
RAPPORT

AVINOR AS

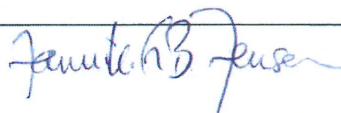
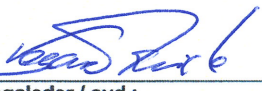
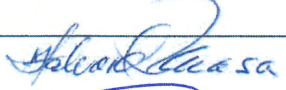
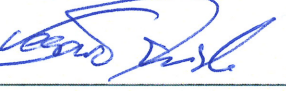
MOLDE LUFTHAVN, ÅRØ

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-14



Molde lufthavn, Årø. Foto: <http://www.smp.no/nyheter/alesundogomland/article471041.ece>

Rapport nr.: 168186-10-J8		Oppdrag nr.: 168186	Dato: 14. juni 2016
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved Molde lufthavn, Årø			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA Molde lufthavn, Årø			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, sedimenter, vann og marin biota ved Molde lufthavn, fra perioden 2011 til 2015. Rapporten beskriver også restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 1 480 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 250 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert via grunnvann og ut til sjø ved Molde lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 7-29 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Det vil trolig ta mellom 10-45 år før all PFOS har lekket ut i sin helhet. Det har ikke vært samlet inn matbiota ved Molde lufthavn, og mattrygghet er ikke vurdert. Undersøkelsene av biota begrenser seg til blandprøver fra marint miljø. Det ble analysert diverse prøver av muslinger og strandbiota fanget i 2013. Det ble påvist PFAS i alle prøvene (hovedsakelig PFOS), tilsvarende kategori II og III (God – Moderat miljøtilstand).			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-17	Utkast m/biota	FRG
B7	2016-03-08	Utkast med vann, jord og spredningsvurderinger	VK
J8	2016-06-14	Endelig versjon	JJE
Utarbeidet av: Finn R. Gravem, Jannike Gry B. Jensen, Bente Breyholtz, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa, Vegard Kvisle		Sign.: 	
Kontrollert av: Frode Løset / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS		Sign.:  	
Oppdragsansvarlig / avd.: Kim Rudolph-Lund/ Sweco Norge AS Janicke Garmann/ Norconsult AS		Oppdragsleder / avd.: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS  Vegard Kvisle / Norconsult AS 	

Forord

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

For å skaffe oversikt over spredningsveier, samt å få gjort en vurdering av om spredning av disse fluorerte forbindelsene kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnene, er det gjennomført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2015. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Det er ikke gjort vurderinger av mattrygghet, da det ikke er samlet inn matbiota.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Planlegging og innsamling av biotaprøvene er utført av Norconsult. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og jord- og vannprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurdering i forhold til mennesker. Sweco har også stått for sluttredigering.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Finn Gravem, Jannike Gry B. Jensen,
Halvard Kaasa

Norconsult:

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

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

14. juni 2016

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	11
2.1	Generelt.....	11
2.2	Egenskaper PFAS.....	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer.....	16
3	Miljømål og akseptkriterier	17
3.1	Miljømål.....	17
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	17
4	Metode resultatvurdering.....	18
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	18
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	19
4.3	Spredningsvurdering	20
4.3.1	Generelt.....	20
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	20
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	21
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient .	22
4.4	Vurdering av konsekvenser for økosystemene	22
4.4.1	Bioakkumulering	23
4.5	Vurderinger av matbiota.....	25
5	Områdebeskrivelse.....	26
5.1	Beliggenhet og omgivelser	26
5.1.1	Naturverdier	27
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	27
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	27
5.2.2	Aktivt brannøvingsfelt (BØF).....	28
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	28
5.3	Utførte tiltak	29

5.3.1	Oljeutskillere	29
6	Undersøkelser	30
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	30
6.2	Jord	30
6.2.1	Gammel del av brannøvingsfelt	30
6.2.2	Aktiv del av brannøvingsfelt	32
6.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	34
6.3	Sedimenter	34
6.4	Vann.....	34
6.4.1	Grunnvann.....	35
6.4.2	Overflatevann	36
6.5	Biota	38
6.5.1	Terrestriske arter	38
6.5.2	Ferskvannsarter.....	38
6.5.3	Marine arter	38
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	42
7	Spredningsvurdering	43
7.1	Innledning	43
7.2	BØF- område med flere nedlagte og et aktivt felt.....	44
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for BØF-området.....	44
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF.....	45
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra BØF-området.....	47
7.3	Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning	48
7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF	48
8	Oppsummering	49
8.1	Oppsummering jord og vann	49
8.2	Restmengder i jord og spredning av PFAS	50
8.3	Oppsummering biota.....	50
8.4	Matbiota og risiko for mennesker.....	50
9	Referanser	51

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- BØF jord og sediment
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

1 Innledning

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

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

Basert på tidligere undersøkelser gjennomført i Avinor sitt miljøprosjekt, har Norconsult og Sweco på oppdrag fra Avinor utført supplerende prøvetaking, kartlegging og risikovurdering, der det er grunnlag for det, som følge 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 Molde lufthavn, Årø (heretter kalt «Molde lufthavn»). Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter og det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

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

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

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

økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver utvidet.

Avinor la for noen lufthavner opp til et redusert prøveprogram for biota. Dette med bakgrunn i at analysedata og funn i utvalgte indikatorarter skulle sammenholdes med data og funn fra mer grundig undersøkte lufthavner, for slik å kunne gi indikasjoner på miljøtilstanden. Molde lufthavn er en av lufthavnene med redusert prøveprogram for biota.

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 Molde lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av diverse marin strandbiota i strandkanten rett øst og vest for brannøvingsfeltet. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013-2015.

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

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

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

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

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

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

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

2.2 Egenskaper PFAS

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

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Molde lufthavn,

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

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

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

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

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

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

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

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

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

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

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

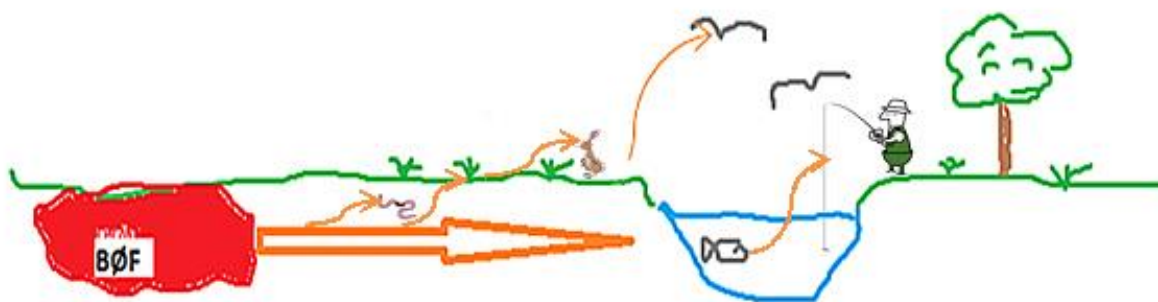
ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i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

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

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

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

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



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

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

² European Food Safety Authority
Molde lufthavn,

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

Dokumentasjon av negative effekter som følge av PFAS-innhold i ulike dyrearter viser at mengde PFAS i slike studier ofte er svært mye høyere enn 9,1 µg/kg (se avsnitt 2.4). Det er likevel valgt å benytte denne grenseverdien for arter som er vanlige i de økosystemene som grenser til PFAS-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.

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode resultatvurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

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

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

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

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

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

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig
Molde lufthavn,

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 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

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

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

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

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

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen. I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-

konsentrasjoner vertikalt i jordprofilet i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet (µg/kg).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

- 1) Beregne volum (m³) til massene ved å multiplisere areal forurensset område (m²) 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 (m³) med massenes tetthet (kg/m³). 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.

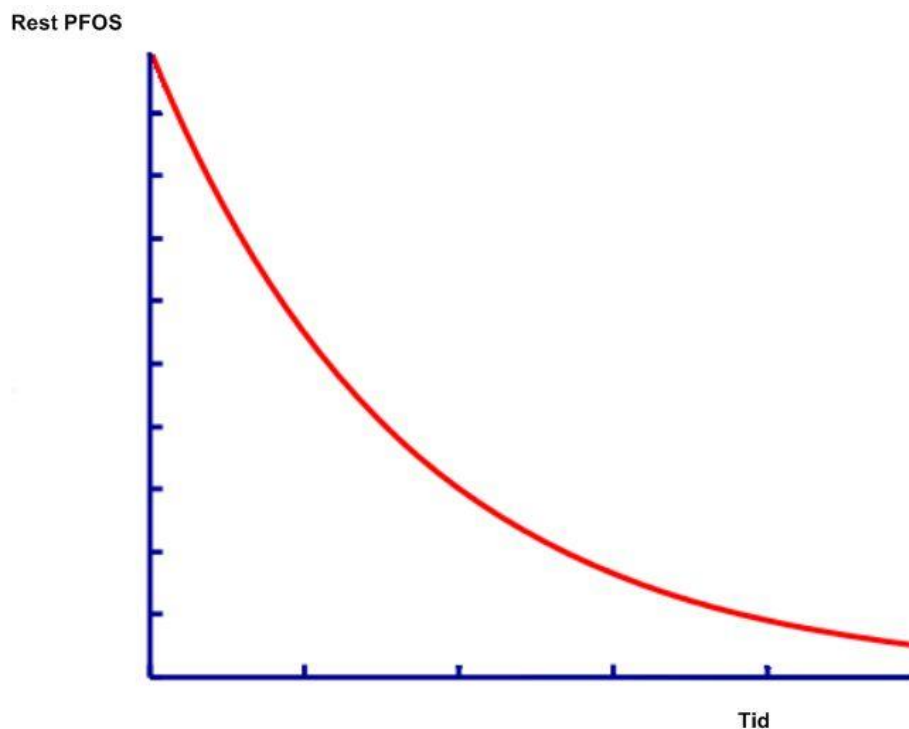
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilet. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

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

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

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

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

4.4 Vurdering av konsekvenser for økosystemene

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptrer utover individnivå, eksempelvis på lokal populasjon, på art, eller også på styrkeforholdet mellom arter. Fremmedstoffer kan påvirke naturlige prosesser og dermed utviklingsforløp for arter og artsgrupperinger i ulike

trofiske nivå. Eksempel kan være endringer av livslengde, fruktbarhet, vekst, genetikk, konkurranseevne, og adferd m.fl.

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

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

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

4.4.1 Bioakkumulering

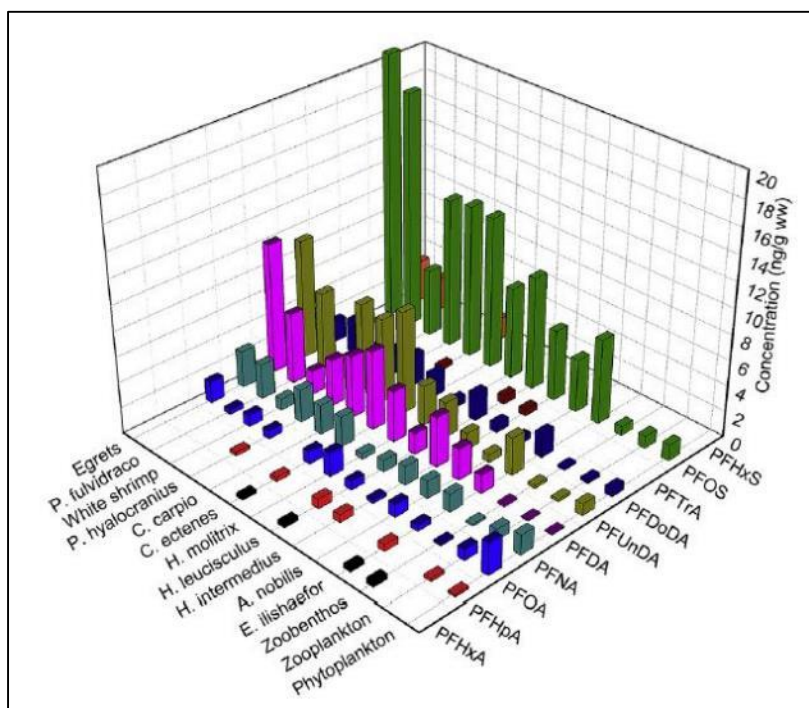
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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

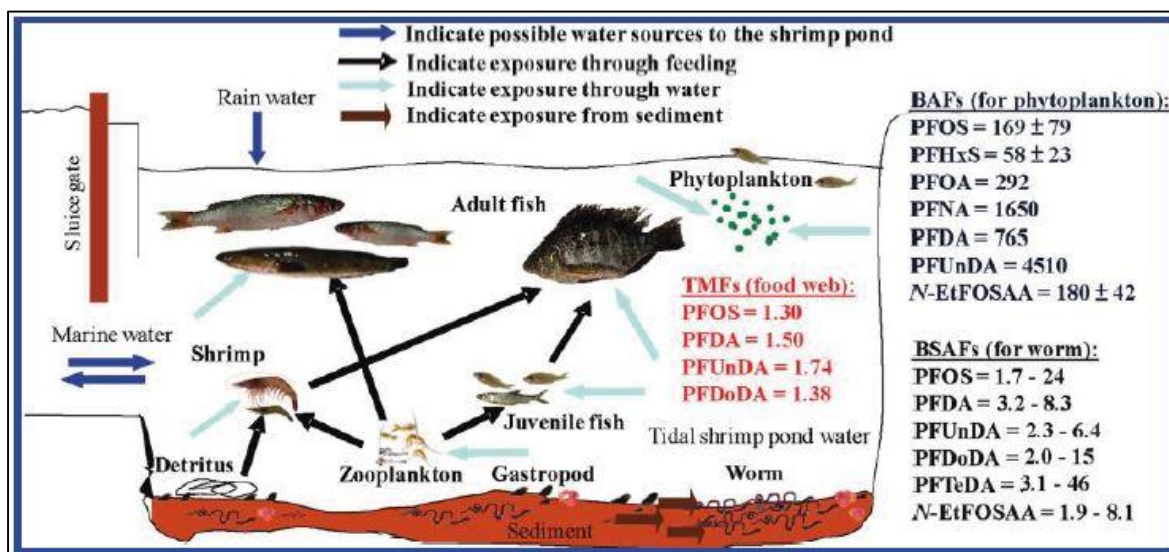
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter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

og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren var de påviste konsentrasjonene både i 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 4-3). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) $1,7 - 24$ ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



Figur 4-2. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS-forbindelser, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu *et al.* (2014).



Figur 4-3. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMFs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS-forbindelser i biota fra «the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong». Figuren er hentet fra Loi et al. (2011).

4.5 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Molde lufthavn er det imidlertid ikke samlet inn matbiota. En vurdering av mattrygghet gjøres derfor på et generelt grunnlag og basert på funn av PFAS i innsamlet biota ved lufthavna.

Om sitt grunnlag for vurderingene sier mattilsynet blant annet:

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

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

5 Områdebeskrivelse

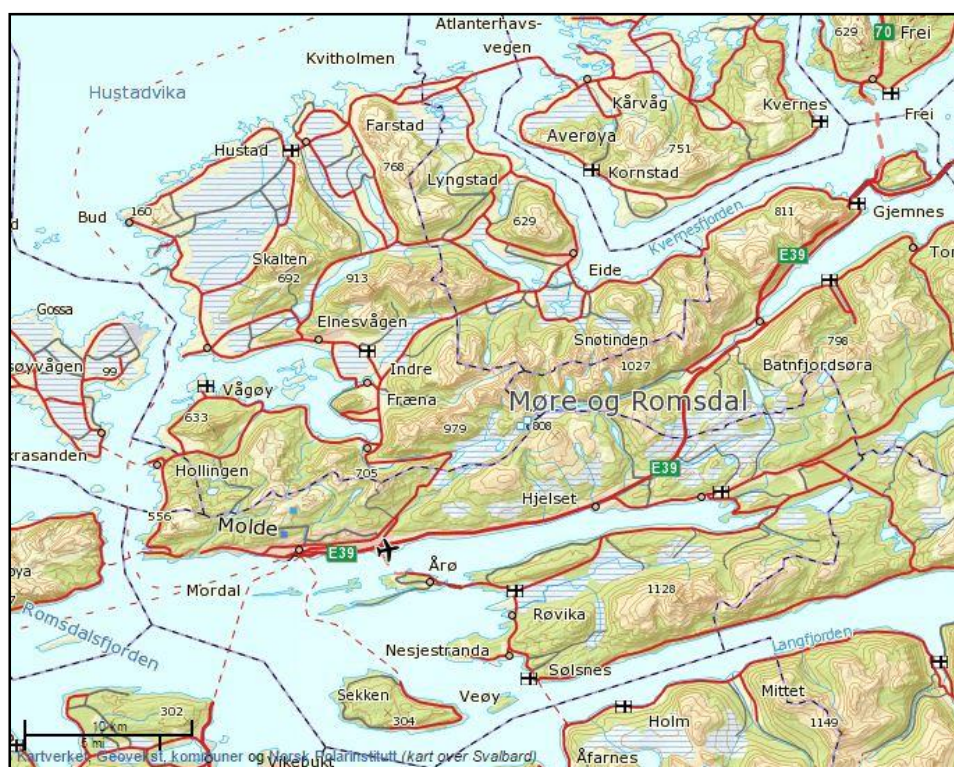
I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger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

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Molde lufthavn ligger i Møre og Romsdal fylke, på nordsiden av Årøgrunna ved E39, ca. to kilometer øst for kommunesenteret Molde. Lufthavnen ligger ca. 3 moh. og grenser til Fannefjorden, som er en del av Romsdalsfjorden (Figur 5-1).

Rullebanen ligger i retning vest-sørvest til øst-nordøst, og oppstillingsplattformen er anlagt på strandavsetningen med godt drenerende sandmasser ca. 100-150 m fra fjorden. Oppstillingsområdet ligger ca. 300 m fra fjorden. Hovedretning for vind er fra nordøst og vest, hvorav de sterkeste vindepisodene er fra vest.

Lufthavnen ble åpnet i 1972 og eies nå av Avinor. Ulike aktiviteter for mulige utslipp er vist i Figur 5-2.



Figur 5-1. Beliggenheten til Molde lufthavn.



Figur 5-2. Molde lufthavn – aktuelle aktiviteter er markert.

5.1.1 Naturverdier

Det er registrert to arter av «særlig stor» og «stor» forvaltningsinteresse langs strandsona ved lufthavnområdet, bl.a. ved brannøvingsfeltet. Forvaltningsinteressen omfatter den truede makrellternen (*Sterna hirundo*) og den nær truede fiskemåken (*Larus canus*).

Det er i tillegg registrert ålegrassamfunn i utløpet av Årøelva på vestsiden av lufthavnen. Dette omfattes av kategorien *viktig naturtype* og *hovednaturtype marine*. I Årøelva er det også registrert laks. I tillegg er det på nordøstsiden av rullebanen registrert lokalt viktige naturtyper (naturbeitemark og parklandskap), samt at det er mye rødlistet fugl og andre arter i området rundt lufthavna.

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

5.2.1 Historisk bruk av brannskum

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

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

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

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

Ved Molde lufthavn Årø er det et større område som er benyttet til flere brannøvingsfelt over lengre tid, se Figur 5-2.

5.2.2 Aktivt brannøvingsfelt (BØF)

Molde lufthavn har flere gamle brannøvingsfelt som ligger på omtrent samme område. De siste var satt ut av drift i ca. 2006 og et nytt, aktivt brannøvingsfelt som ble etablert igjen på samme sted er nå i bruk. Brannøvingsfeltene ligger sør for rullebanen og grenser mot fjorden (Figur 5-2). Brannøvingsfeltenes areal er cirka 4500 m². Arealene har en liten grunnvannsforekomst. Avrenning fra brannøvingsfeltene er mot bakken via grunnvann og videre mot fjorden.

Løsmassene i området består av et tynt grus- og pukklag med jord. De dypere liggende massene omfatter fylling av grusmateriale eller naturlige strandavsetninger med lag av fin til middels fin sand og grov sand. Under sandmassene er det hovedsakelig leire eller morene. Grunnvann ble registrert på ett sted, men kun 1,3 meter ved siden av denne ble det imidlertid ikke påvist grunnvann.

Det er ingen tilgjengelig skriftlig dokumentasjon om bruk av brannøvingsfeltet. Brannøvingsfeltene viste ingen synlige tegn til forurensning under befaringen i 2011 (Sweco, 2012).

Fra 1978 til og med 2001 er det estimert at det ble brukt ca. 1 480 kg ren PFOS på BØF. Fra 2001 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 250 kg PFAS på BØF.

Arealet under det aktive feltet skal, iht. informasjon gitt av lufthavnen, for noen få år siden ha blitt gravd opp for å legge ned en tett membran. Overvann fra tett dekke går til oljeutskiller.

Avrenning fra brannøvingsfeltene vil i hovedsak infiltrere bakken og gå som grunnvann/markvann til fjorden. Ved mye nedbør og store vannmengder kan massenes infiltrasjonskapasitet overskrides og vann kan renne av på overflaten mot fjorden. Det finnes ikke synlige tegn til overflateavrenning fra BØF (kilde: DP2).

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Før nytt driftsbygg ble tatt i bruk høsten 2006, lå brannstasjonen midt på dagens flyoppstillingsplass. Det kan ikke utelukkes at noen har f.eks. skylt av brannskum fra bil der før 2006, men dette foreligger det ingen sikre opplysninger om.

Det har videre vært vanlig ved flere andre lufthavner å teste kanoner og stille inn skumbildet i forlengelse av rullebanen i begge ender. Det antas å kunne gjelde også for Molde lufthavn.

Avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet driftsbygning som ble tatt i bruk høsten 2006 er ikke prøvetatt for analyse av PFAS. Da verkstedet er benyttet for vask av brannbiler innvendig, kan det ha forekommet noe PFAS i vaskevann og dermed i avløpssystemet herfra. I utslippstillatelse fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal datert 15.2.2015 er det stilt krav til at utslippspunktet fra renseanlegg (nytt renseanlegg RA 2 Nøisomhed) skal være 500 m fra land og ved 43 m dyp i Moldefjorden. Utslippspunkt skal i tillegg være koordinatfestet.

5.3 Utførte tiltak

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

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

Lufthavnen innførte i 2007 rutiner for at all bruk av skum og vask/skylling av biler og utstyr skal gjennomføres på brannøvingsfeltet.

5.3.1 Oljeutskillere

Det aktive brannøvingsfeltet er tilknyttet en oljeutskiller. Vann fra tett dekke (betongsåle og asfaltert område) ledes til oljeutskilleren og derfra inn på avløpsrør som har utslipp i sjø ved 2 meters dyp (ved lavvann) ca. 50 m fra land.

Det er også tilknyttet en oljeutskiller til driftsbygningen. Avløpet fra denne er tilknyttet kommunalt ledningsnett som går til det nye renseanlegg RA 2 Nøisomhed med utslipp i sjø.

6 Undersøkelser

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

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

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

Ved Molde lufthavn ble prøvene tatt fra midten av det sist nedlagte brannøvingsfeltet (som på nytt fungerer som brannøvingsfelt) og ut i fire retninger for å dokumentere forurensningsgrad i grunnen på områder som tidligere har fungert som brannøvingsfelt. Alle brannøvingsfeltene har ligget i omtrent samme område. Det ble i ettertid satt ned en miljøbrønn for å dokumentere eventuell forurensning i grunnvannet på brannøvingsfeltet.

På snødeponiet på terminalområde ble det tatt prøver under DP2-undersøkelsene som ble analysert for PFAS. Det er satt to miljøbrønner i utkant av flyoppstillingsområdet mot øst.

6.2 Jord

Det har blitt tatt jordprøver ved Molde lufthavn i to omganger. Første gang i oktober 2011 som del av DP2-prosjektet, deretter i juni 2012.

6.2.1 Gammel del av brannøvingsfelt

I DP2-prosjektet ble det gravd syv sjakter med dybde fra 1-1,7 meter. Blandprøver ble tatt fra de øverste 10-20 cm, mellom topp og bunn av sjakten, samt fra bunnen av sjakten. Det ble i tillegg tatt overflateprøver fra seks punkter. Totalt ble det analysert på 27 jordprøver fra område som hovedsakelig anses som nedlagt BØF, se Tabell 6-1 og Tabell 6-2.

De høyeste konsentrasjonene av PFAS er påvist i sandige masser under pukk- og gruslag. Prøvene tatt fra toppmassene inneholder lave PFAS-konsentrasjoner sannsynligvis fordi PFAS raskt har fulgt slukkevannet gjennom det permeable pukk- og gruslaget. Høyeste PFAS-konsentrasjon er påvist i prøve tatt fra midtre del av brannøvingsområdet, BØF 2-2, ved 10-150 cm dybde. Her er PFOS-konsentrasjonen 10 700 µg/kg noe som er betydelig høyere enn de øvrige konsentrasjonene som er påvist. Det er sannsynlig at flysimulatoren har vært plassert direkte over dette prøvepunktet. Prøve BØF 12 er tatt noen meter rett sør for BØF 2. Her er det imidlertid ikke påvist PFAS. Dette kan skyldes at det kun er tatt prøve av de øverste 10 cm, og at eventuell PFAS i dette punktet har trukket lenger ned da øverste lag er permeabel sand. Prøvepunkt 5 har ved 80-150 cm dyp ved leireholdige masser påvist moderat konsentrasjon av PFOS, 1070 µg/kg. I toppmassene er det her påvist kun lave konsentrasjoner sannsynligvis da disse består av pukk og stein hvor vann raskt dreneres gjennom.

Tabell 6-1. PFAS i jordprøver fra gammel del av brannøvingsfelt

Parameter	Enhet	BØF 1-1	BØF 1-2	BØF 1-3	BØF 2-1	BØF 2-2	BØF 2-3	BØF 3-1	BØF 3-2	BØF 3-3	BØF 4-1	BØF 4-2	BØF 4-3	BØF 5-1	BØF 5-2	BØF 5-3
Dato		2011-10-03														
Dybde	cm	0-20	20-120	120	0-20	10-150	150-170	0-20	20-90	90-170	0-20	20-100	100-120	0-20	20-80	80-150
Jordtype		Grått pukklag	Grå stein og grus	Brun sand, stein	Grått pukklag	Gråbrun sand, grus, stein	Fjell, sprengstein?	Grått pukklag	Grå sand og grus	Fast, grå leire med steiner	Grått pukklag	Brun sand og grus. Mørkebrun og organisk sand	Fast, grå leire med steiner	Grått pukklag	Grå stein og pukk	Fast, grå leire med steiner
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<2,4	<2,1	4,7	<16,2	92	<2,4	5,8	5,1	<2,5	2,6	<2,0	<2,3	<2,3	<1,7
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	12,4	321	1480	195	10700	856	14,2	1400	136	<2,5	415	98,3	<2,3	4,9	1070

Tabell 6-2. PFAS i jordprøver fra gammel del av brannøvingsfelt, forts.

Parameter	Enhet	BØF 6-1	BØF 6-2	BØF 6-3	BØF 7-1	BØF 7-2	BØF 7-3	BØF 8-1	BØF 9-1	BØF 10-1	BØF 11-1	BØF 12-1	BØF 13-1
Dato		2011-10-03											
Dybde	cm	0-40	40-90	90-150	0-20	20-100	100-170	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20
Jordtype		Mørkebrun og organisk sand	Brungrått sandlag med steiner og grus	Fast, grå leire med steiner	Brun sand med grus og steiner	Sand med grus, steiner, organisk, mørkebrun	Fast, grå leire med steiner	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<2,0	<1,6	<2,0	<2,2	<1,8	<1,7	<2,2	<2,1	<1,7	<2,2	<1,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	5,9	81,6	3,3	<2,0	164	138	32,5	35,4	11	18	<2,2	14,2

6.2.2 Aktiv del av brannøvingsfelt

I juni 2012 ble det tatt ytterligere elleve overflateprøver fra område på feltet som er aktivt i bruk. Her er det PFAS-forbindelsene 6:2 FTS og 8:2 FTS som dominerer sterkt, mens PFOS-konsentrasjonen er lav (Tabell 6-3). 6:2 FTS og 8:2 FTS utgjør fra 90 % til 100 % av sum PFAS som er påvist. Høyeste konsentrasjon av sum PFAS, 6108,8 µg/kg, er påvist i BØF-NY 6 som ligger øst for midten av BØF og utenfor asfaltdekket. Av elleve overflateprøver er det påvist moderate konsentrasjoner av PFAS i seks av disse og lave konsentrasjoner i fire. I den siste prøven, BØF-NY 10, er det ikke påvist PFAS.

De sterkeste vindepisodene er registrert fra vest, i tillegg til at dette er én av to hovedvindretninger. Dette kan ha bidratt til den høye konsentrasjonen i jord øst for flysimulatoren. Det er imidlertid ikke tatt prøver lenger vest enn BØF-NY 3 (kun få meter fra flysimulatoren), og spredning mot vest er dermed ikke godt nok kjent.

Da kun de øverste 10 cm er prøvetatt er det uvisst hvor mye PFAS som befinner seg i jordmassene på aktivt brannøvingsfelt. De øverste 10 cm på feltet består i tillegg av relativt permeable masser som pukk, grus og sand slik at mye PFAS kan ha fulgt vannet nedover i dybden.

Den aktive delen av brannøvingsområdet er bygget utover i sjø, og PFAS i masser vil drenere ut i sjø. Overvann på de tette dekkene føres til overvannssystem som leder til oljeutskiller og derfra til utslipp i sjø.

PFAS i jordmassene som er i kontakt med grunnvann antas å bli vasket ut over tid gjennom innblanding av tidevann. Dette gjelder ikke PFAS i jordmasser som ligger over tett membran midt på feltet.

Tabell 6-3. PFAS i jordprøver tatt fra aktivt brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	BØF NY-1	BØF NY-2	BØF NY-3	BØF NY-4	BØF NY-5	BØF NY-6	BØF NY-7	BØF NY-8	BØF NY-9	BØF NY-10	BØF NY-11
Dato		2012-06-30										
Dybde	cm	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10
Jordtype		Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus	Grå pukk, sand, grus
6:2 FTS	µg/kg	24,2	58,8	93,8	7,2	110	3290	474	<3,1	32	<3,4	<3,2
8:2 FTS	µg/kg	391	188	928	84,4	150	2500	293	77,4	26,1	<4,5	7,3
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,4	<3,3	<3,4	<3,4	<3,4	<3,2	<3,4	<3,1	<3,1	<3,4	<3,2
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,2	<2,2	<2,3	<2,2	<2,3	5,6	<2,2	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	6,8	4,5	8,3	<2,2	5,5	33	5,8	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<3,4	<3,3	<3,4	<3,4	<3,4	<3,2	<3,4	<3,1	<3,1	<3,4	<3,2
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,2	6,3	5,4	<2,2	5,9	101	11,6	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,2	3,1	3,5	<2,2	4	55,9	6,4	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,2	4,2	2,7	<2,2	3,4	24,5	4,9	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	2,9	5,1	3,3	<2,2	4,5	83,3	10,1	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,2	<2,2	<2,3	<2,2	<2,3	2,9	25,4	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,2	3	2,8	<2,2	<2,3	12,6	5,4	<2,1	<2,1	<2,2	<2,1
Sum PFAS eks LOQ		424,9	273	1047,8	91,6	283,3	6108,8	836,6	77,4	58,1	i.p.	7,3

6.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det ble i DP2-prosjektet i 2011 analysert for PFAS i to blandprøver fra det største snødeponiet som ligger rett sør for oppstillingsplassen/terminalområdet. Hver av blandprøvene består av tre overflateprøver.

Det ble påvist PFOS i begge blandprøvene, men konsentrasjonene var begge under normverdi, 4,9 µg/kg og 37,6 µg/kg på hhv. vest- og østsiden av deponiet (Tabell 6-4).

Kilden til PFAS ved snødeponiet er antatt å være overvann fra oppstillingsplass/terminalområde som tidligere kan ha blitt forurenset gjennom søl av PFAS-holdig brannskum eller vask av utstyr/biler på plassen. Brannstasjon lå inntil 2006 rett nord for snødeponiet. Snø med PFAS fra diffus forurensing kan også ha blitt deponert her.

Snødeponiet er tilknyttet overvannsledning som leder ut i Årøelva vest for lufthavnen. Spredning av PFAS fra snødeponi antas å skje via overvann og ut i elva og deretter videre ut i fjorden.

Tabell 6-4. PFOS/PFOA i jordprøver (blandprøver) tatt på snødeponi ved terminalområdet/oppstillingsplass.

Parameter	Enhet	Blandprøve av SDP 1-1, SDP 1-2 og SDP 1-3	Blandprøve av SDP 2-1, SDP 2-2 og SDP 2-3
Dato		2011-09-04	
Dybde		Overflate	Overflate
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	4,9	37,6

6.3 Sedimenter

Det er analysert for PFAS-forbindelser i tre marine sedimentprøver ved Molde lufthavn. Prøvene er tatt ved sjøkant utenfor snødeponi i sør. Det ble ikke påvist PFOS/PFOA i prøvene (Tabell 6-5). Sedimentene som tas her er ikke fra naturlig erosjon, da partikler (grus, sand, etc.) fra snøen fra lufthavnområdet som deponeres ser ut til å vaskes utover (se flyfoto).

Tabell 6-5. PFOS/PFOA marine sedimentprøver tatt vest for snødeponi (sør).

Parameter	Enhet	Sed 1	Sed 2	Sed 3
Dato		2011-09-04		
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,0	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,0	<2,0	<2,0

6.4 Vann

Det er to grunnvannsbrønner ved tankanlegget for flydrivstoff rett øst for oppstillingsplassene/terminalområdet ved Molde lufthavn. Disse ble satt i forkant av DP2-undersøkelsene i 2011. Prøver fra disse brønnene ble prøvetatt og analysert for PFAS i 2011 og 2012.

I DP2-undersøkelsen ble det tatt vannprøver fra grunnvannsinnsig i sjakt rett nord for dagens brannøvingsfelt (utenfor dagens felt, men sannsynligvis innenfor område som tidligere har fungert som brannøvingsfelt). Det er ikke tatt oppfølgende grunnvannsprøver, hverken fra sjakt eller brønn, fra brannøvingsfeltet eller nærliggende område.

Det tas jevnlig prøver av avløpsvannet fra oljeutskiller tilknyttet brannøvingfeltet. Dette vannet er prøvetatt én-to ganger årlig fra 2012.

6.4.1 Grunnvann

Det er to miljøbrønner ved Molde lufthavn, disse er plassert ved tankanlegget (for flybensin) rett øst for oppstillingsområdet. Det ble påvist PFOS så vidt over deteksjonsgrensen i MBR1 i oktober 2011, men dette ble ikke funnet igjen ved prøvetaking noen måneder senere i mai 2012, se Tabell 6-6. I den andre brønnen, MBR2, har det ikke blitt påvist PFAS verken i 2011 eller i 2012.

Kilde til PFOS som ble påvist i MBR1 i 2011 kan være vask av brannbil eller uheldig utslipp av brannskum fra tiden da brannstasjonen lå midt på dagens flyoppstillingsplass. Brannstasjonen var i bruk her frem til høsten 2006. Det er ellers ingen naturlig drenering fra oppstillingsplass/terminalområde eller rullebane til området med grunnvannsbrønnene. Overvannssystemet for rullebanen og det lille snødeponiet sør for oppstillingsplass går nord for rullebanen (sør for tankanlegget) og i vestlig retning med utslipp til sjø et stykke vest for brannøvingfelt (se vedlagte kart for vannprøver med overvannssystem tegnet inn). Naturlig dreneringsretning for grunnvann for hoveddelen av oppstillingsplassen er mot Årøelva, ikke mot tankanlegget.

Tabell 6-6. PFAS i grunnvann.

Parameter	Enhet	MBR1		MBR2	
Dato		2011-10-03	2012-05-30	2011-10-03	2012-05-30
6:2 FTS	ng/l	-	<15,0	-	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	<15,0	-	<7,5
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<15,0	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<15,0	-	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Perfluorononansyre (PFNA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<10,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	10,6	<10,0	<5,0	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<10,0	-	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		-	i.p.	-	i.p.

Det er også tatt prøve av vann som har seget inn i sjakt rett nord for brannøvingfeltet. Konsentrasjonen av PFOS er meget høy, 23 900 ng/l. PFOA var også forhøyet med 384 ng/l, se Tabell 6-7. Ved graving i jordmasser med PFAS vil forbindelsene erfaringsmessig mobiliseres lett slik at en prøve vil inneholde høye konsentrasjoner. Vannet som ble prøvetatt i sjakten lå sannsynligvis i en bergsprekk e.l. da det i sjakter gravd nær på hver side ikke var tegn til vanninnslag. Hvis dette er tilfelle, kan det også være en mindre utskifting av vannet her sammenlignet med vann i grunnen på andre deler av feltet. Brannøvingfeltet ligger så nær sjø at det antas at grunnvannet her tynnes raskt ut da det trolig er i god kontakt med vannet i fjorden i episoder med høyvann.

Tabell 6-7. PFOS/PFOA i vann fra sjakt.

Parameter	Enhet	BØF 1-4
Dato		2011-10-03
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	384
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	23900

6.4.2 Overflatevann

Det foreligger ingen bekker eller innsjøer i umiddelbar nærhet til PFAS-kilder ved Molde lufthavn, med unntak av selve sjøen. Det er ikke analysert for PFAS på overvannsprøver med unntak av avløpsvann som drenerer fra brannøvingsfeltet og går gjennom oljeutskiller.

6.4.2.1 Oljeutskiller ved brannøvingsfelt

Det er påvist svært høye konsentrasjoner av PFAS i avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet det aktive brannøvingsfeltet, den maksimale konsentrasjon er målt i september 2014 med 75 100 ng/l, se Tabell 6-8. 85-90 % av konsentrasjonen av sum PFAS er 6:2 FTS. I grunnen ved aktivt BØF er det registrert at sum PFAS består av 90 til 100 % av både 6:2 FTS og 8:2 FTS, hvorav høyeste konsentrasjon varierer mellom 6:2 FTS og 8:2 FTS. At vannet som drenerer brannøvingsfeltet inneholder mye 6:2 FTS i forhold til 8:2 FTS antyder at 6:2 FTS lettere vaskes ut av jordmassene og følger vannfasen.

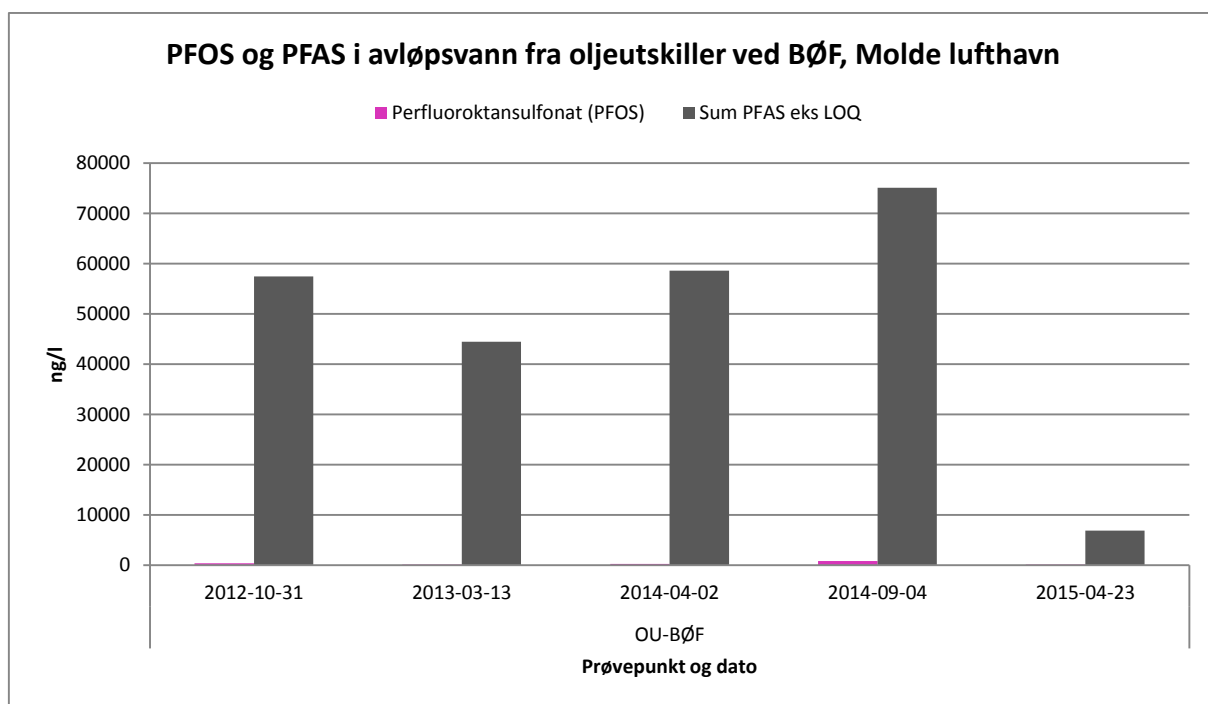
PFAS-konsentrasjonen påvist i 2013 er noe lavere, men fremdeles svært høy, sammenlignet med 2012 og 2014. Promitek, som har hatt ansvar for drift og prøvetaking av oljeutskiller ved Avinors lufthavner, har opplyst om at prøven tatt i 2013 ble tatt under eller rett etter en øvelse. Den noe lavere PFAS-konsentrasjonen kan dermed skyldes noe fortynning grunnet et større volum vann som har blitt skylt gjennom systemet. Det er kjent at prøven tatt i 2012 ble tatt i forkant av øvelse. Omstendigheter rundt prøvetakingene gjort i 2014 og 2015 er ikke kjent.

Analyseresultatene fra 2015 er én tiendedel av nivået på analyseresultatene fra tidligere prøvetakinger, se Tabell 6-8 samt Figur 6-1 og Figur 6-2. Dette tyder enten på at PFAS-konsentrasjonen plutselig er kraftig redusert, eller at lab har oversett en fortynning. Sistnevnte avvises av laboratoriet. Det skal heller ikke ha vært gjennomført noen rens av oljeutskiller eller overvannssystemet tilknyttet denne i forkant av prøvetakingen i 2015. De lave konsentrasjonene er dermed ikke mulig å forklare.

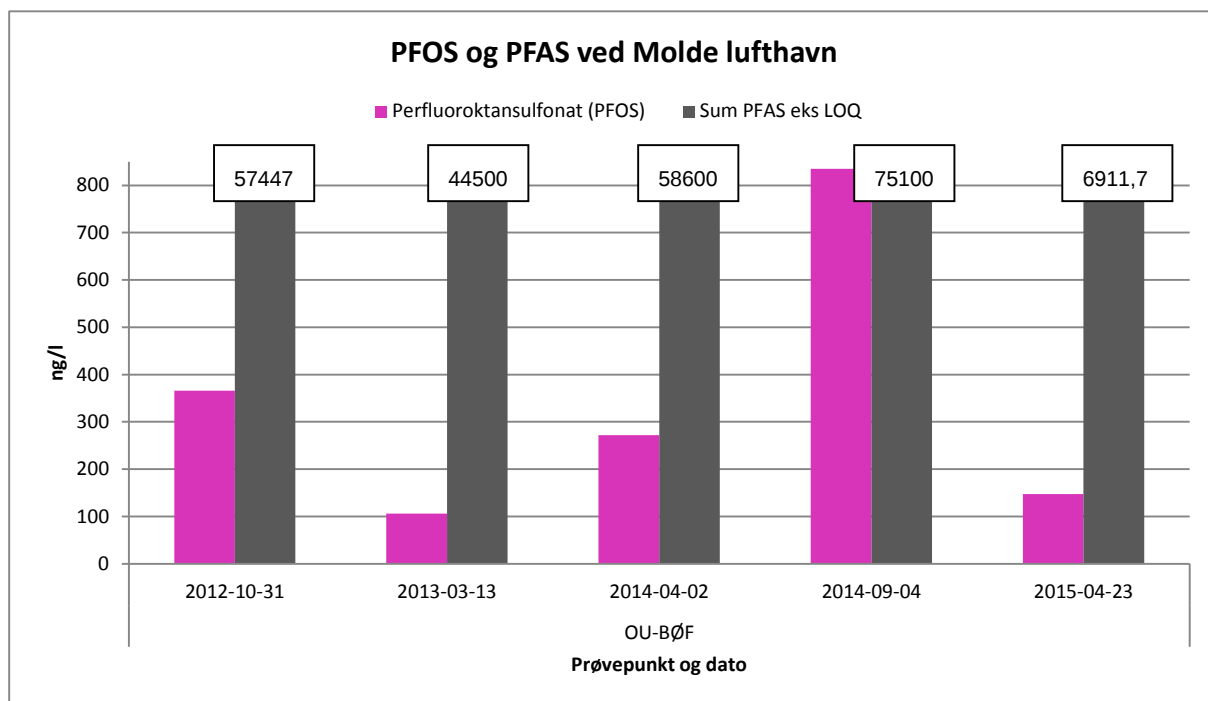
Vann fra brannøvelser som havner på det tette dekket rundt flysimulatoren (betong og asfalt) vil samles opp og føres til oljeutskiller og avløp. Avløpet tar kun imot overvann fra selve brannøvingsfeltet, ikke overvann fra øvrige deler av lufthavnen.

Tabell 6-8. PFAS i avløpsvann fra oljeutskiller.

Parameter	Enhet	OU-BØF				
Dato		2012-10-31	2013-03-13	2014-04-02	2014-09-04	2015-04-23
6:2 FTS	ng/l	48900	38000	52900	59900	5590
8:2 FTS	ng/l	600	756	674	6860	615
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<150	<150	<150	<150	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	462	374	528	470	41
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<100	<100	<100	352	34,1
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	184	<150	<150	<150	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	2500	1660	1480	2330	131
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	1280	771	637	847	94,1
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	101	<100	<100	186	36,1
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	704	478	395	514	48,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	366	106	272	835	147
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	2350	2410	1680	2950	175
Sum PFAS eks LOQ		57447	44500	58600	75100	6911,7



Figur 6-1. PFAS/PFOS i avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet brannøvingsfelt.



Figur 6-2. PFAS/PFOS i avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet brannøvingsfelt (endret skala i y-aksen for å se variasjoner i PFOS-konsentrasjon).

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det ble ikke samlet inn terrestriske arter ved Molde lufthavn i 2013.

6.5.2 Ferskvannsarter

Det ble ikke samlet inn limniske arter ved Molde lufthavn i 2013.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Den 19.09.2013 samlet Norconsult inn spiss strandsnegl og albueskjell fra området ved BØF vest. Fra BØF øst ble det samlet inn albueskjell, strandkrabber, spiss strandsnegl og vanlige tanglopper (Figur 6-3, Figur 6-4, Figur 6-5 og Tabell 6-9). For en nærmere beskrivelse av artene, se Vedlegg 1.



Figur 6-3. Kart over brannøvingsfeltet med inntegnede områder (blå rektangler) for hvor det ble samlet inn strandbiota i september 2013.



Figur 6-4. Strandkanten utenfor brannøvingsfeltet ved Molde lufthavn, Årø. Foto: Norconsult AS.

Tabell 6-9. Oversikt over analysert biota fra sjøen ved Molde lufthavn.

Art	Antall analysert	Kommentar
Spiss strandsnegl	1	Blandprøve, n>20. BØF vest.
Albueskjell	1	Blandprøve, n>15. BØF vest.
Tangloppe	1	Blandprøve, n>20. BØF øst.
Strandkrabbe	1	Blandprøve, n>15. BØF øst.
Albueskjell	1	Blandprøve, n>15. BØF øst.
Spiss strandsnegl	1	Blandprøve, n>20. BØF øst.



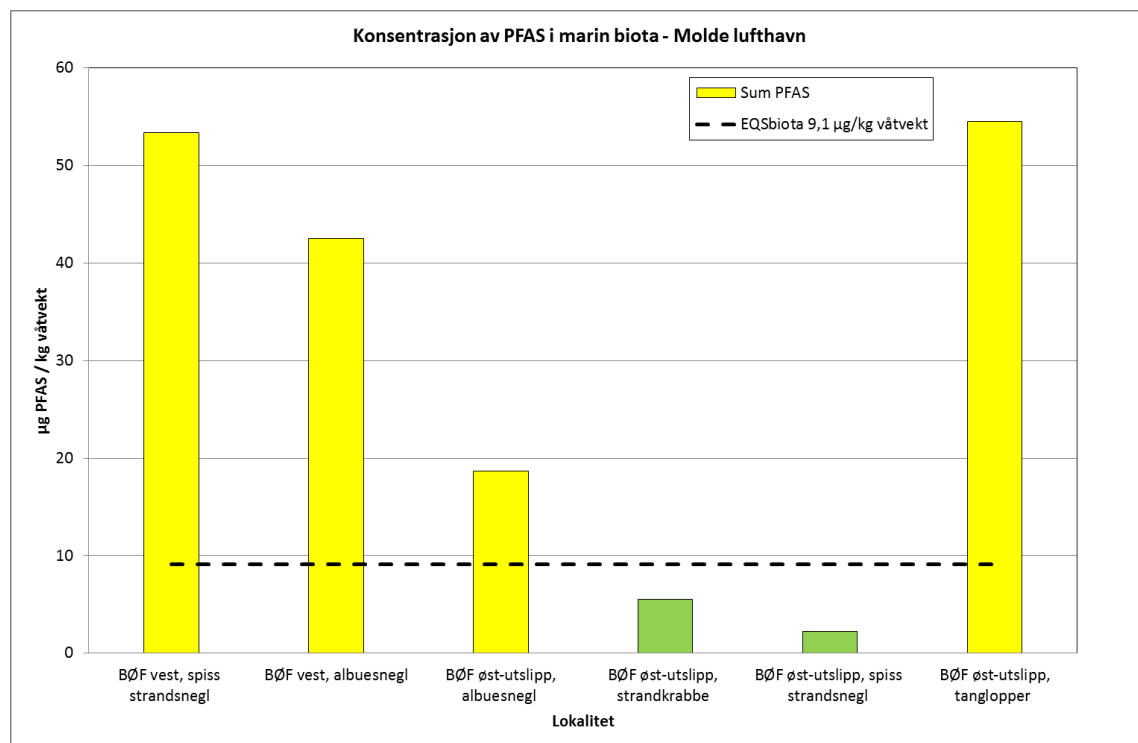
Figur 6-5. Strandbiota samlet i strandområdet utenfor brannøvingsfeltet for Molde flyhavn. Øverst til venstre – strandkrabber, øverst til høyre – vanlige tanglopper, nederst til venstre – albueskjell, nederst til høyre spiss strandsnegl.

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Resultatene av analysene av biota samlet inn i 2013 vises i Tabell 6-10 og Figur 6-6.

Tabell 6-10. Analyseresultater for blandprøver av spiss strandsnegl og albueskjell fra BØF vest og albueskjell, strandkrabbe og spiss strandsnegl fra BØF øst ved Molde lufthavn, Årø. Resultater er fargeillustrert i henhold til Tabell 4-1.

ELEMENT (µg/kg våtvekt)	spiss strandsnegl (BØF vest)	albuesnegl (BØF vest)	albuesnegl (BØF øst- utslipp)	strandkrabbe (BØF øst- utslipp)	spiss strandsnegl (BØF øst- utslipp)	tanglopper (BØF øst- utslipp)
FTS-6:2	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	7,1	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	37	38	7,7	2,4	2,2	34
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	11	<1.0	<1.0	10
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,4
PFUnDA	9,3	4,5	<2.0	3,1	<2.0	9,1
PFDODA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Sum PFAS	53,4	42,5	18,7	5,5	2,2	54,5



Figur 6-6. Analyseresultater for blandprøver av spiss strandsnegl og albueskjell fra BØF vest og albueskjell, strandkrabbe, tanglopper og spiss strandsnegl fra BØF øst ved Molde lufthavn, Årø.

Det ble påvist PFAS i alle biotaprøvene som ble samlet inn i sjøen utenfor brannøvingsfeltet i september 2013 (Tabell 6-10). Den samlede konsentrasjonen av PFAS påvist i de ulike blandprøvene, var høyest i tanglopper (54,5 µg/kg våtvekt) samlet inn øst for brannøvingsfeltet, tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand* (Figur 6-6). Laveste konsentrasjoner ble påvist i strandkrabber og spiss strandsnegl samlet inn i øst (Kategori II – *God miljøtilstand*).

I tillegg til PFOS, ble det påvist varierende innhold av både FTS-8:2, PFNA, PFDA og PFUnDA, både i prøvene samlet inn på den østlige og vestlige lokasjonen.

6.5.3.3 Vurdering av resultatene

Det ble påvist ulike PFAS i alle blandprøvene av strandbiota samlet inn i strandkanten i sjøen i øst og vest for brannøvingsfeltet ved Molde lufthavn i 2013. De høyeste konsentrasjonene ble påvist i spiss strandsnegl samlet inn i vest, begge prøvene av albueskjell og prøven av tanglopper (alle i kategori III – *Moderat miljøtilstand*). Det er ikke prøvetatt og analysert sedimenter fra samme område.

Det er noe usikkerhet knyttet til resultatene, da enkelte av deteksjonsgrensene for påvisning av de ulike forbindelsene er noe høye.

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Det er ikke samlet inn terrestrisk biota rundt Molde lufthavn, og det er ingen aktuelle ferskvannslokaliteter å prøveta. Det er heller ikke samlet inn matbiota i sjøen utenfor brannøvingsfeltet.

Fra marint miljø er det samlet inn muslinger og noe strandbiota. I alle blandprøvene er det flere enn 15 individer. Prøvegrunnlaget er således relativt bra for de artsgruppene det er analysert for, og analysene gir et brukbart bilde av tilstanden for disse gruppene i nærområdet til lufthavna.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

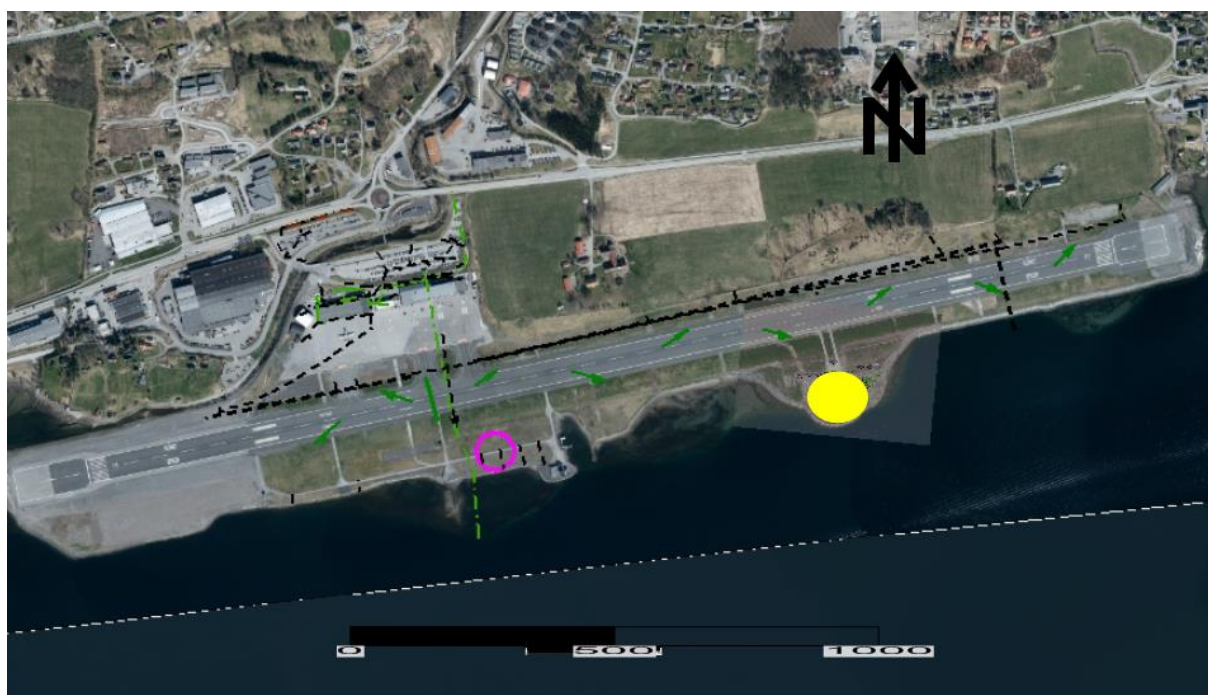
Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltene på Molde lufthavn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og ledning fra oljeutskiller. 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 brannøvingsfeltet 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.

Spredningsvurderingen omfatter et estimat av hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut fra brannøvingsfeltet (BØF), basert på de målinger som er utført.

Midlere nedbør for Molde er ca. 1 640 mm/år. Gjennomsnittlig årstemperatur er 6,7 °C. Beregning av evapotranspirasjon med Tamms formel blir 402 mm/år. Dette gir en netto avrenning på 1 238 mm/år.

Figur 7-1 viser overvannsdreneringen på lufthavnen basert på Avinors egne registreringer.



Figur 7-1. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. BØF er vist med gul sirkel.

7.2 BØF- område med flere nedlagte og et aktivt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for området med brannøvingsfelt. Lufthavnen har flere gamle brannøvingsfelt som ligger på omtrent samme område (3 stk.). Brannøvingsfeltene ligger sør for rullebanen mot Årøgrunnen (Figur 7-1). I 2006 ble det daværende brannøvingsfeltet nedlagt. Et nytt ble etablert på samme sted. Dette er nå i bruk. Feltene ligger på et nes som var en øy før lufthavnen ble etablert (nordlig del av øya lå antagelig under vann ved høyvann, sørlig del lå høyere og hadde en liten skog). Dette neset har blitt utvidet over tid slik at de sørligste delene av neset består for det meste av fyllmasser. Senter av dagens BØF ligger ca. 40 meter fra Årøgrunna og ca. 140 meter fra rullebanen. Fra 1978 til og med 2001 er det estimert at det ble brukt ca. 1 480 kg ren PFOS på BØF. Fra 2002 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 250 kg PFAS på BØF. Det er en oljeavskiller koblet til det aktive feltet.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for BØF-området

Det er flo/fjære variasjoner på ca. 1,6 meter. Feltet ligger på ca. 4 moh. Avrenning fra brannøvingsfeltene vil i hovedsak infiltrere bakken og gå som grunnvann/markvann til fjorden. Ved mye nedbør og store vannmengder kan massenes infiltrasjonskapasitet overskrides og vann kan renne av på overflaten mot fjorden. Det finnes ikke synlige tegn til overflateavrenning fra BØF (kilde: DP2). Det er sannsynlig at PFOS som når grunnvannet tynnes raskt ut da grunnvannet trolig er i god kontakt med vannet i fjorden på grunn av liten avstand til fjorden og utvasking fra tidevann. Nedbørsfeltet til BØF er begrenset av neset som feltet ligger på og rullebanen i nord. Nedbørsfeltet er estimert til ca. 21 500 m² (Figur 7-2). I topplag består løsmassene av et tynt grus- og pukklag med jord. Under topplaget er det fyllmasser (grus) og strandavsetninger (sand i alle fraksjoner fra grov til fin). Under sandmasser er det registrert leire eller morene. Det er sannsynligvis ikke dypt til fjell da det på NGU's løsmassekart er registrert bart fjell i området. I sjakt BØF-2 er det beskrevet en usikker registrering av fjell på 1,7 meter dyp. Vann fra sjakt BØF-1 har en PFOS-konsentrasjon på 23,9 µg/l. Prøven er tatt i en oppgravd sjakt og PFOS-konsentrasjonen er påvirket av gravingen da PFOS høyst sannsynlig blir mobilisert av gravingen. BØF-1 var det eneste stedet hvor vann ble registrert. 1,3 meter til siden for BØF-1 ble det ikke registrert vann i samme dyp. Forklaringen kan være at vannet i BØF-1 står i en liten kulp i fjellet og ikke renner ut (kilde: DP2). Grunnvannstanden vil variere med tidevannet. Grunnvann er antatt å være 1,7 m under terrengoverflate, men dette er usikkert. Da dybden til fjell er antatt å være i samme størrelsesorden vil det kunne være steder hvor fjellet ligger over grunnvannstanden. Da vil lokal strømningsretning i stor grad påvirkes av fjellets overflate.



Figur 7-2. Viser antatt nedbørsfelt til BØF og området rundt med lyseblått polygon. Jordprøvepunkter er markert med sorte punkter. Sirkel med kryss er prøver fra brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Sort pil viser at OU-BØF har utslipp til sjø. Plasseringen av utslippet er ikke nøyaktig. Grønne stiplede streker viser hvordan spillvannsledninger på feltet går.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF

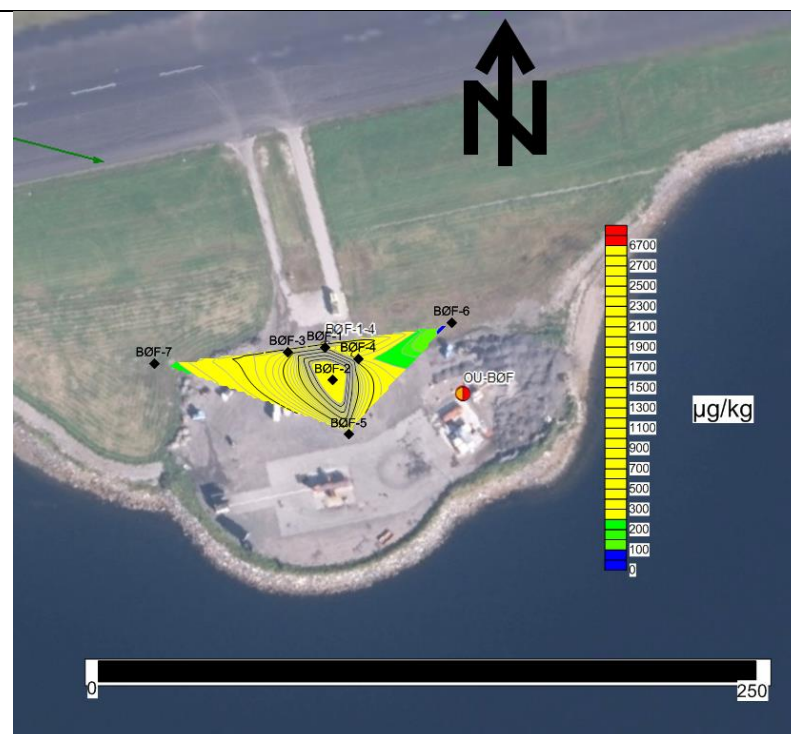
Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen i området ved gamle felt og aktiv BØF basert på målte verdier i jord.

Det er tatt 24 prøver fra overflaten (0 - 0,2 m). Figur 7-3 viser en interpolering av PFOS-forurensning for dette dypet. Det er kun sjakt BØF-2 som har PFOS-konsentrasjon over normverdi (100 µg/kg). PFOS-konsentrasjonen ble målt til 195 µg/kg. Resten av prøvene hadde lave konsentrasjoner. Dette laget ser ut til å være godt avgrenset av prøvetakingen.

Det ble gravd 7 sjakter med en dybde 0,2 meter til 1,7 meter under terreng. Figur 7-4 viser en interpolering av PFOS-forurensning for disse sjaktene. Det er betraktelig høyere PFOS-konsentrasjoner i dette laget enn i topplaget. Sjakt BØF-2 har høyest konsentrasjon på 10 700 µg/kg. Sjaktene BØF-1 og BØF-3 har konsentrasjoner på henholdsvis 1 480 µg/kg og 1 400 µg/kg. Sjaktene BØF-6 og BØF-7 har de laveste konsentrasjonene. BØF-6 har konsentrasjoner under normverdi. Dette laget er ikke godt avgrenset av prøvetakingen. Det er ikke analysert prøver fra dyp større enn 1,7 meter under terreng.



Figur 7-3. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0-0,2 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4 3



Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0,2-1,7 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.

Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen for topplaget er 12 µg/kg. Utstrekningen av forurenset område er estimert til 8 000 m² ± 1 000 m². Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til 0,2 ± 0,1 meter som et gjennomsnitt. Tettheten til massene er vurdert til 1 600 ± 200 kg/m³. Dette gir en rest av PFOS på 0,03 ± 0,02 kg (se avsnitt 4.3.1 for metode for utregning).

Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen for laget 0,2-1,7 meter er 960 µg/kg. Utstrekningen av forurenset område er estimert til 8 000 m² ± 4 000 m². Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til 1,5 ± 0,5 meter som et gjennomsnitt. Tettheten til massene er vurdert til 1 600 ± 200 kg/m³. Dette gir en rest av PFOS på 18 ± 11 kg (se avsnitt 4.3.1 for metode for utregning).

Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Tettheten er basert på typiske verdier for sandig jord.

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra BØF-området

Viktige parametere for tidsestimatet er målte verdier av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området. På dette feltet vil grunnvannet korrelere til en viss grad med fjordnivået. Tidevannet varierer så mye som 1,6 meter.

Når PFOS lekker ned til grunnvannet vil det raskt fraktes ut i fjorden på grunn av utvasking med tidevann. Transporttiden fra terreng til grunnvann er vanskelig å estimere da den hydrauliske ledningsevnen i massene er sterkt avhengig av vanninnholdet. Jo tørrere massene er i umettet sone jo lenger tid tar det for PFOS å nå grunnvannet. Hvis massene i umettet sone er tilnærmet fylt med vann vil PFOS forurensningen bevege seg mye raskere. Dette betyr at ved snøsmelting og store nedbørsepisoder vil PFOS forurensningen bevege seg mye raskere enn i tørre perioder.

Antatt nedbørsfelt for BØF er på ca. 21 500 m² (Figur 7-2). Med en avrenning på 1 240 mm/år blir vannvolumet som drenerer fra området ca. 26 617 m³/år. PFOS-konsentrasjonen som er målt i BØF-1 er 23 900 ng/l. Konsentrasjonen er basert på kun 1 måling og inneholder derfor usikkerheter. Da vannprøven ble tatt i forbindelse med graving kan PFOS-konsentrasjonen være noe høy. Samtidig kan forhold som tidevannspåvirkning føre til økt utlekking av PFOS. Ved å anta at målt PFOS-konsentrasjon i BØF-1 er representativ for grunnvannet som lekker fra BØF til fjorden blir estimert utlekking ca. 640 g/år.

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra området ved og rundt BØF.

Vekt PFOS totalt	18 ± 11	Kg
Infiltrasjon	1 240	mm/år
Areal nedbørsfelt til BØF	21 500	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	26 617 000	l/år
Gjennomsnitt målt PFOS	23 900	ng/l
Utlekking PFOS fra BØF	636	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	10-45	År

Med en estimert PFOS mengde igjen på feltet på mellom 7 – 29 kg og en estimert utlekking på ca. 640 g PFOS/år vil det ta mellom 10 – 45 år før restmengden av PFOS har lekket ut.

7.3 Andre lokaliteter med mistanke om PFOS forurensning

Det er ikke registrert andre lokaliteter med PFOS-forurensning.

7.4 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF

BØF har en oljeutskiller som har utløp til Årøgrunna via rør. Størrelsen på dette flater er ca. 1 500 m². Årlig midlere avrenning er ca. 1 240 mm/år. Dette gir en årlig vannmengde fra nedbør på ca. 1 860 m³/år. Vannforbruk til øvelser er estimert til 234 m³/år. Total gjennomsnittlig vannmengde som går gjennom oljeutskilleren blir da 2 094 m³/år. Gjennomsnittskonsentrasjonen i oljeutskilleren er 345 ng/l for PFOS og 48 511 ng/l for PFAS. Estimat på PFOS utlekking via oljeutskiller blir da ca. 1 g/år. Estimat på PFAS utlekking via oljeutskiller blir ca. 100 g/år.

8 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra undersøkelser av jord, sedimenter, vann og biota fra marint miljø ved Molde lufthavn, Årø. Det er også utført vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

8.1 Oppsummering jord og vann

Ved den gamle delen av brannøvingsområdet ble de høyeste konsentrasjonene av PFOS/PFOA påvist i sandige masser under pukk- og gruslag. Høyeste PFOS-konsentrasjon på 10 700 µg/kg er påvist i prøve tatt fra midtre del av brannøvingsområdet, BØF 2-2, ved 10-150 cm dybde. Prøvene tatt fra toppmassene inneholder generelt lave PFOS/PFOA-konsentrasjoner sannsynligvis fordi disse har fulgt slukkevannet gjennom det permeable pukk- og gruslaget.

På området som er aktivt i bruk som brannøvingsfelt er det PFAS-forbindelsene 6:2 FTS og 8:2 FTS som dominerer sterkt. Høyeste konsentrasjon av sum PFAS, 6108,8 µg/kg, er påvist i BØF-NY 6 som ligger øst for midten av BØF og utenfor asfaltdekket. Av elleve overflateprøver er det påvist moderate konsentrasjoner av PFAS i seks av disse og lave konsentrasjoner i fire.

Da kun de øverste 10 cm er prøvetatt er det uvisst hvor mye PFAS som befinner seg i jordmassene på aktivt brannøvingsfelt. De øverste 10 cm på feltet består i tillegg av relativt permeable masser som pukk, grus og sand slik at mye PFAS kan ha fulgt vannet nedover i dybden.

I blandprøver fra det største snødeponiet som ligger rett sør for oppstillingsplassen/terminalområdet ble det påvist PFOS, 4,9 µg/kg og 37,6 µg/kg på hhv. vest- og østsiden av deponiet. Snødeponiet er tilknyttet overvannsledning som leder ut i Årøelva vest for lufthavnen.

Det er to miljøbrønner ved Molde lufthavn, disse er plassert ved tankanlegget (for flybensin) rett øst for oppstillingsområdet. Det ble påvist PFOS så vidt over deteksjonsgrensen i MBR1 i oktober 2011, men dette ble ikke funnet igjen ved prøvetaking noen måneder senere i mai 2012. I den andre brønnen, MBR2, har det ikke blitt påvist PFAS verken i 2011 eller i 2012.

PFOS som er påvist på snødeponiet og i grunnvannsbrønnene er fra diffuse kilder ved lufthavnen.

Det er analysert for PFAS-forbindelser i tre marine sedimentprøver ved Molde lufthavn. Prøvene er tatt ved sjøkant utenfor snødeponi i sør. Det ble ikke påvist PFOS/PFOA i prøvene.

Det er tatt prøve av vann som har seget inn i sjakt rett nord for brannøvingsfeltet. Konsentrasjonen av PFOS er meget høy, 23 900 ng/l. Ved graving i jordmasser med PFAS vil forbindelsene erfaringsmessig mobiliseres lett slik at en prøve vil inneholde høye konsentrasjoner.

Det er påvist svært høye konsentrasjoner av PFAS i avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet det aktive brannøvingsfeltet, den maksimale konsentrasjon er målt i september 2014 med 75 100 ng/l. 85-90 % av konsentrasjonen av sum PFAS er 6:2 FTS.

8.2 Restmengder i jord og spredning av PFAS

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 1 480 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 250 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Fra BØF-området er det estimert at det lekker ut ca. 640 g hvert år. Det er estimert at det ligger igjen 18 ± 11 kg på feltet.

Det er ikke registrert andre kilder til PFOS på lufthavnen.

8.3 Oppsummering biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert diverse prøver av muslinger og strandbiota fanget i 2013.

Det ble påvist PFAS i alle blandprøvene (hovedsakelig PFOS), tilsvarende kategori II og III (*God – Moderat miljøtilstand*).

De funnene som er gjort, er i stedegne arter av muslinger og strandbiota fanget i kort avstand fra brannøvingsfeltet, og utgjør et relativt lite areal.

Med bakgrunn i internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, så synes spredning av PFAS fra Molde lufthavn å gi liten skade på de undersøkte artene og tilgrensende økosystem.

8.4 Matbiota og risiko for mennesker

Molde lufthavn ligger på nordsiden av Årøgrunna, og grenser til Fannefjorden, som er en del av Romsdalsfjorden. Det foregår sannsynligvis både fritids- og yrkesfiske i fjorden utenfor lufthavna. Det er gjennomført analyser av muslinger og strandbiota, men ikke av matbiota. Det ble funnet PFAS i alle de analyserte prøvene.

Mattilsynet har ikke vurdert analysedataene fra Molde lufthavn.

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

9 Referanser

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Været, L., Søvik, M.-L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep 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 Zaroogian, G.E. (2003). Relationship between Reproductive Success and Male Plasma Vitellogenin Concentrations in Cunner, *Tautoglabrus adspersus*. Environmental Health Perspectives. Volume 111, number 1, January 2003, 93-99.

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

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

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

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

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

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

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

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

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

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

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Molde lufthavn, Årø. Rapport 168180-130-1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1: Undersøkte arter Molde

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.

Vanlig tangloppe

Tanglopper eller amfipoder (*Amphipoda*), er en tallrik dyregruppe. De fleste lever i saltvann (marine), men de er også vanlige i ferskvann eller i terrestriske miljøer (på landjorden). Typisk størrelse er fra 2 til 60 mm (Figur 1). Tangloppene er flattrykkte fra siden, slik som lopper (derav navnet). Vanlig tangloppe (*Gammarus locusta*) er utbredt langs hele norskekysten. Hannene blir inntil 2 cm og hunnene inntil 1,4 cm. De lever blant steiner og tang i nedre halvdel av fjæra (Campbell 1976). Vanlig tangloppe spiser hovedsakelig alger som for eksempel havsalat (*Ulva spp.*). Store hanner kan imidlertid også spise mindre artsfrender (Anderson *et al.*, 2009).



Figur 1. Vanlig tangloppe (*Gammarus locusta*).

Spiss strandsnegl

Spiss strandsnegl (*Littorina saxatilis*) tilhører slekten strandsnegler (*Littorina*) som er en gruppe med små marine snegler. De lever i og like under tidevannssonen på steiner, berg og klipper i Nord-Atlanteren. Spiss strandsnegl finnes helst i den øverste halvdel av fjæra. Spiss strandsnegl kan skilles fra vanlig strandsnegl på formen på åpningen i sneglehuset, det vil si leppenes vinkel i forhold til spiret.

Spiss strandsnegl lever av alger som den beiter på berget. Den kan tåle en lengre periode i luft uten å tørke ut og har utviklet en lunge. Spiss strandsnegl føder levende unger. Hunnen beskytter avkommet ved at de lever inne i hennes skall den første tiden. Larvestadiene er frittlevende (pelagisk) i vann.



Figur 2. Spiss strandsnegl (*Littorina saxatilis*).

Vanlig albuesnegl (*Patella vulgata*), Albuesneglfamilien, ofte kalt albueskjell, hører til snegler. Familien og beslektede grupper innen underklasse Eogastropoda er utbredt over hele verden, og mange av artene blir spist. Vanlig albuesnegl er utbredt langs kysten vår, og den er vanlig nordover til Lofoten. Skjellet har en kjegleformet fasong, blir opptil 5 cm bredt. Albuesnegl sitter festet til stein og svaberg i tidevannssonen, og skallet er nøye tilpasset underlaget. De beveger seg om natten, og lever av alger som de skrapper løs med sin radula

(raspetunge). Etterpå vender de tilbake til sin opprinnelige plass. Albuesnegl er tvekjønnet og gyter egg og spermier i vannet.



Figur 3. Vanlig albueskjell



Figur 4. Strandkrabber

Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) er den vanligste krabben i tidevannssona i norske farvann. Strandkrabben er svært tilpasningsdyktig både i matvaner og fysiske egenskaper, og overlever i mange miljø. Ryggskjoldet til strandkrabben kan bli opptil 6 cm langt og 9 cm bredt. Fargen til strandkrabben varierer sterkt, og kan være grønn, brun, grå eller rød <http://no.wikipedia.org/wiki/Strandkrabbe>. Parring skjer bare i forbindelse med skallskifte. En finner krabber med utrogn hele året. Larvene lever planktonisk i flere uker, før de blir voksne og lever på botnen resten av livet.

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 er strandkrabben lite brukt som mat, men lenger sør i Europa blir arten regnet som en delikatess.

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**



Molde lufthavn
Årø (ENML)

Brannøvingsfelt
(aktivt)

Jord



Molde lufthavn
Årø (ENML)

Oversiktskart

Vann



Grunnvannsbrønner			
Punkt	Parameter	2011-10-03	2012-05-30
BØF 1-4*	PFOS	23900	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.
MBR1	PFOS	10.6	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
MBR2	PFOS	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l			
* Vann i sjakt			

Oljeutskiller						
Punkt	Parameter	2012-10-31	2013-03-13	2014-04-02	2014-09-04	2015-04-23
OU-BØF	PFOS	366	106	272	835	147
	ΣPFAS	57447	44500	58600	75100	6911.7
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l						

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

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

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Molde lufthavn Årø

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



- ☆ prøvepunkt
- hele individ
- flere individer
- AS albusnegl
- SN strandsnegl
- ST strandkrabbe
- TL tanglopper (spp.)
- PFAS/kg våtvekt**
- < LOD (Limit of detection)
- LOD - 9,1 µg
- > 9,1 - 91,3 µg
- > 91,3 µg
- brannøvningsfelt

0 500
Meter

168187, NOERAT, 14.05.2016

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

N
SWECO