelsessituasjon føres til Håsteinsfjorden via kommunalt nett. Vedlagt oversiktskart for vannprøver viser prøvepunkter, resultater og avrenningsveier (vedlegg 4). Når det ikke øves vil regnvann på deler av feltet rutes til Regebekken, som beskrevet i kapittel 5.2.3.

I 2012 ble det påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS i grunnvannet ved det gamle brannøvingsfeltet. Resultatene fra Regebekken viste moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS nær brannøvingsfeltene og avtagende mot Solavika. Det ble påvist lav PFOS-konsentrasjonene i vann fra Solavika tatt fra strandkanten.

Basert på disse resultatene, ble det valgt ut prøvepunkter for vann for supplerende undersøkelser i 2013 - 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.

6.4.1 Grunnvann

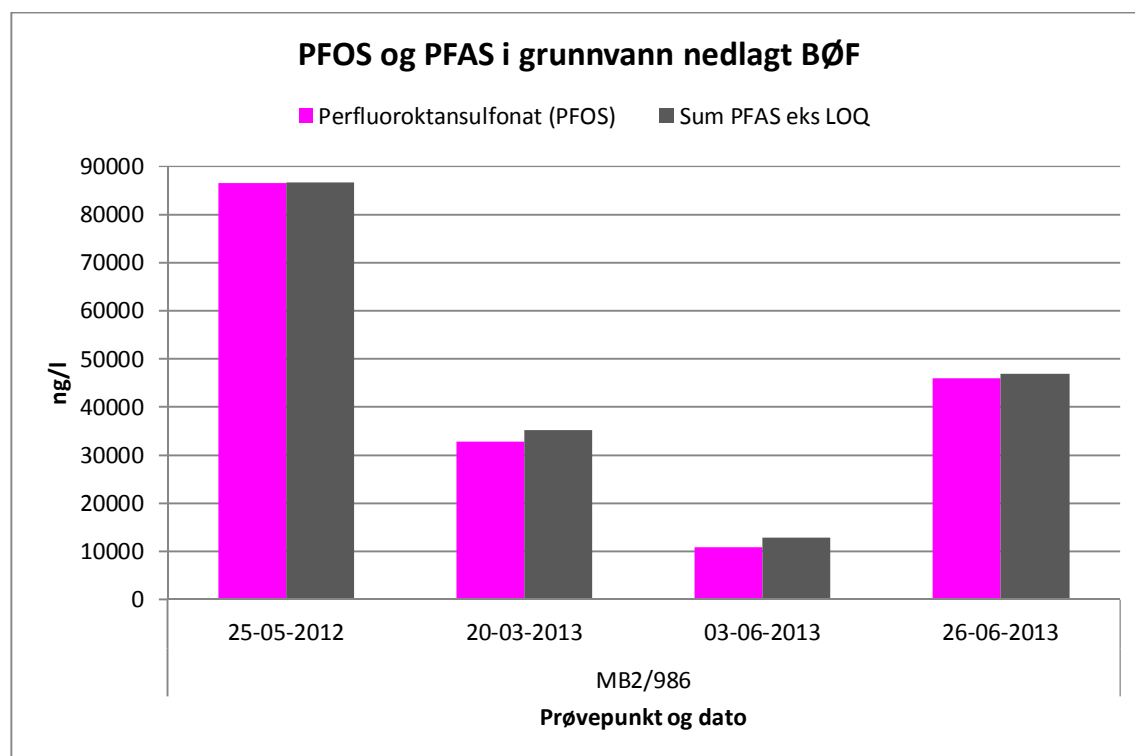
6.4.1.1 Gammelt brannøvingsfelt

Grunnvannet ligger ca. 2,5 m under dagens terreng ved plattformen. Overflateavrenning føres til Regebekken med utløp i Solavika. Grunnvannsretning antas å være mot nordvest.

I DP2 ble det satt ned en brønn ved det gamle brannøvingsfeltet hvor det ble målt betydelige konsentrasjoner av PFOS (se figur 6-1 og tabell 6-5). Brønnen ble satt ca. 30 m nedstrøms plattformen og ca. 20 m fra kanalen. Innholdet av PFOS/PFAS tyder på at strømningsretningen for grunnvann er fra brannøvingsfeltene og mot Regebekken. I 2013 ble det gjennomført tre nye prøvetakinger av brønnen. Resultatene viste noe lavere og varierende konsentrasjoner av PFOS, men det er fremdeles en betydelig PFOS-forurensning av grunnvannet.

Erfaring fra andre brannøvingsfelt tilsier at det kan være forurensning av PFOS i grunnvannet selv om det ikke er påvist konsentrasjoner av PFOS over normverdien i massene. Spesielt gjelder dette for sandige masser.

I 2013 ble det i tillegg påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA), perfluoromonansyre (PFNA) og perfluoropentansyre (PFPeA).



Figur 6-1. Analyseresultater av grunnvann ved gammel BØF

Det gamle brannøvingsfeltet var på et tidspunkt (ukjent når) koblet til en oljeutskiller med antatt utløp for avløpsvann til Regebekken. Oljeutskilleren er ifølge lufthavnen fjernet, men røret ligger igjen i grunnen. Selve utløpspunktet er ikke lokalisert.

Tabell 6-5. Analyseresultater av grunnvann ved gammel BØF

Parameter	Enhhet	MB2/986			
		25-05-2012	20-03-2013	03-06-2013	26-06-2013
6:2 FTS	ng/l	<200	200	<75	99
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	120
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<200	98,4	92	<75,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<100	114	<50	<50,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<100	<50,0	<50	<50,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<200	485	993	333
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	100	783	373	145
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<100	186	<50	<50,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<100	<50,0	167	156
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<100	61,3	179	71
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	86500	32900	10900	46000
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<100	326	108	54
Sum PFAS eks LOQ		86600	35200	12800	47000

6.4.1.2 Snødeponi

Sørøst på terminalområdet er det avsatt et område til snødeponi. Det er etablert en grunnvannsbrønn (MB 985) i området for overvåkning av avisningskemikalier. I 2012 ble vannet sjekket for innhold av PFOS/PFAS. Det ble ikke påvist konsentrasjoner over rapporteringsgrensen (se tabell 6-6).

Tabell 6-6. Analyseresultater av grunnvann ved snødeponi, prøve tatt i brønn MB 985.

Parameter	Enhhet	MB985
		25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.

6.4.2 Overflatevann

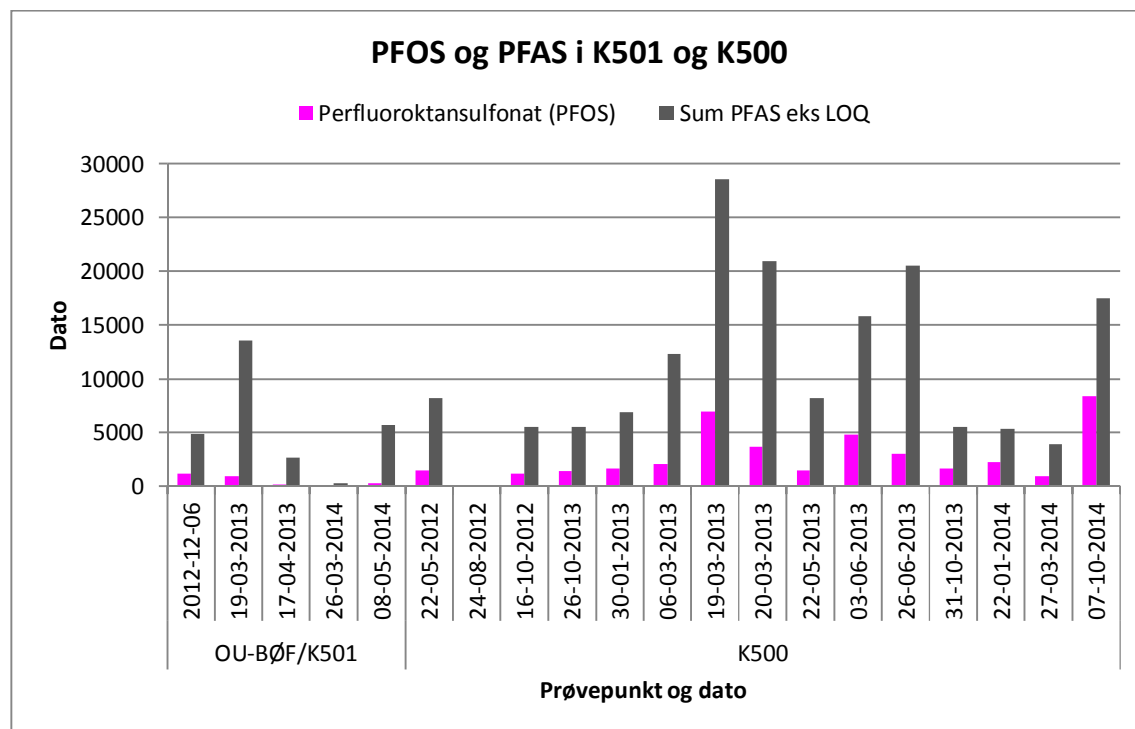
All avrenning av overflatevann og grunnvann fra brannøvingsfelt og terminalområder som Avinor disponerer, føres til Solavika. Eneste unntak er avløpsvann fra det aktive brannøvingsfeltet i aktiv bruk, som føres på kommunalt nett med utløp i Håsteinsfjorden.

6.4.2.1 Aktiv BØF – kulvert og oljeutskiller

Feltet har to oppsamlingssystemer for avrenning. Ved aktiv bruk/øvelse føres vann, ved hjelp av en manuelt styrt ventil, fra betongplaten og asfaltflaten til en oljeutskiller og videre på kommunalt spillvannsnett og renseanlegg, før det slippes ut i Håsteinsfjorden. Dette vannet er prøvetatt i punkt K501.

Når det ikke er øvelse på feltet, føres avrenningen fra betongflaten fremdeles til oljeutskilleren, mens vannet fra asfaltflaten går til et drenerør som går til en oppsamlingsskum (K500) med utslipp til Regebekken. Denne ordningen ble etablert slik at forventet rent grunnvann og overflatevann ikke skulle belastes det kommunale spillvannsnettet.

Resultater fra gjentatte prøvetakinger (figur 6-2 og tabell 6-7 og 6-8) av vannstrømmene viser at det er til dels betydelig høyere PFAS-konsentrasjoner i avløpsvannet tatt utenom øvelse enn i avløpsvannet tatt ved øvelse. Økte volumer vann gir lavere PFAS-konsentrasjoner, men mengdene PFAS (i gram) som skylles ut vil ikke være lavere per tidsenhet. Ved begge situasjoner er det påvist betydelige konsentrasjoner av PFAS, og innholdet domineres av andre PFAS-forbindelser enn PFOS. Forholdet mellom telomerene 6:2 FTS + 8:2 FTS og PFOS er ca. 9 – 18 ved øvelse og ca. 0,2 – 4 når det ikke er øvelse. Det kan tyde på at telomerene mobiliseres mer enn PFOS ved tilførsel av store vannmengder.



Figur 6-2. Analyseresultater av vann fra aktiv BØF

Tabell 6-7. Analyseresultater av vann fra aktiv BØF; påslipp på kommunal ledning (K501) og utslipp av overvann til Regebekken (K500).

Parameter	Enhet	OU-BØF/K501				K500					
		19-03-2013	17-04-2013	26-03-2014	08-05-2014	22-05-2012	24-08-2012	16-10-2012	26-10-2013	30-01-2013	06-03-2013
6:2 FTS	ng/l	10100	2330	188	1840	3450	11	1680	1590	2350	5410
8:2 FTS	ng/l	1020	-	34,5	3230	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<LOD	<7,5	<15,0	<25,0	56,7	<7,5	34,9	29,4	<150	93,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	740	8	<10,0	32,3	166	<5,0	139	136	160	253
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<LOD	22,8	<10,0	55,1	5	<5,0	5,6	12,5	<100	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	40	8,2	<15,0	<25,0	602	<7,5	332	302	432	996
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	180	43,2	10,8	71,9	773	<5,0	593	590	656	1150
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	90	21,1	10,8	51,7	358	<5,0	297	256	296	528
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	40	16,1	<10,0	21,3	239	<5,0	239	217	268	246
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	220	22,2	<10,0	37	235	9	143	161	156	380
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	960	175	24,9	283	1470	48,3	1190	1370	1650	2070
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	140	9,8	<10,0	72,9	887	<5,0	878	883	894	1190
Sum PFAS eks LOQ		13530	2660	269	5700	8230	68,4	5540	5540	6870	12300

Tabell 6-8. Analyseresultater av vann fra aktiv BØF, forts.

Parameter	Enhet	K500								
		19-03-2013	20-03-2013	22-05-2013	03-06-2013	26-06-2013	31-10-2013	22-01-2014	27-03-2014	07-10-2014
6:2 FTS	ng/l	13200	8580	3450	7110	11400	1570	1030	1080	3270
8:2 FTS	ng/l	160	-	-	-	197	171	324	53	2760
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	200	247	56,7	67,6	112	22,6	<25,0	23,1	56,3
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	1090	428	166	193	282	120	88,2	90,3	165
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<LOD	<5,0	5	20,7	10	12,3	17,9	7,4	89,3
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	1690	2080	602	782	1310	256	269	304	456
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	1930	2210	773	819	1270	436	363	358	586
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	670	723	358	385	544	198	172	186	282
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	180	253	239	294	228	230	347	258	266
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	730	774	235	343	616	137	86,3	89,6	194
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	6950	3670	1470	4790	3000	1660	2210	921	8400
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	1790	1930	887	1000	1480	698	455	513	992
Sum PFAS eks LOQ		28590	20900	8230	15800	20500	5500	5360	3880	17500

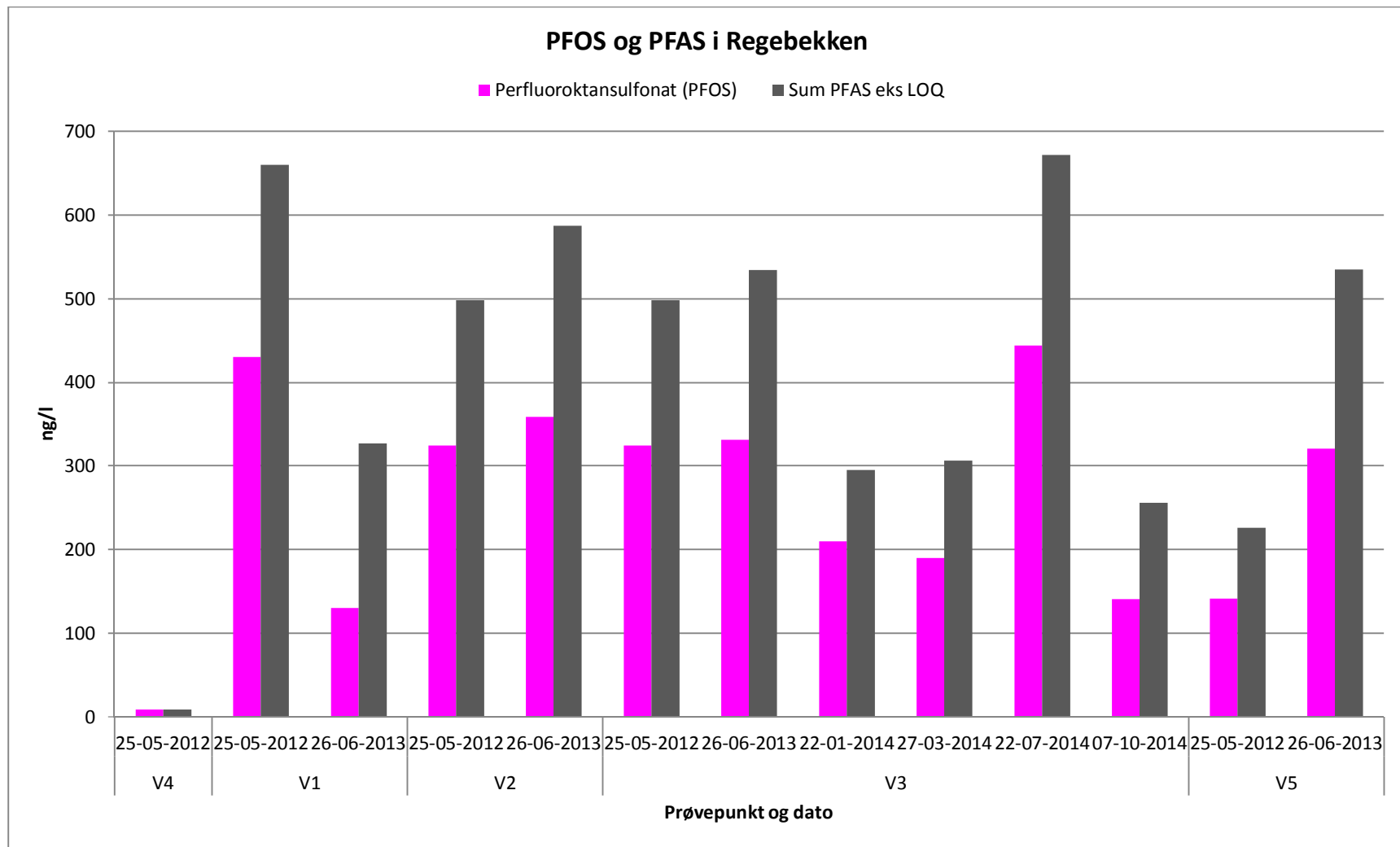
6.4.2.2 Regebekken (kanalen)

Brannøvingsområdene ligger sør for rullebane 11/29, og noe vest for rullebane 18/36. Regebekken (kanalen) har sin opprinnelse utenfor lufthavnsområdet, sørvest for baneende 36, og renner nordover gjennom landbruksarealer før den når lufthavnsområdet. Bekken renner litt nordover, før den dreier mot vest og gjennom området med brannøvingsfeltene. Bekken går delvis i åpent og delvis i lukket løp, og munner ut i Solavika. Det er tatt vannprøver fra ulike steder i Regebekken som vist på kart for vannprøver i vedlegg 4. Analyseresultatene for prøvepunkt fra øst mot vest er vist i figur 6-3 og tabell 6-9.

V4 ble tatt i Regebekken oppstrøms brannøvingsfeltene, ved et deponiområde, og var ment som en referanseprøve. Det ble påvist spor PFOS/PFAS i vannet og prøvepunktet ble ikke videreført i vannovervåkningen. Lufthavnen gjennomfører et eget prosjekt for håndtering av deponiet.

De resterende prøvepunktene ligger hhv. ved det gamle brannøvingsfeltet (V1), nedstrøms brannøvingsfeltene (V2), utløpet (V3 og V5) i Solavika. V5 kan være noe påvirket av flo. Analyseresultatene viser moderate og varierende konsentrasjon av PFOS/PFAS i disse prøvepunktene. Samtlige prøver viser innhold av 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA), perfluoromonansyre (PFNA) og perfluoropentansyre (PFPeA).

Det er ingen signifikant reduksjon av konsentrasjonene nedover i bekken, heller ikke i vann fra utløpet ved Solavika. Dette kan bety at bekken mates med forurensset grunnvann nedover i bekkeløpet og at tilførselen av rent vann i bekken ikke er nok til å redusere konsentrasjonene. Det har vært ulik vannføring i bekken ved prøvetakingsrundene.



Figur 6-3. Analyseresultater av overflatevann i Regebekken

Tabell 6-9. Analyseresultater av overflatevann i Regebekken

Parameter	Enhet	V4	V1		V2		V3						V5	
		25-05-2012	25-05-2012	26-06-2013	25-05-2012	26-06-2013	25-05-2012	26-06-2013	22-01-2014	27-03-2014	22-07-2014	07-10-2014	25-05-2012	26-06-2013
6:2 FTS	ng/l	<7,5	36,2	22,1	34,3	28,7	19,8	25,6	<25,0	11,2	15,9	14,1	25,8	29,9
8:2 FTS	ng/l	-	-	<10,0	-	<10,0	-	<10,0	<33,3	<10,0	<20,0	<10,0	-	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<25,0	<7,5	<15,0	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0	<5,0	6	<5,0	6,7	<5,0	6,1	<16,7	6,3	<10,0	5,1	<5,0	6,4
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<16,7	<5,0	<10,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<7,5	41,6	34,4	40	45,3	40	40,9	31,4	26,7	53,7	21,4	15,6	41,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0	16,6	13,5	15,8	16,7	15,8	15,4	<16,7	9,8	19,9	9,2	7	15,5
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0	8	6,6	6,8	7,9	6,8	6,7	<16,7	5,4	<10,0	5,2	<5,0	8,3
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	99,7	90,5	67,3	93,6	67,3	80	53,5	45,3	101	38,2	28,8	83
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	7,4	7	6,6	9,4	6,6	9,8	<16,7	<5,0	10,7	6,4	<5,0	10,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	8,7	430	130	324	359	324	331	210	190	444	141	142	321
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0	19,9	16,8	16,9	19,1	16,9	17,9	<16,7	11,4	25,8	14,8	6,3	18,7
Sum PFAS eks LOQ		8,7	660	327	498	587	498	534	295	306	672	256	226	535

6.4.2.3 Rensepark

Nord for Avinors rullebane 11/29 er det etablert en såkalt rensepark for håndtering av overvann fra terminalområdet (føres i rør). Dette inkluderer området ved brannstasjonen hvor brannbiler er blitt vasket og søl av brannskum kan ha forekommet. Renseparken består av to grunne dammer i serie for sedimentasjon og lufting.

I 2012 ble det tatt ut prøver av vann inn til og ut av renseparken. Analyseresultatene (tabell 6-10) viser at det er påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS. I tillegg til PFOS er det i begge prøver påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA), perfluornonansyre (PFNA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Det er påvist lavere konsentrasjon av PFOS i prøven etter renseanlegget. Dette kan tyde på at noe PFOS sedimenterer ut sammen med partikler i renseparken. Det ble tatt en oppfølgende prøve fra vann ut av renseparken i 2014 som viste tilsvarende resultat.

Konsentrasjonene av PFOS/PFAS ut fra renseparken er på nivå med de konsentrasjoner som er påvist ved utløpet av Regebekken. Lufthavnen har lett etter kilder til denne forurensningen, uten å finne annet enn tidligere aktivitet ved brannstasjonen. Siden PFAS-holdig skum er faset ut, bør PFAS-konsentrasjonen i vannet avta med tid. Overvåkingen av vannet bør videreføres.

Tabell 6-10. Analyseresultater av overflatevann inn til og ut av renseparken

Parameter	Enhhet	Rensepark inn/K600		Rensepark ut/K601
		25-05-2012	11-11-2014	25-05-2012
6:2 FTS	ng/l	41,1	69,4	41,2
8:2 FTS	ng/l	-	<33,3	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<25,0	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	5,2	<16,7	6,6
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<16,7	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	43,6	45,6	46,7
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	21,9	21,3	22,5
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	9,9	<16,7	11,9
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	12,9	<16,7	14,3
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	9,0	<16,7	11,6
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	288	255	166
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	27,6	36,5	27,8
Sum PFAS eks LOQ		470	427	349

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Stavanger lufthavn i 2013 eller tidligere år for analyse av PFAS.

Avinor har siden 2014 hatt et prosjekt med bikuber langs rullebanen. Denne honningen er analysert for ulike miljøgifter, og det er ikke påvist PFAS i noen av prøvene (Avinor, 2015). Dette sier imidlertid lite om eventuelt faktisk innhold av PFAS i planter/blomster i nærheten av lufthavnsområdet, både fordi det ikke er kjent om det er planter som biene søker i dette Stavanger lufthavn

området, og at biene dessuten er ganske selektive. Det er heller ikke gjort undersøkelser som viser om planter overfører PFAS til blomsternektar, men analyser som er gjort viser funn av PFAS i vegetative deler av plantematerialer (se avsnitt 2.5).

6.5.2 Ferskvannsarter

6.5.2.1 Metodikk og datainnsamling

Regebekken som renner syd for rullebane 11/29, og drenerer området med gammelt og aktivt brannøvingsfelt ble undersøkt i august 2013. Bekken var sakteflytende, og mellom 20 og 100 cm dyp. Bunnen besto av mudder, noe som begrenset muligheten for innsamling av dyr. Langs breddene vokste det tett med gras og noe dunkjevle (Figur 6-7). Det ble observert stokkender i bekken. På nedsiden av veien (FV 374), i Solavika utenfor lufthavnsområdet rant bekken noe striere, og det var ingen vegetasjon langs kantene, kun sand (Figur 6-8). Det ble fisket på to steder i bekken inne på lufthavnsområdet, og på ett sted i den nedre delen (Figur 6-5).

Skeiekanalen som ligger ca. 2 mil syd for Stavanger lufthavn (Figur 6-4) ble valgt som referansestasjon. Skeiekanalen er landbrukspåvirket. Bekken var ca. 4 m bred, og en strekning på ca. 60 m i nedre del ble fisket. Vanddypet var kun mellom 10 og 30 cm.

Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på tre stasjoner i Regebekken, mens det i Skeiekanalen ble fisket på én stasjon.



Figur 6-4. De fem punktene i tilknytning til Stavanger flyplass representerer 3 lokaliteter i Regebekken som renner ut fra lufthavnsområdet og to lokaliteter i sjøen. Lokaliteten ved Skeie i syd er en liten bekk som ble valgt som referansestasjon for fisk i ferskvann. For nærmere beskrivelse av plassering, se Figur 6-5 og Figur 6-6.



Figur 6-5. Detaljkart over stasjonene hvor det ble gjort/forsøkt gjort innsamling av biota ved Stavanger lufthavn. Stasjon 1, 2 og 3 er i ferskvann og stasjon 4 og 5 er i sjøen. De to store røde sirklene med BØF skrevet inne i, representerer brannøvningsfeltene (BØF-1 – nytt, BØF-2 – gammelt). Kartkilde: www.norgeskart.no



Figur 6-6. Detaljkart over referanselokaliteten (Skeiekanalen) og stasjonen (st. 6) der det ble fisket med elektrisk fiskeapparat. Kartkilde: www.norgeskart.no



Figur 6-7. Bildet viser stasjon 2, som ligger i nedre del av Regebekken som renner langs lufthavna. Foto: Finn Gravem, Sweco.



Figur 6-8. Stasjon 3 - Nedre del av Regebekken, utløp i Solavika utenfor lufthavna. Foto: Finn Gravem, Sweco.

I august 2013 ble det foruten én ål, kun påvist skrubbe, på stasjon 2 i Regebekken som ligger innenfor lufthavnsområdet. Det ble påvist ca. 50 skrubber innenfor et areal på ca. 150 m², hvorav 10 stykk ble tatt med for prøvetaking og analyse (Figur 6-9). Gjennomgående var flyndrene mindre enn 50 mm (min 53 – maks 107 – gj.snitt 80). Ålen, som var ca. 30 cm lang, er rødlistet og ble derfor ikke tatt med. På stasjon 1 og 3 i den samme bekken ble det

ikke funnet fisk. På stasjon 1, nærmest brannøvingsfeltene, var mudderbunnen så bløt at det var vanskelig å foreta innsamling.



Figur 6-9. Skrubbe fanget i Regebekken inne på lufthavnsområdet august 2013. Foto: Finn Gravem, Sweco.

På referansestasjonen i ferskvann i Skeiekanalen, ble det også kun påvist skrubbe. Gjennomgående var individene her mindre av størrelse enn det som ble påvist i bekken ved flyplassen (min 45mm – maks 62mm – gj.snitt 52mm). 10 stykker ble også her tatt med for videre analyse.

En oversikt over artene som ble samlet inn i ferskvann og analysert er vist i Tabell 6-11.

Tabell 6-11. Oversikt over innsamlet og analysert materiale fra ferskvann ved Stavanger lufthavn.

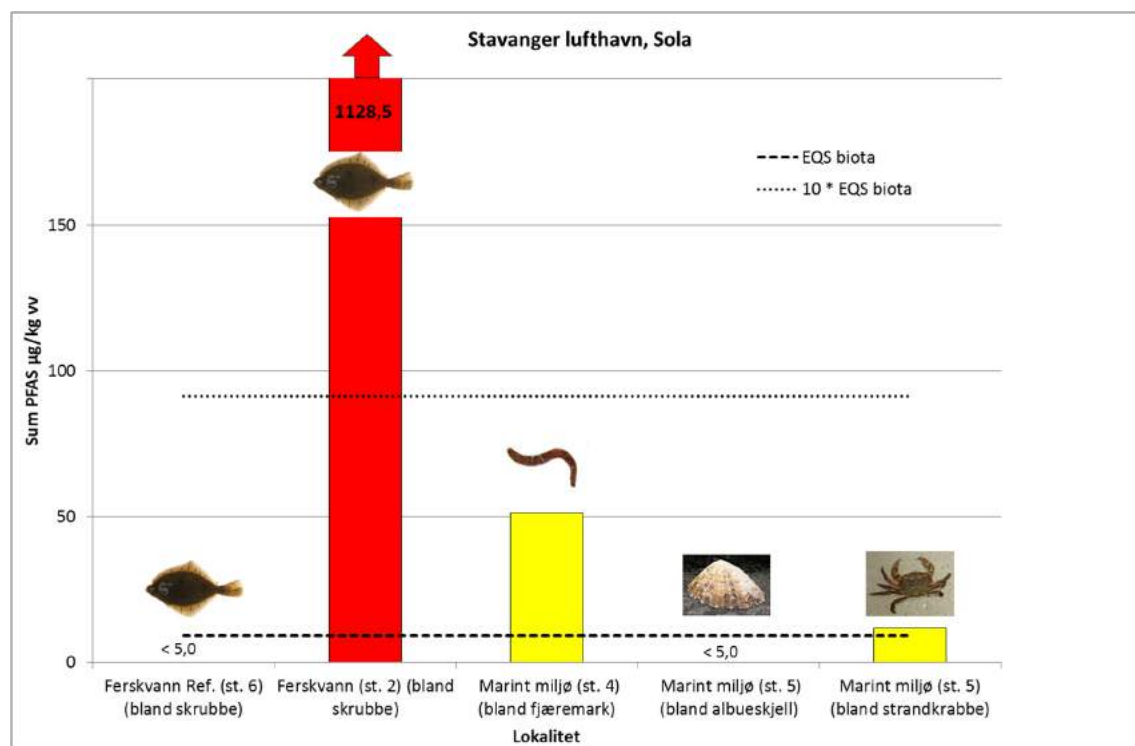
Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Skrubbe	10	10	Blandprøve, hel fisk	Stasjon 2 i bekk inne på lufthavn-området
Skrubbe	10	10	Blandprøve, hel fisk	Referansestasjon: Stasjon 6 Skeiekanalen

6.5.2.1 Presentasjon av data fra innsamling i ferskvann

Konsentrasjonen av PFAS i den homogeniserte blandprøven av 10 små skrubber fanget i Regebekken som drenerer lufthavnsområdet var 1128,5 µg/kg vv (Tabell 6-12 og Figur 6-10). Det ble påvist fire forbindelser; PFNA, PFHxS, PFOS, og PFUnDA, hvor PFOS forekom med den markert høyeste konsentrasjonen på 1000 µg/kg vv. Dette er 110 ganger EQS biota. Til sammenligning ble det ikke påvist noe PFAS i den homogeniserte prøven av de 10 skrubbene som ble fanget på referansestasjonen i Skeiekanalen.

Tabell 6-12. Analyseresultater for blandprøver av skrubbe samlet inn i Regebekken som drenerer lufthavnsområdet, samt i Skeiekanalen ca. 2 mil syd for Stavanger lufthavn (referansestasjon) i 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

Stasjoner	Ref. (st. 6) Skeiekanalen, ferskvann	Stavanger lufthavn Sola, (st. 2) ferskvann, Regebekken
Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Bland skrubbe	Bland skrubbe
PFPeA	<5.0	<5.0
PFHxA	<5.0	<5.0
PFHpA	<5.0	<5.0
PFOA	<5.0	<5.0
PFNA	<5.0	20
PFDA	<5.0	<5.0
PFBS	<20	<20
PFHxS	<5.0	8,5
PFOS	<5.0	1000
FTS-6:2	<20	<20
FTS-8:2	<10	<10
PFDS	<30	<30
PFUnDA	<5.0	100
PFDoDA	<5.0	<5.0
Sum PFAS	ND	1128,5



Figur 6-10. Forekomst av PFAS-forbindelser funnet i skrubbe samlet inn i bekken som drenerer lufthavnsområdet, og på referansestasjon (Skeiekanalen; en bekk som ligger ca. 2 mil syd for Stavanger lufthavn). Fra sjøen, i nærheten av der bekken fra lufthavnsområdet renner ut, vises resultater for fjæremark, albueskjell og strandkrabber.

6.5.2.2 Vurdering ferskvannsarter

Det ble funnet høy konsentrasjon av PFAS (1128,5 µg/kg vv) i blandprøven av hel fisk av små skrubber i bekken som drenerer brannøvingsfeltene ved Stavanger lufthavn. PFOS utgjorde 88,6 %. Konsentrasjonen av PFAS tilsvarer kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

I blandprøven av skrubbe fra referansestasjonen ble det ikke påvist PFAS (kategori I – *Bakgrunn/ikke påvist*).

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Fra Solastranda (st.4 – i nærheten av S5 for sedimenter) ble det gravd opp 10 individer av fjæremark (Figur 6-11, størrelsen varierte fra 6 til 14 cm).



Figur 6-11. Solastranda utenfor Stavanger lufthavn, der fjæremark ble samlet inn (stasjon 4).

Av øvrig strandbiota ble det samlet inn strandsnegl, albueskjell, purpursnegl og strandkrabber, se Figur 6-12 og Tabell 6-13.



Figur 6-12. Albueskjell og purpurnegl (øverst til venstre), strandsnegl (øverst til høyre), strandkrabber og fjæremark samlet inn fra Solastranda august 2013.

Tabell 6-13. Oversikt over innsamlet og analysert materiale fra marint miljø ved Stavanger lufthavn.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Albueskjell	10	10	Blandprøve	Stasjon 5, hardbunn.
Strandkrabber	10	10	Blandprøve	Stasjon 5, hardbunn.
Fjæremark	10	10	Blandprøve	Stasjon 4, sandbunn

6.5.3.2 Presentasjon av data fra innsamling i marint miljø

Det har ikke tidligere vært samlet inn biologisk materiale fra Stavanger lufthavn for analyser av PFAS. Resultatene av analysene i 2013 vises i Tabell 6-14 og Figur 6-10.

I blandprøven av fjæremark og i blandprøven av strandkrabbe ble det påvist PFAS, henholdsvis 51,2 og 11,7 $\mu\text{g/kg}$ vv. I fjæremarken ble det påvist seks forbindelser, der PFHpA og PFNA hadde høyest konsentrasjon. I strandkrabbene, som ble fanget ca. 500 m syd for utløpet av bekken som drenerer brannøvingsfeltene, ble det til sammenligning bare påvist tre forbindelser, hvorav PFOS hadde høyest konsentrasjon (7,3 $\mu\text{g/kg}$ vv). Enkelte av forbindelsene, som PFBS, FTS-6:2 og PFDS, hadde høyere deteksjonsgrenser enn analyseprogrammet hadde som avtalt nedre analysenivå, for prøvene av albuesnegl og fjæremark sammenlignet med strandkrabbe, grunnet matriksforstyrrelser (se Tabell 6-14).

Det ble ikke funnet PFAS i blandprøven av albueskjellene, selv om skjellene ble høstet på samme sted som strandkrabbene.

Tabell 6-14. Analyseresultater for blandprøver av fjæremark, albueskjell og strandkrabber samlet inn på bløtbunn (fjæremark, st.4) og hardbunn (albueskjell og strandkrabber, st.5) på Solastrand utenfor Stavanger lufthavn i 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

Stasjoner	Solastrand (st. 4), marint miljø	Solastrand (st. 5), marint miljø	Solastrand (st. 5), marint miljø
Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Bland fjæremark	Bland albueskjell	Bland strandkrabbe
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	5,6	<5.0	<2.0
PFHpA	11	<5.0	<5.0
PFOA	9,8	<5.0	<1.0
PFNA	11	<5.0	1,4
PFDA	<5.0	<5.0	<1.0
PFBS	<20	<20	<2.0
PFHxS	6,2	<5.0	<1.0
PFOS	7,6	<5.0	7,3
FTS-6:2	<20	<20	<2.0
FTS-8:2	<10	<10	<2.0
PFDS	<30	<30	<1.0
PFUnDA	<5.0	<5.0	3
PFDoDA	<5.0	<5.0	<2.0
Sum PFAS	51,2	ND	11,7

6.5.3.3 Vurdering marine arter

Konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i fjæremark og strandkrabbe hadde et nivå som tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand*. Det ble ikke funnet PFAS i albueskjell.

Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble funnet i fjæremarken. Dette har trolig sammenheng med at marken ble fanget i sand relativt nært utløpet av bekken som drenerer lufthavnsområdet. Fjæremarken livnærer seg av det organiske materialet som finnes i sanden, og den kan følgelig ha fått i seg PFAS både fra vannet og fra organisk materiale som blir ført ut med bekken. Funnet av PFAS var imidlertid betydelig lavere enn i skrubbene som ble fanget i selve bekken, men fjæremark er også på et lavere trofisk nivå.

Som nevnt er Solastranda en langgrunn sandstrand med få skjulmuligheter for strandbiota og fisk. Den nærmeste lokaliteten med hardbunn hvor andre strandbiota kunne etablere seg lå ca. 500 m sydvest for utløpet av bekken. Her ble det påvist tre PFAS-forbindelser i strandkrabbe, hvorav konsentrasjonen av PFOS lå høyest, omtrent på nivå med det som ble funnet i fjæremark. At den totale konsentrasjonen av PFAS i strandkrabbe lå lavere enn i fjæremark, til tross for at den er på et høyere trofisk nivå, kan ha sammenheng med at strandkrabbene befant seg lenger unna utløpet av bekken (gitt at denne er eneste kilde til PFAS i området).

Det ble ikke funnet PFAS i albusnegler. I tillegg til avstanden fra utslippspunktet kan det ha sammenheng med at den har et annet matfat (lever av å skrape alger av underlaget) og er på et lavere trofisk nivå enn krabber.

6.5.4 Vurdering datagrunnlag biota

Som nevnt tidligere, er det ikke samlet inn terrestrisk biota og det er således få holdepunkter for å trekke gode konklusjoner om mulig påvirkning på det terrestre økosystemet. For likevel, i slike tilfeller, å kunne gjøre en vurdering av situasjonen, er det mulig å sammenligne forholdene ved lufthavner der en både har målinger av PFAS i jord PFAS-resultater fra terrestrisk biota.

I ferskvann ble det kun påvist skrubbe og ål, hvorav begge artene gyter i marint miljø. Skrubbene som ble fanget var så små at de ikke er aktuelle som mat til mennesker. Ålen er rødlistet og følgelig ikke lov å avlive, og er derfor heller ikke aktuell som menneskemat. Problemstillingen knyttet til matbiota i ferskvann er derfor neppe aktuell for området rundt Stavanger lufthavn. Den høye konsentrasjonen av PFAS i blandprøven av skrubbe, tyder imidlertid på at ferskvannsorganismer i bekken er kraftig påvirket og at andre organismer høyere opp i næringskjeden også i det terrestre miljøet dermed kan bli påvirket. Dette er ikke videre undersøkt, men diskuteres i avsnitt 8.1.

I marint miljø mangler det datagrunnlag for å gjøre en risikovurdering av eksisterende matbiota i nærområdet til Stavanger lufthavn. Påvisning av PFAS i blandprøvene av fjæremark og strandkrabbe, viser imidlertid at det marine økosystemet i en omkrets på minst 500 m fra utløpet av bekken er påvirket av PFAS.

Det foreligger ikke individdata for noen av artene som ble samlet inn, og det er derfor ikke mulig å si noe om hvor stor andel av dyra som er påvirket.

Flere av forbindelsene som ble analysert på i biota hadde høyere deteksjonsgrense enn 5,0 µg/kg vv. Dette gjelder PFBS (20 µg/kg), FTS-6:2 (20 µg/kg), FTS-8:2 (10 µg/kg) og PFDS (30 µg/kg). Det er derfor mulig at sum PFAS kunne blitt høyere enn det som ble resultatet og at det kan forekomme PFAS både i albueskjellene og i skrubbe fra referanselokaliteten. Imidlertid ble strandkrabbene analysert med korrekt deteksjonsgrense uten at det ble gjort funn av de nevnte forbindelsene.

7 Spredningsvurdering

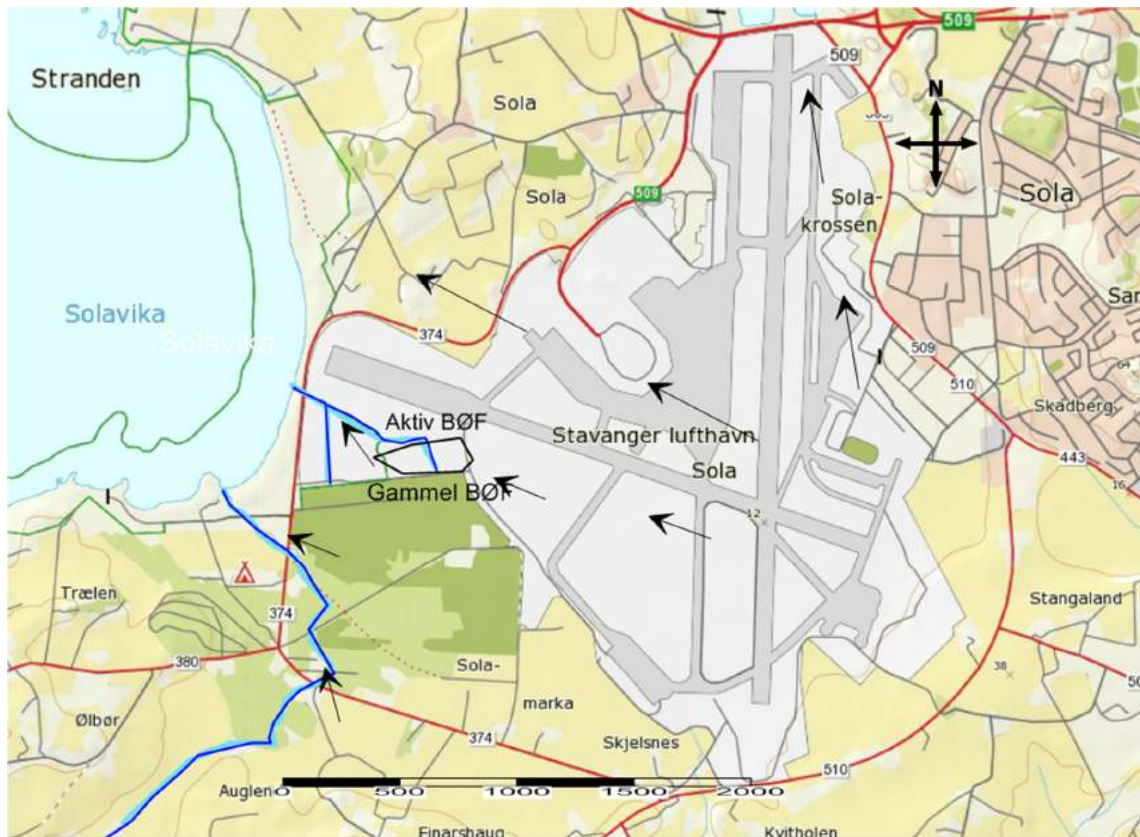
7.1 Innledning

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

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

Spredningsanalysen har hovedfokus på forurensning av PFOS på brannøvingsfeltene aktiv BØF og gammel BØF (i bruk frem til 2000). Øst for det aktive brannøvingsfeltet ligger det en rusegrop. Denne, samt området rundt ble benyttet til brannøvelser og testing av kanon på brannbilen av både Avinor og Forsvaret fram til 1984. Nord for Avinors rullebane 11/29 er det etablert en rensepark for håndtering av avrenning fra terminalområdet (føres i rør). Dette inkluderer området ved brannstasjonen hvor brannbiler er blitt vasket og søl av brannskum kan ha forekommet. Renseparken har avrenning til Solavika og har konsentrasjoner av PFOS/PFAS på samme nivå som avrenningen fra brannøvingsfeltene.

Figur 7-1 viser oversikten over sannsynlig dreneringsretning på lufthavnen. Ved bruk av Tamms formel er evapotranspirasjonen beregnet til 436 mm/år. Dette gir en avrenning på ca. 695 mm/år.



Figur 7-1. De blå strekene sørvest for lufthavnen er bekk og kanal som renner ut i Solavika. Kanalen renner fra aktiv og gammel BØF. BØF-ene er slått sammen med sort polygon. Overordnet dreneringsretning er vist med sorte piler.

7.2 BØF-2 – gammelt brannøvingsfelt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF-2.

Dette brannøvingsfeltet var aktivt fram til 2000. Spredningsvurderingen omfatter et estimat av hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut fra brannøvingsfeltet, basert på utførte målinger. Det er estimert at det er brukt ca. 1 790 kg PFOS på feltet fra 1984 frem til 2000 (se avsnitt 4.3.2 for beregningsmetode). Feltet er registrert i miljødirektoratets database for forurenset grunn (mistanke om alifatiske hydrokarboner). Det er ikke registrert bruk av grunnvannet i området.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Terrengnivået ved det gamle brannøvingsfeltet ligger i dag ca. 4 meter over havet. Dette er nivået etter at området er fylt opp med masser fra gravearbeid andre steder på lufthavnen. Opprinnelig terrengnivå var omkring 2,5 meter over havet, og terrengoverflate (betongdekke) fra tiden da det var øvingsaktivitet i området ligger ca. 1,5 meter under dagens terrengnivå. Dette er et område med flygesand som har relativt høy permeabilitet. Fra feltet og vestover mot Solavika går det en kanal (Regebekken). Naturlig dreneringsvei fra feltet vil være mot kanalen og videre vest til Solavika. Det er lagd en dreneringsvei for overvann fra feltet til Regebekken. Det kan allikevel ikke utelukkes at noe av dreneringen også går mot vest og/eller sør. Det ser ut som om eventuell avrenning mot vest og sør vil ende i en annen kanal lenger vest mot havet (ikke navn). Denne kanalen går sammen med Regebekken lenger

nedstrøms mot Solavika (Figur 7-2). Grunnvannsbrønnen MB2 har høye verdier av PFOS. Denne brønnen ligger mellom feltet og Regebekken (dette tyder på at det er en strømningsretning fra feltet mot Regebekken). For å kunne bekrefte strømningsretning/spredningsretning fra feltet må det settes flere brønner i vest og sør. Nærme feltet er det funnet PFOS i sedimentene i kanalen, mens lenger nedstrøms ved kanalens utløp i Solavika er dette ikke tilfelle. Området øst for brannøvingsfeltene er drenert med grøfter og vannet fra grøftene ender til slutt i Regebekken ved feltet. Grøftene i øst og den mindre kanalen i vest fører til at nedbørsfeltet til utløpet av Regebekken blir ganske stort. Rett øst for gammel BØF ligger det aktive brannøvingsfeltet. Dette feltet vil også drenere mot Regebekken. I tillegg vil rusegropa som ble brukt til brannøvinger frem til 1984 drenere til Regebekken. Rett oppstrøms utløpet av Regebekken er det tatt vannprøver (V3). Størrelsen på nedbørsfeltet til punktet V3 er estimert til ca. 1 100 000 m² (Figur 7-2). Med en gjennomsnittlig avrenning i området på 695 mm/år gir dette en gjennomsnittlig vannføring ved punktet V3 på ca. 765 000 m³ per år.



Figur 7-2. Viser nedbørsfelt til utløpet av kanal med lyseblått polygon. Gammel BØF og aktiv BØF er vist med røde polygoner (aktiv BØF til høyre). Grøftesystem som drenerer området er markert med sorte stiplede linjer. Kanaler er vist med blå linjer (blå linje i vest markerer elv). Dreneringsretning i området er vist med sorte piler. Punktet V3 er markert med oransje sirkel. Snødeponi er markert med rosa sirkel. Rød stiplet linje er avløp. Grønn stiplet linje er spillvann.

I strandsonen ved prøvepunkt V5 (blandsone mellom kanalvann og sjøvann) er det også funnet PFOS i vannet. Det er funnet lave konsentrasjoner av THC.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF

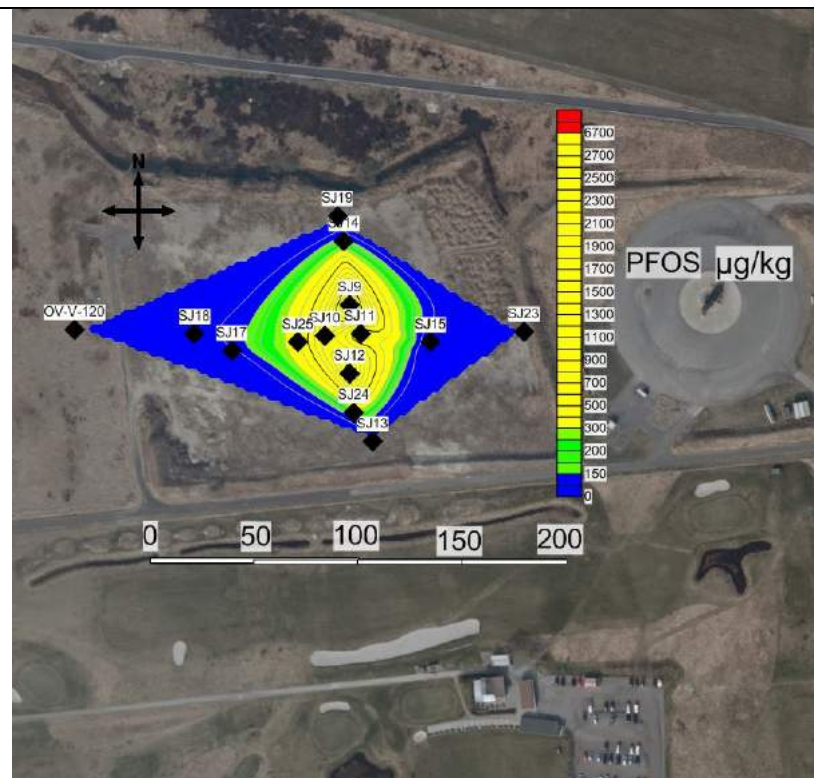
I dette avsnittet er det basert på målte konsentrasjoner i jord estimert hvor mye PFOS det ligger igjen i kildeområdet til gammel BØF. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målingene i lag nedover.

Figur 7-3 viser en interpolering av gjennomsnittskonsentrasjonene i kildeområdet til gammel BØF for 1,5 – 2,5 meter under terreng. Prøvetakingen starter på ca. 1,5 meter under terreng på grunn av fyllmasser i de øverste 1,5 m.

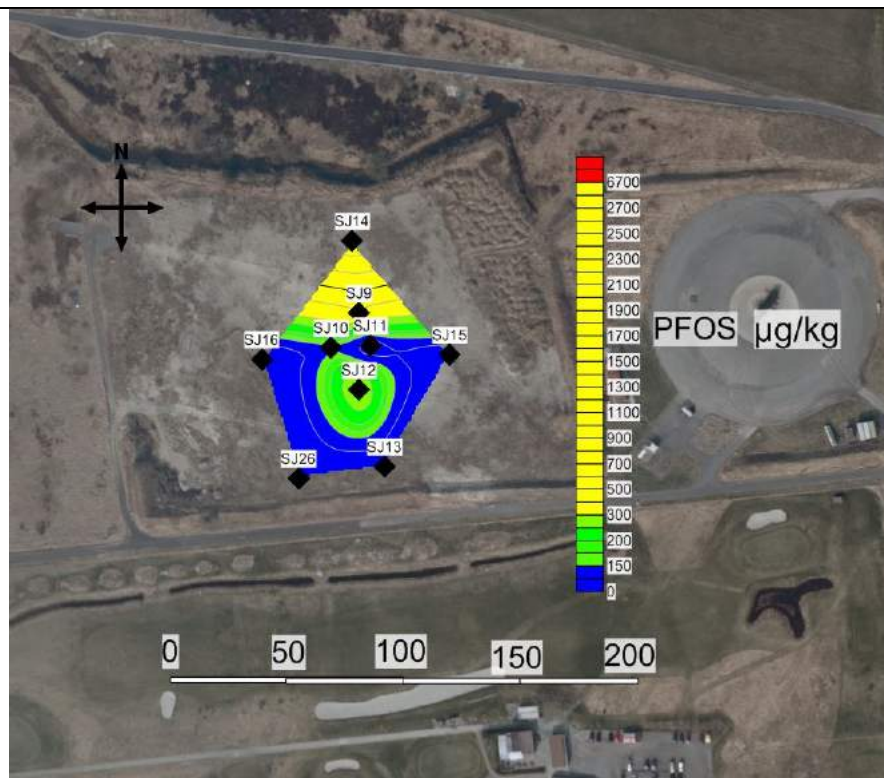
Dette jordprofilen er over grunnvannstand. Figur 7-4 viser interpolering av gjennomsnittskonsentrasjonene i kildeområdet til gammel BØF for 2,5 – 3,5 meter under terreng. Dette er under antatt grunnvannstand.

PFOS forurensningen virker å være godt avgrenset i topplaget mens under grunnvannstanden ser det ut til at forurensningen ikke er godt avgrenset retning nord mot kanal (figur 7-4). Dette er antagelig på grunn av at PFOS fra feltet drenerer mot kanalen.

Det er ikke registrert fjell eller tette masser i dypet. De dypeste prøvene går ned til 3,5 meter under terreng. Det er en klar trend at PFOS-konsentrasjonen blir lavere under grunnvannsspeilet, men det er ikke sett en klar avgrensning av forurensningen nedover i jordprofilen. To prøver hadde betraktelig høyere konsentrasjoner enn resten, sj9-39 med 1471 µg/kg (140-240 cm under terreng) og sj12-48 med 1132 µg/kg (190-300 cm under terreng). Sj9-39 er over grunnvannsspeilet mens i sj12-48 ligger ca. halvparten av profilen under grunnvannstand. I prøven sj12-49 (300-320 cm under terreng og under grunnvannstand) er PFOS-konsentrasjonen 334 µg/kg. Det er høyest jordkonsentrasjoner over grunnvannstand, mens under grunnvannstand transporteres PFOS vekk og tynnes ut i større grad slik at konsentrasjonen går ned.

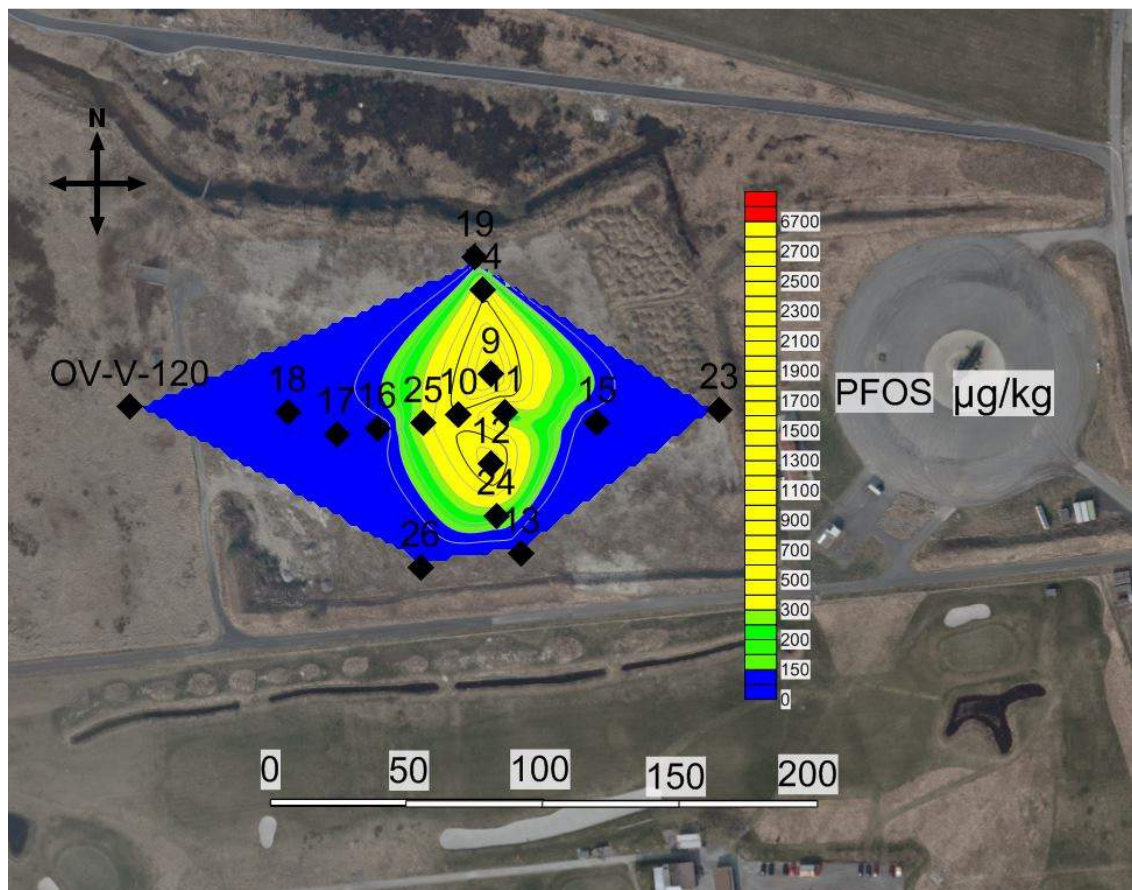


Figur 7-3. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 1,5-2,5 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i tabell 4-3.



Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 2,5-3,5 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i tabell 4-3.

Figur 7-5 viser interpolering av PFOS for hele jordprofilet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilen.



Figur 7-5. 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". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.

Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon sentralt ved sj9 og sj12, men også i sj10, sj11, sj12, sj14 og sj25 er det påvist konsentrasjoner i kategorien «moderat». Området som har blitt interpolert strekker seg ut til punktene hvor det er registrert PFOS.

Beregning av restmengde PFOS på BØF A sentralt er basert på interpoleringen i figur 7-5. Årsaken til at lagene i figur 7-3 og 7-4 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 170 µg/kg.

Ustrekningen av interpolert område er $13\,000 \pm 2\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurensede masser vil variere, men har blitt vurdert til $2,5 \pm 1,3$ meter. Tettheten på massene blitt satt til $1,6 \pm 0,2 \text{ kg/dm}^3$. Dette er standard tetthet for sandige masser som passer godt for området. Dette gir en rest av PFOS på $9 \pm 5 \text{ kg}$ (se 4.3.2 for metode for utregning).

Det vil være naturlig at det kan være noe PFOS-forurensninger som ikke blir avdekket av prøvetakingen. Av 20 prøvesjakter har 9 sjakter prøver fra flere lag nedover i jordprofilen. Det betyr at datagrunnlaget er noe dårligere nedover i jordprofilen enn i topplag. Med unntak av sj14 og sj15, viser de dypere prøvene lavere konsentrasjoner enn prøvene høyere opp i samme sjakt.

7.2.3 Konklusjon spredningsvurdering gammelt BØF

PFOS fra gammel BØF dreneres i hovedsak først via grunnvann så via kanal til Solavika. Høye verdier av PFOS i grunnvann viser at PFOS transporteres med grunnvann. PFOS vil sannsynligvis lekke ut i størst grad i pulser ved høy nedbør. Fra gammel BØF lekker det sannsynligvis ut en del PFOS fortsatt. Allikevel er det sannsynlig at mesteparten av PFOS brukt på gammel BØF har lekket ut allerede og blitt transportert ut i havet (det er estimert at det totalt er brukt ca. 1 790 kg PFOS på feltet, se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode).

Det er estimert at det er fra 9 ± 5 kg PFOS igjen på gammel BØF (se avsnitt 7.2.2) og at det lekker ut ca. 220 g PFOS per år fra området (se avsnitt 7.4).

7.3 Innledning aktiv BØF

Aktiv BØF ble etablert i 2000. Feltet består av en indre betongplate med en ytre ring av asfalt. Det er brukt brannskum som inneholder PFAS på feltet. Bruk av PFOS i brannskummet ble stoppet på lufthavnene i 2001. Fra 2000 til 2012 er det estimert at det er brukt ca. 110 kg PFOS og ca. 500 kg PFAS (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode).

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse aktiv BØF

Dette feltet ligger ca. 100 meter øst for gammel BØF. Feltet ligger i samme nedbørsfelt og har samme naturlige dreneringsvei ut Regebekken som gammel BØF (avsnitt 7.2.1).

Selve feltet har eget oppsamlingssystem for avrenning (se avsnitt 7.3.3).

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på aktiv BØF

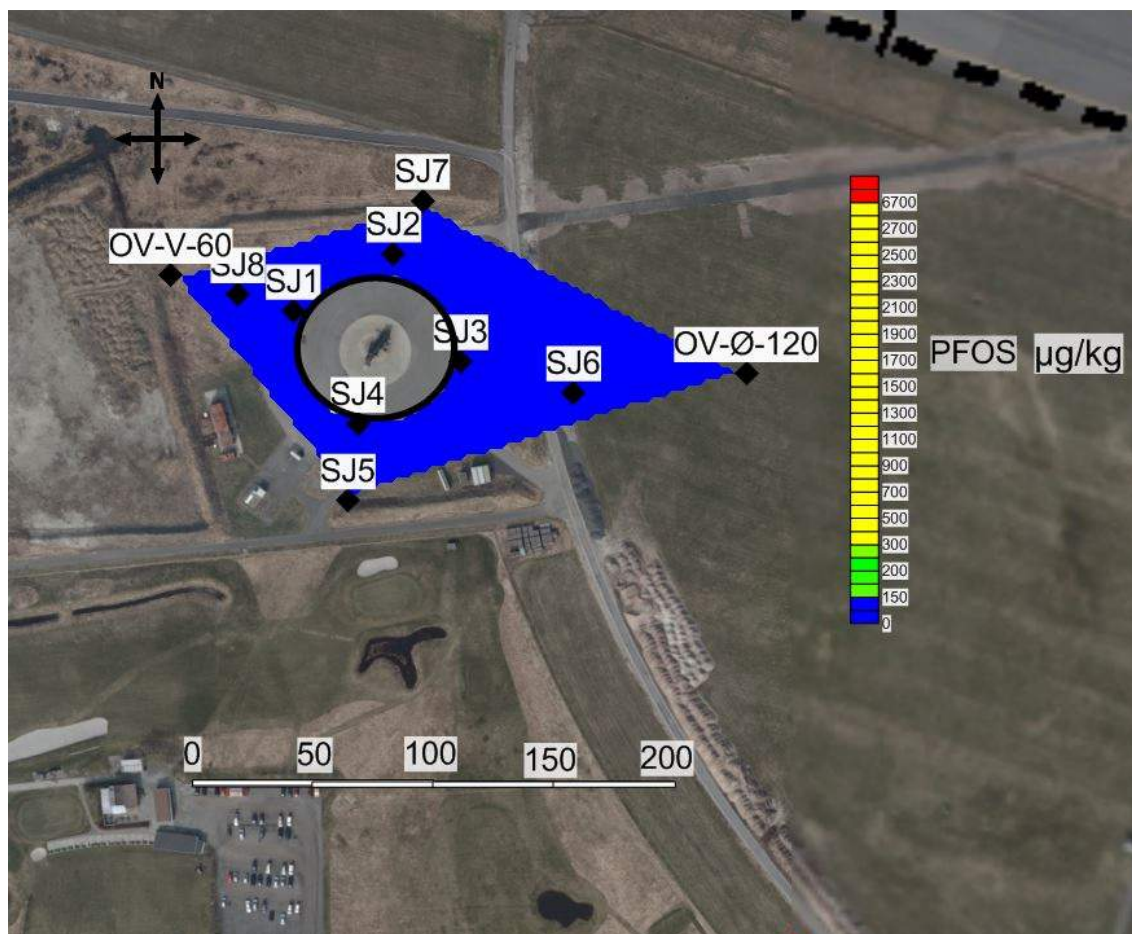
I dette avsnittet er det estimert hvor mye PFOS det ligger igjen i grunnen rundt aktiv BØF utenfor tett dekke.

Det er ikke funnet PFOS over normverdi i jord ved aktiv BØF, men lave konsentrasjoner er påvist. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målingene i lag nedover. Alle punktene har konsentrasjoner godt under normverdi.

Figur 7-6 viser en interpolering av gjennomsnittskonsentrasjonene i kildeområdet til aktiv BØF. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon i grunnen ved sjakt 2 som ligger nære det tette dekket i nord. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er $4,4 \mu\text{g/kg}$. Dette er langt under normverdi på $100 \mu\text{g/kg}$. Utstrekningen av prøvetatt område er estimert til $11\,000 \text{ m}^2 \pm 2\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurensede masser vil variere, men har blitt vurdert til $3 \pm 1,5$ meter. Tettheten på massene blitt satt til $1,6 \pm 0,2 \text{ kg/dm}^3$. Dette er standard tetthet for sandige masser som passer godt for området. Dette gir en rest av PFOS på $0,2 \pm 0,1 \text{ kg}$ (se 4.3.2 for metode for utregning).

Det vil være naturlig at det kan være noe PFOS-forurensninger som ikke blir avdekket av prøvetakingen. Åtte sjakter er prøvetatt i ett nivå mellom 1,3-2 meter. 2 prøver er tatt som overflateprøver. Det er ikke tatt prøver under tett flate.

Området innenfor den sorte sirkelen i figur 7-6 markerer areal som er dekket av asfalt og betong. Interpoleringen av PFOS gjelder for området utenfor tett flate.



Figur 7-6. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt aktiv BØF, jordprøver tatt i dybder mellom 1,3-2 meter. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Den sorte sirkelen markerer tett flate (betongflate og asfaltflate). Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.

7.3.3 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra aktiv BØF

Feltet har to oppsamlingssystem for avrenning.

- 1) Oljeutskiller (K501)
Ved aktiv bruk/øvelse føres vann fra betongplaten og asfaltareal til en oljeutskiller (OU-BØF/K501) og videre på kommunalt spillvannsnett og renseanlegg (mekanisk rensning), før det slippes ut i Håsteinsfjorden. Avrenning fra betongflate går uansett om det er øvelse eller ikke til oljeutskiller.
- 2) Drensrør rundt feltet koblet til oppsamlingskum (K500)
Når det ikke er øvelse på feltet drenerer avrenningen, tilført ved nedbør fra asfaltplate via rør til drensrør som ligger rundt feltet. Gruset område utenfor asfalten drenerer uansett om det er øvelse eller ikke gjennom grunnen til samme drensrør. Drensrør

rundt gruset område går til en oppsamlingskum (K500) med utslipp Regebekken. Det er ikke oljeutskiller koblet på dette systemet.

Både i oppsamlingskum (K500) og oljeutskiller (K501) er det målt relativt høye konsentrasjoner av PFOS og PFAS.

Naturlig avrenning er gjennomsnittlig 0,695 m/år. Basert på 8 prøver, er gjennomsnittskonsentrasjonen i K500 målt til 2 320 ng PFOS/l og 10 500 ng PFAS/l. Asfaltplaten og gruset område er på ca. 6 700 m² (utenom betongplaten). Dette gir en naturlig avrenning fra nedbør fra feltet på ca. 4 660 m³/år. Estimert utlekking til Regebekken via K500 fra naturlig avrenning er på ca. 11 g PFOS/år og ca. 50 g PFAS/år.

Det er estimert at Avinor bruker ca. 620 m³ vann til øvelser per år. Gjennomsnittskonsentrasjonen i OU-BØF/K501 under øvelse er målt til 525 ng PFOS/l og 5 400 ng PFAS/l. Størrelsen på brannøvingsplattformen og tett dekke (betongdekke og asfaltdekke) er ca. 3 360 m². Dette gir et estimat på utlekking til kommunalt nett via OU-BØF/K501 under øvelse på ca. 0,5 g PFOS/år og ca. 3,5 g PFAS/år. I tillegg vil nedbør som treffer betongplaten utenom øvelser gå til oljeutskiller. Ved å bruke målte PFOS og PFAS konsentrasjoner i oljeutskiller og en størrelse på betongplaten på 740 m² blir det ca. 0,5 g PFOS/år og 2,5 g PFAS/år fra nedbør som også går til oljeutskiller. Estimert på total utlekking via oljeutskiller blir da ca. 1 g PFOS/år og 6 g PFAS/år.

7.3.4 Konklusjon spredningsvurdering aktiv BØF

Det er funnet relativt høye PFOS-verdier i oljeutskilleren og oppsamlingskummen som er koblet til feltet. Hoveddelen av forurensningen fra feltet går enten via oppsamlingskummen til Regebekken eller via oljeutskiller til kommunalt renseanlegg.

Det lekker ut ca. 11 g PFOS/år fra feltet via oppsamlingskum og ca. 1 g PFOS/år via oljeutskiller (se avsnitt 7.3.3). Det er lite PFOS i grunnen rundt det tette dekket på feltet (estimert til 0,5 ± 0,2 kg).

7.4 Mengde PFOS via Regebekken fra brannøvingsfelt samlet og tidsestimat på utlekking av PFOS

Viktige parametere for å vurdere hvor lang tid det tar før PFOS er vasket ut av jorden, er målte konsentrasjoner av PFOS i jord og vann og vannbalansen til prøvepunktet V3 ved utløpet av kanalen. V3 er vurdert som det punktet som gir et best bilde av hvor mye PFOS som lekker til Solavika via Regebekken.

Utlekking av PFOS fra gammel BØF og aktiv BØF er slått sammen da de begge drenerer til Regebekken. I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest av PFOS i kildeområdet til gammel BØF på 9 ± 5 kg. I avsnitt 7.3.2 ble det estimert en rest av PFOS i kildeområdet til aktiv BØF på 0,2 ± 0,1 kg. Dette blir totalt 9,2 ± 5,1 kg. Vannvolumet som drenerer fra området er basert på et estimert nedbørsfelt til punktet V3 på 1 100 000 m² (Figur 7-2) og en årlig infiltrasjon på 0,695 m/år.

Basert på gjennomsnittet av 6 målinger av PFOS i V3 er det estimert at det lekker ut ca. 270 ng PFOS per liter vann som drenerer fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer ut kanalen ved V3 på 7,65 * 10⁸ liter per år gir dette en utlekking på ca. 220 g PFOS per år. Med en rest PFOS på mellom 4,1 kg til 14,3 kg vil det ta mellom 20 til 70 år før all PFOS har

lekket ut fra gammel BØF (Tabell 7-1). Mesteparten av utlekkingen kommer fra gammel BØF.

En feilkilde er at avrenning fra rusegrop (brukt til brannøvinger frem til 1984) også renner ut i kanalen. Vannkonsentrasjonen av PFOS i punktet V3 har dermed også et bidrag fra disse kildene. Dette betyr at tidsestimatet kan være noe lavt.

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

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

Vekt PFOS totalt	9,2 ± 5,1	Kg
Infiltrasjon	0,695	m/år
Areal nedbørsfelt	1,1E+06	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	7,65E+08	l/år
Gjennomsnitt målt PFOS i punktet V3	270	ng/l
Utlekking PFOS fra feltene	220	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	20-70	År

7.5 Mengde PFOS til Solavika fra terminalområdet via renseparken

Nord for Avinors rullebane 11/29 er det etablert en rensepark for håndtering av overvann fra terminalområdet. Vannet føres i rør til renseparken, og går deretter i åpen grøft til Solavika. Det er tatt to prøver av vannet inn i renseparken og en prøve av vannet ut av renseparken, og konsentrasjonene av PFOS/PFAS er i samme størrelsesorden som avrenningen fra brannøvingsfeltene. Vannmengden som drenerer fra renseparken er usikker, men et estimert nedbørsfelt på 1 200 000 m² og en gjennomsnittlig avrenning på 0,695 m/år gir en avrenning på ca. 834 000 m³ per år. Dette er 834 000 000 l/år. Det er tatt en prøve analysert for PFOS i vannet som drenerer fra renseparken. PFOS-konsentrasjonen var på 166 ng/l. Samlet gir dette at det drenerer ut ca. 140 g PFOS fra renseparken hvert år. På grunn av usikker vannføring og kun en prøvetaking av vannet ut fra renseparken er dette et meget usikkert estimat.

7.6 Konklusjon spredningskapittel

Øving av med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 1 900 kg PFOS i perioden 1984 til 2001 og 500 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012 (se avsnitt 5.2.1 for beregningsmetode).

Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i kanal og til Solavika ved Stavanger lufthavn, eller til kommunalt nett i forbindelse med øvelser etter 2000. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 4-14 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag.

Det årlige forbruket over en 30-årsperiode er beregnet til ca. 110 kg PFOS pr år som følge av øving med brannskum. Etter utfasingen av fluorholdig skum i 2012 viser målinger og beregninger at det er igjen en aktiv spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfelt og andre kjente kilder i størrelsesorden 0,4 kg PFOS pr år.

Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt.

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. Et eksempel på videre spredning til økosystemet kan være at meitemark kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet.

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

Naturen rundt Stavanger lufthavn er preget av jordbruksarealer og bebyggede områder, men landskapsvernområdene Solavika og Jærestrendene med flere viktige naturtyper som bl.a. ålegrassamfunn, bløtbunnsområder, rasteplass for trekkfugler, gyteområder for torsk og våtmarker ligger rett vest for lufthavnen. I tillegg er Indre Hafrsfjord som ligger nord for lufthavnen en egen viktig naturtype som en fjord med naturlig lavt oksygeninnivå i bunnvannet.

I tillegg er det også gjort mange registreringer av planter og dyr som er oppført på Rødlista. Eksempelvis er det gjort flere observasjoner av åkerrikse innenfor lufthavns område i sydøst som regnes som kritisk truet. Det er også registrert ål i Regebekken.

Enkelte fuglearter som hegrer, fiskender, havørn og ulike måkearter lever blant annet av fisk, og befinner seg derfor høyere i næringskjeden. Dette gjelder også pattedyr som mink, otter og rev. 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 kildene ved brannøvingsfeltene, til resipientene.

8.1.1 Terrestrisk miljø

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

Eksempelen under er hentet fra Kristiansand lufthavn, Kjevik der det er samlet inn prøver fra vegetasjon, meitemark og storskogmus for å se om det terrestre miljøet blir påvirket av den forurensede grunnen ved brannøvingsfeltene (Gravem *et al.*, 2015).

Analysene viste at PFAS i liten grad ble tatt opp i blader av svartor, mens konsentrasjonen i bjørkeblader generelt var høyere. Dette viser at også vegetasjonen tar opp PFAS, og at det trolig skjer en biomagnifisering. Det ble også tatt prøver av meitemark 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 mus fanget utenfor brannøvingsfeltet ved Kjevik lufthavn, ble det funnet høye konsentrasjoner av PFAS i leverprøver.

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

Beregnete gjennomsnittskonsentrasjoner ved interpolering av PFOS i jord ved BØF 2 (gammelt BØF) ved Stavanger lufthavn er 170 µg/kg. Inkluderes andre PFAS blir konsentrasjonen høyere. Dette er høyere konsentrasjoner enn det som ble påvist i jordprøvene i nærheten av gammel BØF ved Kristiansand lufthavn (55-80 µg PFOS/kg) der miljøtilstanden basert på biota ble vurdert til klasse IV – *Dårlig miljøtilstand*. Det er derfor grunn til å anta at miljøtilstanden med hensyn på terrestrisk biota i nærheten av gammelt BØF ved Stavanger lufthavn også tilsvarer klasse IV – *Dårlig miljøtilstand*.

Ustrekningen av beregnet forurensset område på Sola er $13\,000 \pm 2\,000$ m². Utenfor dette området er konsentrasjonene betraktelig lavere, og det er grunn til å anta at risikoen for biota der er tilsvarende lav. Lufthavnsområdet er dessuten gjerdet inn og er derfor forholdsvis lite tilgjengelig, særlig for større dyr. Fugler har derimot lett tilgang til området.

Ved aktivt BØF ved Stavanger lufthavn er gjennomsnittskonsentrasjonen mye lavere (6,6 µg/kg). Det er derfor trolig at miljøtilstanden der med hensyn på biota er tilsvarende bedre og at risikoen for spredning til biota av er av liten betydning, men dette kan ikke fastslås uten ytterligere dokumentasjon.

I forhold til gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer kan effekten av spredning av PFAS via biota fra forurensset område ved aktivt og gammelt BØF ved Stavanger lufthavn være av relativt beskjedne karakter. Usikkerheten i arealstørrelse, relativt høye konsentrasjoner i både grunnvann og overflatevann, samt 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

I nærområdet til Stavanger lufthavn finnes ingen store forekomster av ferskvann som kan tenkes å bli påvirket av utslipp av PFAS fra brannøvingfeltene. Den største lokaliteten er Regebekken som drenerer lufthavnsområdet og som munner ut i Solavika. I tillegg finnes en del mindre dammer, som ligger syd for denne, og et annet bekkedrag som munner ut like ved der strandbiotaen på hardbunn ble samlet inn. Disse lokalitetene er ikke undersøkt, men det er lite trolig at påvirkningen derfra skal være stor (golfbane, lekeplass, plantefredningsområde m.m. innenfor nedbørfeltet). I Regebekken ble det påvist skrubbe og ål. Begge artene oppholder seg også i sjøen. Nivået av PFAS som ble påvist i skrubbene tilsvarer kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

På grunn av at bunnsedimentet i store deler av bekken besto av bløt mudder, er trolig artsdiversiteten av bunndyr begrenset, men individtallet innen enkelte arter kan være høyt.

Observasjon av storkender i bekken tyder på at disse og annen vanntilknyttet fugl henter noe av sin føde fra bekken, så det foreligger en risiko for at disse er påvirket av forurensingen.

PFOS og andre PFAS fra gammel BØF strømmer via grunnvann til Regebekken/kanalen der skrubbene ble fanget. Regebekken munner ut i Solavika. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i bekken ved punktet V3 er målt til 0,27 µg/l, men konsentrasjoner av PFAS på opp til 0,67 µg/l ble påvist så sent som 22.07.2014. Begge konsentrasjonene i vann tilsvarer klasse IV – *Dårlig*. Med utgangspunkt i konsentrasjonene av PFAS i vannet og i skrubbene i bekken synes det sannsynlig at det skjer en betydelig biomagnifisering (1500-4000) av PFAS.

Det ble ikke funnet noen signifikant reduksjon av konsentrasjonene nedover i bekken, heller ikke i vann fra strandkanten i Solavika. Så lenge avrenningen fortsetter er det derfor grunn til å tro at konsentrasjonen av PFAS i dyrelivet i bekken fortsatt vil være betydelig. Det er estimert at det er fra $9,2 \pm 5,1$ kg PFOS igjen innenfor nedbørsfeltet til Regebekken, og at det lekker ut ca. 220 g PFOS per år fra området. Dette gir et tidsestimat på mellom 20 til 70 år før all PFOS fra brannøvingsfeltene har drenert ut i Solavika.

Bekkestrekningen som er forurensset er imidlertid forholdsvis kort, og levende biota i bekken utgjør relativt få individer sett i et større økosystemperspektiv. Det synes derfor rimelig å anta at påvirkningen fra bekkens biota på tilgrensende økosystem er begrenset. Med utgangspunkt i dagens kunnskapsnivå om toksiske virkninger på levende organismer, og selv om det skulle oppstå uheldige virkninger av disse stoffene på noen individer, synes det også å være lav risiko for at det oppstår målbare skader på levende arter og økosystem. På grunn av lavt kunnskapsnivå om økosystemeffekter av PFAS kan likevel slike virkninger ikke utelukkes.

8.1.3 Marint miljø

I marint miljø ble det samlet inn prøver av strandbiota i sjøen rett utenfor der bekken som drenerer deler av lufthavnsområdet munner ut. Det ble også samlet inn strandbiota på et hardbunnsområde ca. 500 m sydvest for utløpet av bekken. Nivået av PFAS som ble funnet i fjæremark og strandkrabbe tilsvarer kategori III – *Moderat miljøtilstand*. I hvilken grad andre organismer som fisk og fugl, høyere opp i næringskjeden er påvirket er usikkert, men det er sannsynlig at individer som henter stor andel av sin mat her kan ha ytterligere forhøyede nivåer av PFAS. Skrubber som lever i ferskvannsmiljø i Regebekken, vil med stor sannsynlighet vandre ut i havet når de blir større, og dermed også kunne bidra til å spre PFAS ut i marint miljø.

Det er ikke fanget marin fisk ved Stavanger lufthavn, men ved å sammenligne analyseresultater og andre forhold her med resultatene fra Harstad/Narvik lufthavn, Evenes (Kaasa *et al.*, 2015) og Kristiansand lufthavn (Gravem *et al.*, 2015), gir det et visst inntrykk av hva funn i fisk på de lokalitetene kan bety for fisk i sjøen utenfor Stavanger lufthavn.

I sjøen utenfor Kristiansand lufthavn, som til en viss grad kan sammenlignes med situasjonen ved Stavanger lufthavn da begge områdene har omtrent samme årlige tilførsler av PFAS via en liten grøft/kanal, ble det analysert på en rekke marin fisk som torsk, skrubbe, lomre, slettvar, knurr og gråsteinbit. Med unntak av i en skrubbe og i ett individ av lomre, var alle konsentrasjonene av PFAS i muskelprøver lavere enn EQS_{biota} ($9,1 \mu\text{g PFAS/kg vv}$) (Gravem *et al.*, 2015). I leverprøvene fra torsk, skrubbe, knurr og slettvar ble det imidlertid funnet høyere konsentrasjoner enn i muskelprøvene. Det foreligger ikke prøver fra hele individer, som gir best informasjon om risiko for økosystemet, fra denne lokaliteten. Konklusjonene bygger derfor på konsentrasjonene i muskel og lever, som tilsier en overveiende *God miljøtilstand* i den marine resipienten utenfor Kristiansand lufthavn. Tilsvarende ble det funnet at resipienten utenfor Tårstadosen og Stunesosen ved Harstad/Narvik lufthavn hadde en *Moderat miljøtilstand* (Kaasa *et al.*, 2015). Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur ble det konkludert med at det ikke var grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Kristiansand lufthavn eller Harstad/Narvik lufthavn ga uheldige økologiske konsekvenser i marint miljø.

Basert på analyseresultatene på strandkrabbe og fjæremark, samt at områdene utenfor Stavanger lufthavn er registrert med viktige naturverdier (ålegrassamfunn, gyteområder torsk, mye fugl osv.), karakteriseres risikoen for tilgrensende økosystem som moderat.

8.2 Matbiota og risiko

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Stavanger lufthavn i denne undersøkelsen. Høye konsentrasjoner av PFAS i skrubbe fanget i bekken som drenerer området rundt brannøvingsfeltene, og funn i strandbiota tyder imidlertid på at matbiota kan være påvirket. Mest aktuell matbiota er fisk, som eventuelt fanges i området i tilknytning til Solavika. Trolig er konsentrasjonene i muskel av fisken lav på grunn av stor vannutskifting, med mindre det er fisk som nettopp har utvandret fra bekken (normalt relativt små fisk som i liten grad benyttes som matbiota).

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har ikke gjort vurdering av mattrygghet for matbiota fra området rundt Stavanger lufthavn, da det ikke er tatt prøve av biota som spises av mennesker (fjæremark, albusnegl og små skrubber regnes ikke som menneskemat).

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Stavanger lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensing i jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra 2013 og 2014, som består av biotaprøver fra ferskvann og marint område supplert med nye vannprøver og jordprøver. Det er utført nye vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 Oppsummering jord og vann, og mengder og spredning av PFAS

Avstanden fra terrengoverflate og til grunnvann (umettet sone) varierer på Stavanger lufthavn fra 1 m og dypere. I nærheten av brannøvingsfeltene er dybde til grunnvann fra terreng målt til 2,5 meter i brønn MB2/986.

Solavika

Det antas at hovedstrømningsretning for grunnvann fra brannøvingsfeltene (sør for rullebane 11/29) går mot nordvest til kanalen Regebekken som leder ut i Solavika. Overflateavrenning fra de samme områdene går også mot Solavika via Regebekken.

Ved det gamle brannøvingsfeltet er det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i massene og betydelige konsentrasjoner i grunnvannet. De høyeste konsentrasjonene i jordmasser er påvist der massene er i kontakt med grunnvannet. Dette tyder på spredning vertikalt i grunnen med noe adsorpsjon av PFOS i sanden i grunnvannsnivå.

Avrenning ved det aktive brannøvingsfeltet når det ikke er i bruk går fra asfaltflaten på feltet til Regebekken. Det er påvist konsentrasjoner av PFAS i øvre intervall av klasse 4 (dårlig) i avløpsvannet fra brannøvingsfeltet når det ikke er øvelse, og innholdet domineres av andre PFAS-forbindelser enn PFOS. Forholdet mellom telomerene 6:2 FTS + 8:2 FTS og PFOS ligger på ca. 0,2 – 4 når det ikke er øvelse.

Det er ingen signifikant reduksjon av konsentrasjonene nedover i bekken, heller ikke i vann fra strandkanten i Solavika. Det har vært ulik vannføring i bekken ved prøvetakingsrundene.

Renseparken mottar avrenning fra terminalområdet inkludert området ved brannstasjonen hvor brannbiler er blitt vasket og søl av brannskum kan ha forekommet. Konsentrasjonene av PFOS/PFAS ut fra renseparken er på nivå med de konsentrasjoner som er påvist ved utløpet av Regebekken. Det er grunn til å anta at sedimentene i rensedammene inneholder PFAS. Dette bør undersøkes før eventuell fjerning av sedimentene i damanlegget.

Håsteinsfjorden

Avrenningen fra det aktive brannøvingsfeltet ved øvelse føres fra den indre betongplaten til en oljeutskiller med utslipp til kommunalt nett og utløp i Håsteinsfjorden.

Ved aktiv bruk/øvelse er det påvist konsentrasjoner av PFAS opptil klasse 4 (dårlig), og innholdet domineres av andre PFAS-forbindelser enn PFOS. Forholdet mellom telomerene 6:2 FTS + 8:2 FTS og PFOS ligger på ca. 9 – 18 ved øvelse. Dette er høyere enn i vannprøver tatt utenom øvelse og kan tyde på at telomerene mobiliseres mer enn PFOS ved tilførsel av store vannmengder.

Konsentrasjoner av PFAS i avløpsvann fra det aktive brannøvingsfeltet er høyere utenom øvelse, noe som kan være et resultat av det økte vannvolumet og påfølgende fortynning.

Mengder og spredning

Øving av med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 1 900 kg PFOS i perioden 1984 til 2001 og 500 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012.

Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i Regebekken og til Solavika fra det gamle feltet, og til sjø ved Hå via kommunalt nett etter 2000. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen ca. 4-14 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag.

Det årlige forbruket over en 30-årsperiode er beregnet til ca. 110 kg PFOS pr år som følge av øving med brannskum på det nedlagte feltet. Etter utfasing av PFOS-holdig skum ble det sluppet ut ca. 45 kg PFAS pr år frem til 2012 fra det aktive feltet. Etter utfasingen av fluorholdig skum i 2012 viser målinger og beregninger at det er igjen en aktiv spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfelt og andre kjente kilder i størrelsesorden 0,4 kg PFOS pr år. Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt.

9.2 Matbiota og risiko for mennesker

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Stavanger lufthavn i denne undersøkelsen. Høye konsentrasjoner av PFAS i hel skrubbe fanget i bekken som drenerer området rundt brannøvingsfeltene, og funn i strandbiota kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, men trolig er nivåene lave.

9.3 Risiko for økosystem

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene er med bakgrunn i analyseresultatene av biota fra bekken som drenerer deler av lufthavnsområdet klassifisert til kategori IV, *dårlig miljøtilstand*. Det er grunn til å anta at dette også kan gjelde for deler av det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene. I marint område utenfor utløpet av bekken er miljøtilstanden basert på foreliggende prøver klassifisert til kategori III – *Moderat miljøtilstand*.

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. Utfordringen er at slike effekter er vanskelig å påvise. Det er kjent fra internasjonal litteratur at ulike arter både av planter og dyr viser skader ved påvirkning av høye konsentrasjoner av PFAS, men det er ikke funnet dokumentasjon i litteraturen på at de konsentrasjonene som er målt i biota ved Stavanger lufthavn sannsynliggjør at det kan oppstå konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter. Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en magnifisering av PFAS i biota, også i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltene. Det er også mulig 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 målt i skrubbe, fjæremark, strandkrabbe og albueskjell. Dette gjelder for eksempel fiskepisende fugl, rovfugl, rev og oter dersom de tar stor andel av sin føde fra dette området. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse.

Området som er direkte påvirket av forurensningen fra brannøvingsfeltene er relativt lite og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort utenfor dette området, men det er

allikevel observert PFAS i en avstand på 500 m fra utløpet av Regebekken. Siden området er begrenset, er det sannsynligvis et begrenset antall arter med få individer som er til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem.

I forhold til Avinor sin målsetning om å ivareta god vannkvalitet (9,1 µg PFAS/kg vv) viser innsamlede data til dels langt høyere konsentrasjoner i skrubbe fanget i bekken som drenerer deler av lufthavnsområdet. 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.

Med foreliggende relativt høye konsentrasjoner av PFAS målt i biota i nærområdet til forurensingen, 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. Med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer synes likevel spredning av disse stoffene til tilgrensende økosystem å være beskjeden, og at risikoen for omkringliggende økosystem som følge av PFAS fra Stavanger lufthavn vurderes som moderat grunnet viktige naturverdier.

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.

Avinor (2015). Instruks for rengjøring. Epost fra Bente Wejden datert 04.11.2015 kl.22:18.

Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.

Borg, D., and Håkansson, H. (2012). Environmental and health risk assessment of perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 6513. ISBN 978-91-620-6513-3.

Direktoratsgruppen (2013). Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.

Dr. Sthamer (2014), skriftlig korrespondanse, Hamburg (<http://www.sthamer.com>).

Du, G., Hu, J., Huang, H., Qin, Y., Han, X., Wu, D., Song, L., Xia, Y. and Wang, X. (2013). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 353–360.

EPA (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). 5 p.

European Food Safety Authority (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, *The EFSA Journal* (2008). Journal number, 653, 1-131.

European Food Safety Authority (2012). Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. *EFSA Journal* 2012; 10(6):2743. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2743.

Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.

Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.

Glynn, A, Cantillana, T, Bjermo, H. (2013). Riskvärdering av perfluorerande alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.

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

Gravem, F.R., 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 Stavanger lufthavn

risikovurdering. Fagernes lufthavn, Leirin. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Johanson, S.M. (2015). Bioconcentration, elimination and effects of fire foam-related poly- and perfluoroalkyl substances in brown trout (*Salmo trutta*). Master thesis in toxicology,

Department of Biosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, June 2015. 98 p.

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

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

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

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

Kerstner-Wood C, Coward L, Gorman G. (2003). Protein Binding of perfluorobutane sulfonate, perfluorohexanesulfonate, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate to plasma (human, rat, monkey), and various human derived plasma protein fractions. Southern Research Corporation, Study 9921.7. USEPA Administrative Record AR-226.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.
<https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/begrensningsdirektivet---pfos/id523580/>

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

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

SFT (1999). Veiledning 99:01. Risikovurdering av 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 – Stavanger lufthavn Sola. Rapport 168180-520-1 rev 1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

Naturbase: <http://geocortex.dirnat.no/silverlightviewer/?Viewer=Naturbase>

Vedlegg 1 Undersøkte arter ved Stavanger lufthavn, Sola

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

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

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

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



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

Strandkrabber (*Carcinus maenas*). Den hyppigst forekommende krabben i tidevannssona i norske farvann (se Figur 2). Den er svært tilpasningsdyktig i både matvaner og fysiske forhold. Strandkrabben er en opportunist i matveien, og eter det meste den finner. Først og fremst er strandkrabben åtseleter, men den eter også alt levende den klarer å få fatt i med klørne sine. Muslinger utgjør en svært viktig del av kostholdet til arten mange steder. Strandkrabbe blir selv spist av mange dyr som ulike fiskeslag og sjøfugl. I Norge brukes den i svært liten grad som mat, mens den regnes som en delikatess lenger sør i Europa.



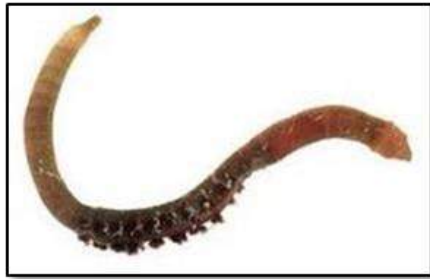
Figur 2. Strandkrabbe

Fjæremark (*Arenicola marina*), tilhører familien Arenicolidae og er blant de flerbørstemark som bor i rør. Kalles også agnmark eller sandmark på norsk (Figur 3). Dette er en av vår vanligste børstemark, og som lett kjennes igjen på strendene. Brukes ofte som agn.

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

Fjæremark graver i sandbunn på ganske grunt vann. De danner U-formede ganger, hvor de to åpningene svarer til for- og bakenden. De suger vann og sand inn gjennom munnen, og lever av de medfølgende

næringsstoffene. Utførselsåpningen dekkes etterhvert av en liten haug med oppdyngede ekskrementer av sand som viser dyrets oppholdssted. Slike små sandhoper kan ofte sees ved lavvann. Dyrets egen kanal går opptil 20 cm ned i sanden <http://snl.no/fjæremark>.



Figur 3. Fjæremark



Figur 4. Albusnegl

Albusnegl (*Patella vulgata*), ofte omtalt som albuskjell, hører til snegler (Figur 4). Familien og beslektede grupper innen underklasse Eogastropoda er utbredt over hele verden, og mange av artene blir spist. Vanlig albusnegl er utbredt langs kysten vår, og den er vanlig nordover til Lofoten. Skjellet har en kjegleformet fasong, blir opptil 5 cm bredt. Albuesnegl sitter festet til stein og svaberg i tidevannssonen, og skallet er nøye tilpasset underlaget. De beveger seg om natten, og lever av alger som de skrapper løs med sin radula (raspetunge). Etterpå vender de tilbake til sin opprinnelige plass. Albuesnegl er tvekjønnet og gyter egg og spermier i vannet.

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.

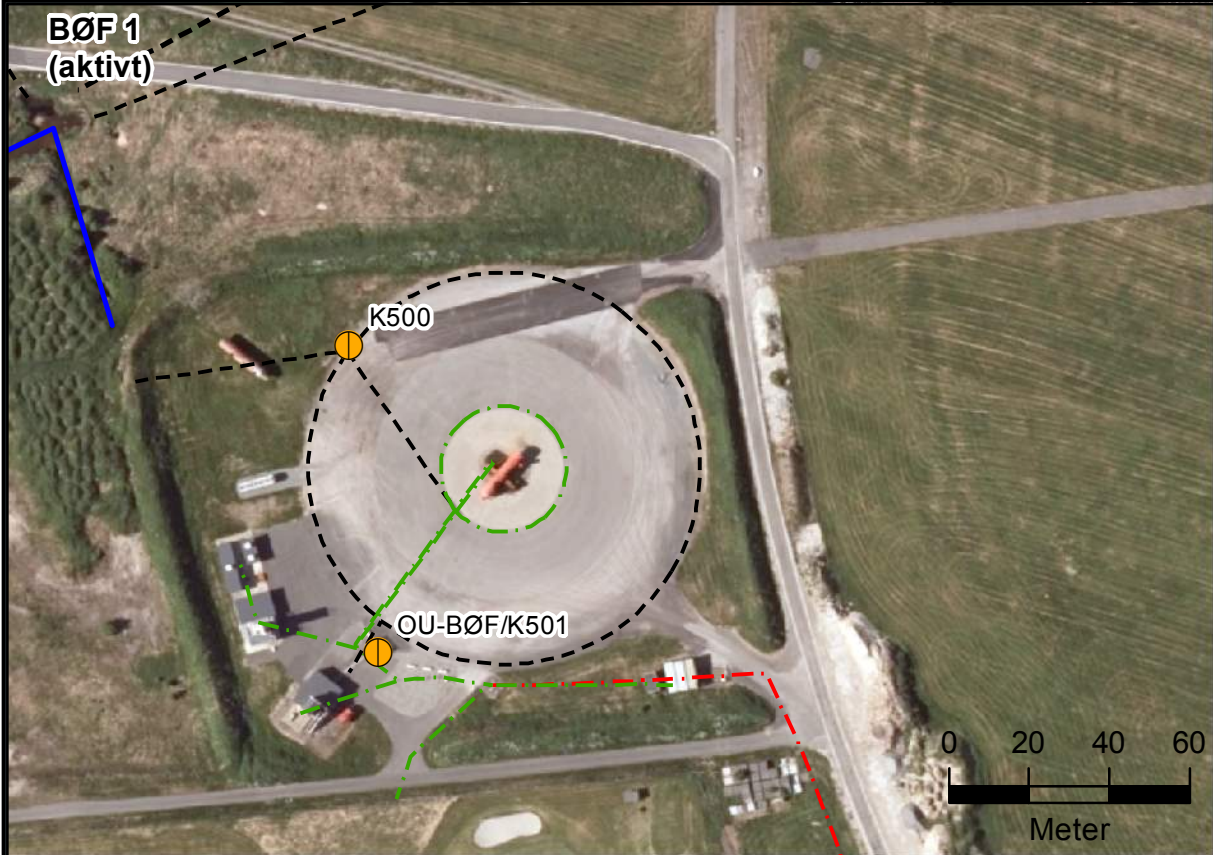
**Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann med prøvepunkter fra undersøkelser
2011-2012**

Stavanger lufthavn
Sola (ENZV)

BØF 2

Jord og sediment



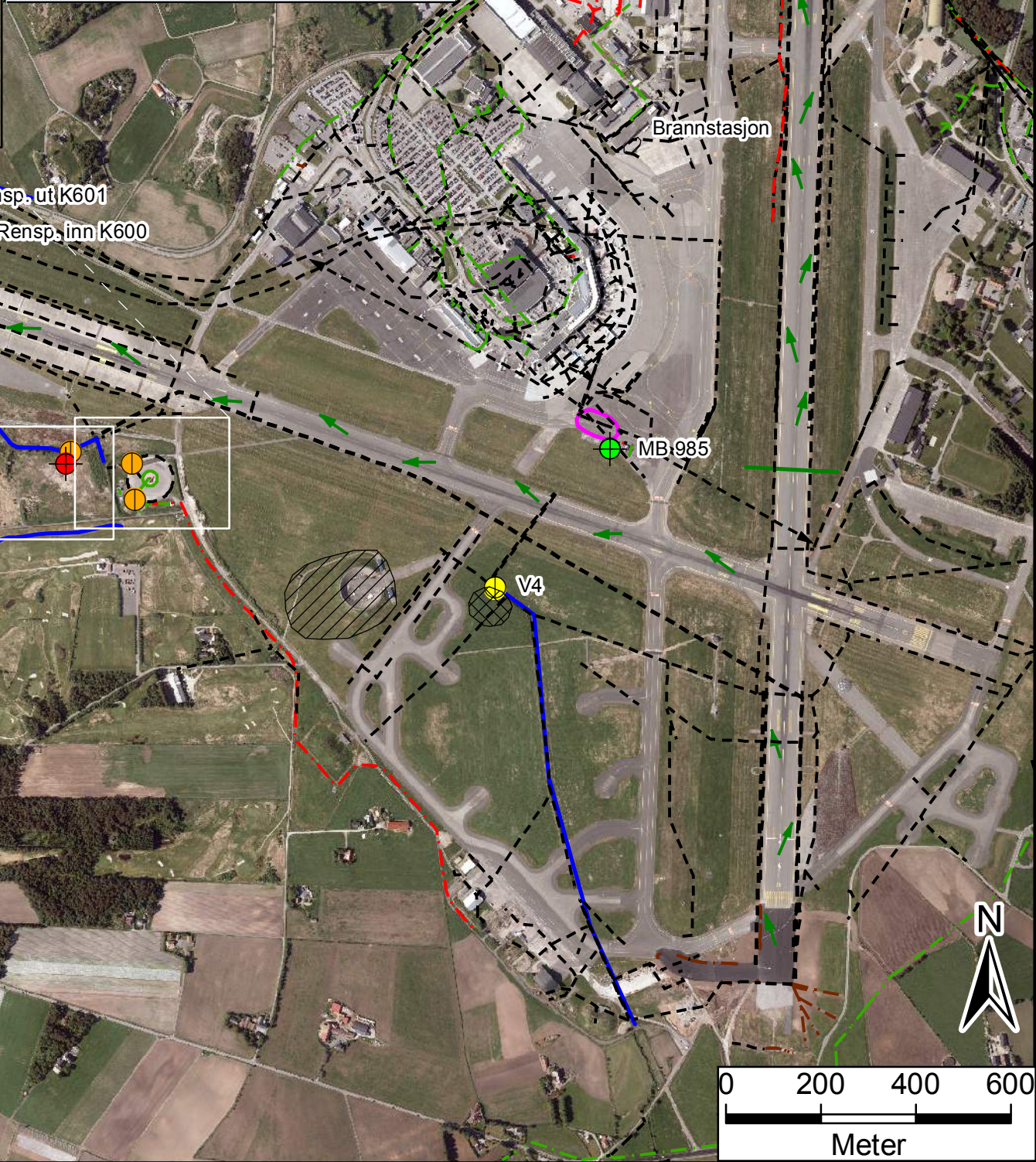


Oljeutskiller BØF (OU BØF)								
Punkt	Parameter	2012-05-22	2012-08-24	2012-10-16	2012-10-26	2013-01-30	2013-03-06	2013-03-19
K500	PFOS	1470	48.3	1190	1370	1650	2070	6950
	ΣPFAS	8230	68.4	5540	5540	6870	12300	28590
	PFOS	1470	4790	3000	1660	2210	921	8400
	ΣPFAS	8230	15800	20500	5500	5360	3880	17500
Punkt	Parameter	2012-12-06	2013-03-19	2013-04-17	2014-03-26	2014-05-08		
OU-BØF/K501	PFOS	1180	960	175	24.9	283		
	ΣPFAS	4880	13530	2660	269	5700		



Ferskvann								
Punkt	Parameter	2012-05-25	2013-06-26	2014-01-22	2014-03-27	2014-07-22	2014-10-07	2014-11-11
V1	PFOS	430	130	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	660	327	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
V2	PFOS	324	359	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	498	587	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
V3	PFOS	324	331	210	190	444	141	i.a.
	ΣPFAS	498	534	295	306	672	256	i.a.
V4	PFOS	8.7	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	8.7	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
V5	PFOS	142	321	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	226	535	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Rensp. inn K600	PFOS	288	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	255
	ΣPFAS	470	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	427
Rensp. ut K601	PFOS	166	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	349	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Grunnvannsbrønner					
Punkt	Parameter	2012-05-25	2013-03-20	2013-06-03	2013-06-26
MB2 / 986	PFOS	86500	32900	10900	46000
	ΣPFAS	86600	35200	12800	47000
MB 985	PFOS	i.p.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.p.	i.a.	i.a.	i.a.
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l					



Stavanger lufthavn Sola (ENZV)

Oversiktskart inkl.
brannøvingsfelt

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

⊕ Ikke analysert

⊕ 0

⊕ <LOQ

⊕ LOQ-230

⊕ 230-36 000

⊕ >36 000

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

⊕ Ikke analysert

⊕ 0

⊕ <LOQ

⊕ LOQ-230

⊕ 230-36 000

⊕ >36 000

Avlopsledning

— Avløp annet

— Avløp Felles

— Drensvann

— Glykolholdig overvann

— Glykolholdig spillvann

— Overvann

→ Pumpespillvannsledning

— Spillvann

Avrenning

— Deponi glykolforurenset snø

→ Overvannsledning

→ Avrenningsveg glykol

— Bekkeresipient

— Overvannssystem

— Vannskille rullebane

→ Antatt avrenningsveg baneavising

☐ PFAS-lokalitet

☐ Deponi

* Venstre halvdel = PFOS

Høyre halvdel = ΣPFAS

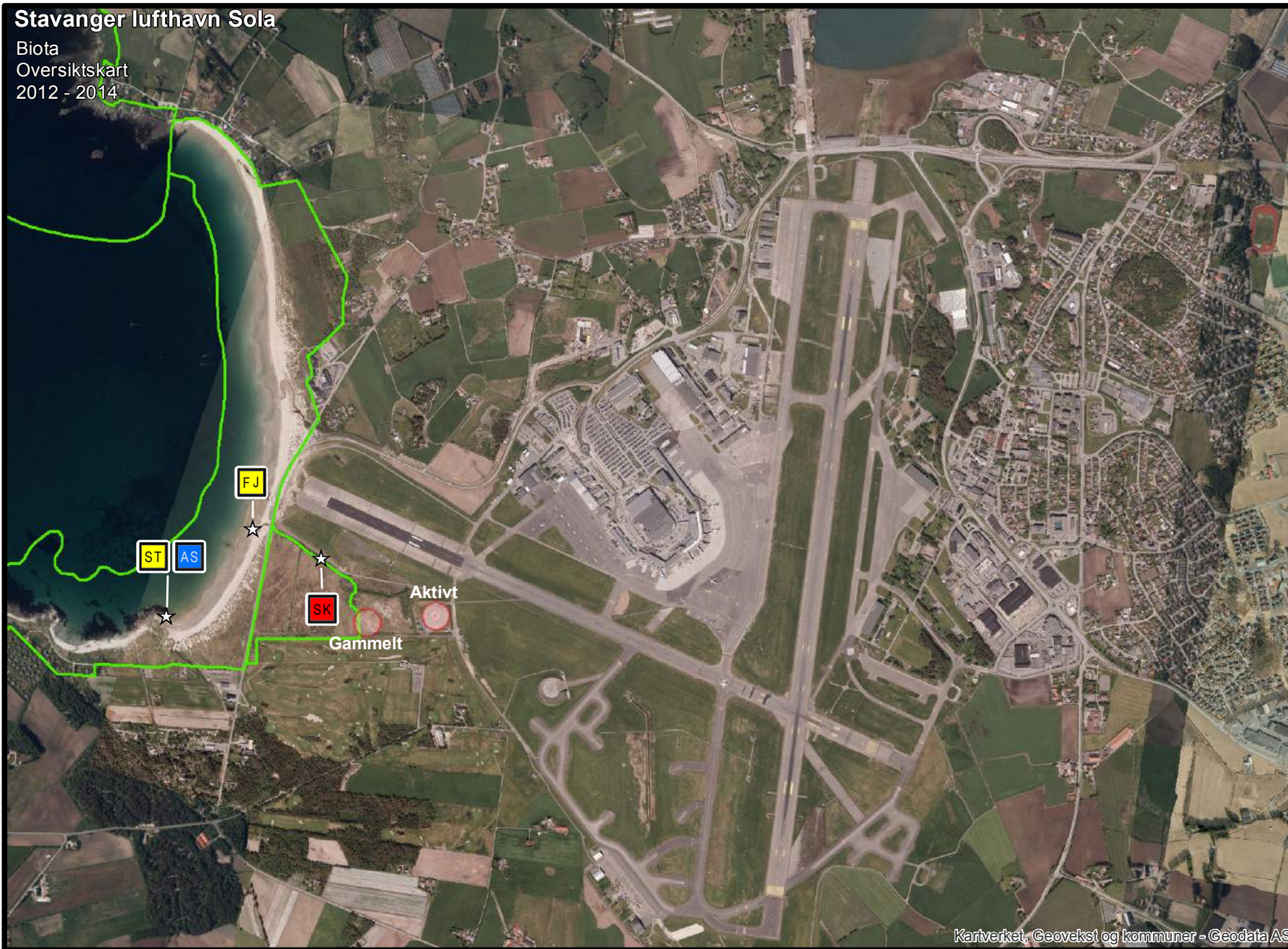
i.a. = ikke analysert

LOQ = rapporteringsgrense

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Stavanger lufthavn Sola

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkter

□ hele individ

□ flere individer

AS albusnegl

FJ fjæremark

SK skrubbe

ST strandkrabbe

PFAS/kg våtvekt

□ < LOD (Limit of detection)

□ LOD - 9,1 µg

□ > 9,1 - 91,3 µg

□ > 91,3 µg

○ brannøvingsfelt

○ naturverngrense

0 500
Meter

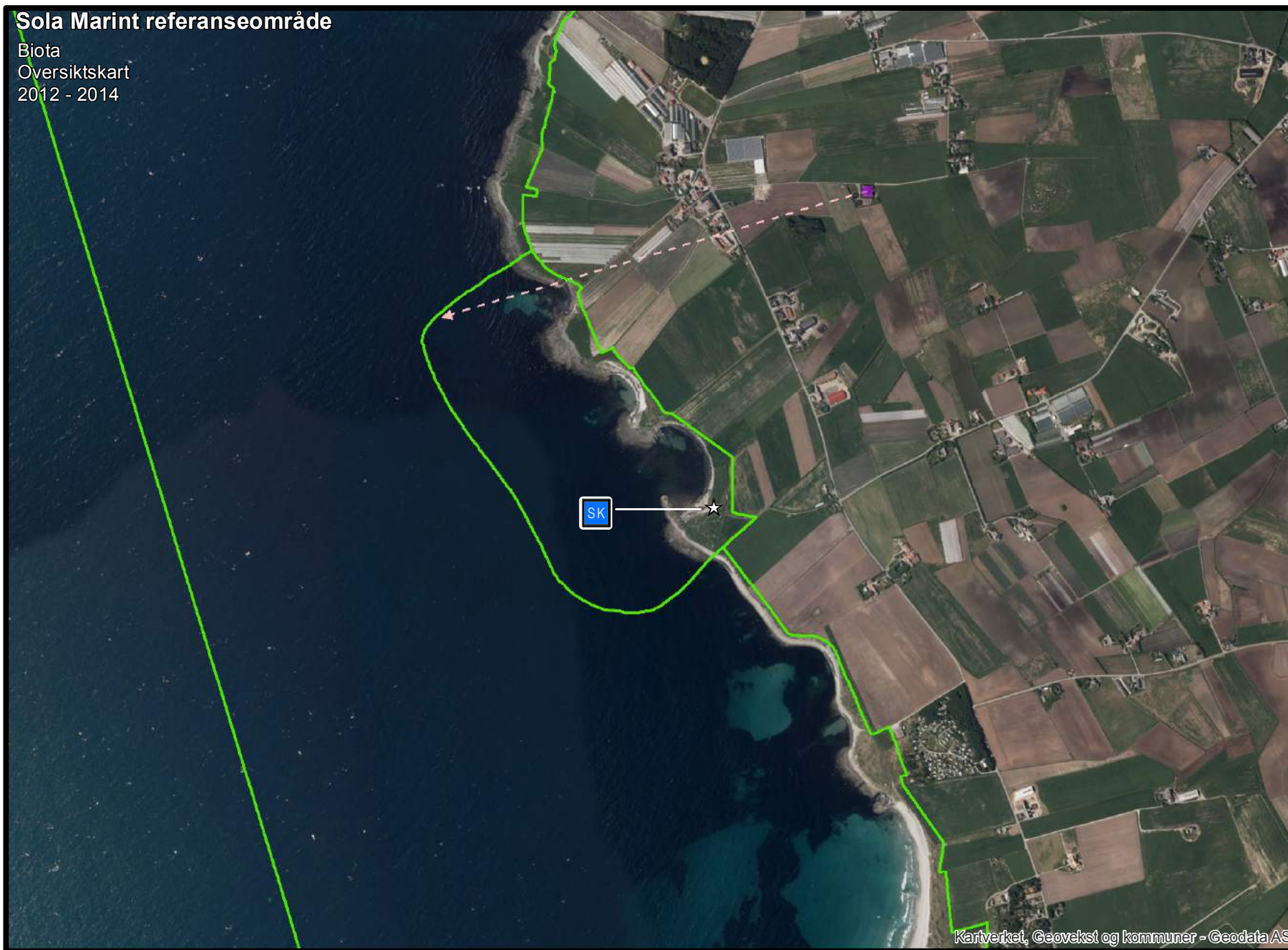
168186, NOERAT, 12.05.2015

Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS



Sola Marint referanseområde

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkter

□ hele individ

□ flere individer

SK skrubbe

PFAS/kg våtvekt

□ < LOD (Limit of detection)

□ LOD - 9,1 µg

□ > 9,1 - 91,3 µg

□ > 91,3 µg

□ avløpsanlegg

— utlopp (avløpsanlegg)

○ naturvern grense

0 500
Meter

168186, NOERAT, 12.05.2015

SWECO