

Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn 2018



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)



NORCE Norwegian Research Centre AS
www.norceresearch.no

Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn 2018

Birkeland., I.B., Velle, G., Espedal, E., Haave, M., Postler, C., Pulg, U., Stöger, E.

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske

NORCE Norwegian Research Centre AS

Nygårdsgaten 112

5008 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: 2535-6623

LFI-rapport nr: 326

Tittel: Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn 2018

Dato: 28.01.2019

Forfattere: Birkeland., I.B., Velle, G., Espedal, E., Haave, M., Postler, C., Pulg, U., Stöger, E.

Geografisk område: Flesland i Bergen kommune (Hordaland fylke)

Oppdragsgiver: Avinor

Antall sider: 72

Emneord: Fisk, Bunndyr, vannplanter, vannkjemi, miljøgifter, vannforskriften, sterk modifisert vannforekomst

Forsidefoto: Fisketrappen ved utløpet av Langavatn (foto av G. Velle).

Alle foto i rapporten: NORCE LFI

Forord

På oppdrag fra Avinor har NORCE Norwegian Research Centre, avdeling Miljø (tidligere Uni Research Miljø) undersøkt økologisk status etter Vannforskriften i vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland. Undersøkelsene er utført høsten 2018 og inkluderer fisk, bunndyr, vannplanter, perfluorerte forbindelser og vannkjemi. Peter Holmkvist (Avinor) har tatt prøver til vannkjemi og Eurofins har utført kjemiske analyser av vann og perfluorerte forbindelser. Det ble i tillegg tatt prøver av Lønningsbekken våren 2018 i forbindelse med en bekymringsmelding fra Avinor.

Kontaktpersoner hos Avinor har vært Peter Holmkvist. Vi vil takke Avinor for oppdragene og ser frem til videre samarbeid.

Bergen, Januar 2019

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'G. Velle', is positioned to the right of a vertical line.

Gaute Velle (prosjektleder hos LFI NORCE)

Innhold

| | | |
|-----|--|----|
| 1 | Sammen drag | 8 |
| 2 | Introduksjon | 9 |
| 2.1 | Vannforskriften | 9 |
| 2.2 | Vassdragene ved Flesland | 9 |
| 3 | Metoder | 10 |
| 3.1 | Innsamlinger i felt | 10 |
| 3.2 | Fisk og habitatkartlegging | 13 |
| 3.3 | Bunndyr | 18 |
| 3.4 | Vannplanter | 22 |
| 3.5 | Kjemiske målinger | 23 |
| 3.6 | Kjemiprofil | 27 |
| 4 | Resultater | 28 |
| 4.1 | Økologisk tilstand fra fisk og habitatkartlegging | 28 |
| 4.2 | Økologisk tilstand fra bunndyr | 34 |
| 4.3 | Vannplanter | 40 |
| 4.4 | Prioriterte kjemiske stoffer | 41 |
| 4.5 | Ikke prioriterte stoffer – kjemikalier fra driften av flyplassen | 54 |
| 4.6 | Kjemiprofiler i Langavatn | 56 |
| 4.7 | Fosfor og Nitrogen | 56 |
| 5 | Vurderinger | 59 |
| 5.1 | Fleslandsvassdraget | 59 |
| 5.2 | Lønningsvassdraget | 60 |
| 5.3 | Restaurering av Lønningsbekken | 61 |
| 5.4 | Kjemiske målinger | 63 |
| 6 | Konklusjoner | 65 |
| 6.1 | Samlet vurdering av miljøtilstand | 65 |
| 6.2 | «Sterkt modifiserte vannforekomst» | 66 |
| 7 | Litteratur | 68 |

1 Sammendrag

Denne undersøkelsen er en oppfølging av Vannforskriften ved Bergen Lufthavn, som gjennomføres hvert tredje år. Undersøkelsen inkluderer Fleslandsvassdraget og Lønningsvassdraget. Begge vassdragene har nedslagsfelt som blir påvirket av drift og utvidelser ved flyplassen, og som delvis ligger inne på flyplassens område. Vi har analysert de økologiske kvalitetselementene fisk, bunndyr og vannplanter. I tillegg har vi analysert vannkjemi og perfluorerte forbindelser.

Totalt sett har det biologiske mangfoldet av bunndyr økt noe siden undersøkelsene i 2015, mens mangfoldet av vannplanter er uendret. Det ble ikke funnet lokalt sjeldne eller nasjonalt rødlistede arter. Miljøtilstanden basert på bunndyr er «Dårlig» i Fleslandsvassdraget og i Lønningsbekken. Samlet sett er miljøtilstanden basert på bunndyr redusert fra 2015 til 2018. Basert på vannplanter er miljøtilstanden «Moderat» for Langavatn, tilsvarende som i 2015. Det er gjødsling som påvirker miljøtilstanden negativt både for bunndyr og for vannplanter. Målinger av fosfor og nitrogen bekrefter en høy tilgang på næringsstoffer, også indikert av sterk tilgroing av enkelte vikler i Langavatn. Det ser samtidig ut til at mengden nitrogen er redusert fra 2015 til 2018.

Det er lave tettheter av ørret, stingsild og ål i Fleslandsvassdraget, mens Lønningsvassdraget mangler ungfisk. Morfologiske inngrep som er forventet å påvirke fisketetthetene inkluderer utfylling, utretting, kanalisering, lukking av vannveier, forbygninger og vandringsbarrierer. Basert på morfologiske kriterier og ungfiskproduksjon blir miljøtilstanden «Svært dårlig» både for Fleslandsvassdraget og for Lønningsvassdraget. Samlet miljøtilstand er «Svært dårlig» for vassdragene ved Bergen lufthavn som helhet, tilsvarende som i 2015.

Nivåene av tungmetaller er generelt høye. Dette gjelder spesielt kobber, krom og bly, der en eller flere målinger er over grenseverdi for akutt omfattende toksiske effekter. Også nivåene av sink (fare for akutt toksisitet), arsen og nikkel (fare for kronisk toksisitet) er høye. Nivåene av tungmetaller varierer mellom målestasjoner og prøvetidspunkt, og er generelt på samme nivå som undersøkelser utført de siste årene. Det er likevel lite sannsynlig at metallene vil medføre toksiske effekter i vannlevende organismer. Det er fordi metallet er bundet til organiske partikler eller i en kjemisk form som ikke er biotilgjengelig for organismer.

Konsentrasjonene av PFOS i vann varierer gjennom året, og med høyest verdier rundt brannøvingsfeltene. Den største avrenningen av PFOS ut fra området skjer gjennom Lindevikabekken. Den høyeste konsentrasjonen finnes ved brannøvingsfelt BØF-2. Her kan man definere et begrenset område for effektive avbøtende tiltak. Ellers vil PFOS som har trukket ned i grunnen ofte være spredt og vanskelig å renske. Det er behov for å standardisere prøvetakingen av kjemiske stoffer ved Bergen Lufthavn.

Profiler av temperatur, oksygen og ledningsevne i Langavatn indikerer normale verdier og at avrenning fra flyplassen ikke har noen betydelig påvirkning på lagdelingen av vann i Langavatn.

Det betraktes fremdeles som usannsynlig at miljøtiltak kan reetablere økologisk tilstand til «God» tilstand uten at vesentlige funksjoner til flyplassen reduseres. Det er spesielt dagens arealbruk med lukking, fylling og kanalisering av tidligere vanddekt areal som ikke lar seg reetablere. Vassdragene ved Bergen lufthavn bør vurderes som en «sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)», og med et tilpasset "godt økologisk potensiale" (GØP) som miljømål. Som et realistisk GØP kan man reetablere og sikre bestandene av sjøaure og ål i Fleslandsvassdraget og i Lønningsbekken.

2 Introduksjon

2.1 Vannforskriften

Bergen Lufthavn Flesland har en resipientbasert utslippstillatelse som tar utgangspunkt i EUs rammedirektiv for vann (Vannforskriften). I den forbindelse er Avinor forpliktet til å lage en miljøovervåkingsplan som blant annet inkluderer biologiske undersøkelser utført hvert tredje år. Hovedmålet med Vannforskriften er å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av overflatevann, brakkvann, kystnært vann og grunnvann. Videre skal man om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende tiltak for å sikre vannets miljøtilstand.

Vannforskriften tilsier at forvaltningen av vannforekomster skal være økosystembasert. For å måle vannets tilstand bruker man biologiske organismer sin indikatorer, det vil si bunndyr, fisk, vannplanter og alger. Økologisk status måles ut ifra avstand fra en referanse som defineres som naturtilstanden, noe som krever en viss kunnskap og forståelse av hva som er naturlig tilstand i vassdraget. Informasjon om tilstanden til vassdragene på Flesland kan til en viss grad finnes fra eldre flyfoto (Figur 1), og i tillegg angir vannforskriften forventet opprinnelig tilstand basert på typen vassdrag. Beskrivelse av tilstand følger en fem-delt skala fra «Svært god» i den ene enden til «Svært dårlig» i den andre enden. «Svært god» betyr at vannforekomsten har en økologisk status tilsvarende eller nær opp til naturtilstand, mens tilstanden «God» kan avvike litt mer fra naturtilstanden. Ut fra prinsippet om at 'det verste styrer' skal vannforekomstene klassifiseres i henhold til det kvalitetselementet som gir dårligst tilstand. Vannforskriften har som overordnet målsetting at alle vannforekomster skal oppnå en tilstand som er «God». Det er derfor viktig å merke seg skillet mellom tilstanden «God» og tilstanden under denne som er «Moderat». Dersom tilstanden er dårligere enn «God» skal tiltak iverksettes for å nå miljømålet.

Vannforskriften har en egen kategori av vannforekomster som kalles «sterkt modifiserte vannforekomster» (SMVF). Dette er vannforekomster som har blitt betydelig fysisk endret for å ivareta samfunnsnyttige formål som kraftproduksjon, drikkevann, vannuttak, landbruk, skipsfart, flomvern og lignende. I stedet for "god økologisk tilstand" får SMVF miljømålet "godt økologisk potensiale" (GØP), som er tilpasset den samfunnsnyttige bruken av vannforekomsten. Miljømålet må defineres i hvert tilfelle av SMVF, da påvirkningen på den økologiske tilstanden kan variere mellom ulike vannforekomster og påvirkninger som kvalifiserer til SMVF (Nerbø 2014).

2.2 Vassdragene ved Flesland

Fleslandsvassdraget og Lønningsvassdraget berøres direkte av Bergen lufthavn. Mot øst er Fleslandsvassdraget preget av skog og myr, og til dels uberørt natur. Resten av nedbørsfeltene er i begge vassdrag endret som følge av flyplassutbygging.

Nedbørsfeltet til Fleslandsvassdraget er 4,7 km² (atlas.nve.no, 11/2012, se Figur 1 og 2) og med 58 l/km²/s i middel avrenning, noe som gir en (forenklet) middelvannføring på 270 l/s. Skog utgjør 50 % av arealet, urbane overflater 10 %, myr 10 %, dyrket mark 6 % og innsjøer 6 %. (nedbørsfeltanalyse er fra atlas.nve.no). Fleslandsvassdraget består av noen mindre tjern, samt fire innsjøer. Ørrettjerna ligger øverst, deretter kommer Træsvatnet, som drenerer via Store Veitabekken ut i Skjenavatnet og videre til Langavatn. Langavatn drenerer ut i Fleslandselven til Raunefjorden i bygden Flesland rett vest for lufthavnen. Skjenavatnet er delvis fylt igjen og nordenden og sørenden av Langavatn er også fylt med masser.

Lønningsvassdraget er sterkt forandret som følge av flyplassen og tilstøtende næringsområder. Det opprinnelige nedbørsfeltet var på ca. 1 km². Deler av overvannet fra det opprinnelige nedbørsfeltet er fraført

og dagens areal som drenerer mot hovedbekken i vassdraget, Lønningsbekken, er estimert til 0,4 km² (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 57 l/km²/s blir middelvannføringen ca. 20 l/s. Det var tidligere en liten innsjø i vassdraget (Lønningstjørna, 1,2 ha, største dyp 11 m), men dette vannet er fylt igjen som følge av utbygging ved Bergen lufthavn. Vannkilden øverst i Lønningsbekken renner nå ut fra grove tilførte steinmasser og ut i et naturlig filter bestående av vegetasjon i stillestående vann (vist i Figur 15).

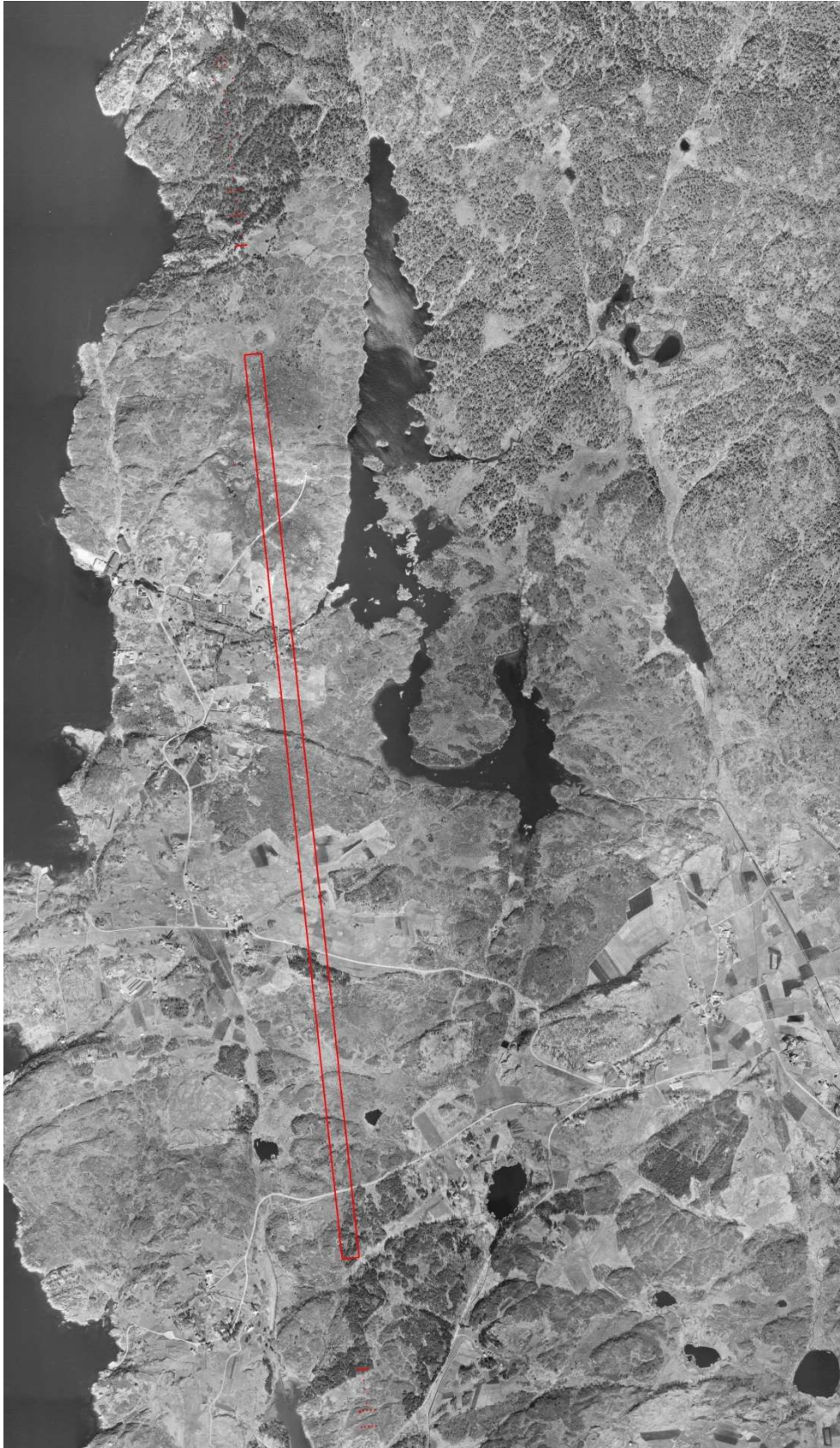
3 Metoder

3.1 Innsamlinger i felt

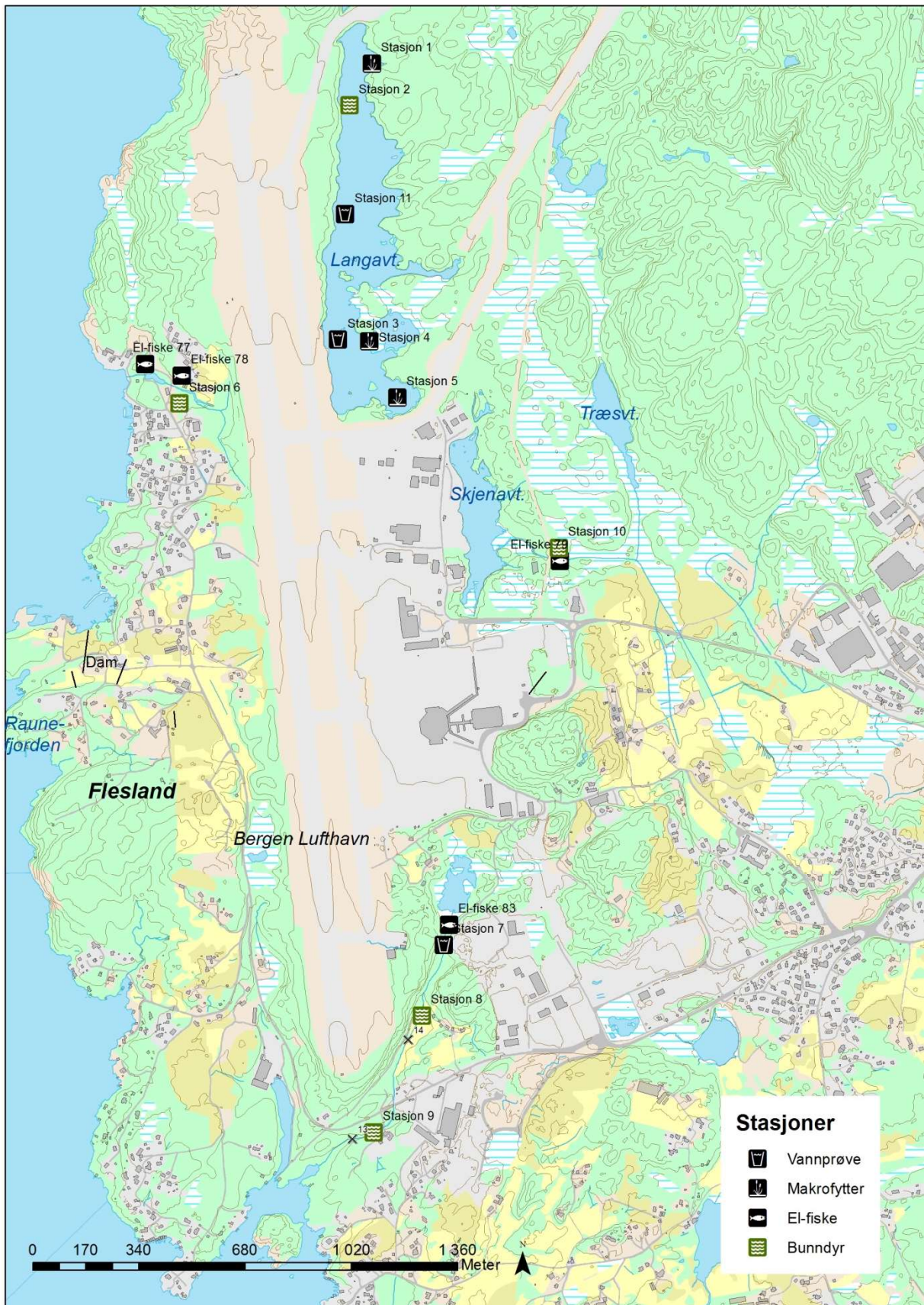
Alle prøver ble tatt høst 2018 der tidspunkt var tilpasset indikatoren som ble prøvetatt. Eget opplegg for prøvetaking gjelder for kjemiske data (se under). Vannplanter ble samlet 28. september, vannprofil 28. september, fiske ble utført 12. oktober og 12. desember, og bunndyr ble prøvetatt 25. oktober. I tillegg ble det tatt prøver av bunndyr i øvre del av Lønningsbekken 11. mai for å undersøke effekter av en periode med lave oksygenverdier i bekken. Året 2018 var et spesielt år med mye tørke, noe som kan forklare at det ikke fanget tilstrekkelig mengde fisk for prøvetaking av miljøgifter i 2018. Analyse av miljøgifter i fisk vil isteden gjennomføres i 2019. Se også Tabell 1 for detaljer over indikatorer.

Tabell 1. Prøvetakingslokaliteter for de ulike indikatorer. *For fiskelokaliteter, se også kart (Figur 2). For vannkjemi, se figur 12.

| | Stasjon på kart | Bilde i Figur nr | Bunndyr | Vannplanter | Fisk* | Vannkjemi** | Perfluoreerte org. forb. |
|-----------------------|-----------------|------------------|---------|-------------|-------|-------------|--------------------------|
| Langavatnet, nord | 1 | 11, 25 | | x | (x) | x | x |
| Langavatnet, nordvest | 2 | 9 | x | | (x) | | |
| Langavatnet, utløp | 3 | | | | | | |
| Langavatnet, øst | 4 | | | x | (x) | | |
| Langavatnet, syd | 5 | | | x | (x) | x | x |
| Fleslandselven | 6 | 9,10 | x | | x | x | x |
| Store Veitabekken | 7 | 9 | x | | x | x | x |
| Lønningsbekk, øvre | | 9 | x | | x | | |
| Lønningsbekk, midt | 8 | 9 | x | | x | x | x |
| Lønningsbekk, nedre | 9 | 9, 18-20 | | | x | | |
| Steinfjelltjern | Fig. 12 | | | | | x | x |
| Lindevikabekken | Fig. 12 | | | | | x | x |
| Deponi nord 1 | Fig. 12 | | | | | x | x |
| Deponi nord 2 | Fig. 12 | | | | | x | x |
| Gåstjørnsbekken | Fig. 12 | | | | | x | x |
| Træsvatn | Fig. 12 | | | | | x | x |



Figur 1. Flesland fotografert i 1951 med dagens flystripe markert i rødt. Legg merke til at det var vanddekt areal mellom Langavatn og Skjenavatn. Dette arealet og deler av vannene er nå fylt igjen. Lønningstjern ligger sentralt sør i bildet. Dette vannet er nå gjenfylt i sin helhet. Bildet er hentet fra <http://www.bergenskart.no/bergen/>



Figur 2. Kart over Bergen Lufthavn Flesland. Se Tabell 1 for detaljer over hvilke elementer som ble prøvetatt ved de ulike stasjonene.

3.2 Fisk og habitatkartlegging

Elektrisk fiske

Elektrisk fiske (el-fiske) ble gjennomført vadende og med et batteridrevet impulsstrømaggregat (1400 V). Hver fiskestasjon lå i en sammenhengende habitattype (Tabell 2, Figur 3-8). Fisket areal varierte mellom 42 og 100 m² siden en del habitattyper var mindre enn 100 m². Tetthets tall i habitater mindre enn 100 m² ble ekstrapolert til standardstørrelsen 100 m² for å kunne sammenlikne tetthetsdata innad på Flesland og med andre lokaliteter. Det ble fisket med både transektfiske etter Forseth og Forsgren (2008) og tre gangers overfiske etter Bohlin m fl. (1989). Fangsteffektiviteten i de avgrensede og forholdsvis grunne elvepartiene ble vurdert som høy sammenlignet med fangsteffektiviteten i større vassdrag. All fanget fisk ble lengdemålt og deretter satt tilbake levende. Ettersom mange av bestandene består av få individer, ble det valgt ikke å ta ut fisk for laboratorieanalyse. Alder ble derfor ikke bestemt. Ungfisk ble skilt etter lengde og skillegrensen baserer seg på observert lengdefordeling som typisk har to eller flere distinkte topper som gjenspeiler de ulike aldersgruppene. Basert på dette ble fisk under 9 cm regnet som 0+ (årsyngel) og individer større enn dette regnet som «eldre». Det ble fisket 12. oktober 2018. Grunnet høy vannføring og dårlig fangsteffektivitet ble fisket på stasjon 78 gjentatt den 12. desember. Her ble data fra desember brukt for beregning av ungfiskeestimatet.

Habitatkartlegging

Fiskehabitaterne ble kartlagt under fisket etter metoder beskrevet i Pulg m fl. (2011). Bekkearealet ble visuelt vurdert og inndelt i fire mesohabitattyper: gyteareal, stryk, renne og kulvert. Visuell vurdering av en tilstand kan fungere godt, men gir et mindre nøyaktig bilde enn målinger, f. eks. av substrat og skjul (Finstad, Einum et al. 2007). Når det gjelder dekningsgrad har visuell vurdering vist seg å gi et tilstrekkelig representativt og reproducerbart mål. Visuell vurdering av dekningsgrad brukes regelmessig innen botanikk og vegetasjonsøkologi (Braun-Blanquet 1928). Habitat i elven vurderes derfor visuelt for dekningsgrad av forskjellige mesohabitattyper eller habitatkvaliteter (rullestein, kantvegetasjon, homogene betongflater m.m.). Elveareal dominert av gytegrus for sjørret (grus med diameter 10-40 mm og > 50 % dekning) kategoriseres som gyteareal. Bekkeareal som ikke domineres av grus inndeles etter dominerende vannhastighet og vannoverflatens ruhet (som igjen indikerer gradienten). Partier med dominerende vannhastigheter over ca. 0,3 m/s og ru vannoverflate kategoriseres som stryk. Partier med lavere hastighet og glatt vannoverflate blir kategorisert som renne. Det skilles ikke mellom kulp og renne. Kulvert (lukket bekk/rør) vurderes som en egen kategori der habitategenskapene blir vurdert på samme måte som stryk eller renner, avhengig av kulvertens gradient.

Mesohabitatets kvalitet vurderes etter de tre morfologiske habitategenskaper som er mest vesentlig for gyting og ungfisktetthet av sjørret (Barlaup, Gabrielsen et al. 2008, Pulg, Barlaup et al. 2011): morfologi, substrat og kantvegetasjon. Kvaliteten til disse egenskapene blir kategorisert i fire trinn og tildelt verdier mellom 1-4 (Tabell 2). Deretter blir verdier summert og delt inn i fem vurderingskategorier: 12-11 svært gode habitatforhold for sjørret, 10-9 gode habitatforhold, 8-7 moderate habitatforhold, 6-5 dårlige habitatforhold og 4-3 svært dårlige habitatforhold. Kriterier for vurderingene er presentert i Tabell 2, og med eksempler i Figur 3 til 8

Tabell 2. Vurderingsskjema for habitatkartlegging og –vurdering. F = andel fine sedimenter [korndiameter < 1 mm], v = strømhastighet ved medianvannføring og i 40 % av vandndyp sett fra overflaten, d = vandndyp.

| Mesohabitattype | Habitategenskap | Vurdering av habitatkvalitet |
|--|---|---|
| Gyteareal • Typisk gytegrus dominerer substratet (middels korndiameter 10 -50 mm > 50% dekning) | Morfologi | 1 dårlig egnet: $v < 0,1$ m/s eller $v > 1$ m/s eller $d < 5$ cm |
| | | 2 mindre egnet: $v \approx 0,1-0,2$ m/s eller $v \approx 0,8-1$ m/s eller $d < 10$ cm |
| | | 3 egnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d < 20$ cm |
| | | 4 velegnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d > 20$ cm |
| | Substrat | 1 dårlig egnet: F > 20 % eller pakket/dekket med vegetasjon (100-75 % dekning) |
| | | 2 mindre egnet: F > 10 % eller delvis pakket/ dekket med vegetasjon (75-50% dekning) |
| | | 3 egnet: F < 10 % og lite pakket/dekket med vegetasjon (50-25 %) |
| | | 4 velegnet: F < 10 % og knapt pakket/dekket med vegetasjon (25-0%) |
| | Kantvegetasjon eller døde trær | 1 lite: dekning 0-25 % |
| | | 2 middels: dekning 25-50 % |
| | | 3 mye: dekning 50-75 % |
| | | 4 tett: dekning 75 – 100 % |
| Stryk • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter > 0,3 m/s | Morfologi | 1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom |
| | | 2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging |
| | | 3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygninger |
| | | 4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon. |
| | Substrat | 1 dårlig : Bare en homogen substrattyp, fjell, sand eller betong |
| | | 2 middels: To substrattyper, fjell/steinblokker/sand og rullestein/døde trær |
| | | 3 god: tre typer, fjell/steinblokker/sand, grus og rullestein/døde trær |
| | | 4 svært god: flekkvis grus til stede og dessuten mer enn to typer substrat, fjell, steinblokker, rullestein, døde trær eller sand. |
| | Kantvegetasjon | 1 lite: dekning 0-25 % |
| | | 2 middels: dekning 25-50 % |
| | | 3 mye: dekning 50-75 % |
| | | 4 tett: dekning 75 – 100 % |
| Renne • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter < 0,3 m/s | Morfologi | 1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom |
| | | 2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging |
| | | 3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygninger |
| | | 4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon. |
| | Substrat | 1 dårlig : en substrattyp, bare finsediment eller bare fjell/betong |
| | | 2 middels: to substrattyper, finsediment og rullestein/blokker/fjell/grus/trær |
| | | 3 god: tre typer, finsediment og rullestein og blokker/grus/trær |
| | | 4 svært god: mer enn tre typer, finsediment og rullestein og grus og blokker/trær |
| | Kantvegetasjon og døde trær | 1 lite: dekning 0-25 % |
| | | 2 middels: dekning 25-50 % |
| | | 3 mye: dekning 50-75 % |
| | | 4 tett: dekning 75 – 100 % |
| Kulvert • Vassdrag lukket | Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient | |



Figur 3. Strykparti i Apeltunvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 3 (se Tabell 2 for kategorier).



Figur 4. Kanalisert stryk i Sælvassdraget: Morfologi – 1, substrat – 1, vegetasjon – 1 (se Tabell 2 for kategorier).



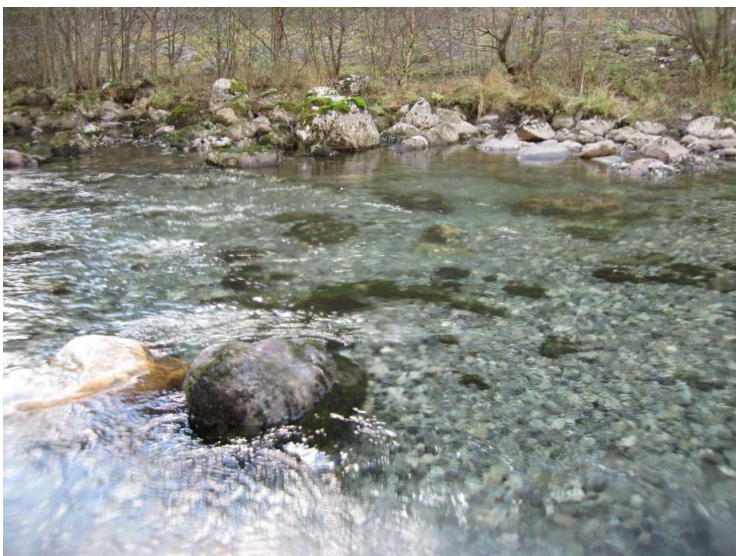
Figur 5. Kanalisert stryk i nedre del av Fleslandselven; Morfologi – 2, substrat – 2, vegetasjon – 1 (se Tabell 2 for kategorier).



Figur 6. Renne i Vikja; Morfologi – 3, substrat – 3, vegetasjon – 4 (se Tabell 2 for kategorier).



Figur 7. Renne i Tungelandselva; Morfologi – 2, substrat – 2, vegetasjon – 1 (se Tabell 2 for kategorier).



Figur 8. Gyteareal i Aurlandselvi; Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4 (se Tabell 2 for kategorier).

Elveareal før og etter inngrep

Elveareal defineres med grunnlag i N5 kartdata fra felles Kart DataBase (FKB), ortofoto og oppmålinger i felt (lasermåler og GPS ved medianvannføring). For å estimere det opprinnelige elvearealet før inngrep kan historiske kart og flyfoto tas i bruk. I denne undersøkelsen ble det brukt en flyfotoserie fra 1951 som ga tilstrekkelig informasjon for å vurdere det opprinnelige bekkarealet (før bekkelukking og kanalisering, se www.bergenskart.no).

Lokalisering av kunstige vandringsbarrierer kan gi informasjon om elvearealet som ikke lengre er tilgjengelig for fisk, men som bidro til produksjon før barrieren ble satt opp. Effekter av arealreduksjon på grunn av reguleringer (som for eksempel fraføring av vann, kanalisering og utretting) kan estimeres gjennom sammenligning med upåvirkete strekninger ovenfor/nedenfor, ved hjelp av historiske data eller ved hydrauliske modelleringer. Informasjon om nedbørsfeltenes areal disponeres av NVE og kommuner, og er delvis gitt i NVE sin nett-atlas (www.nve.no). Med dette og middels årsavrenning fra samme kilde kan middel vannføring estimeres dersom det ikke finnes bedre målinger.

Estimering av ungfiskproduksjon

Antall fisk som kan produseres i et vassdrag er ved siden av vannkvalitet, antall gytefisk og ungfisktetthet avhengig av habitatbetingelser, og er godt egnet for å vurdere eventuelle endringer i vassdragsmiljøet (Elliott 1994, Jungwirth, Haidvogel et al. 2003). Nøyaktig måling av fiskeproduksjonen i et vassdrag krever omfattende undersøkelser og kostbare redskap, slik som smoltfeller. Det er derfor vanlig å modellere ungfiskproduksjonen ved hjelp av stikkprøver fra el-fiske i et bestemt areal og oppskalering til hele vassdragsareal. Ved slik oppskalering bør det tas hensyn til at ungfisktettheter ofte varierer svært mye mellom forskjellige mesohabitatyper og habitatkvaliteter (Einum and Nislow 2005, Forseth and Forsgren 2008).

I de anadrome vassdragene på Flesland er det først og fremst produksjon av Sjørret (*Salmo trutta*). Det er fristende å modellere smoltproduksjon siden dette gir årlig estimat av et viktig livsstadium, men i motsetning til laks har sjørret en varierende livshistorie der det er vanskelig å generalisere utvandringsmønstre. Dette gjør at smoltestimater for sjørret basert på el-fiske eller fangst-gjenfangst metodikk innebærer en stor grad av usikkerhet. For å omgå disse problemene ble det valgt et alternativ for Flesland som baserer seg på resultatene til Forseth of Forsgren (2008). Målet var å etablere en modell som gir et lettfattelig tall, og som representerer habitatbetingelsene i et vassdrag. Modellen beregner antall ungfisk som forventes å finnes i vassdraget ved el-fisketidspunkt (flere årsklasser). Ungfisktetthet blir oppskalert avhengig av tilhørende mesohabitat og dets arealandel i vassdraget (Tabell 3). Beregnet ungfiskstall for hver mesohabitattype og kvalitet blir til slutt summert til ungfiskestimatet i vassdraget. Grunnlaget for ungfiskestimat er kvantitet av de forskjellige typene habitater og ungfisktetthet. Det forutsettes at målt ungfisktetthet i en type habitat er representativ for denne habitattypen- og kvaliteten i hele vassdraget. I de undersøkte bekkene ble all fisk med lengde under 19 cm kategorisert som ungfisk.

Tabell 3. Beregning av antall ungfisk i et vassdrag.

| | | |
|---|----------------------------|--|
| Grunnlagsdata | | Estimat |
| Ungfisktetthet [ind./100m ²] | Mesohabitatyper [areal] | Antall ungfisk i elvearealet til et tidspunkt |

Fisk som kvalitetselement

For vurdering av fisk som økologisk kvalitetselement for klassifisering av vassdrag ble klassifiseringssystem for fisk benyttet etter Klassifiseringsveilederen (Vanndirektivet 2018) (Tabell 4). I dette systemet blir vassdraget evaluert basert på tilstedeværelse av forventede arter og hvor stor prosentvis endring i bestandsstørrelse i forhold til estimert opprinnelig bestand menneskelig påvirkning har medført.

Tabell 4. Klassifiseringssystem for anadrome ørretbekker og mindre elver, etter Klassifiseringsveilederen (Vanndirektivet 2018).

| Tabell 7.2 Klassifisering av anadrome ørretbekker og mindre elver (dvs. dominerende art er sjøaure) basert på forekomst av de naturlige forekommende artene og bestandsstørrelse av sjøaure på anadrom strekning (basert på kvantitativt prøvofiske). | | | | | |
|---|-----------|-----------|----------------------|----------------|--------------|
| Klasse | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Alle forventede arter tilstede? | Alle | Alle | Minst en art mangler | >1 art mangler | Ikke fisk |
| Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse | - 10 % | - 10-25 % | - 25-50 % | - 50-90 % | - 90-100 % |

3.3 Bunndyr

Bunndyr (makroinvertebrater) er dyr uten rygghvirvel som finnes i elver og innsjøer. Bunndyrene har enten hele livssyklusen i vann (for eksempel fåbørstemark, igler, de fleste vannmidd, snegler og muslinger) eller de har larvestadiet i vann og det voksne stadiet på land (for eksempel insekter som steinfluer, døgnfluer, vårfluer og tovinger). Mange bunndyr har svært ulike krav til miljøet. Noen er følsomme og trenger rent vann, mens andre er tolerante overfor forskjellige typer forurensninger og organisk belastning. Dette brukes for å klassifisere økologisk tilstand. Både ved ulike grader av forsurening og organisk belastning ser man en tydelig effekt på bunndyrsamfunnet der sensitive arter forsvinner til fordel for mer tolerante. Vannkvalitet kan også måles kjemisk-fysisk (se kapittel om vannkjemi), men der vannkjemi gir et øyeblikksbilde, gir bunndyrene en helhetlig økologisk status over hele sesongen eller hele året.

Innsamling

Seks lokaliteter på Flesland ble undersøkt for bunndyr: Lønningsbekken øvre, Lønningsbekken midtre, Fleslandselven, Langavatn og Store Veitabekken (Tabell 1, Figur 9). Tre prøver ble tatt i Fleslandselven, tre i Langavatn, to i midtre Lønningsbekken, en i øvre Lønningsbekken og en i Store Veitabekken. Hver bunndyrprøve ble tatt ved å rote i substratet i en lengde på ca. 9 m (sparketid 3 min) og vi påså at alle typer habitat ble dekket (Frost, Huni et al. 1971). Prøvene ble tatt med rotehåv med 250 µm maskevidde (Figur 10), konservert på 96% alkohol og sortert under lupe i en time før de ble artsbestemt. Metodikken følger NS-ISO 7828 og veilederen for Vanndirektivet (Vanndirektivet 2018).

Indekser for organisk belastning og forsurening

Den totale prøven for hver lokalitet i rennende vann ble brukt i utregningen av økologisk tilstand beregnet etter ASPT-indeksen (Average Score Per Taxon) (Armitage, Moss et al. 1983). Dette er en indeks som angir graden av eutrofiering. Ved tilførsel av organisk- og gjødselende stoff vil oksygenforholdene i elvebunnen reduseres, og dette påvirker bunnfaunaen (Vanndirektivet 2018) (Tabell 5).

Forsuring har tidligere ikke vært et problem ved Flesland. Vi har likevel undersøkt om faunaen er skadet av forsurening siden dette er en del av standard arbeid med Vannforskriften. Dette er gjort ved å regne ut Raddum indeks 1 og Raddum indeks 2, basert på indikatorarter i bunndyrfaunaen (Raddum, Fjellheim et al. 1988, Raddum 1999). Forsuringsindeksene går i en skala fra 0 til 1 med økende verdi for avtagende forsurening.



Figur 9. Lokalteter for bunndyrundersøkelser. Fleslandselven sett fra Fleslandsveien



Fleslandselven mot rullebanen



Øvre del av Lønningsbekken. Merk stasjon for automatisk logging av oksygenverdier midt i bildet, markert ved en jernstang.



Midtre del av Lønningsbekken ved gamle Lønningen gård.



Nordvestre del av Langavatn



Store Veitabekken rett før kulvert inn mot flyplassområdet.



Figur 10. Prøvetaking med sparkehåv i Fleslandselven.

| Økologisk status | ASPT – verdi |
|------------------|--------------------|
| Svært god | $x \geq 6,8$ |
| God | $6,8 > x \geq 6,0$ |
| Moderat | $6,0 > x \geq 5,2$ |
| Dårlig | $5,2 > x \geq 4,4$ |
| Svært dårlig | $x < 4,4$ |

Tabell 5. Grenseverdier for organisk påvirkning basert på ASPT- (Average Score per Taxon) indeksen for bunndyr.

Biologisk mangfold og sjeldne arter

Vannforskriften krever at det brukes parametere for biologisk mangfold (for eksempel antall arter, eller artsrikdom). Biologisk mangfold er en viktig komponent i et økosystem der man blant annet regner med at stabiliteten mot ytre påvirkninger øker med økt mangfold. Det er for tiden et betydelig fokus på å bevare naturlig mangfold siden menneskelig påvirkning de siste tiårene har ført til et betydelig tap av mangfold. Denne trusselen er spesielt stor for ferskvann (EEA 2015). Sjeldenheten til artene er vurdert mot den Norske rødlisten for arter fra 2015 (Henriksen and Hilmo 2015) og mot NORCE Miljø sin database over bunndyr på Vestlandet samlet de siste 50 årene.

Vi har tilgang på bunndyrdata fra Flesland fra 2002 og frem til i dag. Dyrene er artsbestemt av LFI Oslo i 2006 og 2009, Uni Research Miljø i 2002, 2004, 2012 og 2015. Disse dataene er direkte sammenliknbare over tid for Fleslandselven og Lønningsbekken, og gjør det mulig å finne trender i økologisk status (ASPT) og biologisk mangfold. Vi har valgt å måle biodiversitet ved hjelp av eksponenten av Shannon. Indeksen viser det reelle antallet arter ved en lokalitet når man tar høyde for det totale antallet arter og den prosentvise fordelingen mellom artene (Velle, Telford et al. 2013).

3.4 Vannplanter

Vannplanter kan deles inn i sivvegetasjon (helofytter) og «ekte» vannplanter som både har sitt normale habitat i vannet. I klassifisering av økologisk tilstand i Norge brukes bare de «ekte» vannplantene. Det finnes fire livsformgrupper: kortskuddsplanter (isoetider), langskuddsplanter (elodeider), flytebladsplanter (nymphaeider) og frittflytende planter (lemnider), samt kransalgene. Ulike vannplanter har forskjellige krav til lys og næringsinnhold. Eutrofiering, som skyldes høy primærproduktivitet på grunn av høyt næringsinnhold i vannet, fører til redusert lysforhold. Et slik tilstand vil derfor påvirke mengde planter, artssammensetning og hvor dypt plantene kan vokse.

Innsamling av vannplanter ble gjort etter metode som beskrevet i Veilederen for Klassifisering av miljøtilstand i vann (Vanndirektivet 2018). De samme transektene fra Langavatn som ble undersøkt i 2012 og 2015, ble undersøkt i 2018 for både sammenlikning og representasjon av de ulike habitater (Figur 11). For hvert transekt samlet vi vannplanter fra fire forskjellige punkter jevnt fordelt langs transektet. Synlige vannplanter på overflaten ble artsbestemt og kvantifisert etter en semikvantitativ skala fra 1 (sjelden) til 5 (dominerer). Arter under vannoverflaten ble tatt med kasterive og kvantifisert etter samme skala relativt til mengden som ble tatt opp. Det ble ikke gjort en systematisk undersøkelse av vannkantvegetasjon, men dominerende arter ble registrert. For å måle tilstanden til innsjøen brukes trofi-indeksen (TI_c) og økologisk kvalitetskvotienten (ecological quality ration, EQR). Trofi-indeksen er et mål på graden av eutrofiering av innsjøen og er basert på forholdet mellom sensitive og tolerante vannplanter. Også arter med vide preferanser (indifferente arter) inkluderes. TI_c -verdien kan variere fra 100 (kun sensitive arter er tilstede) og -100 (alle arter er tolerante). EQR-verdien angir avviket fra referansetilstanden og er basert på forholdet mellom observert TI_c -verdien og vanntypespesifikke referanseverdien (Vanndirektivet 2018). Den varierer fra 0 til 1, der 1 tilsvarer referansetilstanden, altså vannforekomster i naturtilstand, og klassegrensene svært god/god og god/moderat er interkalibrert og sammenlignbare mellom land som har like vanntyper.



Figur 11. Langavatn. Røde streker indikerer lokaliteter for transekter for innsamling av vannplanter i Langavatn: 3 = Langavatn nord, 2 = Langavatn syd og 1 = Langavatn øst.

Tiltaksgrensen god/moderat for moderat kalkrike, humøse innsjøer, innsjøtypen som Langavatn svarer til, har en TI_c -verdi på 30 og EQR-verdi på 0,77 (Tabell 6). Merk at klassegrensene er under utvikling og TI_c -grenseverdien mellom «svært god» og «god» er satt til 67 istedenfor 52.

Trofi-indeksen omfatter alle livsformer av vannplanter. Helofytter inkluderes ikke, heller ikke vannmoser eller begroingsalger. Bare arter nevnt i vedlegg til klassifiseringsveilederen (Vanndirektivet 2018) skal inkluderes i utregningen av trofi-indeksen. Den kan beregnes separat for flere deler av en innsjø, men økologisk klassifisering skal baseres på samfunnet samlet for hele innsjøen.

| Økologisk status | TI_c | EQR |
|------------------|----------|-----------|
| Svært god | 69-67 | >0,99 |
| God | 67-30 | 0,77-0,99 |
| Moderat | 30-5 | 0,62-0,77 |
| Dårlig | 5- (-35) | 0,38-0,62 |
| Svært dårlig | <(-35) | <0,38 |

Tabell 6. Klassegrenser for trofi-indeksen (TI_c) og økologisk kvalitetskvotienten (EQR) basert på vannplanter i moderat kalkrike, humøse lavlandsinnsjøer.

3.5 Kjemiske målinger

Datagrunnlag

Mesteparten av som omtales i denne rapporten stammer fra prøver fra faste prøvestasjoner i bekker, elver, tjern og sigevann, innsamlet av Avinor ved området rundt Bergen Lufthavn Flesland i 2017 og 2018. Det utføres automatisk og kontinuerlig logging av konduktivitet, oksygen og temperatur i GA-Kanal, Gåstjørnsbekken, Fleslandselven øvre og Lønningsbekken øvre, som mottar avrenning fra flyplassen. Dataseriene fra autologgeren er lastet ned fra <http://www.timeview2.net/> som Excel-fil og behandlet i statistikkprogram. Kart over stasjonsnettet for de kjemiske målingene ved Bergen Lufthavn Flesland er vist i Figur 12.

Prøver til vannkjemi er tatt av Avinors personell og analyser er utført av Eurofins Environment Testing Norway i Moss (Akkrediteringsnummer Test 003), og Eurofins' akkrediterte laboratorier i Sverige. Rådata og akkrediterte analysebevis er levert som elektroniske originalfiler fra Eurofins Environment Testing Norway til NORCE Miljø. Data er samlet i en database med resultater fra 2010 til 2018 og kontrollert av NORCE Miljø. Rapporten omhandler kun analyser av vann. Vannprøver som er benyttet i sammenstillingen er tatt fra overflaten (1-1,5 m) som tilsvarer prøvetakning benyttet i SAM e-rapport 6-2016.



Figur 12. Område for vannprøvetaking ved Bergen Lufthavn Flesland. Plassering av stasjoner for vannprøvetaking i tjern og elver er vist med røde punkter. Plassering av utfaset brannøvningsfelt er vist med blå stiplede linje. Omtrentlig plassering av filter for perfluorerte forbindelser som er plassert oppstrøms Steinfjelltjern er vist med blå sirkel. Kart: fra 2015, modifisert etter Avinor. Stasjonsnavn: DN = Deponi nord, STF = Steinfjelltjern, BØF = Brannøvningsfelt (1 & 2), LVB = Lindevikabekken, LVN = Langavatn nord, LVØ = Langavatn øst, LVS = Langavatn sør, FEO = Fleslandselven øvre, SB = SVB = Store veitavekken, GB = Gästjörnsbekken, LB1 = Lønningsbekken. GA = GA-kanal, kun målepunkt for konduktivitet.

Analysemetoder

Metallanalyser ble utført ved Eurofins Environment Sweden i Lidköping. I 2017 og 2018 ble metaller analysert ved oppslutning, som er den mest vanlige analysemetoden for miljøprøver. Dette diskuteres i rapport 6-2016, da analysemetoden vil påvirke resultatet. Veilederen spesifiserer ikke metodebruk. Metallene arsen (As), Bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), nikkel (Ni), sink (Zn) aluminium (Al) og jern (Fe) ble analysert etter standard NS EN ISO 17294-2 og metallene kalium (K), kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) og silisium (Si) ble analysert etter NS EN ISO 11885. Kvikksølv (Hg) ble analysert etter NS EN ISO 17852. På grunn av metode-endring i 2014-2015 er kun resultater fra oppsluttet metode sammenliknet i denne rapporten. For sammenlikning med filtrert metode, se Haave og velle 2016. I april 2017 ble en serie vannprøver analysert ved filtreringsmetode. Disse resultatene er ikke sammenliknbare med resten av vannprøvene, og er utelatt i denne rapporten.

Fra 2012 ble 12 forbindelser PFAS analysert, mens kun PFOS analysert tidligere. I 2017 og 2018 er 23 PFAS forbindelser analysert (Tabell 7), men resultater fra 12 av forbindelsene vektlegges gjennom rapporten for sammenlikning med tidligere år. Formiat og propylenglykol ble analysert ved interne metoder. Analysebevis er tilgjengelig i elektronisk format på forespørsel, men legges ikke ved rapporten på grunn av omfanget.

Databehandling

Rådata ble samlet i Excel og overført til Statistikkprogrammet SPSS for Windows (IBM SPSS v. 25). Grafer og tabeller ble laget i SPSS.

Tabell 7. Analyserte perfluoreerte forbindelser ved Bergen lufthavn Flesland. Tabellen viser kjemisk navn, forkortelse og kjedelengde. Uthevete forbindelser er vektlagt i rapporten (12 stk.).

| Kjemisk navn | Forkortelse | Kjedelengde C-F |
|---------------------------------|----------------|-----------------|
| Perfluorbutansulfonat | PFBS | C4 |
| Perfluorbutansyre | PFBA | C4 |
| Perfluorpentansyre | PFPeA | C5 |
| 4:2 Fluortelomersulfonat | 4:2 FTS | C4 |
| 6:2 Fluortelomersulfonat | 6:2 FTS | C6 |
| 8:2 Fluortelomersulfonat | 8:2 FTS | C8 |
| Perfluorhaksansulfonat | PFHxS | C6 |
| Perfluorheksansyre | PFHxA | C6 |
| Perfluorheptansyre | PFHpA | C7 |
| Perfluorheptansulfonat | PFHpS | C7 |
| 7H-Dodekafluorheptansyre | HPFHpA | C7 |
| Perfluor-3,7-dimetyloktansyre | PF-3,7-DMOA | C8 |
| Perfluoroktylsulfonat | PFOS | C8 |
| Perfluoroktansulfonamid | PFOSA | C8 |
| Perfluoroktansyre | PFOA | C8 |
| Perfluoronansyre | PFNA | C9 |
| Perfluordekansyre | PFDeA | C10 |
| Perfluordekansulfonsyre | PFDS | C10 |
| Perfluorundekansyre | PFUnA | C11 |
| Perfluordodekansyre | PFDoA | C12 |
| Perfluortridekansyre | PFTrA | C13 |
| Perfluortetradekansyre | PFTA | C14 |
| Perfluorheksadekansyre | PFHxDA | C16 |

Kvantifiseringsgrense (LOQ)

Kvantifiseringsgrensen (Limit of Quantification: LOQ) er grensen for å angi konsentrasjonen av en forbindelse ved analyse. LOQ er høyere enn deteksjonsgrensen (LOD), som er grensen for å detektere tilstedeværelsen av en forbindelse i prøven, men da i så små mengder at konsentrasjonen er svært usikker. LOQ kan variere med stoff, prøvetype og konsentrasjon i prøven. En forbindelse som ikke finnes i mengder over LOQ kan likevel være tilstede i prøven i mengder like under LOQ, og dermed bidra til summen av forbindelsene. Ta som eksempel perfluorerte forbindelser (PFC). For å kunne estimere et verste-fall scenario dersom alle forbindelsene finnes i små mengder like under kvantifiseringsgrensen, oppgis sum PFC som inklusiv LOQ. Man viser også sum PFC eksklusiv LOQ, for å si hva som faktisk er kvantifisert. For å si noe om nivåene i miljøet blir målbart høyere vil derfor sum PFC eks LOQ være et godt hjelpemiddel. Det ene er ikke mer korrekt enn det andre, men er ulike måter å vurdere konsentrasjonene på.

Rapportering

Resultatene presenteres inndelt etter forurensingstype. For metaller vises enkeltobservasjoner som datapunkt, ettersom det er ulikt antall analyserte prøver per år og stasjon. Resultatene viser dermed både spredning og maksimale verdier i forhold til grenseverdier for årlig gjennomsnitt og enkeltmålinger. For konduktivitet, som logges hver time, benyttes snittverdien per dag. For perfluorerte benyttes snittverdier av tilgjengelige målinger, og grafiske fremstillinger viser relative bidrag fra ulike forbindelser uten standardavvik. Gjennomsnittsverdier med standardavvik er vist i tabell for sammenlikning med tidligere år.

Vannkonsentrasjoner for metaller sammenliknes med etablerte grenseverdier der disse finnes, i henhold til Miljødirektoratets rapport M-608/2016 «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Gjennomsnittskonsentrasjonene sammenliknes med grenseverdier for årgjennomsnitt, Annual Average Environmental Quality Standard (AA-EQS), som er en grenseverdi satt for å beskytte mot negative effekter etter lang tids (kronisk) eksponering. Verdien er utledet med tilgjengelig kronisk- eller akutt- toksisitetsdata, med bruk av laveste NOEC (No Observable Effect Concentration) eller EC10 (effekt observert i 10 % av populasjonen), dividert med en sikkerhetsfaktor (assessment factor- AF) som avhenger av kvaliteten og mengden på tilgjengelige toksisitetsdata, og tilsvarer øvre grense for tilstandsklasse II (god).

Datapunktene for metallkonsentrasjoner representerer punktmålinger og ikke gjennomsnittsverdier. På grunn av variasjoner i temperatur og avrenning kan punktmålinger variere sterkt over korte tidsrom, og kan representere sporadiske konsentrasjonstopper som ikke er representative for et gjennomsnitt over perioden. Enkeltverdier blir derfor også sammenliknet med grenseverdier for maksimal tillatt konsentrasjon: Maximum Admissible Concentration EQS (MAC-EQS), som er en grenseverdi satt for å beskytte mot negative effekter etter kort tids (akutt) periodevis eksponering i vannlevende organismer. Denne grenseverdien er sammenliknbar med tidligere tilstandsklasse III (moderat). MAC-EQS er basert på akutt toksisitetsverdier (LC50), altså konsentrasjon hvor 50 % av testorganismene er døde eller viser en effekt av akutt eksponering etter (vanligvis) 48 timer. En sikkerhetsfaktor (AF) benyttes også for å sette MAC, basert på datamengden og kvaliteten av testene (Arp, Ruus et al. 2014). Grenseverdiene vil heretter omtales som grenseverdier for «kronisk toksisitet» (AA-EQS) og «akutt toksisitet» (MAC-EQS). Se også M-608/2016 om grunnlaget for beregning av grenseverdier.

I tilfeller hvor konsentrasjonene overskrider grenseverdier for både kronisk og akutt toksisitet (LC50), vil det være hensiktsmessig å sammenlikne konsentrasjonen med øvre grenseverdi for tilstandsklasse IV (dårlig), som gir informasjon om fare for omfattende akutt toksisitet for vannlevende organismer. Denne er basert på samme data som MAC-EQS, men en lavere sikkerhetsfaktor er benyttet.

Klassifiseringsgrensene er altså begrenset av mengden og kvaliteten på tilgjengelige toksisitetsdata. Det bemerkes også at forhold som red/oks potensiale, mengde organisk karbon og sulfid vil påvirke toksisiteten av metaller, men at det ikke finnes tilstrekkelig grunnlagsdata for slike presiseringer (TA-2229). For Kadmium er grenseverdiene for tilstandsklassene satt etter vannets hardhet, og i dette området er vannets hardhet i laveste kategori. Grenseverdiene for tilstandsklassene i denne rapporten er hentet fra M-608/2016 «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota».

Resultatene av total fosfor og total nitrogen er oppgitt som gjennomsnittskonsentrasjoner per år (Tabell 8).

Tabell 8. Klassegrenser for total fosfor ($\mu\text{g/L}$) i kalkfattig, klare elver og for total nitrogen ($\mu\text{g/L}$) i kalkfattig, klare innsjøer og elver. Klassegrenser er fra Klassifiseringsveilederen (Vanddirektivet 2018).

| | Ref. verdi | Klasse I Svært god | Klasse II God | Klasse III Moderat | Klasse IV Dårlig | Klasse V Svært dårlig |
|------------------------------------|------------|-----------------------|------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------------|
| Total fosfor ($\mu\text{g/L}$) | 6 | 1-11 | 11-17 | 17-30 | 30-60 | >60 |
| Total nitrogen ($\mu\text{g/L}$) | 200 | 1-325 | 325-475 | 475-775 | 775-1350 | >1350 |

3.6 Kjemiprofil

Vannets konduktivitet (ledningsevne) er et mål på det totale saltinnholdet i vannet. Høye verdier i Norge skyldes som regel tilsig av ioner. Avrenning av avsningsmiddel fra flystripene og av uorganiske næringsstoffer fra sprengmasser kan føre til et vannlag med høy ledningsevne i Langavatn. Slikt vann vil være tungt og legge seg mot bunnen av innsjøen og redusere den naturlige sirkulasjon av vannet i innsjøen (Velle and Pulg 2014). Vannet vil da være oksygenfattig og kan over tid føre til en prosess med indre gjødsling og omfattende luktproblemer i området, slik man for eksempel har periodevis i Sælenvannet i Fyllingsdalen (Johnsen, Daae et al. 2010). For å undersøke om dette er et potensielt problem i Langavatn ble det målt profil av temperatur, oksygen og konduktivitet fra vannoverflaten og ned til 18 meters dyp. Målingen ble utført av Peter Holmkvist ved hjelp av en Aqua TROLL 600 den 28. September 2018.

4 Resultater

4.1 Økologisk tilstand fra fisk og habitatkartlegging

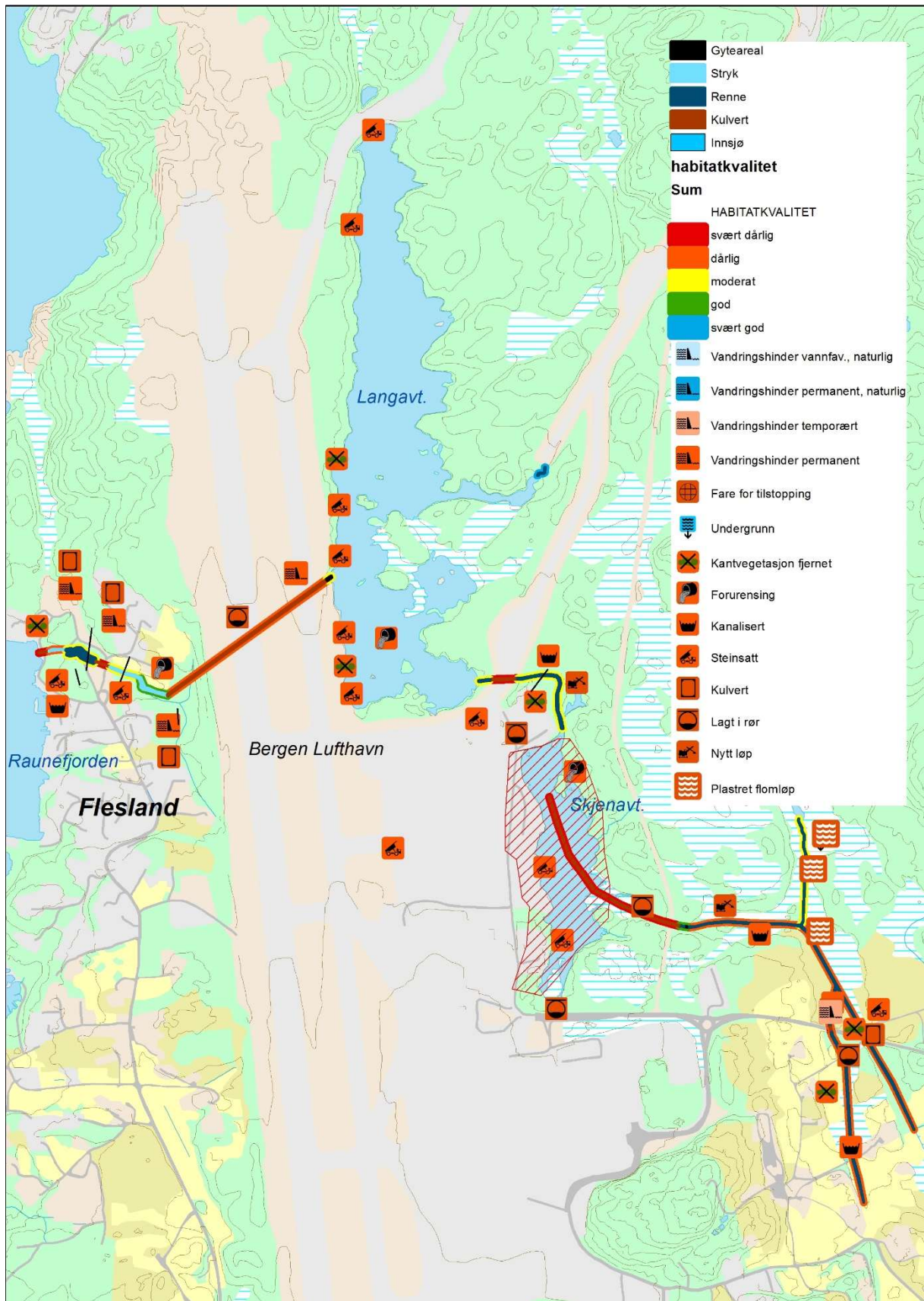
Fleslandsvassdraget

Fysiske inngrep av betydning finnes i hele vassdraget: Ovenfor flyplassen er store deler utfylt, rettet ut og kanalisert. På flyplassområdet er Skjenavatn tilnærmet helt utfylt, elven preget av bekkelukking og i den nederste delen finnes forbygninger og vandringshinder (Figur 13, Tabell 9). Kun strekningen mellom flyplassen og Fleslandsveien og øvre deler mot Træsvatn har få eller ingen inngrep. Et nytt flomløp anlagt i en steinsatt kanal (Figur 14) leder vann drenert fra den nye bybanestallen inn i bekken oppe ved Træsvatn. Det finnes svært lite gyteareal i vassdraget, men det ble i 2017 lagt ut gytegrus ved utløpet av Langavatn og nedover i de første kulpene i fisketrappen. I stryket ovenfor Fleslandveien finnes flekkvis gytegrus, også ovenfor den øverste kulverten. Det finnes også et lite område med gytegrus ved utløpet av Tverråna øst i Langavatn, her ble det funnet en årsyngel av ørret i 2018 under et kvalitativt elfiske for prøvetaking av miljøgifter. Kantvegetasjonen er fjernet langs vestbredden av Langavatn, i deler av tettstedet Flesland, ved kulvert nær bybaneutbyggingen og i landbruksområder øverst i vassdraget.

Fleslandsvassdraget er i dag preget av kulverter og vandringsbarrierer. Vandringsbarrierene er kunstige og man kan derfor forvente at hele vassdraget på ca. 3 km, derav 2 km elv, opprinnelig var anadromt. Sjørret og ål betraktes som opprinnelig dominerende fiskearter. Siden bare sjørret gyter og etablerer en populasjon, mens ålen benytter elva som fakultativt næringsområde, er sjørret hovedindikator for vurderingen av vassdraget. I 2012 var ca. 20 % av innsjøarealet i vassdraget utfylt (Velle m.fl., 2013). I senere tid er innsjøarealet videre redusert. Med tilnærmet totalt tap av Skjenavatnet er omtrent 23 % (6,25 ha) av innsjøarealet i vassdraget nå utfylt eller er ødelagt som fiskehabitat.

Grunnet vandringshinder var kun ca. 40 m² elvestrekning tilgjengelig for anadrom fisk i 2018. Anadromt elveareal er dermed betydelig redusert ned til ca. 1,5 % av det opprinnelige arealet anadrom fisk kunne nå. Dagens totale elveareal består av 54 % renner, 36 % kulvert, 9 % stryk og 1 % gyteareal (Tabell 9).

Alle de tre forventede artene stingsild, ål og ørret ble påvist i Fleslandsvassdraget under el-fiske i 2018. På den nederste stasjonen nær elvemunningen (stasjon 77, Figur 2) ble det ikke funnet ungfisk av ørret og kun en voksen ørret og fem stingsild per 100 m² (Tabell 10). På stasjonen ovenfor Fleslandsveien (stasjon 78) var tettheten av ungfisk fire individer per 100 m². I tillegg ble det fanget to ål på strekningen. På strekningen ovenfor Skjenavatnet utenfor flyplassområdet (stasjon 79) var det fire ungfisk og ti adulte ørret per 100 m². I fiskepassasjen nedenfor Langavatnet og inn mot kulverten under flyplassen (stasjon 84) fant vi en tetthet på 10 individer av ungfisk og 2 adulte ørret per 100 m². Med disse tallene som grunnlag ble antall ungfisk i hele elvearealet beregnet til ca. 270 individer og 12 individer i anadrom del (mot hhv. 700 og 23 i 2015). Dersom ungfisktettheten opprinnelig var som i det sammenlignbare nabovassdraget Grimseidvassdraget, var antall ungfisk i elvearealet opprinnelig ca. 6000 individer (Tabell 9) (Pulg, Barlaup et al. 2011).



Figur 13. Fleslandsvassdraget – habitatkartlegging og påvirkningsfaktorer.



Figur 14. Plastret flomløp/dreneringskanal nedstrøms ny garasje for bybanen. Denne renner ut i Store Veitabekken (øvre del av Fleslandsvassdraget). Nedstrøms kanalen er grusen noe tett med finmasser.

Tabell 9. Sjøørrehabitat og morfologiske kriterier i Fleslandselva.

| Kategori | Uten inngrep [m ²] | 2018 | | | Vurdering |
|--|--------------------------------|----------------------------|-------------|-------------------------------|---------------|
| | | Status 2018 m ² | Reduksjon % | Andel i dagens anadr. areal % | Miljøtilstand |
| Anadrom elveareal | ca. 7000 | 40 | -99,4 | | |
| Elveareal | ca. 7000 | 6707 | | 100 | |
| Gyteareal | | 56 | | 1 | |
| Stryk | | 614 | | 9 | |
| Renne | | 3593 | | 54 | |
| Kulvert | | 2444 | | 36 | |
| Innsjø | | 206500 | -23,3 | faktor 40 | |
| Uten morfologiske inngrep | 7000 | 700 | -90 | | |
| Ungfiskproduksjon anadrom elveareal modellert [ind.] | 6000 | 12 | -99,8 | | Svært dårlig |
| Ungfiskproduksjon hele elvearealet modellert [ind.] | 6000 | 270 | -95,5 | | |

Tabell 10. Resultater av el-fiske i Fleslandsvassdraget oktober og desember 2018 (*engangs-elfiske).

| Stasjon | Dato | Ørret/100 m ² | | | | Ål Ind/100 m ² | Stingsild Ind/100 m ² |
|---------|-------------|--------------------------------|-----|-----|--------|------------------------------|-------------------------------------|
| | | Sum ungfisk/100 m ² | 0+ | >0+ | adulte | | |
| 77 | 12.10.2018 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| 78 | 12.10.2018 | 4 | 1 | 3 | 0 | 2 | 0 |
| 79 | 12.10.2018 | 4 | 4 | 0 | 10 | 0 | 0 |
| 84 | 12.10.2018 | 10 | 5 | 5 | 0 | 0 | 2 |
| 78 | 12.12.2018* | 18* | 10* | 8* | 0* | 4* | 0* |

Lønningsbekken

Lønningsbekken er fortsatt anadrom i sin helhet og sjørørret kan betraktes som naturlig dominerende art. I tillegg til sjørørret forventes også her stingsild og ål. Vassdraget er omtrent 1200 m langt, derav 1030 m med elv. Det opprinnelige anadrome elvearealet ble vurdert til 990 m² (Tabell 11). Vanndekt areal ved redusert middels lavvannføring ble målt til 490 m², altså ca. halvparten av det opprinnelige anadrome areal. 38 % av det totale arealet består av stryk, 48 % av renner, 10 % av kulvert og kun 4 % av gyteareal.

I den øvre delen av nedbørsfeltet fraføres forurenset grunnvann av Avinor og bekken kan da periodevis tørke. Fysiske inngrep ligger særlig ved næringsområdet ved Fleslandsveien med fylling og kulvert (Figur 15-20). Lønningstjern er fylt igjen og den øverste bekkestrekingen er rettet ut. I strekingen like nedenfor Fleslandsveien ble det i 2017 lagt ut gytegrus i tre gytebrekk som ble stabilisert med rullestein og storstein, samtidig som det ble fjernet finsedimenter. Tidligere fantes det en liten andel gytegrus, men den var uegnet gytesubstrat (tettpakket og mye finsedimenter forurenset med betongslam). Bekken er renset for sement og delvis restaurert. Sementrester og pH (målt til 6,9 ovenfor betongfabrikken og 8.1 nedenfor betongfabrikken mai 2018) viser at det fremdeles pågår utslipp fra betongfabrikken (Figur 17). Dette kan føre til dårlige gyteforhold og høy pH og akutt dødelighet i elven. pH rundt 8 er neppe skadelige for fisk, men representerer en øyeblikkstilstand som kan forverres under utslipp, spesielt ved omfattende utslipp og lav vannføring.

I strykene og rennene finnes gode morfologiske forutsetninger for et godt oppveksthabitat gitt at der er vann (Figur 19). Redusert vannføring med delvis tørlegging av strekninger reduserer habitatforholdene betydelig.

Det ble ikke funnet ørret, ål eller stingsild på de tre faste elfiskestasjonene i Lønningsvassdraget i 2018 (Tabell 11). Fisketettheten på samtlige stasjoner var dermed 0 fisk/100 m² i 2018. Derimot ble det funnet to voksne ørret helt nede ved sjøen og 1 voksen ørret på en 200 m² strekning ved betongfabrikken under elfiske den 12.12.2018, men fortsatt ingen ungfisk. I 2015 ble ikke funnet noen fisk i Lønningsvassdraget (Velle, Haave et al. 2016). Tidligere undersøkelser i vassdraget, f.eks fra 2010 og 2012, har vist ungfisktettheter mellom 4 og 6 ungfisk per 100 m² (Velle, Pulg et al. 2013). Estimert av det opprinnelige potensialet til vassdraget er basert på fisketettheter fra den morfologiske lignende nabobekken Bønnesbekken. Dette ga et produksjonsestimat på 1500 ungfisk (Tabell 12).



Figur 15. Vannkilden oppstrøms Lønningsbekken renner ut av grove fyllmasser. Dammen fungerer som sedimentasjonsbasseng og naturlig filter for vannet.



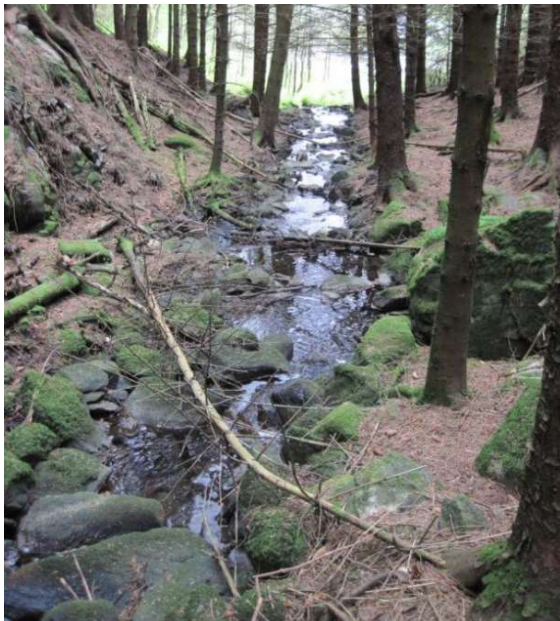
Figur 16. Øvre del av Lønningsbekken. Lønningtjernet er fylt igjen med masser



Figur 17. Lønningsbekken rett nedstrøms Fleslandsveien. Vannet er fremdeles grumsete og bunnen er forurenset med betongrester, på tross av opprensning. Bildet er tatt 25. oktober 2018.



Figur 18.
Lønningsbekken Like ovenfor Fleslandsveien oktober 2018. Det er ikke like mye betongrester som i 2015 og vannet er klarere på denne siden av veien enn på nedsiden av veien (Figur 17).



Figur 19.
Lønningsbekken mellom munning og Fleslandveien er det et stryk med høy morfologisk mangfold, men lite gytegrus.

Tabell 11. Resultater fra el-fiske i Lønningsvassdraget 12.10.2018.

| Stasjon | Dato | Ørret/100 m ² | | | | Ål Ind/100 m ² | Stingsild Ind/100 m ² |
|---------|------------|--------------------------------|----|-----|--------|------------------------------|-------------------------------------|
| | | Sum ungfisk/100 m ² | 0+ | >0+ | adulte | | |
| 7 | 12.10.2018 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 | 12.10.2018 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 9 | 12.10.2018 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tabell 12. Sjøorrethabitat og morfologiske kriterier i Lønningsvassdraget.

| Kategori | Uten inngrep | 2018 | | | Vurdering |
|---|--------------|-------------|---------------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| | | Status 2018 | Reduksjon [%] | Andel i dagens anadr. elveareal [%] | Miljøtilstand opprinnelig anadrom del |
| Samlet produksjonsareal [m ²] | 990 | 490 | 51 | | |
| Gyteareal [m ²] | | 19 | | 4 | |
| Stryk [m ²] | | 188 | | 38 | |
| Renne [m ²] | | 235 | | 48 | |
| Kulvert [m ²] | | 48 | | 10 | |
| Innsjø [m ²] | | 0 | | | |
| Uten morfologiske inngrep [m ²] | 990 | 222 | -78 | | |
| Ungfiskproduksjon modellert [ind.] | 1500 | 0 | -100 | | Svært dårlig |

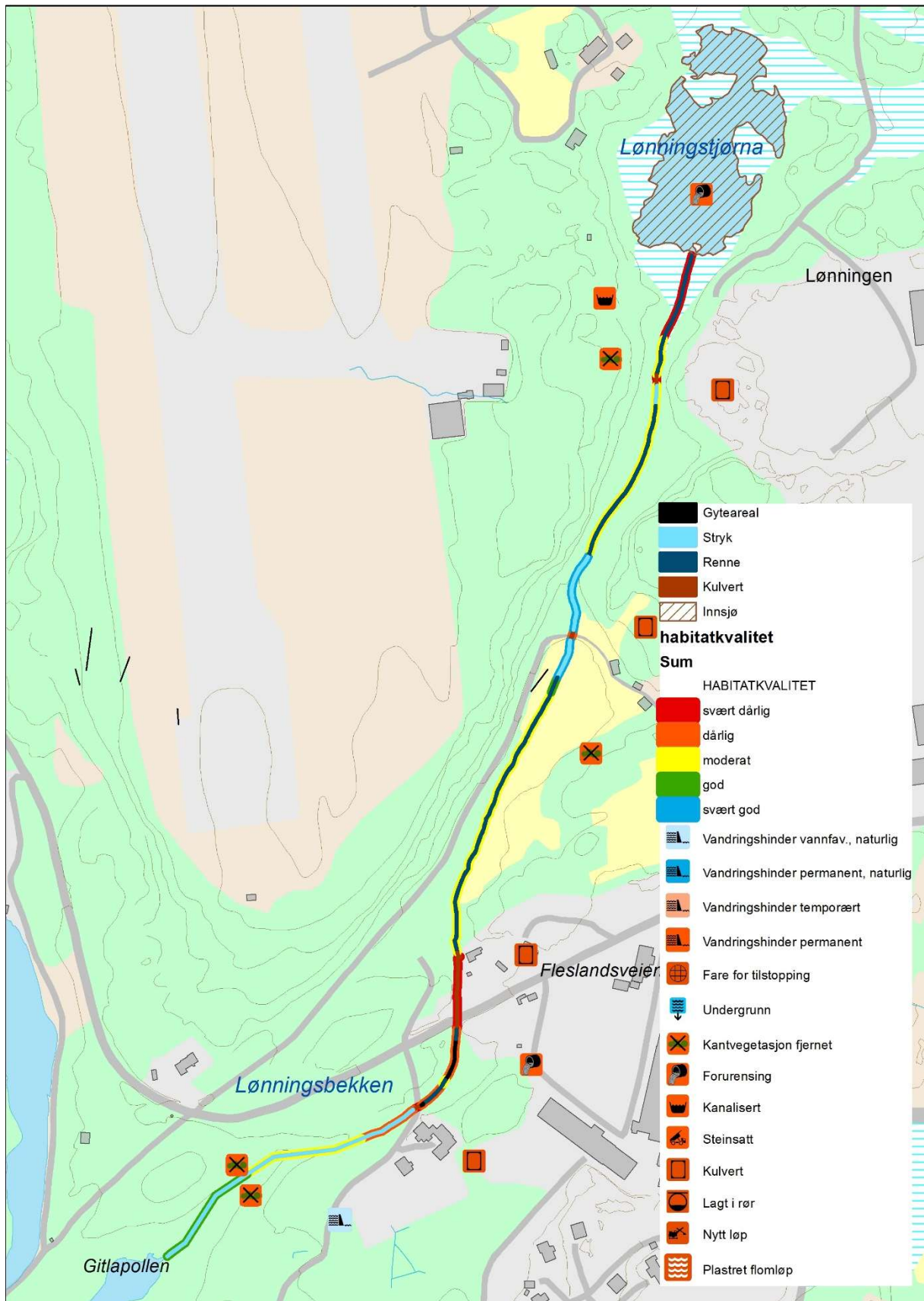
4.2 Økologisk tilstand fra bunndyr

Artssamfunnet

Det ble bestemt 2773 individer av bunndyr i fra Lønningsbekken, Flelandselven, Langavatn og Store Veitabekken. Det er ikke indikasjon på at noen av artene er sjeldne eller rødlistet (Tabell 13). Bunndyrsamfunnet var relativt rikt for alle stasjoner, med unntak av Øvre Lønningsbekken. Bunndyrsamfunnet for alle stasjoner besto både av insektfamilier som vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera), biller (for eksempel elvebille *Elmis aenea*), snegl (Gastropoda), muslinger (Bivalvia) og ulike krepsdyr (Crustacea) (Tabell 13). Regner man antall individer så domineres bunndyrsamfunnet av fjærmygg (Chironomidae). Fjærmygg er en insektgruppe ikke-bitende mygg der larvestadiet er vanlig i ferskvann.

Biologisk diversitet

Den biologiske diversiteten for Lønningsbekken (midtre del), Flelandselven, Langavatn og Store veitabekken er vist i Figur 21, (se også Tabell 13). For Lønningsbekken, hvor diversiteten har variert mye siden 2002, er diversiteten stabil siden forrige måling i 2015. For Flelandselven er det heller ikke store endringen i diversitet siden forrige måling i 2015, men en liten nedgang tilbake til tilsvarende nivå som i 2012. Dette betyr at Flelandselven opprettholder de mer stabile forholdene som observert tidligere. Diversiteten i Store veitabekken har økt siden sist måling i 2015, noe også diversiteten i Langavatn har gjort. I Langavatn har diversiteten økt betydelig siden 2012.



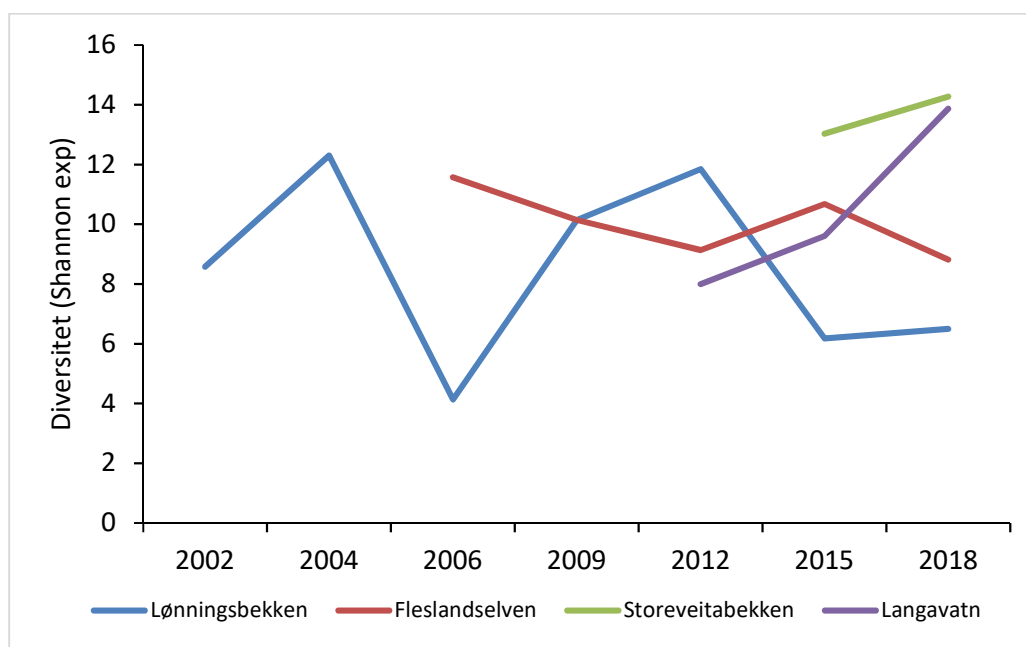
Figur 20. Lønningsbekken – habitatkartlegging og påvirkningsfaktorer

Tabell 13. Registrerte dyr samlet med h v i sparkeprøver fra Fleslandselven, Lønningsbekken, Langavatn og Store Veitabekken. Merk at en prøve fra Lønningsbekken ble tatt om våren. Tallene i parentes bak lokalitetsnavnet indikerer antall prøver. VU sårbar, NT nær truet, LC Livskraftig.

| Takson | Fleslandselven (3) | Lønningsbekken  vre (1) | Lønningsbekken midtre (2) | Lønningsbekken, v r 2018 (1) | Langavatn (3) | Store Veitabekken (1) | Status for rødliste i Norge |
|-------------------------------------|--------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------|-----------------------------|
| Ephemeroptera (d gnfluer) | | | | | | | |
| <i>Centroptilum luteolum</i> | | | | | 4 | 6 | LC - Livskraftig |
| <i>Baetis rhodani</i> | 114 | 4 | 104 | 8 | | 26 | LC - Livskraftig |
| <i>Caenis horaria</i> | 1 | | | | 20 | | LC - Livskraftig |
| Plecoptera (steinfluer) | | | | | | | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | | | | | | 28 | LC - Livskraftig |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 1 | | | | | 6 | LC - Livskraftig |
| <i>Nemurella pictetii</i> | | 3 | 20 | | | 6 | LC - Livskraftig |
| <i>Nemoura cinerea</i> | | | 6 | 2 | | 41 | LC - Livskraftig |
| <i>Nemoura</i> sp. | | | | | | 10 | 6 arter; alle LC |
| <i>Nemoura avicularis</i> | | | | | | 1 | LC - Livskraftig |
| <i>Leuctra hippopus</i> | | | | | | 42 | LC - Livskraftig |
| <i>Leuctra fusca / digitata</i> | | | | | | 3 | 2 arter; begge LC |
| <i>Isoperla grammatica</i> | 31 | | | 1 | | 3 | LC - Livskraftig |
| Perlododae indet. | 1 | | | | | | 8 arter i Norge; alle LC |
| Trichoptera (v rfluer) | | | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 28 | | 14 | 1 | | 7 | LC - Livskraftig |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | | 3 | 4 | 5 | | 11 | LC - Livskraftig |
| <i>Polycentropus irroratus</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Cyrnus trimaculatus</i> | | | | | 3 | | LC - Livskraftig |
| Polycentropodidae indet. | | | 1 | | 2 | 1 | Minst 13 arter; alle LC |
| <i>Phryganea</i> sp. | | | | | 1 | | Minst 2 arter; begge LC |
| <i>Potamophylax cingulatus</i> | | | 2 | 4 | | | LC - Livskraftig |
| <i>Potamophylax latipennis</i> | | | 1 | | | | LC - Livskraftig |
| <i>Limnephilus fuscicornis</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Limnephilus</i> sp. | | | | | 24 | 1 | Minst 40 arter; 1 EN |
| <i>Glyptotaelius pellucidus</i> | | | | | 9 | | LC - Livskraftig |
| Limnephilidae indet. | | | 6 | | 3 | 2 | LC - Livskraftig |
| <i>Hydroptila</i> sp. | 1 | | | | | | Minst 6 arter; alle LC |
| <i>Lype reducta</i> | | | 1 | | | | LC - Livskraftig |
| <i>Oxyethira</i> sp. | | | | | 2 | | Minst 8 arter; alle LC |
| Psychomyiidae indet. | | 1 | | | | | Minst 4 arter; alle LC |

| | | | | | | | |
|----------------------------------|-----|----|-----|----|-----|-----|------------------------|
| <i>Athripsodes cinereus</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Molannodes tinctus</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Trienodes bicolor</i> | | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 7 | | 2 | 1 | | | LC - Livskraftig |
| <i>Tinodes waeneri</i> | | | | | 6 | | LC - Livskraftig |
| <i>Oecetis testacea</i> | | | | | 5 | | LC - Livskraftig |
| <i>Hydropsyche siltalai</i> | 48 | | | | 1 | | LC - Livskraftig |
| <i>Wormaldia</i> sp. | | | | | 1 | | |
| Coleoptera (biller) | | | | | | | |
| <i>Elmis aenea</i> | 39 | | 19 | 2 | | 6 | LC - Livskraftig |
| <i>Limnius volckmari</i> | 5 | | 3 | | | | LC - Livskraftig |
| <i>Halipplus</i> sp. | | | | | 3 | | Minst 12 arter; 3 VU |
| <i>Hydraena gracilis</i> | 3 | | | | | | LC - Livskraftig |
| <i>Platambus maculatus</i> | | | 1 | | | | LC - Livskraftig |
| <i>Agabus</i> sp. | | | 1 | | | | 24 arter; 2 VU, 1 RE |
| Dytiscidae indet. | | | | | | 1 | Ca 130 i Norge |
| Zygoptera (vannymfer) | | | | | | | |
| <i>Enallagma cyathigerum</i> | | | | | 3 | | LC - Livskraftig |
| <i>Pyrrhosoma nymphula</i> | | | | | | 1 | LC - Livskraftig |
| Diptera (tovinger) | | | | | | | |
| Chironomidae (fjærmygg) | 299 | 74 | 315 | 98 | 81 | 125 | 600 norske |
| Ceratopogonidae (sviknott) | | 1 | 1 | | 5 | 1 | 75 norske |
| Simuliidae (knott) | 20 | | 9 | | | 28 | 50 norske |
| Tipuloidea (stankelbein) | | | | | | | |
| <i>Eloeophila trimaculatus</i> | | 3 | 1 | | | | NE - Ikke vurdert |
| <i>Tipula</i> sp. | | | 5 | | | 1 | 66 i Norge* |
| Limonidae indet. | | | | | | 1 | 130 i Norge* |
| <i>Dicranota</i> sp. | | | | | | 2 | Minst 8 arter; alle LC |
| Muscidae indet. | 5 | | | | | | Ca 310 i Norge |
| Empididae indet. | 3 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 170 norske |
| Corixidae (busvømmere) | | | | | | | |
| <i>Hesperocorixa sablbergi</i> | | 4 | | | | | LC - Livskraftig |
| Megaloptera (mudderfluer) | | | | | | | |
| <i>Sialis lutaria</i> | | | | | 3 | | LC - Livskraftig |
| Crustacea (krepser) | | | | | | | |
| Calanoida | 1 | | | | | | Mange arter |
| Chydoridae | | | | | 4 | | Mange arter |
| Cyclopoida | 1 | 1 | 1 | | 35 | 1 | Mange arter |
| <i>Daphnia</i> sp. | 1 | | | | 1 | | Mange arter |
| Harpacticoida | 1 | | 2 | | 17 | | Mange arter |
| Ostracoda | | | | | 1 | 1 | 100 arter |
| <i>Gammarus lacustris</i> | 28 | | | | 27 | | LC - Livskraftig |
| <i>Asellus aquaticus</i> | 42 | | 19 | | 117 | 24 | LC - Livskraftig |
| Hirudinea (igler) | | | | | | | |

| | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|----------------------|
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 1 | | | 4 | | LC - Livskraftig |
| Gastropoda (snegler) | | | | | | |
| <i>Radix balthica</i> | | | | 12 | | LC – Livskraftig |
| <i>Galba truncatula</i> | | 1 | | | | LC – Livskraftig |
| <i>Gyraulus acronicus</i> | 9 | 30 | | 41 | 27 | LC - Livskraftig |
| Bivalvia (muslinger) | | | | | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 34 | 1 | 6 | 9 | 7 | Minst 17 arter; 1 NT |
| Collembola (spretthaler) | | | | | | |
| | | | | | 5 | Mange arter |
| Nematoda (rundorm) | | | | | | |
| | | | | 2 | | Mange arter |
| Oligochaeta (fåbørstemark) | 37 | 30 | 97 | 88 | 18 | Mange arter |
| Acari (midd) | | | | | | |
| | | | | 4 | 4 | Mange arter |
| Antall individer | 761 | 126 | 673 | 221 | 544 | 448 |
| Antall taksa | 26 | 12 | 28 | 14 | 38 | 34 |



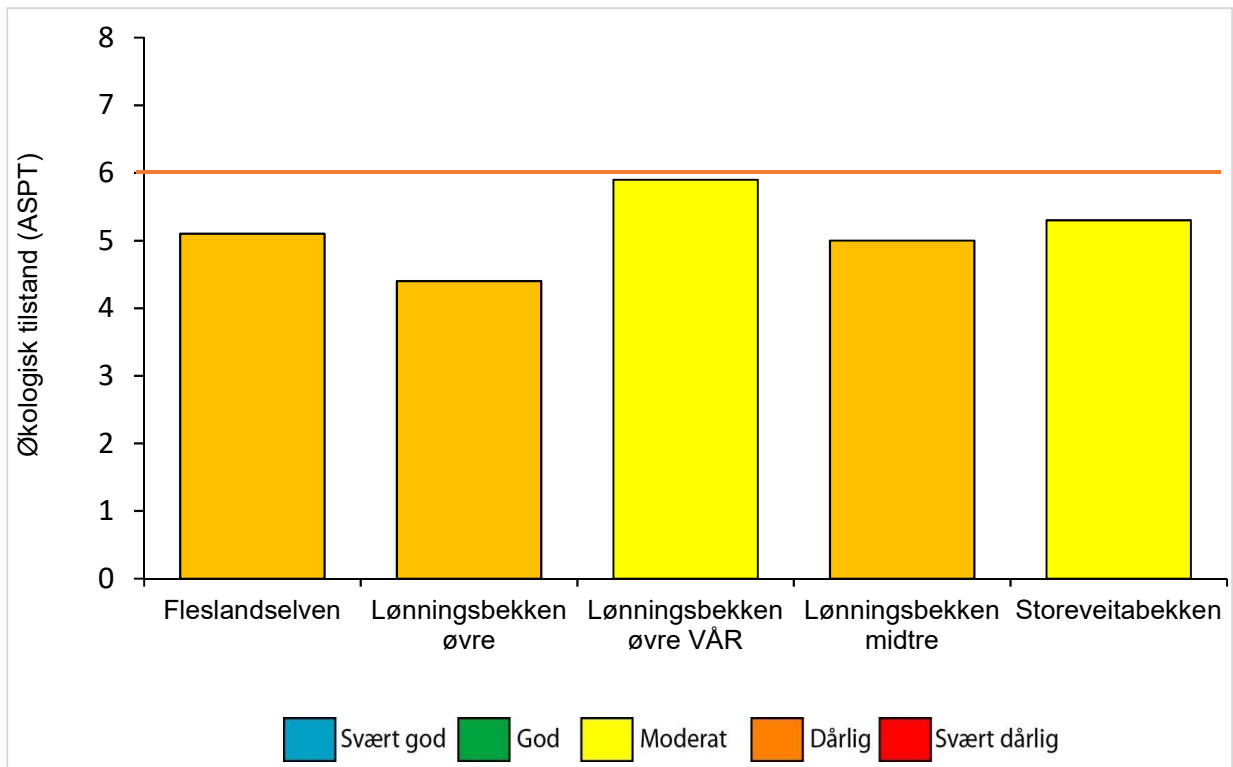
Figur 21. Det reelle antallet arter (målt som eksponenten av Shannon sin diversitetsindeks) over tiden der det eksisterer data for Lønningsbekken, Fleslandselven og Langavatn.

Organisk belastning og ASPT

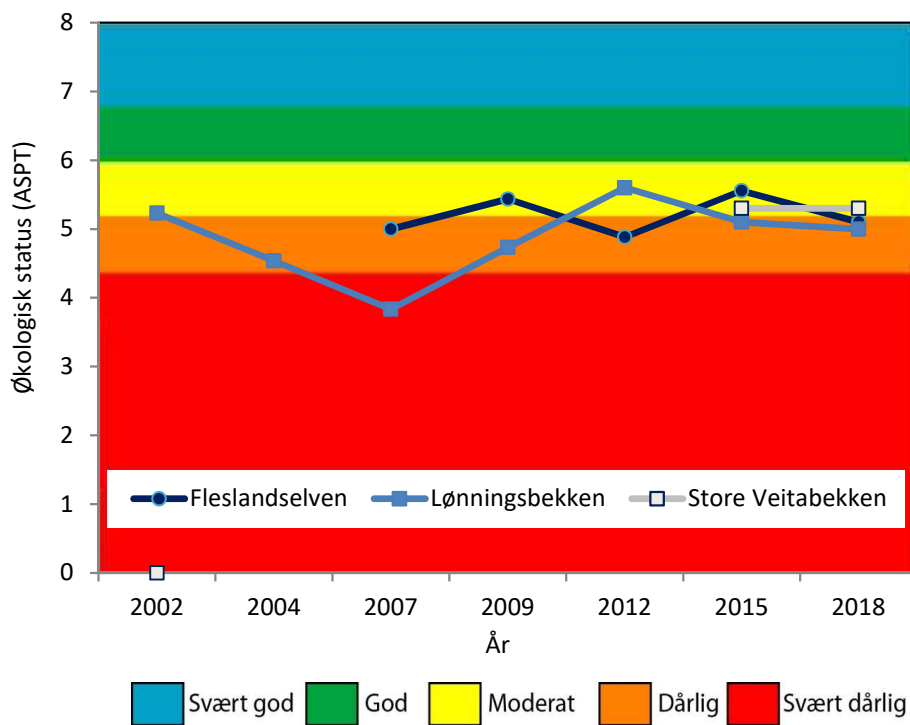
Dyrene angir en APST-indeks som indikerer høy organisk belastning og «Moderat» til «Dårlig» økologisk tilstand (Figur 22). Store Veitabekken har i 2018, som i 2015, «Moderat» økologisk tilstand, mens Lønningsbekken midtre har i 2018, som i 2015, «Dårlig» økologisk tilstand. «Dårlig» økologisk tilstand er også tilfelle for Lønningsbekken øvre og for Fleslandselven. Det betyr at Fleslandselven har forverret tilstanden fra «Moderat» i 2015 til «Dårlig» i 2018. Trender i økologisk tilstand er vist i Figur 23.

Forsuring

Bunndyrene indikerer ingen forsuring i vassdragene ved Flesland. Det er flere forsuringssensitive arter tilstede, som f. eks. sneglen *Radix balthica* og døgnfluene *Baetis rhodani* og *Centroptilum luteolum*. Både Raddum forsuringsindeks 1 og forsuringsindeks 2 er begge beregnet til «Svært god» tilstand



Figur 22. ASPT-indeks (Average Score per Taxon) basert på bunndyr angir økologisk status høsten 2018 i Fleslandselven, Lønningsbekken og Storeveitabekken. Den oransje streken langs y-aksen indikerer skillet mellom tilstandene «Moderat» og «God».



Figur 23. Trender i økologisk status (ASPT indeks) basert på bunndyr i Lønningsbekken, Fleslandselven og Store Veitabekken.

4.3 Vannplanter

Alle transekter domineres av *Potamogeton natans* (vanlig tjønnaks) og *Nymphaea alba* (hvit nøkkerose), og ofte i tette bestander (Figur 24, Tabell 14). Arter som ikke brukes i beregning av trofi-indeksen (TI_c) men som var også dominerende ved alle transektene var: *Equisetum fluviatile* (elvesnelle), *Carex* sp. (trolig flaskestarr), *Cicuta virosa* (Selsnepe) og *Menyanthes trifoliata* (bukkeblad). Langs alle transekter var det lav artsrikdom, og kun langskuddsplanter og flytebladsplanter ble funnet, ingen kortskuddsplanter eller kransalger.



Figur 24. Vanlig tjønnaks (venstre) og hvit *nøkkerose* med elvesnelle i bakgrunnen (høyre) langs transekt 3.

Tabell 14 viser hvilke arter og mengder av vannplanter ble funnet og brukt i beregning av trofi-indeksen. Totalt sett ble det fire sensitive, tre tolerante og en indifferent art, som resulterer i en TI_c av 12,5. Basert på en referanseverdi på 69 for Langavatn som tilsvarer innsjøtypen 9 (lavtliggende, moderat kalkrikt og humøst vann) blir EQR verdien 0,67. Den samlede tilstanden for organisk belastning i Langavatn er «Moderat».

Tabell 14. Tetthetsklasse (1 tilsvarer sjelden – 5 tilsvarer dominerende) av vannplantene for alle transekter i Langavatn og Trofi-indeks (TI_c), EQR og økologisk tilstandsklasse for hele innsjøen (parentes etter latinsk navn indikerer E: Eloideider/langskuddsplanter, N: Nymphaeider/flytebladsplanter, L: Lemnider/flytere).

| Vannplanter | Sensitivitet | Tans. 1 | Trans. 2 | Trans. 3 |
|---------------------------------------|--------------|---------|----------|----------|
| <i>Callitriche hamulate</i> (E) | sensitiv | | 2 | |
| <i>Lemna minor</i> (L) | tolerant | | 3 | |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> (E) | sensitiv | 3 | | 2 |
| <i>Nymphaea alba</i> (N) | indifferent | 2 | 3 | 3 |
| <i>Potamogeton crispus</i> (E) | tolerant | | 2 | |
| <i>Potamogeton natans</i> (E) | sensitiv | 4 | 4 | 4 |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> (E) | tolerant | 3 | 3 | |
| <i>Sparganium angustifolium</i> (N) | sensitiv | | | 3 |
| TI_c | | 12,5 | | |
| EQR | | 0,67 | | |
| Økologisk tilstand | | MODERAT | | |

4.4 Prioriterte kjemiske stoffer

I første del fremstilles resultatene for de prioriterte stoffene, mens ikke-prioriterte stoffer fra driften ved flyplassen fremstilles i slutten av resultatdelen. De prioriterte stoffene (i henhold til veileder M608) inkluderer perfluorerte forbindelser (PFAS) (og tungmetallene kadmium, kvikksølv, bly og nikkel). Ikke-prioriterte stoffer inkluderer metallene kobber, krom og sink, samt formiat og konduktivitet i GA-kanal og Lønningsbekken.

Perfluorerte forbindelser

Perfluorerte forbindelser omtales her med forkortelsen PFAS, som inkluderer perfluoralkylsulfonater, perfluoralkylsyrer og fluortelomersulfonater (FTS). Tidligere rapporter har omtalt denne gruppen som perfluorerte komponenter (PFC), og i analysebevisene er betegnelsen Sum PFC benyttet. Etter Avinors ønske skal PFAS benyttes heretter som en samlebetegnelse.

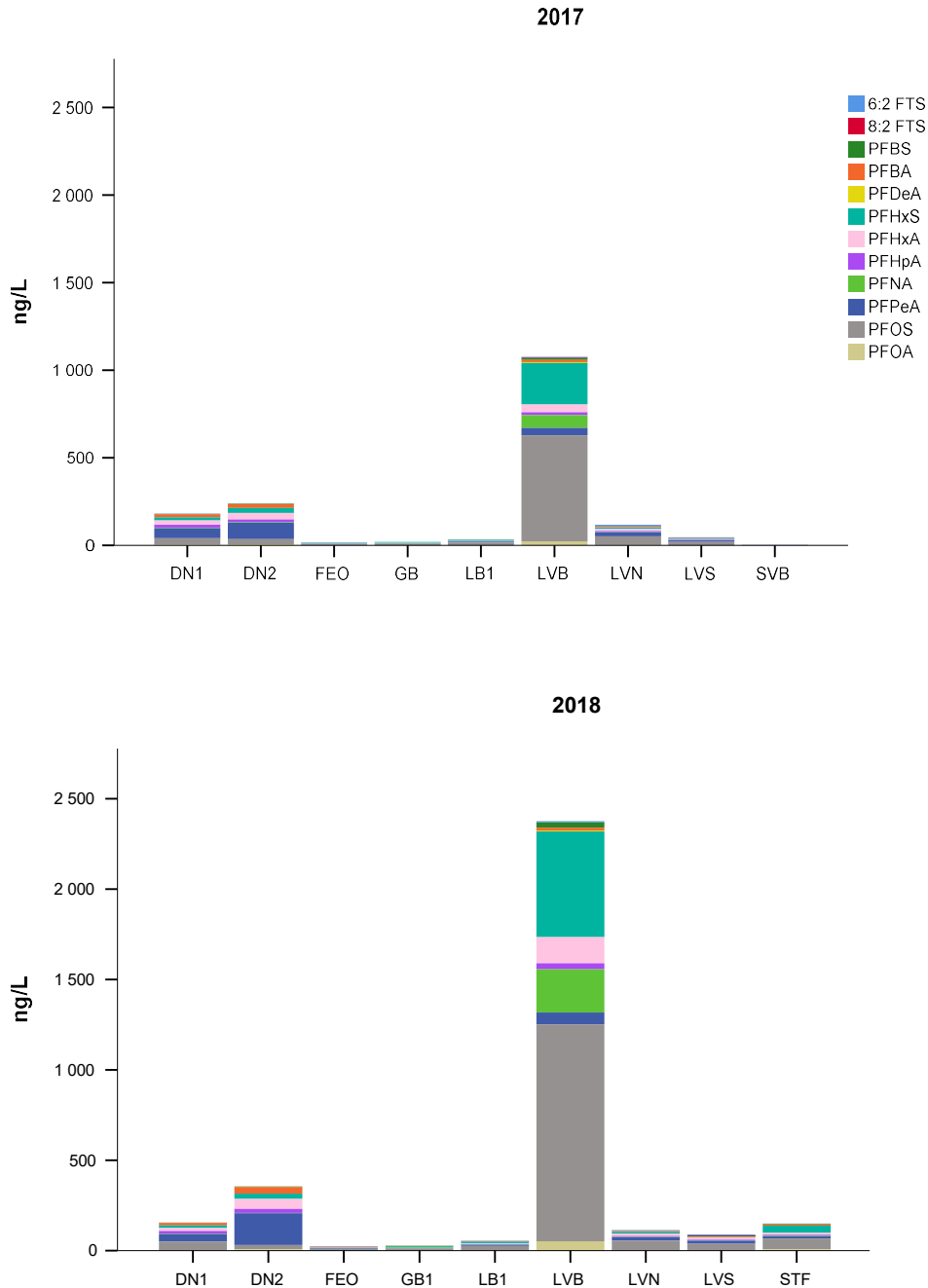
Gjennomsnittlig konsentrasjon med standardavvik for alle de analyserte perfluorerte forbindelsene (PFAS) i vannprøver fra deponiområder, tjern og elver i perioden 2011-2018 er vist i Tabell 15. Det er tatt ulikt antall prøver per stasjon hvert år, slik at årsgjennomsnittene ofte er basert på et lavt antall prøver. Figur 25 viser gjennomsnittskonsentrasjonen av perfluorerte forbindelser per stasjon for 2017 og 2018, og viser også hvilke forbindelser som dominerer. For flere av stasjonene kan verdiene representere prøver tatt i februar, mars, mai, april, juni, august og november. Antallet prøver som hver enkelt verdi er basert på er vist i Tabell 15. Det er analysert flere prøver i 2018 enn i 2017 noe som kan, sammen med ulik prøvetidstaking, gjøre sammenligning mellom de to årene usikker.

Samlet konsentrasjonen av perfluorerte forbindelser er ved de fleste stasjoner høyere i 2018 sammenlignet med 2017. I 2017 og 2018 ble det ikke analysert prøver i Langavatn øst som ligger like ved brannøvingsfeltet (BØF2). Referanselokaliteten Træsvatn er heller ikke analysert i 2017 og 2018. Tidligere har ikke Træsvatn hatt målbare konsentrasjoner av perfluorerte forbindelser, noe som har støttet antagelsen om at den viktigste kilden til PFAS i området er utslipp fra flyplassen (Haave 2017). Steinfjelltjern ble ikke analysert i 2017, mens Store veitabekken ble ikke analysert i 2018.

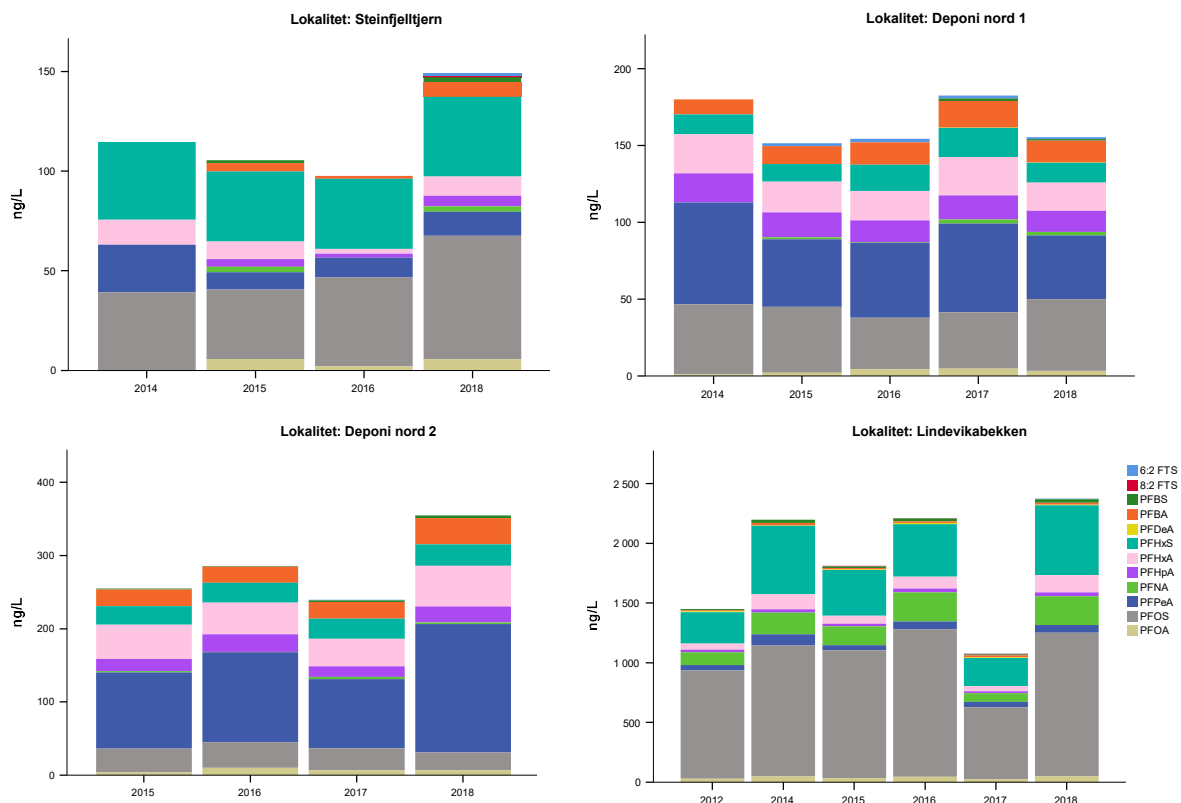
Alle målte konsentrasjoner av den prioriterte substansen Perfluoroktylsulfonat (PFOS) er over kvantifiseringsgrensen, og også over nivået for kroniske effekter (AA-EQS: 0,65 ng/L = 0,00065 µg/L), men ingen verdier er over akutte nivåer (MAC-EQS). Ingen av de andre forbindelsene er tildelt grenseverdier. Lindevikabekken, som mottar vann fra området nord for rullebanen, hadde de høyeste konsentrasjonene av PFOS og sum PFAS (Figur 25 og Tabell 15). Dette gjelder for alle år, inkludert 2017 og 2018. Også for 2017 og 2018 ser en at Deponi nord 1 og 2 har høyere innhold av PFAS enn stasjonene vest og sør for rullebanen (Figur 26). Dette gjelder også for Steinfjelltjern i 2018. Det er liten tvil at kilden til PFAS ved disse stasjonene inkluderer (brannøvingsfeltet (BØF1) hvor det ble benyttet PFOS-holdig brannskum frem til 1994. Området nord for rullebanen drenerer også til Langavatn, og det er trolig at PFOS i Langavatn også stammer fra BØF1. Det er sannsynlig at store områder nord for rullebanen er kontaminert med PFOS, men det er usikkert hvor de høyeste forekomstene befinner seg.

Et filter med organoclay fjerner PFOS og andre PFAS fra vann som renner ut i Steinfjelltjern. Dette kan på sikt medføre reduserte konsentrasjoner. Foreløpig er det ikke observert reduksjon i PFOS i Steinfjelltjern i måleperioden (heller en økning i 2018; Tabell 15, Figur 26), men datagrunnlaget er sparsomt med en eller to prøver per år på ulike tidspunkt av året. Analyser fra samme sesong hvert år ville vært verdifullt for bedre å kunne vurdere trender over tid. Figur 26 viser endring over tid for flere stasjoner, men igjen er datamaterialet sparsomt, og prøvene er tatt på ulike tider av året, som vanskeliggjør sammenlikning. Like

ved Langavatn Øst ligger brannøvingsfeltet som ble tatt i bruk i 1994 (BØF2). Den gang benyttet man fortsatt PFOS-holdig brannskum, og det er sannsynlig at denne stasjonen får tilsig av PFOS fra grunnen rundt brannøvingsfeltet. Tilsig også fra BØF1 til Langavatn Nord kan ikke utelukkes. Etter 2001 gikk Avinor over til å benytte AFFF brannskum som inneholdt for det meste Fluortelomersulfonat (FTS).



Figur 25. Gjennomsnittskonsentrasjoner (ng/L) av perfluorerte forbindelser ved undersøkte stasjoner ved Bergen lufthavn Flesland i 2017 (øverst) og 2018 (nederst). Merk at det er ulikt antall prøver tatt per stasjon og at det i 2017 ikke ble tatt prøver ved Træsvatn (TV), Langavatn øst (LVØ) og Steinfjelltjern, mens det i 2018 ikke ble tatt prøver ved Træsvatn, Langavatn øst og Store veitabekken. DN = deponi nord, FEO = Fleslanselven øvre, GB1 = Gåstjørnsbekken, LB1 = Lønningsbekken, LVB = Lindevikabekken, LVN = Langavatn nord, LVS = Langavatn sør, SVB = Store veitabekken og STF = Steinfjelltjern.



Figur 26. Gjennomsnittskonsentrasjoner (ng/L) av perfluorerte forbindelser i vann for perioden 2014-2018 ved Steinfeltjern, Deponi nord og Lindevikabekken. Steinfeltjern ligger nær det tidligere brannøvingsfeltet (BØF1) ved Bergen lufthavn Flesland. Stasjonen Langavatn øst, som ligger nærmest det nåværende brannøvingsfeltet (BØF2) er ikke inkludert i prøvetaksperioden 2017-2018 og dermed utelatt i denne figuren. Deponi nord er plassert nord for rullebanen i et område som har forurenset grunn. Lindevikabekken renner ut fra deponiområdet og det tidligere brannøvingsfeltet BØF1.

6:2 FTS forekommer i vannprøver fra flere av stasjonene på flyplassområdet som grenser enten til deponiområdet eller BØF (1 eller 2), men er høyere i vannprøver fra Langavatn øst sammenlignet med vannprøver nærmere BØF1 (Tabell 15). I 2018 ble brannøvingsfeltet ved flyplassen avviklet, og det vil dermed bli interessant å følge med i tiden fremover om og når man ser en nedgang i PFOS og FTS konsentrasjoner. En slik nedgang er ikke forventet å sees i vannprøvene umiddelbart ettersom perfluorerte forbindelser er svært stabile og brytes i liten grad helt ned i naturen.

Sum PFAS for 2017 og 2018 er oppgitt som eksklusiv LOQ, mens det tidligere år er oppgitt som inklusiv LOQ. Dette vil kun få betydning i de tilfellene konsentrasjonen er under LOQ, da det legges til en estimert verdi (LOQ) per forbindelse, som da inkluderes i summen. I 2018 er det få stasjoner med verdier under LOQ, og maksimalt tre PFAS (ved LB1) som har konsentrasjoner under LOQ, og det er dermed av liten betydning om sum PFAS er med eller uten LOQ. Sammenligning med tidligere år viser en nedgang, ved stasjonene Gåstjørnsbekken, Lønningsbekken, Fleslandselven øvre og Langavatn sør (Tabell 15), men en økning i områdene som ligger nærmere BØF1 og BØF2. Dette kan skyldes avrenning fra forurenset masse ved BØF1 og BØF2, og økningen er forespeilet å fortsette så lenge de forurensete massene ikke blir fjernet eller avrenning forhindres. De ulike perfluorerte forbindelsene som observeres i prøvene er diskutert i Haave og Velle (2016).

Tabell 15. Gjennomsnittskonsentrasjoner (ng/L) med standardavvik (SD) for perfluorerte forbindelser i elver og vann ved Avinor Flesland i perioden 2011-2018.

| Stasjon | År | n | 6:2FTS | | 8:2 FTS | | PFBS | | PFBA | | PFDeA | | PFHxS | | PFHxA | | PFHpA | | PFNA | | PFPeA | | PFOS | | PFOA | | Snit PFOS inkl LOQ | | Sum PFAS inkl LOQ | | Sum PFAS ekskl LOQ | |
|---------|------|---|--------|-----|---------|-----|-------|-----|-------|------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|--------------------|-----|-------------------|------|--------------------|-----|
| | | | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD |
| DN1 | 2011 | 1 | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | 54 | 4 | 8.9 | | 63 | | i.r | | i.r | |
| | 2014 | 5 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 9.8 | 9.6 | <LOQ | | 13 | 7.5 | 25 | 5.7 | 19 | 3.8 | <LOQ | | 66 | 20 | 44 | 3.9 | 0.9 | 2.3 | 54 | 5 | 264 | 47 | i.r | |
| | 2015 | 5 | 2.0 | 1.8 | <LOQ | | <LOQ | | 12 | 4.2 | <LOQ | | 12 | 2.7 | 20 | 7.8 | 16 | 7.4 | 1.3 | 1.2 | 44 | 16 | 43 | 8.8 | 2.1 | 2.1 | 47 | 8 | 170 | 32 | i.r | |
| | 2016 | 6 | 2.4 | 3.4 | <LOQ | | <LOQ | | 15 | 10 | <LOQ | | 17 | 6.4 | 19 | 8.7 | 14 | 7.3 | 0.5 | 0.9 | 49 | 25 | 34 | 10 | 4.5 | 2.9 | 39 | 11 | 179 | 65 | i.r | |
| | 2017 | 2 | 1.8 | 1.5 | 0.2 | 0.3 | 1.6 | 0.3 | 17 | 1.5 | 0.1 | 0.2 | 19 | 5.3 | 25 | 4.6 | 16 | 6.2 | 2.7 | 0.4 | 58 | 13 | 37 | 7.2 | 5.0 | 0.6 | i.r | | i.r | | 200 | 14 |
| | 2018 | 2 | 1.2 | 1.0 | <LOQ | | 1.2 | 0.8 | 14 | 15 | 0.2 | 0.3 | 13 | 8.5 | 18 | 19 | 14 | 16 | 2.2 | 1.0 | 42 | 47 | 47 | 19 | 3.5 | 2.5 | i.r | | i.r | | 157 | 132 |
| DN2 | 2015 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | 1.1 | 1.5 | 23 | 6.7 | <LOQ | | 26 | 4.9 | 47 | 13 | 16 | 3.8 | 1.9 | 2.7 | 104 | 21 | 32 | 15 | 3.9 | 5.4 | 41 | 14 | 297 | 21 | i.r | |
| | 2016 | 3 | <LOQ | | <LOQ | | 0.9 | 1.6 | 22 | 16 | <LOQ | | 27 | 9.2 | 43 | 24 | 24 | 9.0 | 0.7 | 1.2 | 123 | 88 | 35 | 17 | 10.0 | 5.2 | 45 | 22 | 322 | 195 | i.r | |
| | 2017 | 2 | 0.8 | 0.4 | <LOQ | | 2.4 | 0.8 | 23 | 11 | <LOQ | | 27 | 8.4 | 38 | 14 | 15 | 3.5 | 2.8 | 0.7 | 94 | 34 | 30 | 0.6 | 6.6 | 1.3 | i.r | | i.r | | 250 | 99 |
| | 2018 | 2 | 0.6 | 0.1 | <LOQ | | 3.4 | 0.1 | 36 | 1.4 | <LOQ | | 29 | 2.8 | 56 | 2.1 | 22 | 2.8 | 2.3 | 0.6 | 175 | 7.1 | 25 | 7.8 | 6.8 | 0.1 | i.r | | i.r | | 355 | 7 |
| FEO | 2016 | 5 | <LOQ | | <LOQ | | 6.2 | 11 | <LOQ | | 7.0 | 6.9 | 0.5 | 1.0 | 0.3 | 0.5 | <LOQ | | 2.3 | 3.5 | 6.6 | 12 | 1.6 | 2.5 | 14 | 13 | 87 | 57 | i.r | | i.r | |
| | 2017 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | 0.4 | 0.6 | 0.4 | 0.6 | <LOQ | | 4.6 | 0.7 | 1.0 | 0.1 | 0.9 | 0.1 | 0.7 | 0.1 | 1.9 | 0.4 | 5.3 | 1.6 | 0.9 | | i.r | | i.r | | 17 | |
| | 2018 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | 0.2 | 0.2 | 2.7 | 2.2 | <LOQ | | 4.0 | 1.8 | 2.0 | 0.6 | 1.4 | 0.7 | 1.5 | 0.9 | 4.1 | 2.7 | 6.7 | 0.1 | 1.3 | 0.4 | i.r | | i.r | | 30 | 8 |
| GB | 2016 | 4 | 4.2 | 8.4 | <LOQ | | <LOQ | | 6.3 | 12 | <LOQ | | 12 | 6.4 | 0.4 | 0.7 | <LOQ | | 0.8 | 1.6 | 0.4 | 0.9 | 29 | 40 | 1.7 | 2.5 | 34 | 43 | 109 | 85 | i.r | |
| | 2017 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | 0.3 | 0.8 | 0.6 | 0.8 | <LOQ | | 5.0 | 0.4 | 0.8 | 0.1 | 0.7 | 0.1 | 2.1 | 0.5 | 1.7 | 0.9 | 8.4 | 1.3 | 1.0 | 0.1 | i.r | | i.r | | 21 | |
| | 2018 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | 0.4 | 1.0 | 1.8 | 1.0 | 0.2 | 0.3 | 5.2 | 1.4 | 1.3 | 0.6 | 0.9 | 0.3 | 3.6 | 1.9 | 2.4 | 0.4 | 9.6 | 0.4 | 1.3 | 0.3 | i.r | | i.r | | 32 | 6 |
| LB1 | 2014 | 3 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 4.0 | 7.0 | 2.3 | 4.0 | <LOQ | | <LOQ | | 6.3 | 6.6 | 15 | 4.6 | <LOQ | | 22 | 3.2 | 110 | 33 | i.r | |
| | 2015 | 6 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 1.1 | 1.2 | <LOQ | | 2.2 | 2.5 | 1.4 | 1.6 | 0.6 | 0.9 | <LOQ | | 3.3 | 2.7 | 8.1 | 4.2 | 0.9 | 1.0 | 15 | 5 | 78 | 55 | i.r | |
| | 2016 | 4 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 6.9 | 12.1 | <LOQ | | 7.8 | 2.0 | 0.7 | 1.3 | 0.4 | 0.8 | <LOQ | | 4.0 | 2.7 | 9.1 | 1.4 | 1.6 | 2.4 | 13 | 2 | 72 | 27 | i.r | |
| | 2017 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | 0.9 | 0.3 | 1.8 | 1.7 | <LOQ | | 6.7 | 2.7 | 2.8 | 0.7 | 1.4 | 0.4 | 0.5 | 0.1 | 4.7 | 1.1 | 15 | 5.8 | 1.4 | 0.4 | i.r | | i.r | | 31 | 4 |
| | 2018 | 4 | 0.7 | 1.2 | <LOQ | | 0.9 | 0.4 | 3.7 | 1.4 | 0.1 | 0.2 | 8.1 | 3.3 | 5.2 | 2.5 | 2.1 | 0.7 | 0.8 | 0.4 | 7.8 | 3.7 | 22 | 13 | 2.4 | 1.1 | i.r | | i.r | | 55 | 25 |
| LVB | 2012 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | 9.2 | | 9.1 | | 6.3 | | 264 | | 52 | | 19 | | 109 | | 45 | | 1198 | 413 | 45 | 22 | 1248 | 442 | 1470 | | i.r | |
| | 2013 | 4 | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | 625 | 416 | 24 | 17 | 651 | 430 | i.a | | i.r | |
| | 2014 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | 28 | 12 | 22 | 1.4 | 2.9 | 4.1 | 574 | 126 | 124 | 44 | 29 | 0.6 | 183 | 94 | 94 | 6.8 | 1021 | 173 | 42 | 12 | 1060 | 183 | 2230 | 453 | i.r | |
| | 2015 | 4 | 2.2 | 2.6 | 3.6 | 4.3 | 14 | 9.5 | 11 | 7.5 | 4.0 | 4.8 | 383 | 183 | 69 | 26 | 21 | 5.2 | 156 | 70 | 45 | 12 | 1070 | 449 | 33 | 12 | 1104 | 459 | 1840 | 693 | i.r | |
| | 2016 | 3 | 1.2 | 2.1 | 1.6 | 2.9 | 24 | 15 | 15 | 9.8 | 8.3 | 2.1 | 441 | 256 | 98 | 55 | 33 | 16 | 244 | 128 | 65 | 39 | 1235 | 469 | 46 | 24 | 1278 | 489 | 2223 | 1007 | i.r | |
| | 2017 | 2 | 2.8 | 0.7 | 4.1 | 0.8 | 9.6 | 4.7 | 14 | 3.0 | 5.2 | 0.8 | 237 | 116 | 44 | 14 | 17 | 2.0 | 72 | 13 | 43 | 4.2 | 603 | 125 | 25 | 8.1 | i.r | | i.r | | 1400 | 424 |
| | 2018 | 2 | 7.0 | 9.9 | <LOQ | | 29 | 19 | 15 | 21 | 5.5 | 7.8 | 585 | 460 | 146 | 105 | 32 | 15 | 240 | 14 | 66 | 4.2 | 1200 | 141 | 51 | 14 | i.r | | i.r | | 2750 | 778 |

i.a: ikke analysert, i.r: ikke rapportert

Tabell 15 forts. Gjennomsnittskonsentrasjoner (ng/L) med standardavvik (SD) for perfluorerte forbindelser i elver og vann ved Avinor Flesland i perioden 2011-2018.

| Stasjon | År | n | 6:2FTS | | 8:2 FTS | | PFBS | | PFBA | | PFDeA | | PFHxS | | PFHxA | | PFHpA | | PFNA | | PFPeA | | PFOS | | PFOA | | PFOS PFOA inkl LOQ | | Sum PFAS inkl LOQ | | Sum PFAS eks LOQ | |
|---------|------|---|--------|------|---------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-----------------------|-----|----------------------|-----|---------------------|----|
| | | | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD | Snitt | SD |
| LVN | 2013 | 1 | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | 41 | | <LOQ | | 46 | | i.r | | i.r | |
| | 2016 | 5 | 29 | 11 | 0.8 | 1.7 | <LOQ | | 2.3 | 3.2 | <LOQ | | 9.9 | 6.8 | 13 | 3.9 | 2.5 | 3.6 | 0.2 | 0.5 | 30 | 12 | 42 | 4.6 | 3.7 | 4.4 | 49 | 4.4 | 181 | 40 | i.r | |
| | 2017 | 2 | 9.8 | 1.4 | 1.1 | 0.3 | 0.8 | 0.1 | 4.0 | 3.8 | 0.1 | 0.2 | 8.5 | 1.0 | 12 | 3.1 | 6.1 | 1.5 | 1.7 | 0.3 | 22 | 4.5 | 50 | 6.7 | 3.1 | 0.5 | i.r | i.r | i.r | i.r | 125 | 21 |
| | 2018 | 4 | 5.7 | 4.0 | 1.0 | 0.3 | 0.8 | 0.2 | 5.7 | 2.1 | 0.1 | 0.2 | 8.1 | 1.4 | 12 | 4.5 | 5.4 | 1.6 | 1.8 | 0.4 | 20 | 6.2 | 51 | 8.3 | 3.2 | 0.6 | i.r | i.r | i.r | i.r | 115 | 19 |
| LVS | 2016 | 5 | 11 | 14 | 0.5 | 1.2 | <LOQ | | 1.9 | 2.8 | <LOQ | | 3.6 | 4.2 | 4.1 | 4.7 | 2.5 | 2.6 | 0.3 | 0.6 | 11 | 10 | 20 | 15 | 0.9 | 1.3 | 28 | 12 | 119 | 52 | i.r | |
| | 2017 | 2 | 3.3 | 2.0 | 0.5 | 0.5 | 0.7 | 0.2 | 2.4 | 2.2 | 0.1 | 0.2 | 3.1 | 1.5 | 4.5 | 1.7 | 2.7 | 0.9 | 0.9 | 0.2 | 9.3 | 3.9 | 18 | 15 | 1.6 | 0.5 | i.r | i.r | i.r | i.r | 61 | 22 |
| | 2018 | 4 | 6.7 | 3.5 | 1.0 | 0.5 | 1.2 | 0.9 | 4.8 | 2.8 | 0.3 | 0.2 | 5.0 | 2.1 | 9.5 | 6.3 | 4.2 | 1.7 | 1.8 | 0.8 | 16 | 9.0 | 35 | 18 | 2.8 | 1.1 | i.r | i.r | i.r | i.r | 90 | 41 |
| LVØ | 2014 | 2 | 12 | 16.9 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 8.6 | 12.2 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 26 | 12 | 49 | 4.1 | <LOQ | | 61 | 4.8 | 248 | 61 | i.r | |
| | 2015 | 2 | 38 | 8.4 | 1.2 | 1.6 | <LOQ | | 2.8 | 4.0 | <LOQ | | 4.6 | 6.5 | 5.7 | 8.1 | 3.5 | 4.9 | 0.7 | 0.9 | 21 | 6.6 | 64 | 23 | 1.6 | 2.2 | 70 | 18 | 199 | 40 | i.r | |
| | 2016 | 1 | 26 | | <LOQ | | <LOQ | | 27.5 | | <LOQ | | 13.3 | | <LOQ | | 7.2 | | <LOQ | | 22 | | 85 | | 7.8 | | 93 | | 240 | | i.r | |
| SFT | 2012 | 1 | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | 54 | | <LOQ | | 59 | | i.r | | i.r | |
| | 2013 | 1 | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | i.a | | 71 | 1.3 | 3.4 | 4.7 | 77 | 0.1 | i.r | | i.r | |
| | 2014 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 39 | | 13 | | <LOQ | | <LOQ | | 24 | | 27 | 18 | <LOQ | 0.0 | 37 | 18 | 215 | | i.r | |
| | 2015 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | 1.5 | | 4.2 | | <LOQ | | 35 | | 8.9 | | 3.8 | | 2.8 | | 8.6 | | 35 | | 5.7 | | 41 | | 110 | | i.r | |
| | 2016 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 1.5 | 2.1 | <LOQ | | 35 | 19 | 2.4 | 3.4 | 1.9 | 2.7 | <LOQ | | 10 | 3.8 | 45 | 16 | 2.1 | 2.9 | 52 | 20 | 156 | 100 | i.r | |
| | 2018 | 1 | 1.3 | | 0.8 | | 2.4 | | 7.0 | 2.1 | 0.4 | | 40 | | 9.6 | | 5.4 | | 2.7 | | 12 | | 62 | | 5.6 | | i.r | | i.r | | 150 | |
| SVB | 2016 | 1 | <LOQ | | <LOQ | | 0.0 | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 10 | | 73 | | i.r | |
| | 2017 | 3 | <LOQ | | <LOQ | | 0.6 | | <LOQ | | <LOQ | | 0.3 | | 0.4 | | 0.4 | | <LOQ | | 1.5 | | 0.8 | | 0.6 | | i.r | | i.r | | i.r | |
| TV | 2016 | 2 | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | <LOQ | | 10 | | 73 | | i.r | |

PFOS-konsentrasjoner over AA-EQS er uthevet med rød skrift. n = antall analyserte prøver som gjennomsnittet (snitt) er basert på, i.a = ikke analysert, i.r: ikke rapportert <LOQ = verdi er under kvantifiseringsgrensen for forbindelsen, SD = standardavvik (ved kun en analyse eller konsentrasjoner under LOQ er ikke SD vist), DN = Deponi nord, FEO = Fleslandselven øvre, GB = Gåstjørsnbekken, LB1 = Lønningbekken, LVB = Lindevikabekken, LVN = Langavatn nord, LVS = Langavatn sør, LVØ = Langavatn øst, SFT = Steinfjelltjern, SVB = Store veitabekken og TV = Træsvatn. For kjemisk navn for de perfluorerte forbindelsene i tabellen henvises det til Tabell 7 under metodedel.

Analyserte verdier i grunnvannet er vist i Tabell 16. Verdiene er svært høye og medfører fare for toksisitet i vannlevende organismer. PNEC (Predicted No Effect Concentration) for PFOS i bløtdyr (Mollusca) er 73 µg/kg. Det forventes at PFOS vil kunne akkumulere til verdier som langt overskrider disse ved eksponering for avrenning fra grunnvannet. PFOS nivåene ved GV3 er betydelig lavere i 2017 og 2018 sammenlignet med 2016, men fortsatt langt over AA-EQS. Undersøkelser av stedfast biota i Langvatn vil være verdifullt for å vurdere akkumulering og effekter av de høye PFOS nivåene.

Tabell 16. Konsentrasjoner (ng/L) av perfluorerte forbindelser i grunnvann ved brannøvingsfeltet (BØF2) ved Avinor Flesland 2016-2018.

| Stasjon/år | n | 6:2 FTS | 8:2 FTS | PFBS | PFBA | PFDeA | PFHxS | PFHxA | PFHpA | PFNA | PFPeA | PFOS | PFOA | PFOS/PFOA inkl LOQ | Sum PFAS inkl LOQ | Sum PFAS eks LOQ |
|------------|---|---------|---------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|------|--------------------|-------------------|------------------|
| GV3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2016 | 1 | 5790 | 83 | 128 | 642 | 21 | 1380 | 1700 | 624 | 51 | 1560 | 10500 | 339 | 10900 | 22800 | |
| 2017 | 1 | 1200 | 71 | 62 | 230 | 17 | 770 | 720 | 320 | 41 | 1300 | 3800 | 180 | | | 8800 |
| 2018 | 1 | 1600 | 110 | 76 | 300 | 17 | 690 | 810 | 320 | 38 | 1400 | 5700 | 210 | | | 11000 |
| GV4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2016 | 1 | 391 | 60 | 15 | 67 | 8,2 | 110 | 146 | 125 | 14 | 237 | 1160 | 50 | 1210 | 2380 | |
| 2017 | 1 | 790 | 68 | 43 | 65 | 18 | 270 | 210 | 92 | 21 | 320 | 2000 | 77 | | | 4000 |
| 2018 | 1 | 200 | 37 | 14 | 73 | <LOQ | 150 | 140 | 71 | 15 | 250 | 1200 | 45 | | | 2200 |
| Kum Ø | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2016 | 1 | 1750 | <LOQ | 26,3 | 132 | 8,83 | 496 | 578 | 542 | 64,2 | 579 | 5230 | 158 | 5380 | 9580 | |
| 2017 | 1 | 1400 | 20 | 33 | 200 | 14 | 510 | 640 | 390 | 61 | 1100 | 4500 | 160 | | | 9100 |
| 2018 | 1 | 9300 | 21 | 62 | 290 | 11 | 840 | 1000 | 560 | 66 | 2000 | 5700 | 290 | | | 20000 |

Tungmetaller

I 2014 gikk man over til å analysere tungmetaller ved opplutningsmetode i stedet for filtrering. Metodeendringen medfører høyere verdier etter 2014. For oversikt over effekten av metodeendringen, se Haave og Velle (2016). For 2017 ble vårprøvene for tungmetaller analysert ved filtreringsmetode, og disse er derfor utelatt fra resultatene for å kunne sammenligne prøvesvar mellom de ulike årene. Følgelig er prøvetakingsstasjonene Gåstjørnsbekken, Fleslandselven øvre og Træsvatn ikke inkludert i resultatene for tungmetaller i 2017. Gjennomsnittsverdi og standardavvik for tungmetaller analysert ved opplutning (2014-2018) er vist i Tabell 17. Figur 27 viser konsentrasjoner og spredning av analyseresultater for de prioriterte tungmetallene kadmium, kvikksølv, bly og nikkel. Hvert punkt representerer en enkelt analyse i perioden 2014-2018 (oppluttet metode). Vi ser som forventet variasjoner mellom enkeltmålinger i perioden. Med så få målinger per stasjon per år er det vanskelig å si om maksimale konsentrasjoner er fanget opp ved prøvetidspunktet, men verdiene representerer spredningen og den naturlige variasjon ved stasjonene, ettersom prøvene er tatt til ulike årstider. Vi ser også en viss grad av samsvar mellom målingene fra år til år. Figur 27 og Figur 28 viser konsentrasjoner i forhold til grenseverdier for kronisk og akutt toksisitet.

Tabell 17. Årlig gjennomsnitt av metallkonsentrasjoner (µg/L) i undersøkte elver, bekker og innsjøer ved Flesland i perioden 2014-2016 ved oppslutning av totalt innhold.

| stasjon | år | n | Arsen | | | Bly | | | Kadmium | | | Kobber | | | Krom | | | Kvikksølv | | | Nikkel | | | Sink | | |
|---------|------|-------|-------|-----|------|-------|-------|-------|---------|-------|-------|--------|------|------|-------|-----|------|-----------|-------|-------|--------|------|------|-------|------|------|
| | | | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max |
| DN1 | 2014 | 1 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,020 | | 0,020 | 4,8 | | 4,8 | 0,1 | | 0,1 | <LOQ | | <LOQ | 1,3 | | 1,3 | <LOQ | | <LOQ |
| | 2015 | 5 | <LOQ | 0,2 | 0,5 | 0,28 | 0,28 | 0,58 | 0,012 | 0,028 | 0,062 | 3,7 | 1,1 | 4,9 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | <LOQ | | <LOQ | 1,3 | 0,7 | 1,9 | 0,8 | 1,8 | 4,0 |
| | 2016 | 6 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,012 | 0,020 | 0,049 | 3,2 | 0,4 | 3,9 | 0,3 | 0,8 | 1,9 | <LOQ | | <LOQ | 1,1 | 0,6 | 1,6 | <LOQ | | <LOQ |
| | 2017 | 2 | 0,3 | | 0,3 | <LOQ | | <LOQ | 0,030 | 0,020 | 0,050 | 4,6 | 1,6 | 5,7 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,8 | 0,4 | 2,0 | <LOQ | | <LOQ |
| | 2018 | 2 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 0,7 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | 0,02 | 11,4 | 13,6 | 21,0 | 0,4 | 0,6 | 0,8 | <LOQ | | <LOQ | 2,5 | 2,4 | 4,2 | 22,0 | 31,1 | 44,0 |
| DN2 | 2015 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 0,99 | | 0,99 | <LOQ | | <LOQ | 5,0 | | 5,0 | 0,5 | | 0,5 | <LOQ | | <LOQ | 2,1 | | 2,1 | 7,1 | | 7,1 |
| | 2016 | 2 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,3 | 1,8 | 2,5 | <LOQ | | <LOQ | 0,021 | 0,030 | 0,042 | 1,0 | 1,4 | 2,0 | 2,3 | 3,2 | 4,5 |
| | 2017 | 2 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,19 | 0,27 | 0,38 | 0,010 | | 0,010 | 3,0 | 0,1 | 3,0 | 0,3 | 0,4 | 0,6 | <LOQ | | <LOQ | 1,8 | 0,8 | 2,3 | 1,3 | 1,8 | 2,5 |
| | 2018 | 2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,005 | 0,007 | 0,010 | 1,3 | 0,87 | 1,9 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,0 | 0,11 | 1,1 | 2,4 | 3,4 | 4,8 |
| FEO | 2015 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,40 | 0,19 | 0,62 | 0,016 | 0,014 | 0,027 | 34,7 | 10,0 | 45,0 | 1,5 | 0,3 | 1,7 | 0,004 | 0,004 | 0,007 | 10,2 | 2,5 | 13,0 | 8,4 | 1,8 | 9,6 |
| | 2016 | 6 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,24 | 0,19 | 0,44 | 0,013 | 0,014 | 0,031 | 23,3 | 5,5 | 30,0 | 1,1 | 0,3 | 1,3 | 0,002 | 0,003 | 0,005 | 6,9 | 1,2 | 8,7 | 9,6 | 10,1 | 30,0 |
| | 2017 | 1 | <LOQ | | <LOQ | 0,31 | | 0,31 | 0,040 | | 0,040 | 28,0 | | 28,0 | 1,3 | | 1,3 | <LOQ | | <LOQ | 8,2 | | 8,2 | 6,2 | | 6,2 |
| | 2018 | 2 | 0,4 | 0,1 | 0,5 | 0,45 | 0,02 | 0,46 | 0,030 | 0,010 | 0,040 | 26,5 | 13,4 | 36,0 | 1,3 | 0,5 | 1,7 | <LOQ | | <LOQ | 6,8 | 1,4 | 7,8 | 10,2 | 8,2 | 16,0 |
| GB1 | 2014 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 0,36 | | 0,36 | <LOQ | | <LOQ | 18,0 | | 18,0 | 0,8 | | 0,8 | 0,019 | | 0,019 | 2,6 | | 2,6 | 2,6 | | 2,6 |
| | 2015 | 7 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,21 | 0,30 | 0,76 | 0,013 | 0,026 | 0,070 | 14,3 | 3,8 | 18,0 | 1,1 | 0,9 | 2,7 | 0,000 | | 0,005 | 2,4 | 0,9 | 3,5 | 2,4 | 2,9 | 8,0 |
| | 2016 | 6 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,18 | 0,28 | 0,59 | 0,004 | 0,007 | 0,016 | 10,7 | 5,9 | 22,0 | 1,5 | 2,4 | 6,1 | 0,000 | | 0,005 | 1,8 | 1,1 | 2,8 | 2,4 | 4,1 | 10,0 |
| | 2017 | 1 | 0,3 | | 0,3 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 20,0 | | 20,0 | 0,7 | | 0,7 | <LOQ | | <LOQ | 2,3 | | 2,3 | 3,7 | | 3,7 |
| | 2018 | 1 | <LOQ | | <LOQ | 0,13 | 0,18 | 0,25 | 0,008 | 0,011 | 0,015 | 11,7 | 7,6 | 17,0 | 0,5 | 0,7 | 1,0 | <LOQ | | <LOQ | 1,9 | 0,42 | 2,2 | <LOQ | | <LOQ |
| LB1 | 2014 | 1 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 8,9 | | 8,9 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,1 | | 1,1 | <LOQ | | <LOQ |
| | 2015 | 11 | 0,2 | 0,1 | 0,3 | 0,09 | 0,16 | 0,42 | 0,006 | 0,008 | 0,021 | 7,4 | 1,6 | 10,0 | 0,5 | 0,7 | 2,2 | <LOQ | | <LOQ | 2,0 | 0,8 | 3,5 | 0,8 | 1,5 | 3,8 |
| | 2016 | 10 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,012 | 0,017 | 0,041 | 6,1 | 1,0 | 8,3 | 0,2 | 0,6 | 1,9 | <LOQ | | <LOQ | 1,4 | 0,6 | 1,9 | 0,3 | 0,9 | 2,6 |
| | 2017 | 2 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,020 | | 0,030 | 6,6 | 0,2 | 6,7 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,3 | 0,1 | 1,4 | <LOQ | | <LOQ |
| | 2018 | 5 | 0,2 | 0,2 | 0,6 | 0,11 | 0,25 | 0,56 | 0,020 | 0,020 | 0,060 | 3,4 | 1,5 | 5,5 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,9 | 0,9 | 3,3 | 1,1 | 1,6 | 3,3 |
| LVB | 2015 | 1 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,016 | | 0,016 | 4,2 | | 4,2 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,3 | | 1,3 | 2,9 | | 2,9 |
| | 2016 | 1 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ |
| | 2017 | (0-1) | i.a | | | i.a | | | i.a | | | i.a | | | 0,6 | | 0,6 | i.a | | i.a | i.a | | i.a | i.a | | i.a |
| | 2018 | 1 | 0,3 | | 0,3 | 0,33 | | 0,33 | 0,040 | | 0,040 | 4,2 | | 4,2 | 1,8 | | 1,8 | <LOQ | | <LOQ | 3,5 | | 3,5 | 4,6 | | 4,6 |
| LVN | 2015 | 3 | <LOQ | | <LOQ | 0,51 | 0,26 | 0,81 | <LOQ | | <LOQ | 8,7 | 4,9 | 14,0 | 0,4 | 0,4 | 0,7 | <LOQ | | <LOQ | 2,3 | 0,2 | 2,5 | 13,2 | 6,3 | 19,0 |
| | 2016 | 6 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,25 | 0,24 | 0,65 | 0,009 | 0,011 | 0,025 | 3,8 | 2,2 | 8,1 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,2 | 0,7 | 1,7 | 3,4 | 4,1 | 11,0 |
| | 2017 | 2 | 0,3 | | 0,3 | 0,27 | 0,04 | 0,29 | 0,020 | 0,010 | 0,020 | 3,3 | | 3,3 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,5 | 0,2 | 1,6 | 1,1 | 1,6 | 2,2 |
| | 2018 | 4 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,28 | 0,43 | 0,90 | 0,010 | 0,010 | 0,020 | 7,1 | 9,3 | 21,0 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 1,7 | 1,6 | 4,1 | 8,1 | 14,7 | 30,0 |
| LVS | 2014 | 2 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 1,56 | 1,61 | 2,70 | 0,009 | 0,013 | 0,018 | 4,3 | 0,7 | 4,8 | 0,3 | 0,5 | 0,6 | <LOQ | | <LOQ | 2,2 | 1,3 | 3,1 | 4,7 | 2,3 | 6,3 |
| | 2015 | 5 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 2,48 | 1,29 | 3,90 | 0,005 | 0,007 | 0,014 | 4,1 | 1,0 | 5,2 | 0,3 | 0,4 | 0,8 | <LOQ | | <LOQ | 1,9 | 0,4 | 2,4 | 10,4 | 4,4 | 17,0 |
| | 2016 | 6 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 2,18 | 1,81 | 4,50 | 0,016 | 0,018 | 0,049 | 3,9 | 1,6 | 5,8 | 0,3 | 0,4 | 0,9 | 0,001 | 0,003 | 0,007 | 1,6 | 0,7 | 2,5 | 5,9 | 3,5 | 9,0 |
| | 2017 | 2 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 1,15 | 0,50 | 1,50 | <LOQ | | <LOQ | 4,0 | 0,6 | 4,4 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 2,1 | 1,0 | 2,8 | 3,5 | 0,8 | 4,0 |
| | 2018 | 4 | 0,2 | 0,1 | 0,3 | 0,51 | 0,73 | 1,60 | 0,010 | 0,010 | 0,020 | 2,7 | 1,3 | 3,7 | 0,3 | 0,6 | 1,2 | <LOQ | | <LOQ | 1,4 | 0,5 | 2,0 | 4,6 | 3,1 | 7,0 |
| SVB | 2014 | 1 | 0,4 | | 0,4 | 5,00 | | 5,00 | 0,018 | | 0,018 | 7,4 | | 7,4 | 1,6 | | 1,6 | <LOQ | | <LOQ | 7,3 | | 7,3 | 11,0 | | 11,0 |
| | 2015 | 4 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | 5,80 | 2,94 | 10,00 | 0,017 | 0,022 | 0,047 | 4,8 | 1,5 | 6,7 | 0,4 | 0,5 | 1,0 | <LOQ | | <LOQ | 3,3 | 1,0 | 4,1 | 11,0 | 2,2 | 13,0 |
| | 2016 | 3 | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 3,40 | 2,90 | 6,20 | 0,024 | 0,026 | 0,052 | 4,2 | 1,9 | 6,3 | 0,2 | 0,3 | 0,6 | <LOQ | | <LOQ | 2,6 | 1,6 | 4,0 | 6,4 | 2,5 | 9,3 |
| | 2017 | 2 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 10,05 | 2,76 | 12,00 | 0,030 | | 0,030 | 5,9 | 2,6 | 7,7 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | <LOQ | | <LOQ | 3,0 | 0,9 | 3,6 | 5,3 | 0,4 | 5,6 |
| | 2018 | 2 | <LOQ | | <LOQ | 1,35 | 0,35 | 1,60 | 0,010 | 0,020 | 0,020 | 2,4 | 0,4 | 2,7 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 3,0 | 0,8 | 3,5 | 7,4 | 5,1 | 11,0 |
| TV | 2016 | 2 | 0,8 | 0,2 | 1,0 | 63,00 | 11,31 | 71,00 | 0,017 | 0,007 | 0,022 | 4,0 | 4,2 | 7,0 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | 0,6 | 0,8 | 1,1 | 10,9 | 4,5 | 14,0 |
| | 2017 | 0 | i.a | | | i.a | | | i.a | | | i.a | | | i.a | | | i.a | | i.a | i.a | | i.a | i.a | | i.a |
| | 2018 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 31,00 | | 31,00 | 0,010 | | 0,010 | 0,5 | | 0,5 | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | <LOQ | <LOQ | | 2,9 |

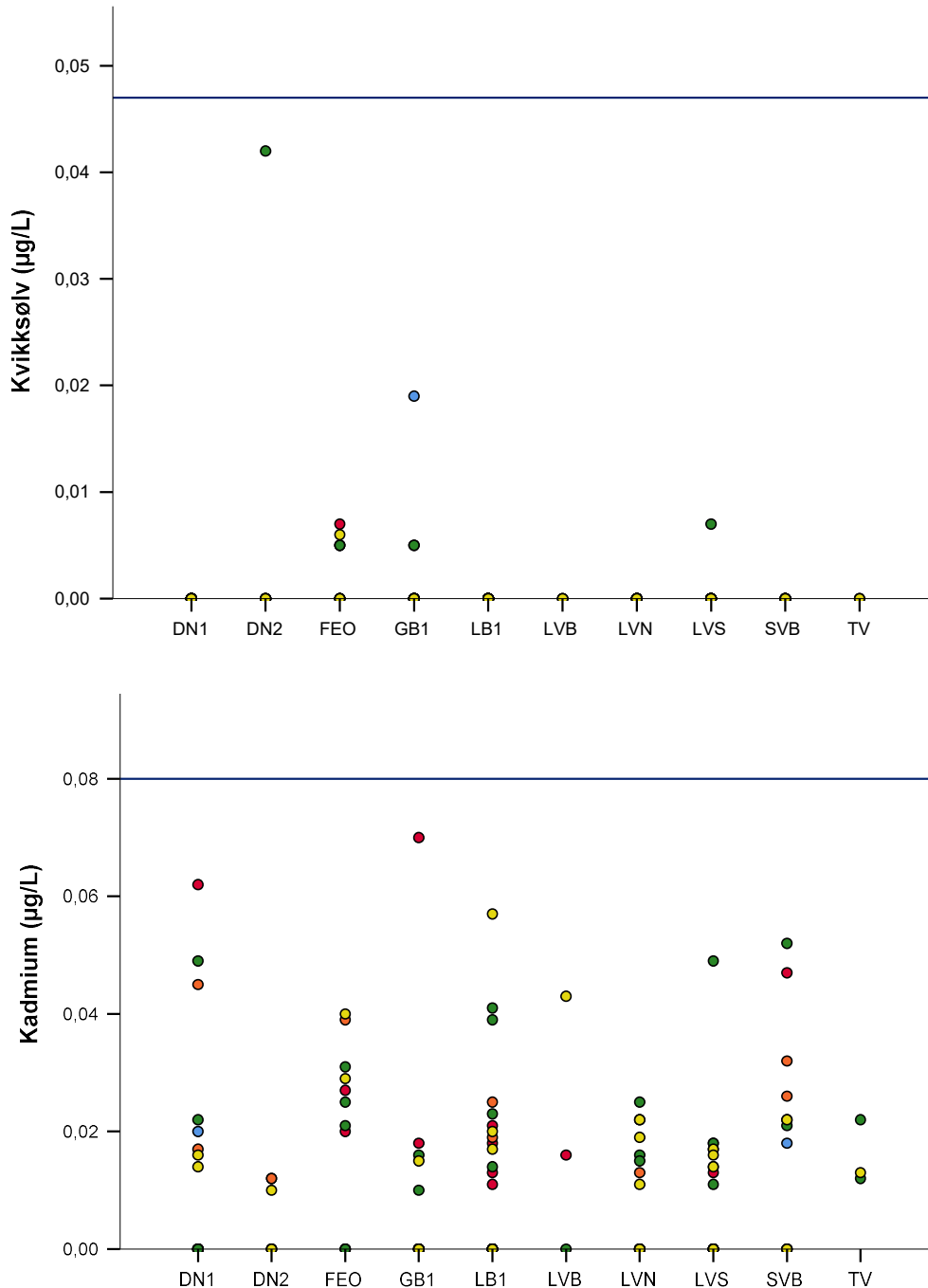
n = antall analyserte prøver per år. Blå celler = klasse I (bakgrunnstilstand), grønn = klasse II (god), oransje = klasse III (moderat) og rød klasse V (svært dårlig). For andre forbindelser er klassegrensene hentet fra Veileder M-608; rosa celler med rød skrift betyr snitt- eller maksimumkonsentrasjoner over grenseverdien for årlig gjennomsnitt (kronisk toksisitet: AA-EQS), lyse rød celler med svart skrift betyr snitt- eller maksimumkonsentrasjoner over grenseverdi for akutt toksisitet (MAC-EQS) mørkerød celler med hvit skrift betyr snitt- eller maksimumkonsentrasjoner over grenseverdi for akutt omfattende toksiske effekter (klasse V). i.a: ikke analysert.

| stasjon | år | n | Arsen | | | Bly | | | Kadmium | | | Kobber | | | Krom | | | Kvikksølv | | | Nikkel | | |
|---------|------|-----|-------|-------|-------|-------|------|-------|---------|-------|-------|--------|------|------|-------|------|------|-----------|-------|-------|--------|------|--|
| | | | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | max | snitt | sd | |
| DN1 | 2011 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 2014 | 1 | 0,0 | | 0,0 | 0,00 | | 0,00 | | 0,020 | | 0,020 | 4,8 | | 4,8 | 0,1 | | 0,1 | 0,000 | | 0,000 | 1,3 | |
| | 2015 | 5 | 0,2 | 0,2 | 0,5 | 0,28 | 0,28 | 0,58 | 0,012 | 0,028 | 0,062 | 3,7 | 1,1 | 4,9 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,3 | 0,7 | |
| | 2016 | 6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,012 | 0,020 | 0,049 | 3,2 | 0,4 | 3,9 | 0,3 | 0,8 | 1,9 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,1 | 0,6 | |
| | 2017 | | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,030 | 0,020 | 0,050 | 4,6 | 1,6 | 5,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,8 | 0,4 | |
| 2018 | | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 0,7 | 1,00 | 0,02 | 0,00 | 0,02 | 11,4 | 13,6 | 21,0 | 0,4 | 0,6 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,5 | 2,4 | | |
| DN2 | 2015 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 0,99 | | 0,99 | 0,000 | | 0,000 | 5,0 | | 5,0 | 0,5 | | 0,5 | 0,000 | | 0,000 | 2,1 | | |
| | 2016 | 2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,3 | 1,8 | 2,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,021 | 0,030 | 0,042 | 1,0 | 1,4 | |
| | 2017 | | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,19 | 0,27 | 0,38 | 0,010 | 0,000 | 0,010 | 3,0 | 0,1 | 3,0 | 0,3 | 0,4 | 0,6 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,8 | 0,8 | |
| | 2018 | | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,005 | 0,007 | 0,010 | 1,3 | 0,87 | 1,9 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,0 | 0,11 | |
| FEO | 2015 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,40 | 0,19 | 0,62 | 0,016 | 0,014 | 0,027 | 34,7 | 10,0 | 45,0 | 1,5 | 0,3 | 1,7 | 0,004 | 0,004 | 0,007 | 10,2 | 2,5 | |
| | 2016 | 6 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,24 | 0,19 | 0,44 | 0,013 | 0,014 | 0,031 | 23,3 | 5,5 | 30,0 | 1,1 | 0,3 | 1,3 | 0,002 | 0,003 | 0,005 | 6,9 | 1,2 | |
| | 2017 | 1 | 0,0 | | 0,0 | 0,31 | | 0,31 | 0,040 | | 0,040 | 28,0 | | 28,0 | 1,3 | | 1,3 | 0,000 | | 0,0 | 8,2 | | |
| | 2018 | | 0,4 | 0,1 | 0,5 | 0,45 | 0,02 | 0,46 | 0,030 | 0,010 | 0,040 | 26,5 | 13,4 | 36,0 | 1,3 | 0,5 | 1,7 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 6,8 | 1,4 | |
| GB1 | 2014 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 0,36 | | 0,36 | 0,000 | | 0,000 | 18,0 | | 18,0 | 0,8 | | 0,8 | 0,019 | | 0,019 | 2,6 | | |
| | 2015 | 7 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,21 | 0,30 | 0,76 | 0,013 | 0,026 | 0,070 | 14,3 | 3,8 | 18,0 | 1,1 | 0,9 | 2,7 | 0,000 | 0,000 | 0,005 | 2,4 | 0,9 | |
| | 2016 | 6 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,18 | 0,28 | 0,59 | 0,004 | 0,007 | 0,016 | 10,7 | 5,9 | 22,0 | 1,5 | 2,4 | 6,1 | 0,000 | 0,000 | 0,005 | 1,8 | 1,1 | |
| | 2017 | 1 | 0,3 | | 0,3 | 0,00 | | 0,00 | 0,000 | | 0,000 | 20,0 | | 20,0 | 0,7 | | 0,7 | 0,000 | | 0,0 | 2,3 | | |
| | 2018 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,13 | 0,18 | 0,25 | 0,008 | 0,011 | 0,015 | 11,7 | 7,6 | 17 | 0,49 | 0,69 | 0,97 | 0 | 0 | 0 | 1,9 | 0,42 | |
| LB1 | 2014 | 1 | 0,0 | | 0,0 | 0,00 | | 0,00 | 0,000 | | 0,000 | 8,9 | | 8,9 | 0,0 | | 0,0 | 0,000 | | 0,000 | 1,1 | | |
| | 2015 | 11 | 0,2 | 0,1 | 0,3 | 0,09 | 0,16 | 0,42 | 0,006 | 0,008 | 0,021 | 7,4 | 1,6 | 10,0 | 0,5 | 0,7 | 2,2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 2,0 | 0,8 | |
| | 2016 | 10 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,012 | 0,017 | 0,041 | 6,1 | 1,0 | 8,3 | 0,2 | 0,6 | 1,9 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,4 | 0,6 | |
| | 2017 | | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,020 | 0,000 | 0,030 | 6,6 | 0,2 | 6,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,3 | 0,1 | |
| | 2018 | | 0,2 | 0,2 | 0,6 | 0,11 | 0,25 | 0,56 | 0,020 | 0,020 | 0,060 | 3,4 | 1,5 | 5,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,9 | 0,9 | |
| LVB | 2015 | 1 | 0,0 | | 0,0 | 0,00 | | 0,00 | 0,016 | | 0,016 | 4,2 | | 4,2 | 0,0 | | 0,0 | 0,000 | | 0,000 | 1,3 | | |
| | 2016 | 1 | 0,0 | | 0,0 | 0,00 | | 0,00 | 0,000 | | 0,000 | 0,0 | | 0,0 | 0,0 | | 0,0 | 0,000 | | 0,000 | 0,0 | | |
| | 2017 | 1 | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | 0,6 | | 0,6 | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | |
| | 2018 | 1 | 0,3 | | 0,3 | 0,33 | | 0,33 | 0,040 | | 0,040 | 4,2 | | 4,2 | 1,8 | | 1,8 | 0,000 | | 0,0 | 3,5 | | |
| LVN | 2015 | 3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,51 | 0,26 | 0,81 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 8,7 | 4,9 | 14,0 | 0,4 | 0,4 | 0,7 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 2,3 | 0,2 | |
| | 2016 | 6 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,25 | 0,24 | 0,65 | 0,009 | 0,011 | 0,025 | 3,8 | 2,2 | 8,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,2 | 0,7 | |
| | 2017 | | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 0,27 | 0,04 | 0,29 | 0,020 | 0,010 | 0,020 | 3,3 | 0,0 | 3,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,5 | 0,2 | |
| | 2018 | | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,28 | 0,43 | 0,90 | 0,010 | 0,010 | 0,020 | 7,1 | 9,3 | 21,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,7 | 1,6 | |
| LVS | 2014 | 2 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 1,56 | 1,61 | 2,70 | 0,009 | 0,013 | 0,018 | 4,3 | 0,7 | 4,8 | 0,3 | 0,5 | 0,6 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 2,2 | 1,3 | |
| | 2015 | 5 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 2,48 | 1,29 | 3,90 | 0,005 | 0,007 | 0,014 | 4,1 | 1,0 | 5,2 | 0,3 | 0,4 | 0,8 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 1,9 | 0,4 | |
| | 2016 | 6 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 2,18 | 1,81 | 4,50 | 0,016 | 0,018 | 0,049 | 3,9 | 1,6 | 5,8 | 0,3 | 0,4 | 0,9 | 0,001 | 0,003 | 0,007 | 1,6 | 0,7 | |
| | 2017 | | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 1,15 | 0,50 | 1,50 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 4,0 | 0,6 | 4,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 2,1 | 1,0 | |
| | 2018 | | 0,2 | 0,1 | 0,3 | 0,51 | 0,73 | 1,60 | 0,010 | 0,010 | 0,020 | 2,7 | 1,3 | 3,7 | 0,3 | 0,6 | 1,2 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 1,4 | 0,5 | |
| SVB | 2014 | 1 | 0,4 | | 0,4 | 5,00 | | 5,00 | 0,018 | | 0,018 | 7,4 | | 7,4 | 1,6 | | 1,6 | 0,000 | | 0,000 | 7,3 | | |
| | 2015 | 4 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | 5,80 | 2,94 | 10,00 | 0,017 | 0,022 | 0,047 | 4,8 | 1,5 | 6,7 | 0,4 | 0,5 | 1,0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 3,3 | 1,0 | |
| | 2016 | 3 | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 3,40 | 2,90 | 6,20 | 0,024 | 0,026 | 0,052 | 4,2 | 1,9 | 6,3 | 0,2 | 0,3 | 0,6 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 2,6 | 1,6 | |

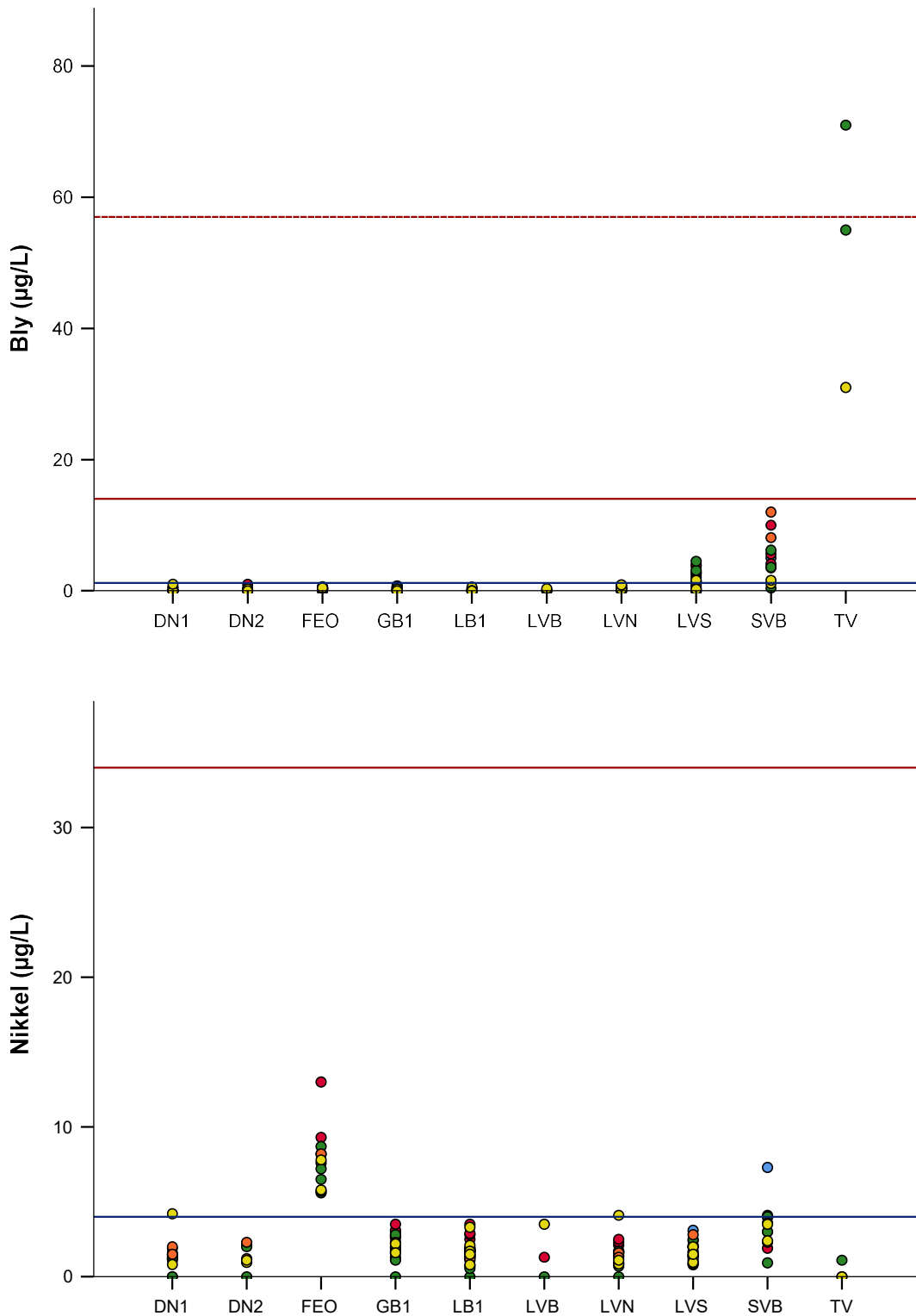
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|--|------|---|-----|-----|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------|-------|-------|-----|-----|
| | | 2017 | | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 10,05 | 2,76 | 12,00 | 0,030 | 0,000 | 0,030 | 5,9 | 2,6 | 7,7 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 3,0 | 0,9 |
| | | 2018 | | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,35 | 0,35 | 1,60 | 0,010 | 0,020 | 0,020 | 2,4 | 0,4 | 2,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,0 | 3,0 | 0,8 |
| TV | | 2016 | 2 | 0,8 | 0,2 | 1,0 | 63,00 | 11,31 | 71,00 | 0,017 | 0,007 | 0,022 | 4,0 | 4,2 | 7,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,6 | 0,8 |
| | | 2017 | | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a | i.a |
| | | 2018 | 1 | 0,6 | | 0,6 | 31,00 | | 31,00 | 0,010 | | 0,010 | 0,5 | | 0,5 | 0,0 | | 0,0 | 0,000 | | 0,000 | | |

Kadmium og kvikksølv

Vi ser av Figur 27 at konsentrasjonen av kadmium ligger under grenseverdien for kronisk toksisitet (årlig gjennomsnittsverdi- AA-EQS) for alle prøvetakningsstasjoner. Kvikksølvkonsentrasjonen ligger også under grenseverdien for kronisk toksisitet (AA-EQS) for alle prøvetakningsstasjoner.



Figur 27. Konsentrasjoner (µg/L) av kadmium, kvikksølv, bly og nikkel i elver og tjern ved Bergen Lufthavn Flesland, og referanseområdet Træsvatn i 2014-2018. Markører: blå = 2014, rød = 2015, grønn = 2016, oransje = 2017 og gul = 2018. DN = Deponi nord, FEO = Fleslandselven øvre, GB1 = Gåstjørnsbekken, LB1 = Lønningsbekken, LVB = Lindevikabekken, LVN = Langavatn nord, LVS = Langavatn sør, SVB = Storeveitabekken og TV = Træsvatn. Blå linje markerer grensen for kronisk toksisitet (AA-EQS); rød, heltrukket linje markerer grensen for akutt toksisitet (MAC-EQS) og rød, stiplet linje markerer grenseverdien for tilstandsklasse V-Svært dårlig. Over denne verdien er fare for omfattende akutt toksisitet for vannlevende organismer.



Figur 27. Forts

Bly og nikkel

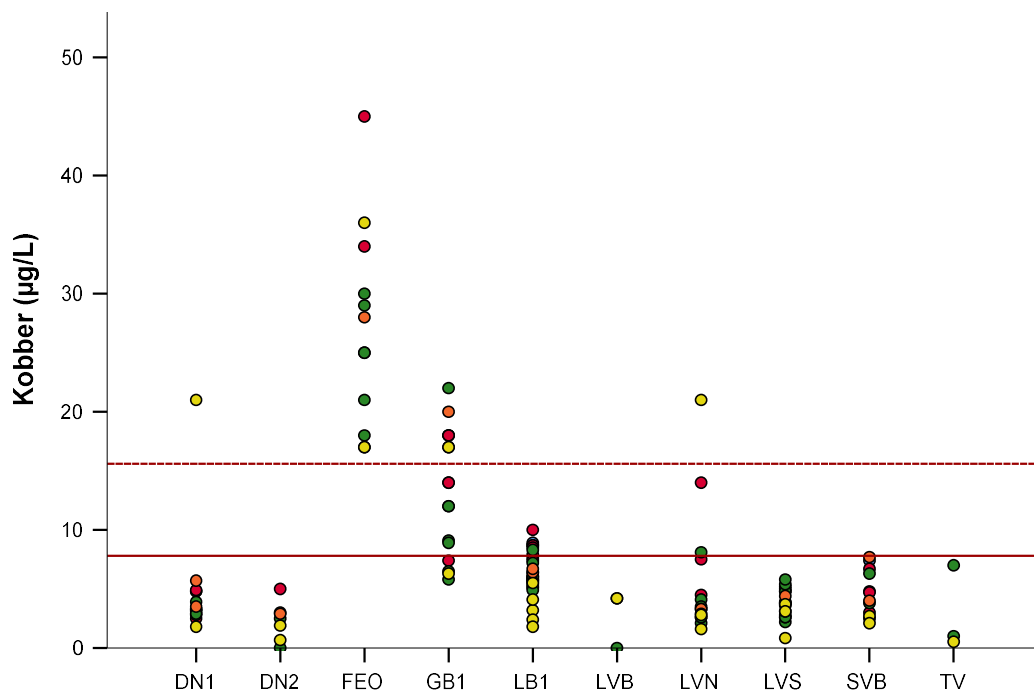
Området ved Træsvatn ble tidligere brukt til leirdueskyting, og dette er en sannsynlig årsak til de høye blykonsentrasjonene i vannet (Haave og Velle 2016). Træsvatn, Store veitabekken og Langavatn har de høyeste konsentrasjonene av bly i området, og forholdene er relativt uendret fra tidligere. Konsentrasjonene av nikkel viser verdier under grenseverdien for kronisk toksisitet ved alle stasjoner unntatt Fleslandselven, der alle målingene i 2017 og 2018 viser konsentrasjoner over AA-EQS, tilsvarende som i 2015 og 2016.

Kobber

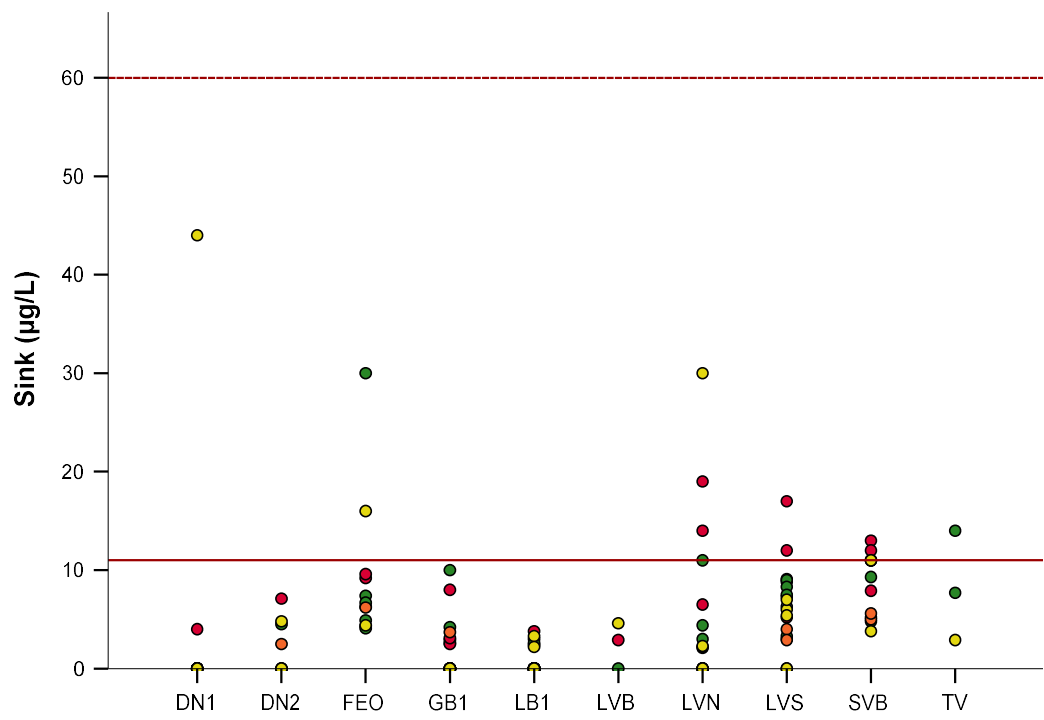
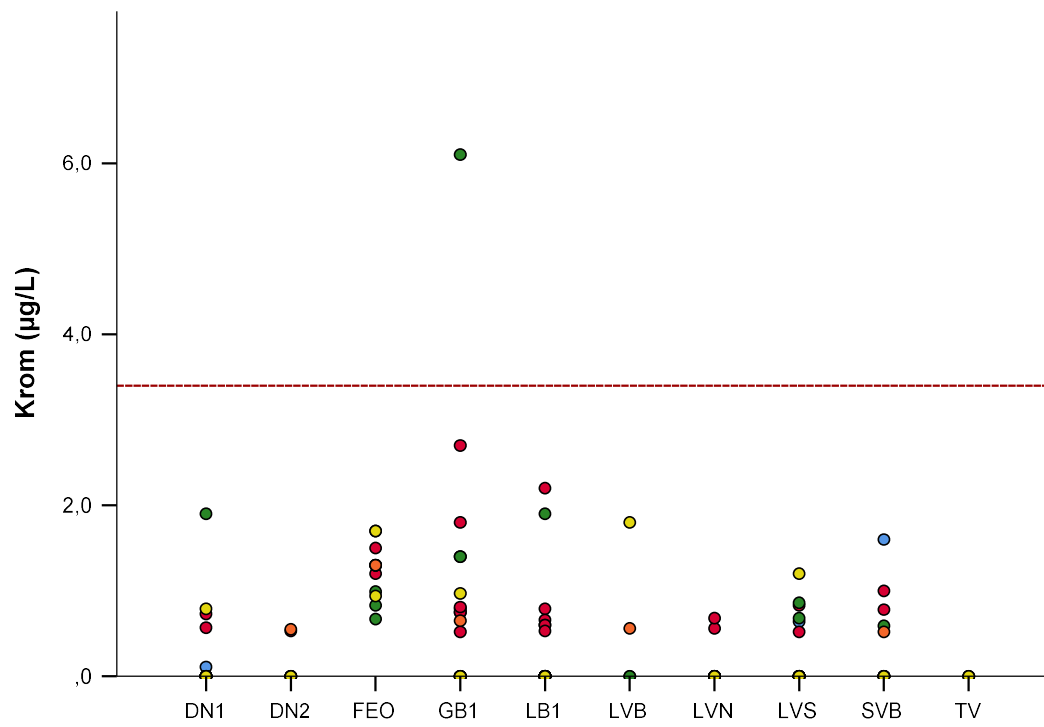
Grenseverdiene for kobber er like for AA-EQS og MAC-EQS, og dermed er det kun grenseverdien for MAC-EQS som er vist i Figur 28, sammen med grenseverdien for tilstandsklasse V. For kobber har konsentrasjonen i Fleslandselven og Gåstjørnsbekken vært høy, og omtrent årlig over grensen til tilstandsklasse V (svært dårlig og fare for omfattende akutt toksisitet). Både Deponi nord 1 og Langavatn nord har i 2018 konsentrasjoner av kobber over grensen til tilstandsklasse V. For Lønningsbekken har konsentrasjonen noen ganger vært over grensen for akutt toksisitet (MAC-EQS) (Figur 28). Stasjonene som ligger i området nedenfor flystripen vil motta avrenning fra rullebanen (Figur 28), og hypotesen er at kilden til metaller kommer fra erosjon av metall i bremseklosser og flyskrog, eller fra utslipp av eksos. En annen mulighet er utslipp fra kjøretøy og annen drift av flyplassen eller at kobberet stammer fra militær aktivitet ved Flesland. I gamle skyte- og øvingsfelt i Norge finnes det til dels store mengder bly, kobber, sink, antimon og andre metaller fra ammunisjon (Andersen, Forchhammer et al. 2017).

Krom og sink

Grenseverdiene når det gjelder krom er like for alle tilstandsklasser og det er dermed kun tegnet inn grenseverdi for tilstandsklasse V- svært dårlig i Figur 28. Alle verdiene for krom for alle år ligger under denne grenseverdien, utenom en måling i 2016 for Gåstjørnsbekken, hvor konsentrasjonen indikerer fare for omfattende akutt toksisitet for vannlevende organismer. For sink er grenseverdiene lik for AA-EQS og MAC-EQS og dermed er kun grenseverdi for MAC-EQS tegnet inn i Figur 28. De fleste verdier for alle stasjoner ligger under grensen for akutt toksisitet (MAC-EQS) foruten noen enkeltmålinger for enkelte år. Ingen verdier av sink ligger over grenseverdien for tilstandsklasse V.



Figur 28. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) av tungmetallene kobber, krom og sink i elver og tjern ved Bergen Lufthavn Flesland, og referanseområdet Træsvatn i 2014-2018. Markører: blå = 2014, rød = 2015, grønn = 2016, oransje = 2017 og gul = 2018. DN = Deponi nord, FEO = Fleslandselven øvre, GB1 = Gåstjørnsbekken, LB1 = Lønningsbekken, LVB = Lindevikabekken, LVN = Langavatn nord, LVS = Langavatn sør, SVB = Storeveitabekken og TV = Træsvatn. For sink og kobber markerer rød heltrukket linje grensen for kronisk toksisitet (AA-EQS) og akutt toksisitet (MAC-EQS), mens rød stiplet linje markerer grenseverdien for tilstandsklasse V-Svært dårlig. For krom markerer rød stiplet linje markerer grenseverdien for kronisk toksisitet (AA-EQS), akutt toksisitet (MAC-EQS) og tilstandsklasse V-Svært dårlig. Over verdien for tilstandsklasse V er det fare for omfattende akutt toksisitet for vannlevende organismer.



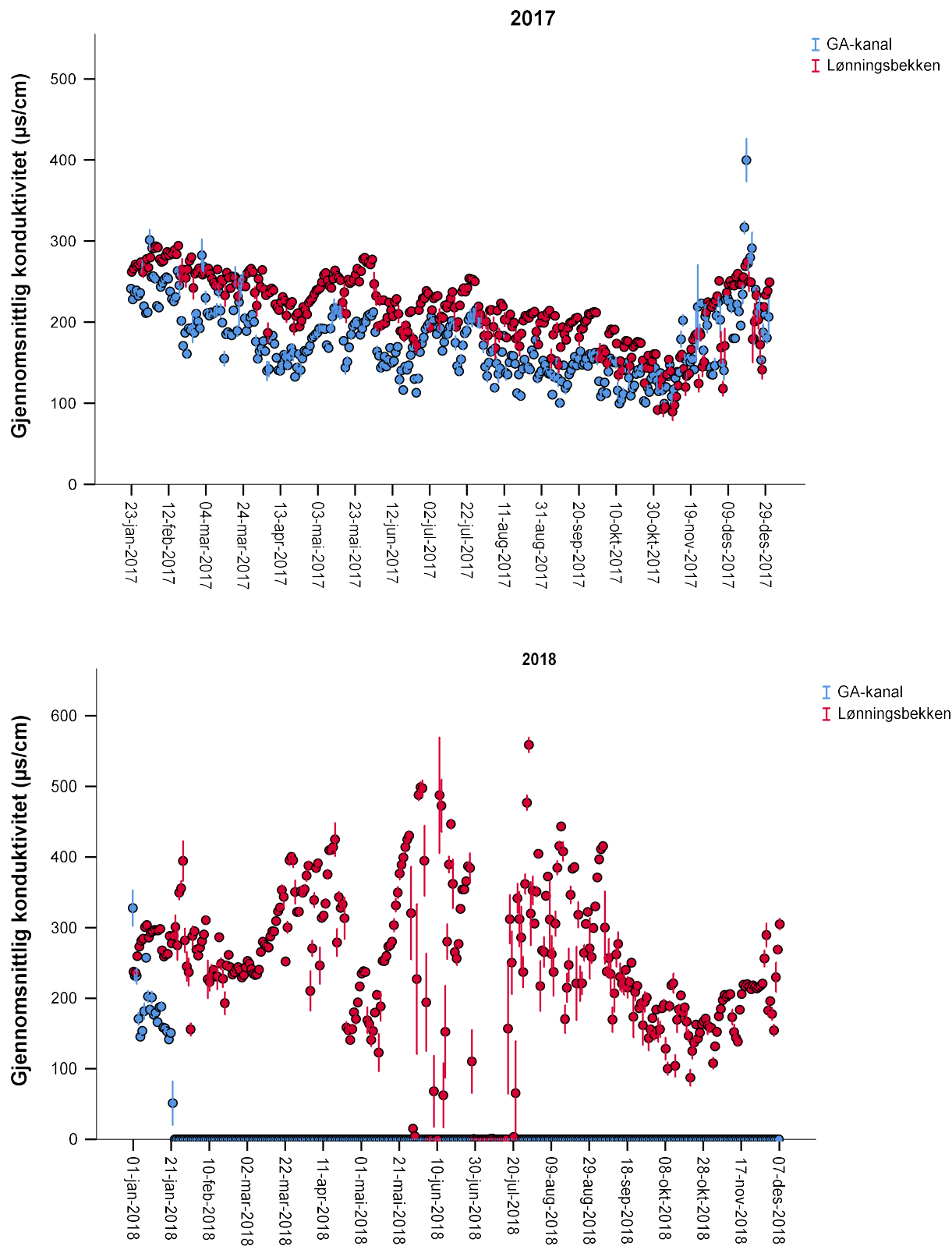
Figur 28. Forts.

4.5 Ikke prioriterte stoffer – kjemikalier fra driften av flyplassen

I likhet med tidligere målinger (Haave and Velle 2016, Haave 2017), viste heller ikke analysene av vannprøver i 2017 eller 2018 høye formiatkonsentrasjoner. De fleste målinger var under kvantifiseringsgrensen, og vil derfor ikke gi meningsfull informasjon om variasjon. Samtidig måling av konduktivitet i GA-Kanal og Lønningsbekken i 2017 viser derimot at konduktiviteten varierer betydelig (36-501 $\mu\text{s}/\text{cm}$, Figur 29). GA-kanalen har generelt lavere konduktivitet enn Lønningsbekken, men med stor døgnvariasjon noen døgn, og maksimalverdi på 501 $\mu\text{s}/\text{cm}$. For 2018 er det i hovedsak konduktivitetsdata fra Lønningsbekken som er tilgjengelig. Også her ser vi at konduktiviteten varierer betydelig med variasjoner fra 1,5-672 $\mu\text{s}/\text{cm}$ på enkeltmålinger, og ofte med store variasjoner fra dag til dag. Om denne variasjonen skyldtes måleapparatet eller gjenspeiler virkeligheten er usikkert. Nullverdier er utelatt fra gjennomsnittet i Figur 29 (gjelder for 2018).

Formiat i vann medfører økning i pH, men brytes raskt ned under forbruk av oksygen. Høye konsentrasjoner av formiat i tjern kan i verste fall medføre oksygenfattig bunnvann. Konduktiviteten vil øke med innholdet av formiat, og ved 1000 mg/L formiat vil konduktiviteten som følge av formiatet stige til ca. 150 mS/m (=1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), som er under den maksimale konduktiviteten målt i GA-kanalen. 3500 mg formiat/L representerer LC50_{96h}, og 1000 mg formiat er derfor vurdert som tålegrense under LC50 over kort tid. Med konduktivitetsmålinger på over 650 $\mu\text{s}/\text{cm}$ antyder dette at man i perioder overstiger formiatkonsentrasjoner på 1000 mg/L. Konduktiviteten kan også øke som følge av andre salter, men når dette skjer i kuldeperioder med bruk av formiat kan man anta at økningen skyldes formiatbruken. For vannloppen *Daphnia magna* er Predicted No effect Concentration (PNEC) av K-formiat 540 mg/L. Påvirkningen på D.Magna i forsøket ble da tilskrevet oksygenforbruk og pH-endring, heller enn direkte toksiske effekter av formiatet. Det blir også antatt at kombinasjonen av veisalt (NaCl) og Kaliumformiat vil være ekstra belastende for miljøet og mikrobene i resipienter (Kronvall 2008). Ved spørsmål om man overstiger samlet tålegrense kan det være grunn til å systematisk overvåke både kloridinnhold og formiatkonsentrasjon i tillegg til konduktivitet for å etablere eventuelle årsakssammenhenger.

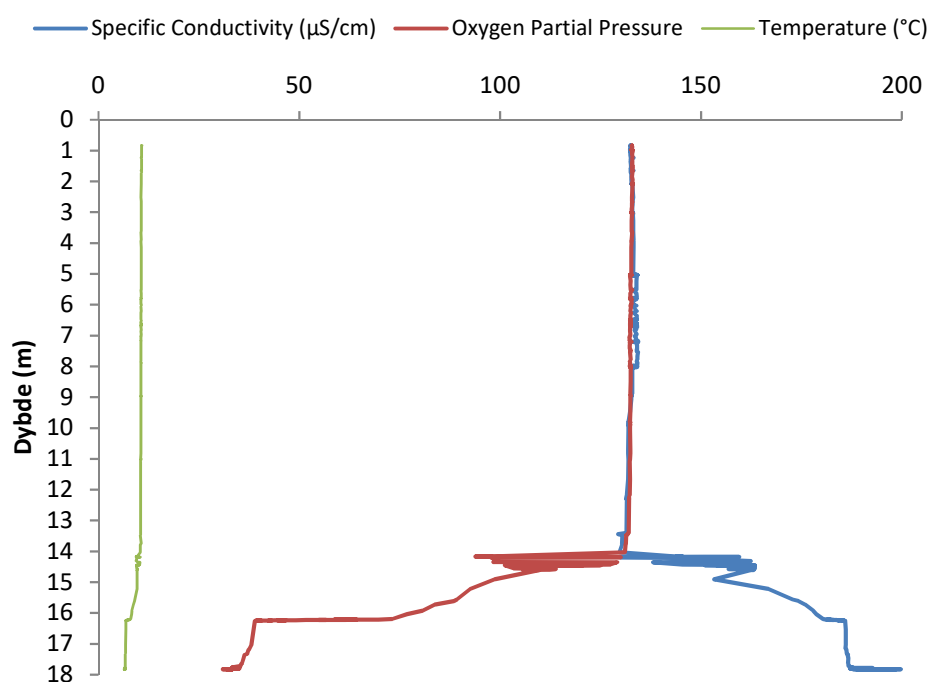
Konduktiviteten overstiger jevnlig 100 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Figur 29). For 2017 så vi de høyeste konduktivitetsverdiene i vintermånedene samt i mai, mens vi i 2018 så de høyeste verdiene i juni når formiat ikke benyttes på flyplassen. Dette betyr at de høye verdiene for vintermånedene 2017 kan skyldes bruk av formiat ved Flyplassen. De høye verdiene i mai 2017 og i 2018 kan ha blitt forårsaket av den kraftige tørkeperioden med lite tilsig av vann. Dette kan ha medført endringer i konsentrasjoner av eksisterende salter og formiat i elvene.



Figur 29. Gjennomsnittskonduktivitet (µs/cm) med 95 % konfidensintervall per dato for 2017 (øverst) og 2018 (nederst). Merk det er få målinger tilgjengelig i GA-kanal for 2018. Nullverdier er utelatt fra gjennomsnittet (2018).

4.6 Kjemiprofiler i Langavatn

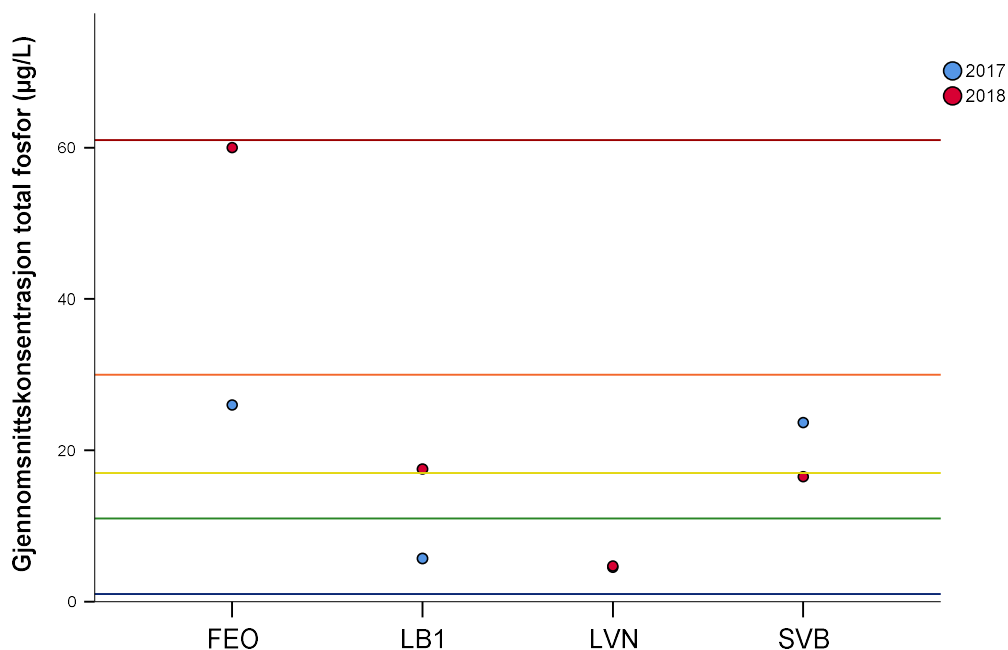
Målingene viser høyere konsentrasjoner av salter og lavere konsentrasjon av oksygen mot bunnen enn mot toppen av vannsøylen i Langavatn (Figur 30). Den øvre grenseverdien for konduktivitet i drikkevannskilder er ifølge Drikkevannforskriften 250 mS/s, mens verdiene mot bunnen av Langavatn var 200 mS/s. Temperaturen ved vannoverflaten (10,8 °C) indikerer at høstomrøringen av vannmassene ikke hadde skjedd før målingen. Oksygen og ledningsevne mot bunnen er dermed innenfor normalen på denne tiden av året, og vi forventer at verdiene vil være lave gjennom hele vannsøylen i løpet av høsten. Det er foreløpig lite sannsynlig at avrenning av avisningsmiddel fra flystripene har noen betydelig påvirkning på lagdelingen i Langavatn, selv om ledningsevnen mot bunnen kan øke noe etter kalde perioder med høy bruk av avisningsmiddel.



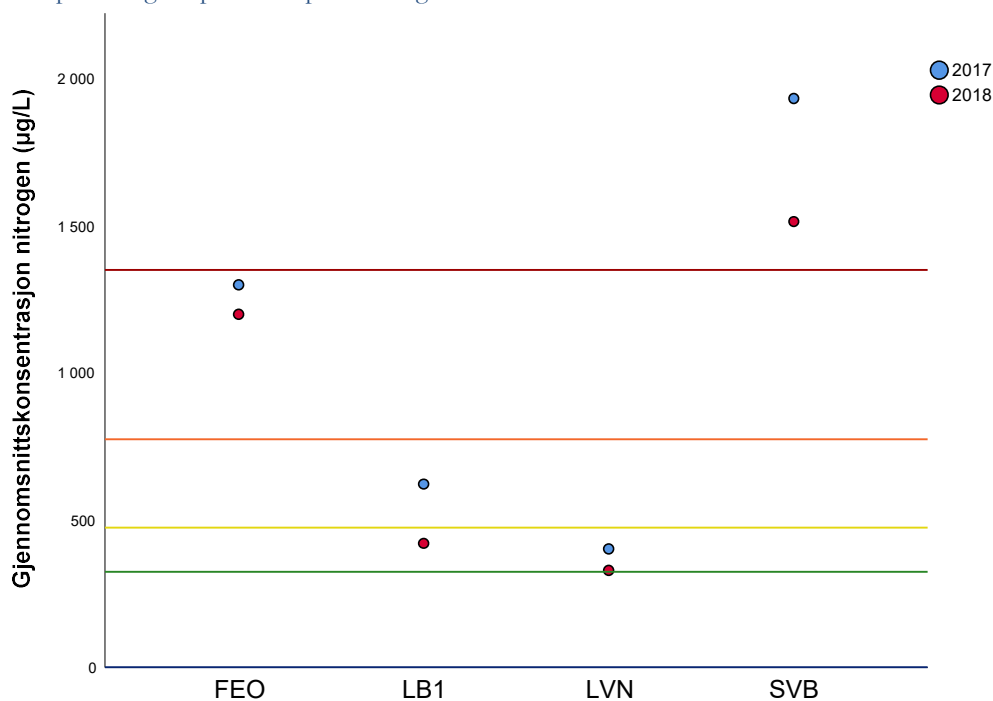
Figur 30. Dybdeprofiler av konduktivitet (ledningsevne, mS/s), oksygen (%O2) og temperatur, (°C) i Langavatn.

4.7 Fosfor og Nitrogen

Målte gjennomsnittsverdier av total fosfor og total nitrogen for årene 2017-2018 er vist i Figur 31 og Figur 32, og klassegrenser i henhold til revidert veileder for klassifisering av miljøtilstand i vann er inkludert. Målingene er gjort for Fleslandselven, Lønningsbekken, Langavatn nord og Store veitabekken. Fosfor konsentrasjonene er forhøyet i Fleslandselven og Store veitabekken. Gjennomsnittskonsentrasjonene for fosfor i Fleslandselven 2018 ligger akkurat under grensen til tilstandsklasse V – svært dårlig (>60 μg/L) og har en enkeltobservasjon på våren som overskrider denne verdien (data ikke vist). For 2017 ligger målte konsentrasjoner innenfor tilstandsklasse 3 – moderat for Fleslandselven. Nitrogen konsentrasjonene er forhøyet på alle lokaliteter, men høyest konsentrasjoner finnes spesielt i Store veitabekken som overskrider klassegrense V-svært dårlig, og også i Fleslandselven som ligger innenfor klasse IV-dårlig. Fleslandselven har også enkeltverdier som overskrider klasse V (data ikke vist) i både 2017 og 2018.



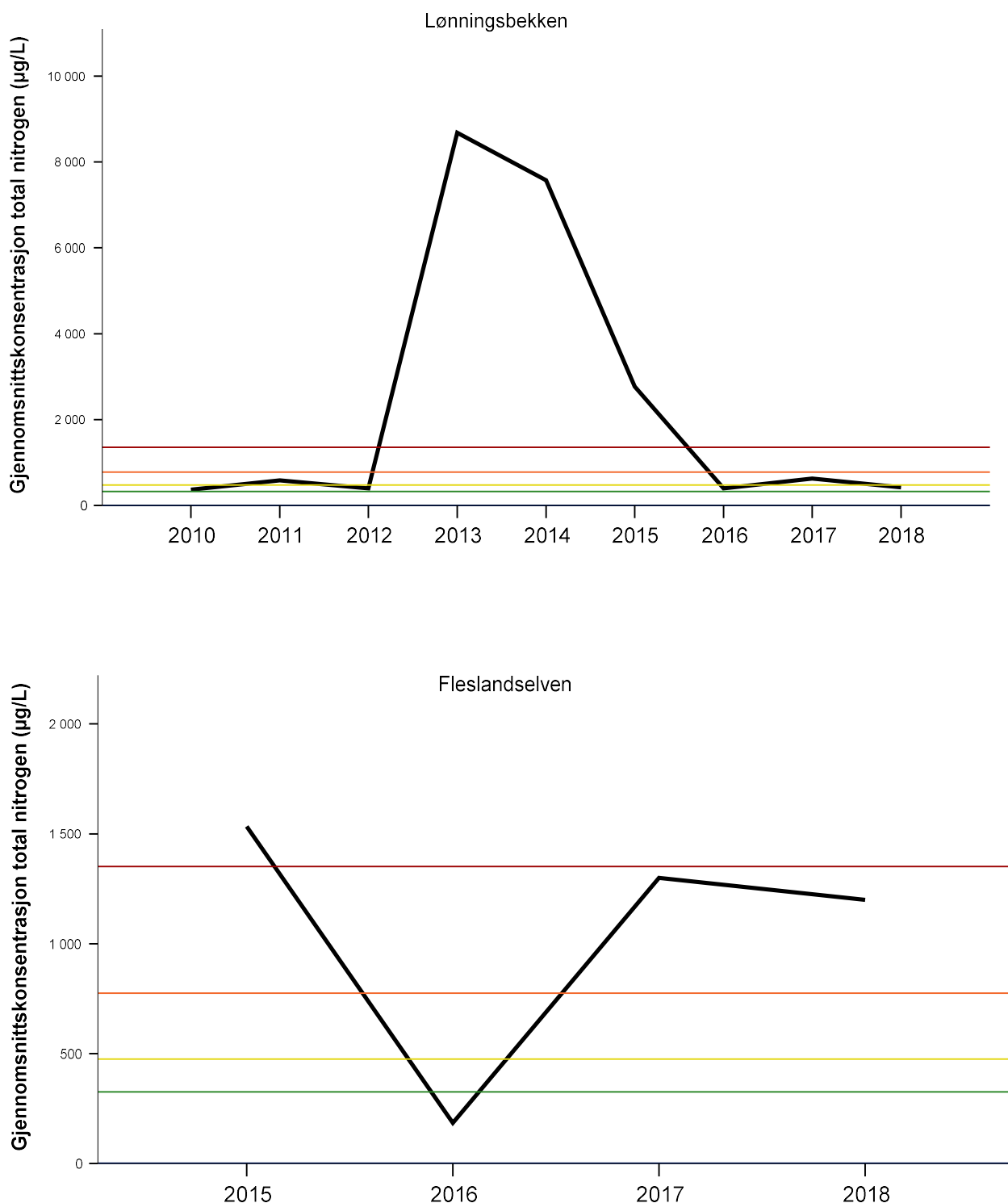
Figur 31. Klassegrenser for total fosfor elver (Vanndirektivet 2018): blå linje = svært god (1-11 µg/L), grønn linje = god (11-17 µg/L), gul linje = moderat (17-30 µg/L), oransje linje = dårlig (30-60 µg/L) og rød linje = svært dårlig (>60 µg/L). FEO = Fleslandselven øvre, LB1 = Lønningsbekken, LVN = Langavatn nord og SVB = Store veitabekken. Antall prøver og tidspunkt for prøvetaking varierer mellom år.



Figur 32. Klassegrenser for total nitrogen innsjø og elver (Vanndirektivet 2018): blå linje = svært god (1-325 µg/L), grønn linje = god (325-475 µg/L), gul linje = moderat (475-775 µg/L), oransje linje = dårlig (775-1350 µg/L) og rød linje = svært dårlig (>1350 µg/L). FEO = Fleslandselven øvre, LB1 = Lønningsbekken, LVN = Langavatn nord og SVB = Store veitabekken. Antall prøver og tidspunkt for prøvetaking varierer mellom år.

Sammenlignet med 2013-2015 er gjennomsnittskonsentrasjonen av total nitrogen lavere fra 2016 i Lønningsbekken (Figur 33). Det var en rask nedgang fra 2013. Dette resulterer i en oppjustering fra tidligere tilstandsklasse V (2015) til tilstandsklasse II i 2018. For Fleslandselven har gjennomsnittskonsentrasjonen av nitrogen vært mer stabil i perioden fra 2012 og frem til i dag, med unntak av veldig lav konsentrasjon i

2016. Fra tidligere rapporteringsperiode for nitrogen i Fleslandselven er tilstanden nå oppjustert fra tilstandsklasse V – svært dårlig til tilstandsklasse IV - dårlig. Antall prøver og tidspunkt for prøvetaking varierer mellom år og det er derfor knyttet noe usikkerhet til sammenligning mellom de ulike årene.



Figur 33. Gjennomsnitt av total nitrogen i Lønningsbekken og Fleslandselven 2010-2018. Linjene viser klassegrenser for total nitrogen der blå linje = svært god (1-325 µg/L), grønn linje = god (325-475 µg/L), gul linje = moderat (475-775 µg/L), oransje linje = dårlig (775-1350 µg/L) og rød linje = svært dårlig (>1350 µg/L). Antall prøver og tidspunkt varierer mellom år.

5 Vurderinger

5.1 Fleslandsvassdraget

Økologiske forhold har vært mer stabile i Fleslandsvassdraget enn i Lønningsbekken. Basert på bunndyrene er den organiske belastningen økt siden 2015, da elven oppnådde den beste økologiske status siden første måling i 2007. Dette viser at avrenningen av uomsatt nitrogen fra anleggsvirksomhet, fjellboring og sprengningsarbeid fortsatt pågår. Den økologiske tilstanden i Store Veitabekken (øvre del av Fleslandsvassdraget) tilsvarer klasse «Moderat», noe som indikerer at det også tilføres næringssalter til vassdraget utenfor Bergen Lufthavn sitt område. Dette kan for eksempel stamme fra anleggsarbeidet med bybanen (se Figur 14) der det har vært gravearbeid og tipper som drenerer mot Store Veitabekken. Vannplanter indikerer også tilstandsklasse «Moderat». Det har ikke skjedd store endringer i artssamfunnet av vannplanter, men det bør nevnes at det pågår en gjengroing i vikene i Langavatn som ble undersøkt for vannplanter. Dette gjelder viken ved Langavatn Øst, og i enda større grad viken ved Langavatn Syd (Figur 11). Dette kan komme av at tilførselen av næringssalter har pågått over mange år.

Forekomst av ørret (anadrom og resident), ål og stingsild viser at samtlige opprinnelige forventede arter forekommer i vassdraget. Tetthetene av fisk er imidlertid svært lave, og lavere enn ved sist undersøkelse i 2015 (Velle, Haave et al. 2016). Det anadrome elvearealet er betydelig redusert av vandringsbarrierer, kanalisering og bekkelukking. Disse vandringshindrene inkluderer; 1. demning ved dammen på Flesland, 2. kulvert under Fleslandsveien, 3. utløp kulvert under rullebane og 4. rørlegging av ett løp under bybanesporer under Fleslandsveien. I øvre del av kulverten under rullebanen er det blitt bygget fiskepassasje. Ovenfor Langavatn skal kulverten opp mot Skjenavatn være passerbar for ørret, men det er uvisst om fisk kan vandre videre opp fra restene av Skjenavatn. Ål er i stand til å komme seg opp til Langavatn (pers. observasjon), men det ble som i 2012 og 2015 ikke funnet ål ovenfor flyplassområdet i 2018. Skjenakulverten er trolig en fysisk barriere for ål. Stingsildens habitatbruk er trolig også påvirket av de nevnte barrierer. Helt øverst i vassdraget fantes det ikke fisk i 2018. Dette kan også henge sammen med mudderbunnen som er etablert etter kanalisering, som hverken gir skjul eller gytehabitat for ørret. Ål og stingsild mangler også i denne delen av vassdraget, noe som også kan tyde på at denne delen kan tørke eller er utsatt for sterke periodiske forurensninger som kan være skadelig for fisk.

Samtlige av barrierene i vassdraget er menneskeskapte og kunstige. Også før lufthavnen ble opprettet var det kunstige vandringshindre i vassdraget. Flyfoto fra 1951 (Figur 1) viser minst to potensielle hindringer; demningen ved dammen var allerede etablert og ved utløpet av Langavatnet fantes også en demning som kan ha fungert som barriere for fisk. På strekningene som i dag er lagt i rør, men som fortsatt var åpne i 1951, er imidlertid ingen vandringsbarrierer synlige på flyfoto. Terrengets gradient i disse områdene gjør det heller ikke sannsynlig at det var noen form for barrierer her. Det betraktes derfor som lite sannsynlig at den opprinnelig tilstanden inkluderte naturlige vandringshinder, og hele vassdraget var sannsynligvis anadromt.

Store deler av elvearealet er lagt i rør og vannflater har blitt utfylt (~6,25 ha). Skjenavatn som opprinnelig hang sammen med Langavatn har blitt betydelig redusert. Så godt som hele Skjenavatn er per dags dato utfylt. Store deler av resterende elvestrekning har blitt steinsatt og kanalisert, spesielt i nedre deler. Forurensning av næringsstoffer og finsedimenter som tidligere (Velle m. fl 2016) hadde ført til mye algevekst ser ut til å ha gått tilbake. Tilførsel av silt/finsediment ble også observert fra nye steinsatte flomløp under bebyggelse nær Træsvatn, hvilket kan true det resterende brukbare gyteområdet ovenfor flyhavnen. Den naturlige grustilførselen er nesten opphørt på grunn av forbygning og kulverter. Disse fysiske endringene som førte til redusert konnektivitet og habitatkvalitet er sannsynligvis årsaken til at ungfisktetthet er gjennomgående lav i forhold til i nabovassdrag (Pulg, Barlaup et al. 2011).

Lave ungfisktettheter for 2018 kan også forklares med den langvarige tørken i sommermånedene som førte til perioder med svært lav vannføring (Terje Aarsand pers. med.) Kulpene i fisketrappen kan være et refugium for fisk under perioder med ekstrem tørke, men ved langvarig tørke er også disse kulpene utsatt og kan opphøre eller bli for varme/bli oksygenfattige. Fisken i kulpene er også i større grad utsatt for predasjon når den ikke kan rømme. Det kan være en god ide å tilføye rennende vann til Flesandsvassdraget dersom fiskene i løpet skal beskyttes. Her kan Langavatn brukes som magasin gjennom utforming av en rektangulær spalte, for eksempel 20 cm bred og 30-50 cm dyp med u-formete stålprofiler som tillater å sette inn trelekter slik at utsparingen kan reguleres og stenges igjen etter behov. På denne måten kan vannstanden og vannføringen finjusteres på 2-4 cm nivå. En åpning vil føre til senkning av Langavtan og dette må avveies mot ev. uønskete effekter andre steder i og langs vannet.

Defineres Fleslandselven som en vannforekomst vurderes miljøtilstand for fisk som «svært dårlig» ettersom sjørretpopulasjonen er redusert med mer enn 90 % fra den den estimerte opprinnelige populasjonsstørrelsen. Hovedårsakene til dette kan rangeres slik:

1. Vandringsbarrierer
2. Redusert habitatkvalitet (mangel på gytegrus, mindre skjul, forurensning o.l.)
3. Redusert elveareal (fylling og etablering av kulverter)

Miljømål: Miljøtilstanden kan forbedres vesentlig hvis anadrom fisk (sjørret) reetableres og bestanden og innvandring for ål sikres. Dette kan først og fremst gjøres med fiskepassasjer ved menneskeskapte vandringshindre, også under rullebanen, og restaurering av de resterende elveløpene. Dette er forenlig med dagens samfunnsnyttige bruk som flyplass. Reetablering og sikring av sjørret og ål ansees derfor som GØP for fisk.

5.2 Lønningsvassdraget

I Lønningsbekken har det periodevis vært lave oksygenverdier gjennom 2018. Dette skyldes mest sannsynlig ekstremt vær med en tørr og kald vinter og tørr og varm sommer, og med lite nedbør og lav avrenning. I tillegg kan lave oksygenverdier forsterkes av uomsatt nitrogen i sprengmassene i steinfyllingen ved Lønningen. Parkeringsplassen på Lønningen var ferdigstilt høsten 2018, og den ligger blant annet på sprengmasser. Dette området er hovedkilden til vannet som renner gjennom Lønningsbekken. Nitrogenet fungerer som gjødsel for alger og algeoppblomstring. Algene forbruker oksygen om natten (celleånding - gir lave oksygenverdier) og produserer oksygen om dagen (fotosyntese - gir høyere oksygenverdier). Maksimumsverdier for oksygen har derfor vært midt på dagen. Mangel på nedbør har ført til at nitrogenet ikke blir fortynnet og forsterker derfor gjødslingseffekten. Vi kan anta at nitrogenet i sprengmassene sakte vil utvaskes de neste årene slik at oksygenverdiene normaliseres. Bunndyrene indikerer «Moderat» økologisk tilstand (Figur 22) i øvre del av Lønningsbekken under perioden med tørke. Tilstanden er likevel noe bedre enn senere på året etter en perioder med mye nedbør. Dette indikerer at det ikke er nødvendig med spesielle tiltak under perioder med tørke, så lenge det renner vann gjennom bekken.

Sjørrethabitatet i Lønningsbekken vurderes som redusert først og fremst grunnet den reduserte vannføringen i vassdraget, men i tillegg også av forurensning. Produksjonen av sjørret vurderes etter årets resultater fra kvantitativt elfiske på faste stasjoner til å ha blitt redusert med 100 %. Miljøtilstanden for fisk blir «svært dårlig» ettersom de menneskeskapte endringene i bestandsstørrelse har medført en reduksjon på 90 – 100 %. I 2015 ble ingen av de forventede fiskeartene ble funnet i vassdraget, og i 2018 ble kun 4 voksne ørret fanget under elfiske.

Forklaringen for bestandsreduksjonen ligger trolig i fraføring av vann ved flyplassen, særlig ved utbyggingen siden 2012 (da det var noe ørret her) og forurensning. De morfologiske forutsetningene er forholdsvis gode for sjørret i stryk og renner. Tilgang på gyteareal er imidlertid en begrensende faktor for ørret. Habitatforholdene er i områdene rundt Fleslandsveien redusert av fyllinger og forurensning. I deler av bekken rundt Fleslandsveien er substratet i hovedsak preget av finsedimenter og betongslam. Nedstrøms betongutslippet, forventes forhold som medfører akutt fiskedød i perioder. Forurensning og redusert vannføring vurderes som avgjørende flaskehals for sjørretproduksjonen i dag. Overvann bør renses og ledes fra flyplassområdet og inn i Lønningsbekken for å sikre tilstrekkelig vannspeil. Det bør også gjøres tiltak for å rydde opp i forurensningen, og hindre ytterligere forurensning av vassdraget. Elvebunnen i bekken bør restaureres i hele lengden og tilpasses den nye vannføringen.

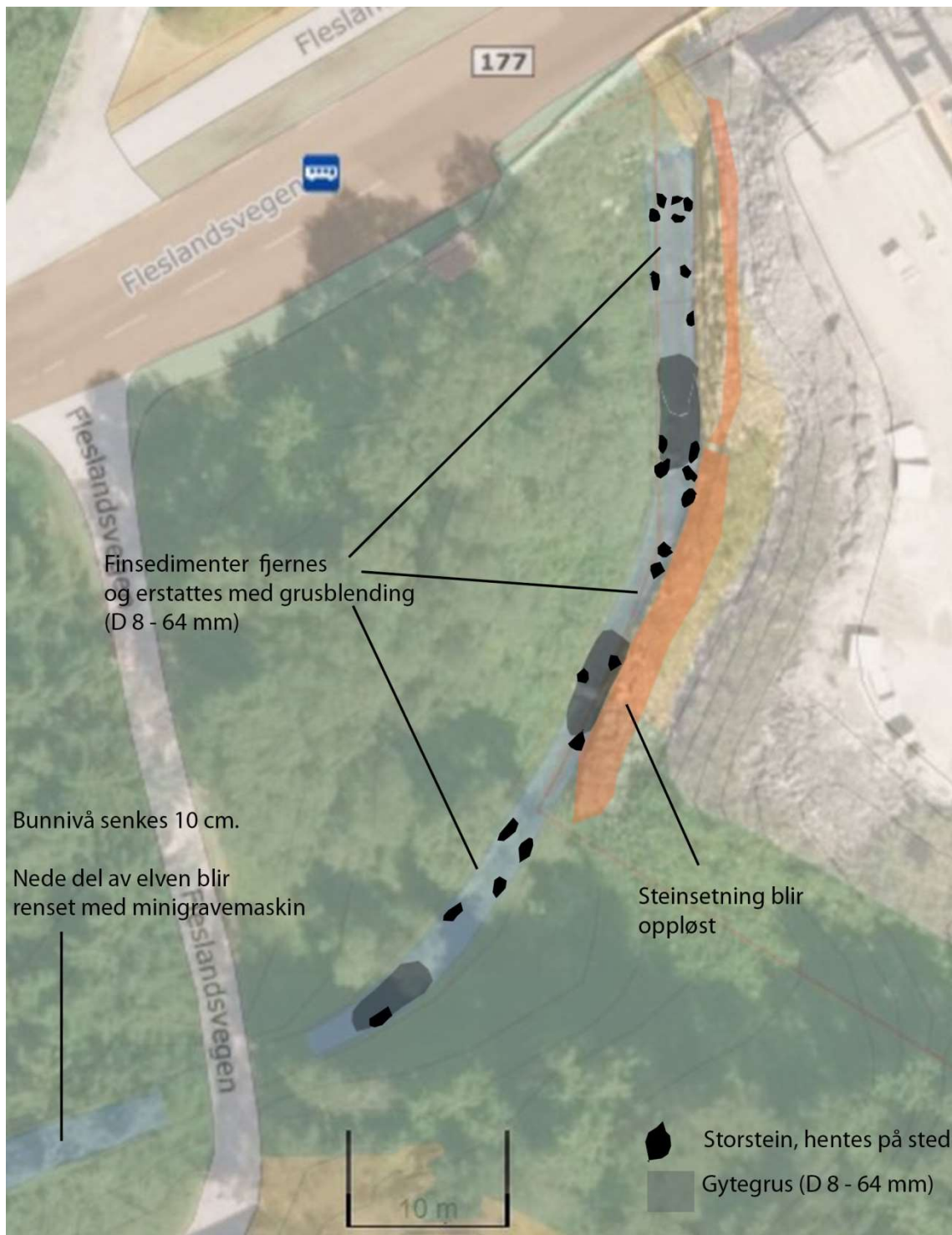
5.3 Restaurering av Lønningsbekken

Lønningsbekken har potensial til å bli velfungerende med god fiskerekuttering om forholdene legges til rette. Det er mulig å reetablere et habitat for sjørret og ål – også her ansees dette som realistisk miljømål for GØP fisk som lar seg forene med dagens arealbruk. Som et første trinn i restaureringen kan elvestrekken nedstrøms fylkesvei 177 Fleslandsvegen restaureres. Hovedfokus er på strekningen mellom Fleslandvegen og tilkomstvei til Lønningstrand Leirskole. Strekningen har 66 m lengde og god tilkomst fra vei 177 via en steinrampe på venstre elven. Det er ca. 0.5% fall, noe som tilsier at det kan tilrettelegges for gyteområder. Elven må samtidig holdes trang nok for å transportere finsedimenter videre, siden store kulper virker som sedimentasjonsbasseng. Det anbefales å lage en større kulp øverst i tiltaksområdet som virker som sedimentasjonsbasseng (Figur 34 og Figur 35). Dette kan dempe effekten av finsedimentutslipp fra områder oppstrøms.

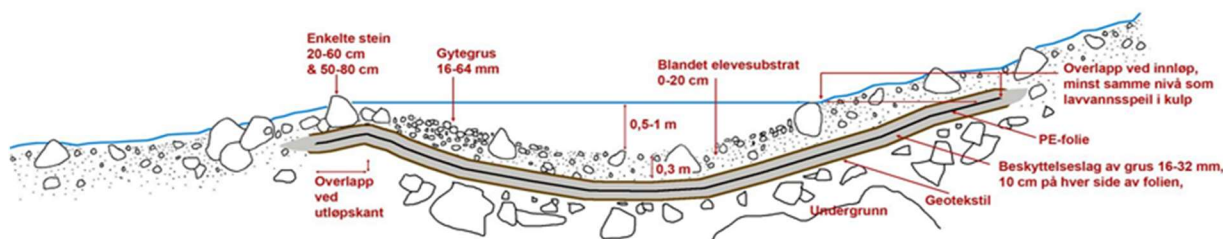
Hele elvestrekken er dekket av finsedimenter, som først må fjernes. Terskler i elvestrekingen fjernes, og grus og stein kan oppbevares og brukes for utforming av elven. Steinsetning på venstre elveleie fjernes der det er mulig og steiner blir sett i elvekanten og midt i elven. Der steinrampen ikke kan fjernes kan hull fylles med jord og beplantes med trær (Figur 36). Det kan lages tre gytebrekk med gytegrus som blir stabilisert med enkelte rullestein og storstein (Figur 34-36). Resten blir utformet som kulp- (dybde max 0.5 m) og stryksekvens med substratblanding av 40% grus (8-64 mm), 50% rullestein (64-400 mm) og 10 % større stein (opp til 1000 mm). Det må sikres at ikke flere finsedimenter degraderer elven. Det derfor anbefales å lage en voll som hindrer at overflatevann fra industriområdet vaskes ut i elven.

Elvestrekningen nedstrøms tilkomstvei til Lønningstrand Leirskole og ned til sjøen ved Geitlapollen er 230 m lang. Her vil det være gunstig å bruke en minigravemaskin for å harve sedimentet. Formålet med harving av elvebunn er oppbrytning av armeringslaget og rensing av hulrommene i substratet slik at det skaffes mer skjul – og med dette bedre habitatforhold for ungfisk. Arbeidet gjennomføres ved hjelp av en ripper (helst) og en grabb (i visse tilfeller). På denne måten renses elvebunnen, grus og rullestein med mye hulrom imellom blir liggende mens finsediment spyles nedover. Det blir liggende i kulper og i elvemunningen der det er naturlig finsediment fra før av og der det ikke skader.

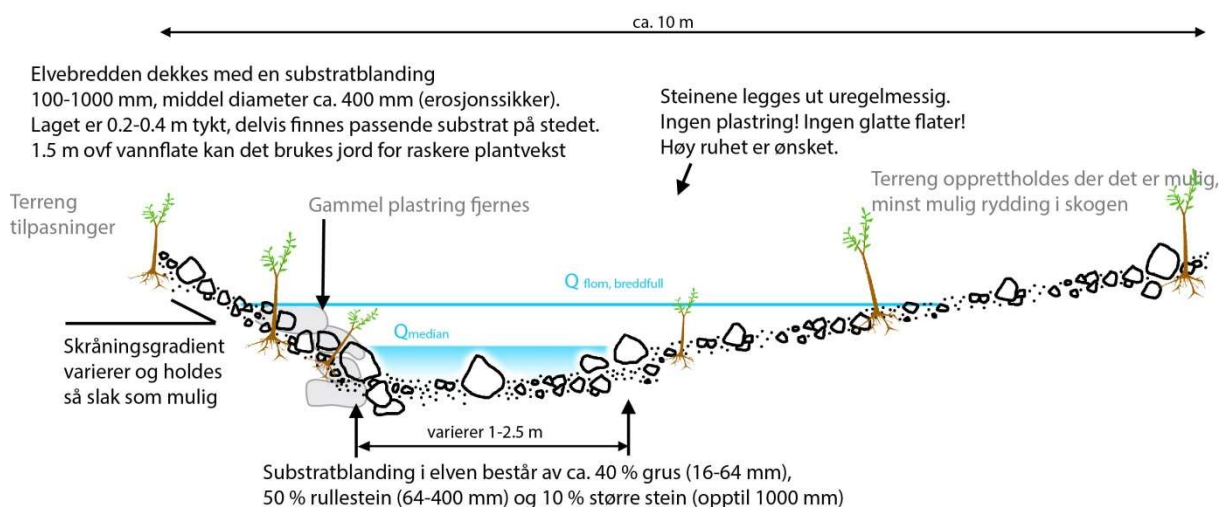
Under rensing av massene utformes morfologien av det fremtidige elvefaret. Grunnlag for utforming er naturlig elvemorfologi i tilsvarende vassdrag for å gi økt vannvolum. Jobben gjennomføres fra opp- til nedstrøms. I bratte partier utformes elven som kaskade-type, i flatere partier som kulp-stryk type. Det estimeres to dager arbeid med graver for å gjennomføre tiltaket. I tillegg trengs det ca. 30 m³ gytegrus på egnede steder. Etter restaurering bør vanddyp ligge mellom 1 og 0,2 m, vannhastighet mellom 0,1 og 1 m/s, og gruslaget skal være ca. 30 cm tykk. En gunstig blanding av gytegrus er 8-16 mm (10 %), 16-32 mm (70 %) og 32-64 mm (20 %) avrundet stein (elvegrus, morenegrus eller tromlet puk, ikke knust stein).



Figur 34. Tiltak for å øke tettheten av fisk i Lønningsbekken rett nedstrøms Fleslandsveien.



Figur 35. Prinsipp for hvordan lengdesnitt gjennom en kulp bør utformes.



Figur 36. Tverrsnitt gjennom tiltaksområdet der steinsetningen oppløses.

5.4 Kjemiske målinger

Perfluorerte forbindelser

Perfluorerte forbindelser (PFAS) har egenskapen at de verken er vann- eller fettløselige, og danner en film på vannoverflater. Mye nedbør og fravær av tele i bakken vil kunne øke avrenningen til vann, noe som vises gjennom lavere konsentrasjoner i vintermånedene med lite nedbør og tele (data ikke vist). For å få sammenliknbare målinger fra år til år vil det derfor være gunstig å ta prøver på samme tidspunkt av året, for eksempel om sommeren, dersom man ønsker et representativt bilde på utviklingen av konsentrasjonene over tid. De fysiske-kjemiske egenskapene som gjør at PFAS avviser fett, og heller ikke binder seg særlig godt til sediment, medfører at de derimot vil binde seg til og konsentreres i proteiner, og bioindikatorer, altså levende organismer som representerer området, kan derfor gi et bedre bilde på belastningen gjennom året.

Konsentrasjonene av PFOS i vannprøvene varierer gjennom året. Analysene viser at problemområdene er samlet rundt brannøvingsfeltene, og at kildene er både det nye og det gamle brannøvingsfeltet. Nivåene i Lindevikabekken har vært jevnt svært høye over flere år, og det er derfor sannsynlig at den største

avrenningen av PFOS ut fra området skjer gjennom Lindevikabekken. PFOS som har trukket ned i grunnen er mest sannsynlig spredt og vanskelig å rense. Grunnvann ved BØF-2 har svært høye verdier, slik at tiltak for å begrense denne spredningen vil ha størst effekt på total avrenning fra området.

Basert på målinger av grunnvannskummene ved BØF-2 er det sannsynlig at grunnvann ved BØF-2 er en viktig kilde til spredning av PFAS i området, og det kan derfor være mulig å definere et begrenset område for effektive avbøtende tiltak. Vurdering av sanering eller andre metoder for å fjerne eller immobilisere PFAS på stedet kan utredes videre, for eksempel ved bruk av aktivt karbon, organoclay e.l. Overvåking av tiltakenes effekt på sikt kan deretter gjøres i Langavatn og nedstrøms i elvene. Og ettersom brannøvingsfeltet ikke lengre er i bruk ved flyplassen kan slike tiltak bidra til å bringe område raskere nærmere naturtilstanden.

Tungmetaller

Enkelte tungmetaller er tydelig forhøyet i området. Høye nivåer av bly i Træsvatn-området er antatt å stamme fra blyhagl etter leirdueskyting, men drenering til Langavatn via Storaveitabekken medfører høye konsentrasjoner også i Langavatn. Det er først og fremst konsentrasjonen i Træsvatn som gir grunnlag for bekymring med hensyn til toksiske effekter og mulig fare ved menneskelig inntak av fisk fra vannet. Med tanke på prioriterte metaller, skal ikke bly og blyforbindelser slippes ut i miljøet. Træsvatn er derimot utenfor Bergen Lufthavns ansvarsområde, og en opprydning kan ikke pålegges Avinor. Fylkesmannens miljøvernnavdeling er informert om tilstanden.

Innholdet av kobber, krom og nikkel er fortsatt forhøyet nedenfor flystripen, noe som antyder at flystripen eller flyene kan være en kilde til disse metallene. Sinkoksid og kromater kan benyttes som korrosjonshemmere, for eksempel i maling eller flyenes drivstoff og det er også mulig at det er innhold av disse i korrosjonshemmeren som finnes i K-Formiat. Hvilke korrosjonshemmere som benyttes er ikke spesifisert i materialdatabladet til K-Formiat (Aviform® L50). Selv om % volum eller vekt korrosjonshemmer er lav ved påføring, vil dette over tid kunne utgjøre betydelige mengder. Sink er også innblandet i dekk gummi, som benyttes i gummi til landingshjul for fly. Det er betydelig slitasje av gummidekk ved landing, og dekkene skiftes etter 40-400 landinger (avinor, pers.komm). Gummipartikler fra dekkslitasje er påvist i sandfang ved flyplassområdet i undersøkelser utført ved Avinor (Haave, ikke publisert) noe som tyder på at avrenning av gummipartikler fra rullebanen kan medføre en kilde til sink i vannforekomstene ved flyplassen. Innholdet av metall i K-formiat kan undersøkes ved analyser for å avgjøre om dette er en potensiell kilde. Kobber kan stamme fra flyenes bremsesystemer (Velle m.fl. 2016).

I 2017 ble det benyttet passive prøvetakere for metall for å bedre kunne vurdere biotilgjengelige nivåer og potensielle toksiske effekter av f. eks kobber, som er særlig forhøyet. Prøvetakerene ble plassert i Fleslandselven (FEO), i Gåstjørnsbekken (GB) og ved utløpet av Langavatn sør (LVS) over en periode på 28 dager. Resultatene fra disse analysene viste at gjennomsnittskonsentrasjonene for biotilgjengelige metaller i vann, målt med passive prøvetakere, er betydelig lavere enn totalt metallinnhold i vann og bekker analysert ved oppslutningsmetode fra 2014-2016. Dette tyder på at mye av metallet i prøvene foreligger bundet til organiske partikler eller i en kjemisk form som ikke er biotilgjengelig for organismer (Zhang and Davison 1995). Det blir dermed ansett som lite sannsynlig at de målte verdiene av metaller ved disse stasjonene vil medføre toksiske effekter i vannlevende organismer. Haave (2017) viser mer om metoden og resultatene.

Sink er forhøyet i Langavatn, Store veitabekken og Fleslandselven, og enkelte analyser viser konsentrasjoner over grenseverdien for akutt toksisitet (MAC-EQS). Det betyr at det kan forekomme toksiske effekter på kort sikt. Sink ble ikke inkludert i analysene av biotilgjengelighet ved passive prøvetakere i 2017.

6 Konklusjoner

6.1 Samlet vurdering av miljøtilstand

Vassdragene rundt Flesland er ikke skilt ut som egne forvaltningsenheter, og bekkefeltet Flesland skal derfor også inngå i en felles økologisk klassifisering. Økologisk tilstand på Flesland er ifølge Vannforskriften påvirket negativt av organisk belastning og fraføring og kanalisering av vann. Både økologisk tilstand og biologisk mangfold har variert betydelig i Lønningsbekken og Fleslandselven de siste 15 årene. Dette kan være knyttet til endringer i ulike eksterne påvirkningsfaktorer i vassdragene. Lønningsbekken har for eksempel tørket ut under enkelte perioder, og er i dag påvirket av at Lønningstjern er fylt igjen og at vannet er forurenset av sement og finsedimenter fra Betong Vest AS. Dette er forventet å påvirke bunndyrsamfunnet og fisken negativt i bekken, og ødelegger tiltakene som har blitt utført.

Bunndyr og planter indikerer at den organiske belastningen i vassdragene er høy, og tilstanden tilsvarer «Dårlig» for bunndyr og «Moderat» for vannplanter. Samlet sett er organisk belastning «Dårlig», og uendret siden 2012. Kvalitetsmomentet fisk tilsier at statusen er «Svært dårlig». På grunn av prinsippet med at den verste styrer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) blir den samlede økologiske derfor «Svært dårlig» for Bergen lufthavn. De undersøkte lokalitetene har forringet økologisk status som følge av organisk belastning, og/ eller forringet habitat. I Store Veitabekken oppstrøms Langavatn er tilstanden «Moderat». En hovedkilde nedstrøms Langavatn og i Lønningsbekken kan være sannsynlig uomsatt nitrogen fra sprengstoff og uorganiske- og organiske næringspartikler fra finsedimenter avsatt under anleggsarbeid. I øvre deler av Fleslandsvassdraget har det også foregått anleggsarbeid i forbindelse med utbygging av bybanen. I Lønningsvassdraget har det nylig foregått omfattende anleggsarbeid rundt gamle Lønningtjern.

Tabell 18. Sammenlikning av miljøtilstand i Vassdragene ved Flesland i 2009, 2012, 2015 og 2018. Vi benytter det verste styrer prinsippet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) og vurderer miljøtilstand i henhold til det biologiske elementet fra Johnsen og Urdal (2011) som gir dårligst tilstand. Dette avviker fra Johnsen og Urdal (2011) som ga «Moderat» tilstand for Lønningsvassdraget i 2009.

| Vurderingsfaktor | År | Fleslandsvassdraget | Lønningsvassdraget |
|--------------------|------|---------------------|--------------------|
| Vannplanter | 2009 | - | - |
| | 2012 | Moderat | - |
| | 2015 | Moderat | - |
| | 2018 | Moderat | - |
| Bunndyrstatus | 2009 | Moderat | Dårlig |
| | 2012 | Dårlig | Moderat |
| | 2015 | Moderat | Dårlig |
| | 2018 | Dårlig | Dårlig |
| Fiskestatus | 2009 | Moderat | Moderat |
| | 2012 | Dårlig | Dårlig |
| | 2015 | Svært dårlig | Svært dårlig |
| | 2018 | Svært dårlig | Svært dårlig |
| Økologisk tilstand | 2009 | Moderat | Dårlig* |
| | 2012 | Dårlig | Dårlig |
| | 2015 | Svært dårlig | Svært dårlig |
| | 2018 | Svært dårlig | Svært dårlig |

Sammenliknet med tidligere år har det ikke skjedd forbedring av miljøtilstanden ved Flesland (Tabell 18). Forholdene har tidligere variert mellom «Dårlig» og «Moderat», og i 2015 og 2018 indikerer forholdene for fisk og fisketetthetene «Svært Dårlig» tilstand.

For klassifisering av miljøtilstand brukes biologiske parametere, mens kjemiske målinger utgjør støtteparametere. De kjemiske målingene som er utført konkluderer med at PFAS øker for en del stasjoner i belastede områder, noe som tyder på at det fremdeles foregår lekkasje fra høykontaminerte felt (BØF1 og BØF2). Situasjonen når det gjelder metaller er stort sett uendret i forhold til tidligere år eller noe bedret ved enkelte stasjoner. Episoder med høy konduktivitet kan skyldes bruk av formiat ved flyplassen og i slike perioder kan man ha mulige toksiske effekter av formiat. Det er behov for standardisering av prøvetaking for å kunne si noe om dette. I tillegg har det i perioder vært store variasjoner i konduktivitetsdata, og i noen perioder er data ikke tilgjengelig. Det er dermed behov for større kontroll med konduktivitetsmålerne for å sikre kvalitet på innhentet data.

6.2 «Sterkt modifiserte vannforekomst»

Miljøstatus i Vannforskriften defineres med sammenlikning mot en opprinnelig tilstand, der målsettingen blir å oppnå god økologisk tilstand. Sammenliknet med den opprinnelige tilstanden ved Flesland har utbyggingen ved Bergen lufthavn medført vesentlig negativ innvirkning gjennom hydromorfologiske endringer. Betydelige vanddekte arealer er fylt igjen med faste masser. Dette gjelder for eksempel Lønningstjern i sin helhet, det meste av Skjenavatnet og deler av Langavatn. I disse vassdragene er det ikke mulig å fjerne fysiske inngrep uten betydelig påvirkning på områdets bruk og funksjon. I Vannregion Vest er bekker i Fleslandsområdet og Langavatn nevnt (høring for reviderte miljømål gjennomført høst 2015) som elvevannforekomster og innsjøvannforekomster i risiko med standard miljømål (høring for reviderte miljømål). I 2016 vedtok vannregionen at vannforekomstene skal oppnå god økologisk tilstand innen 2021.

Dagens økologiske tilstand ved Flesland kategoriseres som «svært dårlig» og det betraktes som usannsynlig at miljøtiltak kan reetablere økologisk tilstand til tilnærmet opprinnelig nivå uten at vesentlige funksjoner til flyplassen reduseres. Uten gjenåpning av Fleslandselven vil det for eksempel ikke være mulig å oppnå tilstand – bare ut i fra de arealmessige forandringene. Betraktes bruk som flyplass som samfunnsnyttig vil det per definisjon være et «sterkt modifisert vannforekomst» (SMVF). I slike tilfeller er det ifølge Vanddirektivet lite hensiktsmessig å ha god økologisk tilstand som miljømål. I stedet for god økologisk tilstand får SMVF miljømålet «godt økologisk potensiale» (GØP), som er tilpasset den samfunnsnyttige bruken av vannforekomsten (Nerbø 2014). Vi anbefaler derfor at bekker i Fleslandsområdet og Langavatn får status som SMVF når arbeidet med å utarbeide i ny plan for vannregionen starter i 2019. Dette er også ifølge Vannregion Vest-Viken hensiktsmessig (pers. kom. Ole R. Sandven).

Det er vannregionmyndigheten som i samarbeid med vannregionutvalget skal bestemme hvilke vannforekomster som skal utpekes som sterkt modifiserte og som har ansvar for å utarbeide miljømål for disse vannforekomstene. Prosessen som leder til avgjørelser rundt SMVF kan starte etter innkomne forslag, og NORCE Miljø har vært i kontakt med Vassdragsforvaltningen Vannforekomster som utpekes som SMVF skal få egne miljømål som fastsettes med tiltaksmetoden. Dette innebærer en lokal tiltaksanalyse der miljømålet settes på bakgrunn av hvilke avbøtende tiltak som er realistiske. Vassdrag med et nedbørsfelt under 10 km² vil i utgangspunktet ikke vurderes som egen vannforekomst, men samlet med andre småvassdrag som ”bekkefelt”. Nedbørsfeltene ved Flesland under 10 km². Likevel ligger en intensjon i Vannforskriften at informasjon behandles på laveste geografiske nivå, samtidig som Vannforskriften tilsier

at alt vann skal forvaltes innen sitt nedslagsfelt. I dette tilfelle foreligger informasjon for de enkelte nedslagsfelt, slik at disse bør kunne skilles som SMVF uten å inkludere resten av vannforekomsten.

Når man tar utgangspunkt i miljømålet «Godt økologisk potensiale», er det rom for å forbedre dagens tilstand ved Bergen lufthavn uten at det går ut over selve bruken som flyplassen. Miljøtilstanden forbedres ved å fjerne vandringsbarrierer, redusere forurensingen, øke vannføring og vanddekket areal i Lønningsbekken, øke tilgjengelig gyteareal, fjerne fyllinger og forbedre ungfiskhabitatet. Videre bør man følge opp fiskepassasjen under rullebanen med fokus på hydrauliske betingelser, substrat og mulige fysiske endringer. I tillegg bør vandringsmuligheter for ål følges opp. Vandringshindre i området skal kunne utbedres uten at de påvirker områdets nyttefunksjon, og særlig vandringshindre i forbindelse veibygging (ref. kulvert under Fleslandsveien) fører i seg selv ikke til utpeking av SMVF (Nerbø 2014). Lønningsbekken har blitt rensert siden 2015, men det tilføres fremdeles noe sementslam til bekken. Dette bør ikke forekomme siden habitat og vannkjemi forringes og påvirker økologisk tilstand negativt. I Lønningsbekken bør man også følge opp den lave fisketettheten og påse at det blir en reproduserende bestand (se Kap 4.3).

Merk at § 5 tredje ledd i Vannforskriften spesifiserer at SMVF skal ha god kjemisk tilstand, hvilket innebærer at forurensning må reduseres betydelig. Vannforekomster med dårlig kjemisk tilstand i dag har som miljømål å oppnå god kjemisk tilstand innen 2021. Når det gjelder organisk belastning i Fleslandsvassdraget kan det se ut til at tilstanden er under forbedring, slik at avrenning av uomsatt nitrogen og steinstøv er stabil og på vei ned. Samtidig peker stikkprøvene på at metallforurensing har økt i omfang. Paragraf 12 er også sentral i Vannforskriften omhandler ny og/eller endret aktivitet som kan medføre forringelse. Før tiltak som kan forringe økologisk status iverksettes skal det utredes om hensikten med aktiviteten kan oppnås på en måte som er miljømessig bedre. I tillegg skal alle praktisk gjennomførbare tiltak settes inn for å begrense den negative virkningen. Det kreves videre at planlagte inngrep/utslipp skal dokumenteres. Det skal dokumenteres hvor inngrepet vil skje, hva som er dagens tilstand i vannforekomsten og hvordan det planlagte inngrepet vil påvirke tilstanden. Dette er en helhetlig tilnærming som omfatter alle typer aktiviteter som kan påvirke økologisk tilstand i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland.

7 Litteratur

M-608/2016 «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota» Miljødirektoratets rapportserie.

Andersen, R. E., K. Forchhammer and E. S. Laastad (2017). Forsvarsbyggs skyte - og øvingsfelt. Program tungmetallovervåking 2016. Markedsområde vest, Golder Associates. **Futura rapport: 1009/2017: 158.**

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright and M. T. Furse (1983). "The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites." Water Research **17**(3): 333-347.

Arp, H. P., A. Ruus, A. Macken and A. Lillicrap (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder, Miljødirektoratet. **M-241 | 2014: 170 + vedlegg.**

Barlaup, B. T., S. E. Gabrielsen, H. Skoglund and T. Wiers (2008). "Addition of spawning gravel - A means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers." River Research and Applications **24**(5): 543-550.

Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen and S. J. Saltveit (1989). "Electrofishing - Theory and Practice with Special Emphasis on Salmonids." Hydrobiologia **173**(1): 9-43.

Braun-Blanquet, J. (1928). Pflanzensoziologie : Grundzüge der Vegetationskunde. Berlin.

Direktoratsgruppa, for, gjennomføring, av and vanddirektivet (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Trondheim, Direktoratet for Naturforvaltning. **Veileder 01:2009: 181 pp.**

EEA (2015). The European environment. State and outlook 2015. Synthesis report. European Environment Agency. Copenhagen, Publications Office of the European Union.

Einum, S. and K. H. Nislow (2005). "Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon." Oecologia **143**(2): 203-210.

Elliott, J. M. (1994). Quantitative ecology and the brown trout. Oxford, Oxford University Press.

Finstad, A. G., S. Einum, T. Forseth and O. Ugedal (2007). "Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon." Freshwater Biology **52**(9): 1710-1718.

Forseth, T. and E. Forsgren (2008). El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488: 74.

Frost, S., A. Hurn and W. E. Kershaw (1971). "Evaluation of a Kicking Technique for Sampling Stream Bottom Fauna." Canadian Journal of Zoology **49**(2): 167-173.

Gabrielsen, S. E., B. Skår, G. A. Halvorsen, B. B.T., G. B. Lehman, T. Wiers, E. Normann and H. Skoglund (2015). Fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2002-2015. Utlegging av rogn som kultiveringsmetode, Uni Research LFI rapport 261.

Haave, M. (2017). Oppsummering av kjemiske målinger i vann ved Bergen Lufthavn Flesland 2016. Bergen, Uni Research Miljø. **SAM e-rapport 4-2017: 35.**

- Haave, M. and G. Velle (2016). Gjennomgang av kjemiske målinger i vann fra 2010 til 2016 ved Bergen Lufthavn. Bergen, Uni Research Miljø. **SAM e-rapport 6-2016**: 35.
- Henriksen, S. and O. Hilmo, Eds. (2015). Norsk rødliste for arter 2015. Trondheim, Artsdatabanken Norge.
- Johnsen, T. M., K. L. Daae and E. Yakushev (2010). Overvåking av hydrogensulfid i Sælenvatnet, Bergen kommune, 2010, NIVA. **RAPPORT L.NR. 5970-2010**: 22.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar and S. Schmutz (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien, Facultas Universitätsverlag.
- Kronvall, K. W. (2008). "Miljøvurdering av bruk av kaliumformiat i Statens vegvesen." Vegdirektoratet: 7.
- Nerbø, L., Ed. (2014). Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak.
- Pulg, U., B. Barlaup, G. S.-E. and H. Skoglund (2011). Sjøaurebekker i Bergen og omegn. Bergen, Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, LFI Uni Miljø. **LFI-rapport nr 181**: LFI-rapport nr 181, 295 pp.
- Raddum, G., A. Fjellheim and T. Hesthagen (1988). "Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms." Verhandlungen der internationalen Vereinigung theoretische und angewandte Limnologie **23**: 2291-2297.
- Raddum, G. G. (1999). "Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. – S. 7- 16 i: Raddum, G.G., Rosseland, B.O. & Bowman, J. (red.). Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. - ICP-Waters Rapp. 50/99. NIVA, Oslo."
- Vanndirektivet, D., Ed. (2018). Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2018, Direktoratgruppen Vannportalen.
- Velle, G., M. Haave, E. Olsen, U. Pulg and S. Stranzl (2016). Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn høsten 2015. Bergen, LFI Uni Miljø rapport 263. **LFI rapport 263**: 59.
- Velle, G. and U. Pulg (2014). Testkjøring av pumpe i Apeltunvannet, LFI notat: 8 sider.
- Velle, G., U. Pulg, G. L. Andersen, M. Haave and S. Schneider (2013). Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland. LFI rapport 212. Bergen, LFI Uni Miljø: 83 + 15 s.
- Velle, G., R. Telford, B. L. Skjelkvaale, C. Curtis, L. Eriksson, A. Fjellheim, J. Fölster, G. A. Halvorsen, A. Hildrew, A. Hoffmann, I. Indriksone, L. Kamasová, J. Kopáček, S. Orton, P. Krám, D. T. Monteith, T. Senoo, E. M. Shilland, E. Stuchlík, M.-L. Wiklund, H. d. Wit and B.-L. Skjelkvaale (2013). 30 years of biodiversity trends in European fresh waters. Bergen, ICP Waters. **Report 114/2013**: 66 p.
- Zhang, H. and W. Davison (1995). "Performance Characteristics of Diffusion Gradients in Thin Films for the in Situ Measurement of Trace Metals in Aqueous Solution." Analytical Chemistry **67**(19): 3391-3400.



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Ferskvannøkologi

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Norwegian Research Centre (NORCE). LFI gjennomfører forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Effekter av fiskeoppdrett, lakselus og rømming
- Forsuring og kalking
- Habitattanalyser
- Vassdragsrestaurering
- Miljødesign og habitattiltak
- Effekter av klimaendringer
- Fiskepassasjer
- Gassovermetning

Våre internettsider finnes på uni.no/nb/uni-miljo/lfi/ eller www.norceresearch.no