

Rapport nr. 212

## Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland

Gaute Velle, Ulrich Pulg, Gidske Leknæs Andersen, Marte Haave og Susanne Schneider







**uni Miljø**

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSEKOLOGI OG INNLANDSFISKE	
LFI Uni Miljø Thormøhlensgt. 49B 5006 Bergen	
TELEFON: 55 58 22 28	
ISSN NR: ISSN-1892-889	LFI-RAPPORT NR: 212
TITTEL  Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland	DATO  14.01.2013
FORFATTERE  Gaute Velle (LFI Uni Miljø), Gidske Leknæs Andersen (Kulturlandskap Uni Miljø, Marte Haave (SAM Marin Uni Miljø), Ulrich Pulg (LFI Uni Miljø) og Susanne Schneider (NIVA)	GEOGRAFISK OMRÅDE  Hordaland
OPPDRAKSGIVER  Avinor	ANTALL SIDER: 83 + 15 sider vedlegg.
EMNEORD  Bunndyr, fisk, vannplanter, begroingsalger, vannkjemi, miljøgifter	SUBJECT ITEMS  Zoobenthos, fish, macrophytes, periphyton, water chemistry, environmental toxins in fish
FORSIDEFOTO: LFI v/ Gaute Velle	

## Forord

På oppdrag fra Avinor har LFI Uni Miljø undersøkt begroingsalger, bunndyr, fisk, vannplanter, miljøgifter i fisk og vannkjemi for å gjøre opp økologisk status i vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland høsten 2012. Analyse av bunndyr og el-fiske er utført av LFU Uni Miljø, vannplanter er analysert av Kulturlandskap Uni Miljø, Sam Marin Uni Miljø har analysert perfluorerte organiske forbindelser i fisk, NIVA har analysert begroingsalger og Eurofins har utført kjemiske analyser av vann og perfluorerte organiske forbindelser.

I tillegg har LFI Uni Miljø på oppdrag fra Avinor kartlagt fysiske inngrep i Fleslandselven og Lønningsbekken og laget forslag til utbedringer av økologisk tilstand og forholdene for fisk i bekkene.

Disse to oppdragene natur er nært beslektet og er i samråd med Avinor samlet i denne rapporten. Kontaktpersoner hos Avinor har vært Peter Holmkvist og Terje Aarsand. Vi vil takke Avinor for oppdragene og ser frem til videre samarbeide.

Bergen, januar 2013



*Gaute Velle*



*Ulrich Pulg*

# Innhold

Forord .....	4
Innhold.....	5
Sammendrag.....	6
1. Bakgrunn .....	7
1.1 Vannforvaltningsforskriften.....	7
1.2 Vassdragene på Flesland .....	8
2. Materiale og metoder.....	12
2.1 Prøvetaking .....	12
2.2 Begroingsalger .....	14
2.3 Bunndyr .....	16
2.4 Vannplanter.....	18
2.5 Fisk og fysiske inngrep.....	20
2.6 Garnfiske .....	25
2.7 Perfluorerte organiske forbindelser.....	26
2.8 Vannmålinger.....	28
3. Resultater .....	31
3.1 Begroingsalger .....	31
3.2 Vannplanter.....	33
3.3. Bunndyr .....	35
3.4 Fisk .....	39
3.5 Vannkvalitet .....	52
3.6 Perfluorerte organiske forbindelser.....	55
4. Samlet vurdering av vassdragene .....	59
4.1 Forsuring.....	59
4.2 Organisk belastning og økologisk status .....	59
5. Tiltak og oppfølging .....	63
5.1 Tiltak .....	63
5.2 Oppfølging.....	76
6. Referanser.....	80
7. Vedlegg .....	83
Miljøgifter i fisk, analyserapport fra Eurofins Environmental Testing Norway AS (7 sider) .....	83
Vannmålinger, analyserapport fra Eurofins Environmental Testing Norway AS (7 sider).....	83
Om LFI Uni Miljø (1 side).....	83

## Sammen drag

Denne rapporten viser resultatet av biologiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland. Med utgangspunkt i Vannforskriften er økologisk tilstand vurdert i Lønningsbekken, Fleslandselven og Langavatn fra fisk, bunndyr, vannplanter, begroingsalger og vannkjemi. Vi har kartlagt fysiske inngrep og gir forslag til avbøtende tiltak som vil kunne forbedre miljøtilstanden i vassdragene. I tillegg dokumenterer vi vannkjemi og nivåer av perfluoreerte organiske forbindelser.

Basert på biologiske forhold har Fleslandselven og Lønningsbekken økologisk status som «Dårlig» og Langavatn har status «Moderat». For Fleslandselven er dette en forverring av økologisk tilstand i forhold til 2009. Den økologiske statusen for vassdragene på Flesland som helhet for 2012 blir «Dårlig». Det er spesielt organisk forurensning og forringet habitat som fører til redusert tilstand. Mest sannsynlig er hovedkilden til organisk belastning avrenning av uomsatt nitrogen og steinstøv som følge av anleggsvirksomhet, fjellboring og sprengningsarbeid.

I Fleslandselven og Lønningsbekken har forringet habitat ført til at produksjonen av sjøaure er redusert med omlag 90 %. Hovedflaskehalsene inkluderer vandringsbarrierer, redusert habitatkvalitet (grusmangel, mindre skjul, forurensning) og redusert elveareal (kulverter, fyllinger). Det er midlertidig gledelig at det ble funnet relativt høy tetthet av ål i Fleslandselven. Ål kommer opp til Langavatnet, men den nye Skjenakulverten virker trolig som barriere for videre vandring av ål. Mellom 2002 og 2012 varierer den biologiske diversitet for Lønningsbekken mer enn forventet ut ifra naturlig variasjon. Dette kan være forårsaket av perioder med uttørring av bekken. I nedre del av Lønningsbekken er sedimentene dominert av betongslam, og målt pH medfører akutt fiskedød. I 2010 fantes lite fisk her, og ingen i 2012.

Nivåene av perfluoreerte organiske forbindelser i fisk er høye, men overskrider sannsynligvis ikke toksisk nivå for fisken. Nivåene vil akkumuleres ytterligere oppover i næringskjeden i dyr som spiser fisk, og i Lønningsbekken og i Fleslandselven overskrider nivåene tolerabelt daglig inntak for mennesker ved konsum av 100 gram filet. Det ble også målt høye konsentrasjoner av kobber i vann i vassdragene, tilsvarende kjemiske tilstandsklasse «Svært dårlig». Kilden til kobberet er ikke verifisert, men kilde og biologiske konsentrasjoner bør undersøkes nærmere for kunne gjøre en risikovurdering.

Det betraktes som realistisk å oppnå «God» miljøstatus for elvearealet på Flesland uten å endre arealbruksformålet. For en bedring av miljøtilstanden bør vandringsbarrierer fjernes, forurensningen reduseres, vannføring og vanddekket areal økes, tilgjengelig gyteareal økes, fyllinger fjernes, og ungfiskhabitat forbedres.

# 1. Bakgrunn

Juli 2012 ble LFI Uni Miljø og andre aktører invitert av Avinor til å lage et forslag til biologiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland. Bergen Lufthavn Flesland har en vassdragsbasert utslippstillatelse som blant annet tar utgangspunkt i vannforskriften. I den forbindelse er Avinor forpliktet til å lage en miljøovervåkingsplan som blant annet inkluderer biologiske undersøkelser utført hvert tredje år. Undersøkelsene i 2012 skal omfatte Langavatn, Fleslandselven og Lønningsbekken. Økologisk tilstand skal beskrives med bruk av fauna og flora etter vannforskriften. Avinor ønsker også å dokumentere og overvåke virkning av glykol og formiat på vassdrag. I tillegg ønsker Avinor å dokumentere nivå og effekter av PFOS, samt motta forslag på biologisk parameter for langsiktig oppfølging av perfluorerte organiske forbindelser. Basert på LFI Uni Miljø med underleverandører sitt forslag til utførelse av undersøkelsene med tilhørende kostnadsoverslag ble LFI Uni Miljø valgt til å gjøre undersøkelsene. Utover dette har LFI Uni Miljø et prosjekt av Avinor som skal fokusere på fysiske inngrep i Fleslandselven og Lønningsbekken og som skal vise hvordan miljøtilstanden i bekkene kan bedres.

Resultatene fra de to prosjekter er sammenfattet i denne rapporten. På grunn av oppdragets historie er tiltaksbeskrivelsen for å bedre miljøtilstanden mest omfattende for Fleslandselven og Lønningsbekken. Et utkast til rapport har vært til gjennomlesing hos Avinor før endelig rapport ble utarbeidet.

## 1.1 Vannforvaltningsforskriften

EUs rammedirektiv for vann trådte i kraft i år 2000. I Norge ble direktivet implementert gjennom «Forskrift om rammer for vannforvaltningen» (vedtatt 2006), kort «vannforskriften». Hovedmålet med forskriften er å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av overflatevann, brakkvann, kystnært vann og grunnvann. Videre skal man om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende miljøtiltak for å sikre miljøtilstanden til vannmiljøet. Vannforskriften har dreiet forvaltningen av vannforekomster fra å være utslippsbasert til å være økosystembasert. Dette krever mer kunnskap om vannforekomstene og om økologiske prosesser. For å måle vannets tilstand bruker man faststatte biologiske organismer: bunndyr, fisk, vannplanter og alger. Økologisk status måles ut ifra avstand fra en referanse som defineres som naturtilstanden (Figur 1). Beskrivelse av tilstand, eller **økologisk status** følger en femdelt skala fra «Svært god» i den ene enden til «Svært dårlig» i den andre enden. Svært god status betyr at vannforekomsten har en økologisk status tilsvarende eller nær opp til naturtilstand, mens tilstanden «God» kan avvike litt mer fra naturtilstanden.

Vannforskriften har som overordnet målsetting at alle vannforekomster skal oppnå en tilstand som er «God» i tråd med nærmere oppgitte kriterier. Det er derfor viktig å merke seg skillet mellom tilstanden «God» og tilstanden under denne som er «Moderat». Dersom tilstanden er

dårligere enn «God» kreves det at tiltak iverksettes for å nå miljømålet. For enkelte «sterkt modifiserte vannforekomster» kan ikke det generelle målet om god tilstand oppnås uten at det går betydelig ut over samfunnsnyttene ved inngrepet. I LFI Uni Miljø sitt oppdrag har vi ikke tatt stilling til samfunnsnyttene for inngrep i vassdragene på Flesland, men benyttet kriteriene som oppgitt i vannforskriften. Kriteriene kommer frem under de ulike indikatorelementene under kapitlet om materiale og metoder nedenfor. Ut fra one-out-all-out-prinsippet skal vannforekomstene klassifiseres i henhold til det elementet som gir dårligst tilstand. Målte fysiske-kjemiske parametere i vann kan benyttes som støtteparametere for de økologiske tilstandsklassene (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

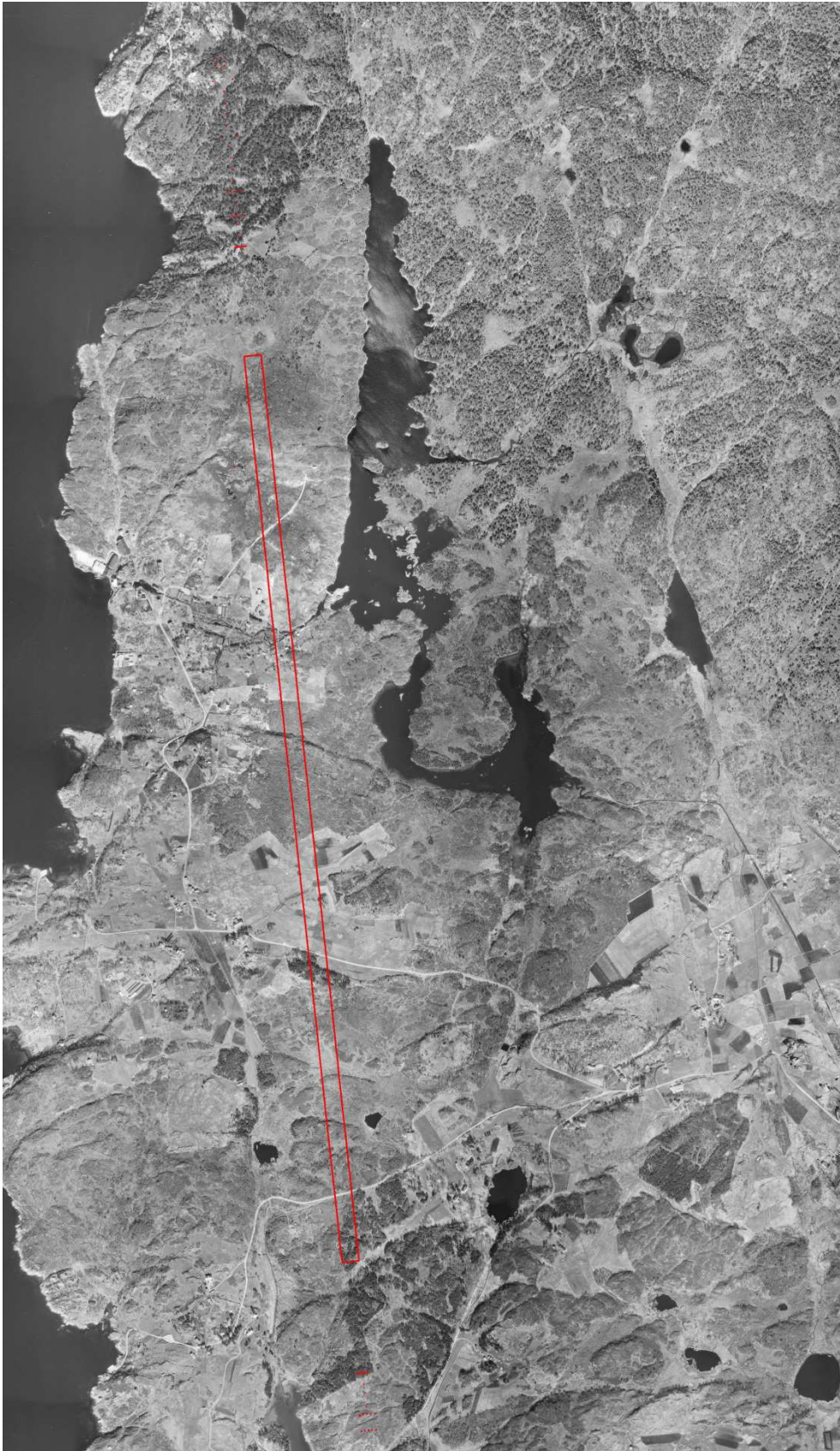
Ifølge vannforskriften skal vannforekomster sees på i helhet når man finner økologisk status. Vassdrag med et nedbørsfelt under 10 km<sup>2</sup> bør i utgangspunktet ikke vurderes som egen vannforekomst, men samlet med andre småvassdrag som "bekkefelt". Alle undersøkte bekkene ved Flesland har et nedbørsfelt under 10 km<sup>2</sup>. Siden utbyggingen på Flesland både har store lokale påvirkninger og medfører muligheter for restaurering velger vi å finne økologisk status separat for Langavatn, Fleslandselven og Lønningsbekken, og også å vurdere hele «bekkefeltet» samlet. Dette gir oppdragsgiveren en bedre oppløsning enn å sammenfatte alt under ett.

## ***1.2 Vassdragene på Flesland***

Vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland lå originalt i et kystlandskap med blandingsskog og våtmark (Figur 1). Maksimal høyde av nedbørsfeltene er ca. 50 moh. De ligger dermed under marin grense. Vassdragene består av Fleslandsvassdraget, Lønningenvassdraget og Gåsttjørnsbekken. Alle vassdragene er i dag sterkt påvirket av utbygging og virksomhet rundt Bergen Lufthavn Flesland (veianlegg, industriområder, boligområder og selve lufthavn). For vassdragene som omfattes i denne undersøkelsen er det for tiden stor anleggsaktivitet ved Langavatn og i Lønningstjernet. Aktiviteten her kan igjen forventes å påvirke tilstanden i Lønningsbekken og i Fleslandselven.

Vassdragene rundt Flesland er ikke skilt ut som egne forvaltningsenheter, og tilhører et felles større område klassifisert som "lite", "lavtliggende", "kalkfattige" og "humøst". Basert på innholdet av kalsium og alkaliniteten i vannet vil det likevel være mer presist å klassifisere vassdragene som moderat kalkrikt (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Kalkinnholdet i vannet stammer sannsynligvis fra berggrunnen siden denne inneholder noe marmor og rester av sjøbunn. Kalket kan også stamme fra mineraler i anortositt, for eksempel anortitt, i berggrunnen.





Figur 1 Flesland anno 1951 med dagens flystripe markert i rødt. Langavatn sees mot nord. Bildet er hentet fra <http://www.bergenskart.no/bergen/> Økologisk status skal ideelt måles ut ifra avstand fra en referanse som defineres som naturtilstanden. Flyfotoet fra 1951 gir en indikasjon på områdets naturtilstand. I løpet av den siste tiden har det skjedd store utbygginger og endringer ved Bergen lufthavn Flesland, og det siste flyfotoet tatt i 2009 er allerede utdatert.

Berggrunnen ved Flesland er silisiumrik og mesteparten av området ligger i et felt med diorittisk til granittisk gneis og migmatitt. Dette er harde og omdannede bergarter med varierende kjemi, men med silisium som det dominerende elementet. I tillegg ligger Flesland innenfor et mindre område med amfibolittisk grøntstein og med spredte forekomster av marmor (Kilde Norges Geologiske Undersøkelser). Vest for Lønnestjørna ligger det også et område med anortositt. Jordsmonnet i området er tynt og løsmassene under lufthavnen hovedsakelig består av bart fjell med tynt løsmassedekke.

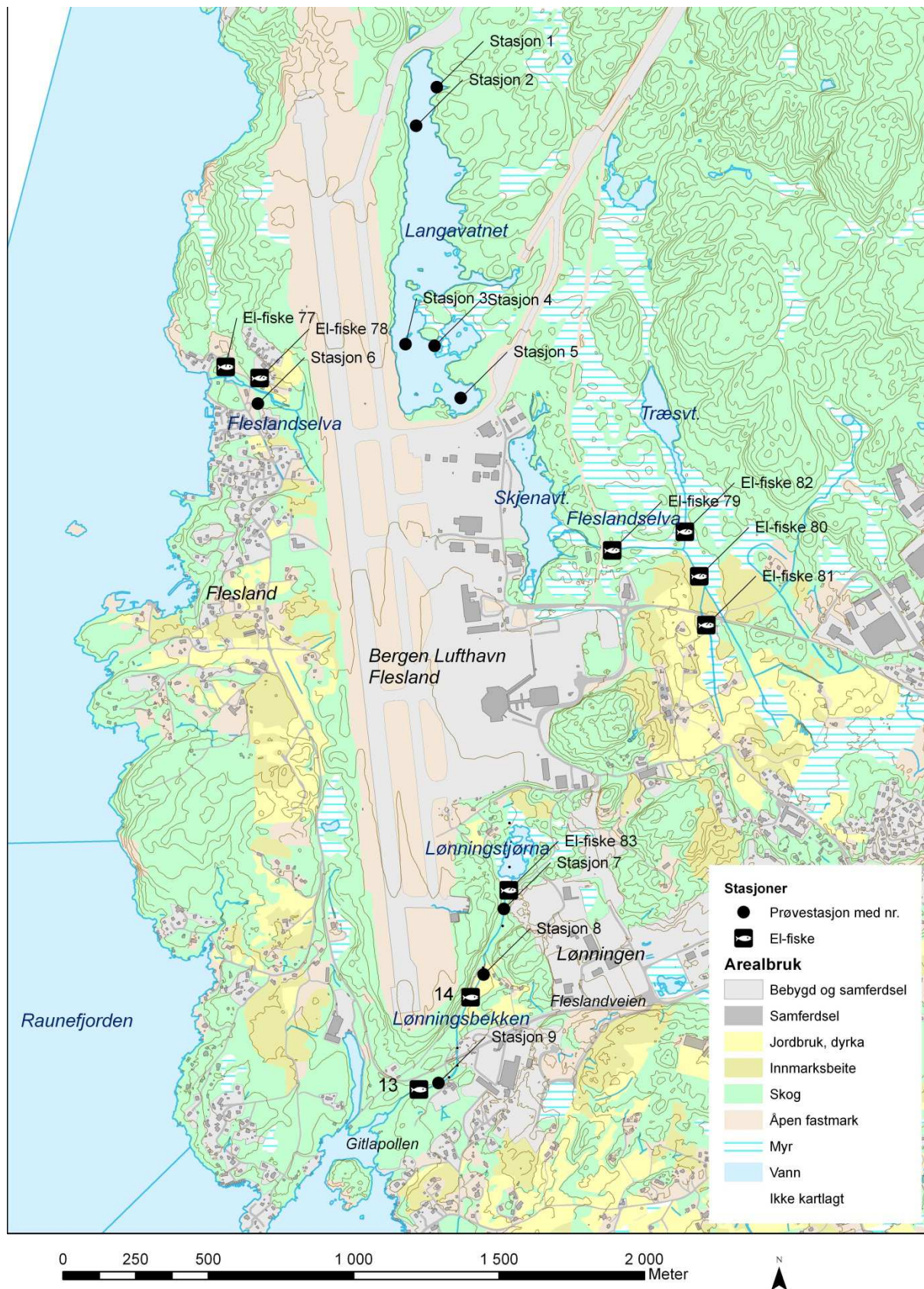
Tidligere biologiske undersøkelser av vassdragene ved Bergen lufthavn Flesland er gjort i 2006 og i 2009 (Bjørklund m fl. 2007; Johnsen og Urdal 2011). I undersøkelsene i 2006 fra Langavatn ble det funnet høye konsentrasjoner av kobber og middels høye konsentrasjoner av bly og nikkel. Dyreplanktonsamfunnet indikerte at innsjøen var næringsrik og uten forsuring. I Fleslandselven indikerte bunndyrene at det var næringsrike forhold, noe som samsvarte med høye målte konsentrasjoner av fosfor. Det ble i tillegg målt meget høye konsentrasjoner av kobber. I undersøkelsene i 2009 ble det funnet høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i Fleslandsvassdraget, og begroingsalgene indikerte belastning fra næringsstoffer i Lønningsbekken. Bunndyrsamfunnet indikerte dårlig økologisk status ved utløp til Lønnestjørna og moderat status i Fleslandselven.

### 1.2.1 Fleslandsvassdraget

Det finnes flere mindre tjern og tre vann i Fleslandsvassdraget; Langavatn, Skjenavatnet og Træsvatnet. Fleslandsbekken ligger munner ut i Raunefjorden i bygden Flesland rett vest for lufthavnen. Nedbørsfeltet er sterkt forandret i sør og vest som følge av flyplassutbygging. I nord og øst imidlertid fremstår nedbørsfeltet som lite forandret og er preget av skog og myr. Nedbørsfeltet areal er 4,7 km<sup>2</sup> ([atlas.nve.no](http://atlas.nve.no), 11/2012, se Figur 2), middel avrenning er 58 l/km<sup>2</sup>/s, 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](http://atlas.nve.no)).

### 1.2.1 Lønningsvassdraget

Lønningsbekken ligger i Bergen kommune og munner ut i Gitlapollen ved Lønningshavn, som er en del av Raunefjorden. Nedbørsfeltet var opprinnelig ca. 1 km<sup>2</sup> og er sterkt forandret som følge av flyplassområdet på Flesland og næringsområder ([atlas.nve.no](http://atlas.nve.no), 11/2012). Andel urbane overflater i nedbørsfelt er ca. 23 %. En del av overvann fra det opprinnelige nedbørsfeltet er fraført. Dagens areal som drenerer mot bekken estimeres til 0,4 km<sup>2</sup> (målt på topografisk kart). Med en middelvannføring på 57 l/km<sup>2</sup>/s blir middelvannføringen ca. 20 l/s. Det finnes et lite vann øverst i vassdraget (Lønningstjørna, 1,2 ha, største dyp 11 m). Dette vannet er planlagt utfyllt av Avinor.



Figur 2 Kart over Bergen Lufthavn Flemland. Se Tabell 1 for detaljer om hvilke elementer som ble prøvetatt ved de ulike stasjonene. Se også Figur 20 for mer detaljer om vassdragene i området.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Prøvetaking

Prøvene ble tatt høst 2012 der tidspunkt var tilpasset indikatoren som ble prøvetatt. Vannplanter ble samlet 06.09, begroingsalger 26.09, vannprøver 26.09, el-fiske 26.09 og 11.10, bunndyr 26.09 og 26.11. Fisken som ble prøvetatt for miljøgifter i Langavatn ble fisket av Sweco 25-26/6 2012. Resultater fra miljøgiftundersøkelsene i Langavatn er formidlet til oss fra Avinor. Se også Tabell 1 for detaljer og Figur 3, Figur 4, Figur 5 og Figur 6 for bilder.

Tabell 1. Prøvetakingslokaliteter for de ulike indikatorer. (x) prøver tatt av Sweco Juni 2012. \*For fiskelokaliteter, se også nærmere lokalisering i kart (Figur 2).

	Stasjon på kart	Begroingsalger	Bilde i Figur nr	Bunndyr	Vannplanter	Fisk*	Vannkjemi	Perfluorerte org. forb.
Langavatnet, nord	1				x	(x)		(x)
Langavatnet, nordvest	2		3	x		(x)	x	(x)
Langavatnet, utløp	3						x	
Langavatnet, øst	4		16		x	(x)		(x)
Langavatnet, syd	5		4		x	(x)	x	(x)
Fleslandselven	6	x	5	x		x	x	x
Lønningsbekk, øvre	7	x				x		x
Lønningsbekk, midt	8	x	6	x		x	x	x
Lønningsbekk, nedre	9					x	x	



Figur 3 Langavatn nordvest. Prøvestasjon 2 for bunndyr 26.09.2012. Anleggsarbeid pågår i området. Legg merke til bekken som renner ut i vannet ved denne stasjonen.



Figur 4 Langavatn sør. Stasjon for vannplanter. Bildet er tatt 27.11.2012. Anleggsarbeid pågår i området.



Figur 5 Fleslandselven ved stasjon 6. Bildet til venstre er fra 25.09.2012 og bildet til høyre er fra 27.11.2012. Legg merke til lav vannstand i siste bilde. En slik lav vannstand er vanlig i rennende vann med lite nedbørsfelt. Bunndyrene tatt denne dagen viste ingen tegn på påvirkning fra lav vannstand.



Figur 6 Lønningsbekken 26.09.2012 (venstre) og 27.11.2012 (høyre) ved stasjon 8. Legg merke til at bekken er overgrodd om sommeren, noe som er gunstig for aure.

## 2.2 Begroingsalger

### 2.2.1 Innledning

Begroingsalger er svært sensitive overfor eutrofiering og forsurening. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter i forbindelse med tilstandsklassifisering. De er bentiske primærprodusenter, som vil si at de driver fotosyntese fastsittende på elvebunnen. Siden bentiske alger (begroingsalger) er stasjonære, kan de ikke forflytte seg for å unnslippe periodiske forurensinger. Begroingsalger reagerer derfor også på kortsiktige forurensingsepisoder som er lett å overse med kjemiske målinger. I Norge er det utviklet en sensitiv og effektiv metode for å overvåke eutrofiering og forsurening ved hjelp av begroingsalger: Indeksene PIT (acidification index periphyton; Schneider og Lindstrøm 2011) og AIP (acidification index periphyton; Schneider og Lindstrøm 2009) indikerer grad av henholdsvis organiske belastning (eutrofi) og forsurening.

### 2.2.2 Metoder

På tre stasjoner (Fleslandsbekken, Lønningsbekken midt, Lønningsbekken øvre) ble det undersøkt en ca. 10 meter lang elvestrekning ved bruk av vannkikkert (Tabell 1, Figur 2, Figur 5, Figur 6). Alle makroskopisk synlige bentiske alger ble samlet og lagret i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av hvert makroskopisk synlig algeelement ble estimert som ”% dekning” av elvebunnen på den undersøkte stasjonen. På grunn av uheldige omstendigheter med feltutstyret (det kom ikke frem med flyet) var det ikke mulig å ta prøver av kiselalger og andre mikroskopiske alger i henhold til den vanlige prosedyren, som innebærer å børste oversiden av steiner med en tannbørste. I stedet ble 5 steiner skrapet med en kniv, og prøver tatt derfra. Selv om denne metoden ikke er helt optimalt, tror vi allikevel alle viktige elementene fra begroingssamfunnet er med. Prøvene ble konserveret med noen få dråper formaldehyd (formalin), og senere undersøkt i mikroskop. Tettheten av de mikroskopiske algene, som finnes sammen med de makroskopiske elementene men som ikke er makroskopisk synlig i felt, estimeres som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

For hver stasjon ble eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) og AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet. PIT-indeksen er basert på indikatorverdier for 153 taksa av bentiske alger (ekskludert kiselalger). Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT-verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT-verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold) (Tabell 2). For å kunne beregne en sikker indeksverdi, kreves minimum 2 indikatorarter pr stasjon. Klassegrensene i henhold til vannforskriften avhenger av vanntype, og da særlig kalsium (Ca) konsentrasjon på voksestedet. For PIT indeksen er det kun nødvendig å skille svært kalkfattige elver ( $Ca < 1$  mg/l) fra alle andre.

Tabell 2. Klassegrenser for PIT (Periphyton Index of Trophic status) indeksen for begroingsalger i elver med Ca > 1 mg/l.

Økologisk status	PIT – verdi
Svært god	$x < 9,5$
God	9,5 - 16
Moderat	16 - 31
Dårlig	31 - 46
Svært dårlig	$x > 46$

I tillegg ble forsuringindeksen AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet for hver stasjon (Schneider og Lindstrøm 2009). AIP er basert på indikatorverdier for tilsammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 – 7,50 der lave verdier indikerer sure betingelser, mens høye verdier indikerer nøytral til lett basiske betingelser (Tabell 3). For å kunne beregne en sikker AIP-indeks må det være minst 3 indikatorarter til stede på hver stasjon. Klassegrensene for AIP indeksen avhenger av elvetype, og både Ca- og TOC-konsentrasjonen er avgjørende for AIP-indeksen (Schneider 2011).

Tabell 3. Klassegrenser for AIP (Acidification Index Periphyton) indeksen for begroingsalger i elver med Ca > 4 mg/l.

Økologisk status	AIP – verdi
Svært god	$x > 7,04$
God	7,04 – 6,92
Moderat	6,92 – 6,80
Dårlig	6,80 – 6,68
Svært dårlig	$x < 6,68$

## 2.3 Bunndyr

### 2.3.1 Innledning

Bunndyr (makroinvertebrater) er forskjellige smådyr uten rygghvirvel som finnes i elver og innsjøer. De påtreffes oftest på bunnen, men mange er også svømmende (for eksempel vannkalv, vannmidd, buksvømmere). 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, tovinger). Insekter utgjør den største gruppen av bunndyr og mange har svært ulike krav til miljøet. Noen er følsomme ”rentvannsarter”, mens andre er tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektvurdering av forurensninger/økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt. Både ved ulike grader av forurensning og organisk belastning ser man en tydelig effekt på bunndyrsamfunnet der sensitive arter forsvinner til fordel for mer tolerante bunndyr. 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.

### 2.3.2 Metoder

Tre lokaliteter på Flesland ble undersøkt for bunndyr. Dette gjelder Lønningsbekken, Fleslandselven og Langavatn (Tabell 1, Figur 3, Figur 5, Figur 6). Fem prøver ble tatt ved hver av lokalitetene (Frost m fl. 1971). Hver bunndyrprøve/sparkeprøve 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. Prøvene ble tatt med rotehåv med 250 µm maskevidde og konservert på 96% alkohol. I laboratoriet ble standard metode fulgt der bunndyr sorteres under lupe i en time før de ble artsbestemt. Metodikken følger NS-ISO 7828 og veilederen for Vanddirektivet (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009), som anbefaler at det tas 5-10 prøver for hver vannforekomst. Prøvene som ble tatt tilfredsstillende dermed Direktoratet for Naturforvaltning sitt krav for fastsettelse av økologisk tilstand.

Den totale prøven for hver lokalitet i rennende vann ble brukt i utregningen av ASPT indeksen (Average Score Per Taxon) (Armitage m fl. 1983). Dette er en indeks som angir organisk belastning, eller såkalt eutrofiering, på en lokalitet. Ved belastning og gjødsling med organisk stoff vil oksygenforholdene i elvebunnen reduseres, og dette påvirker bunnfaunaen. De ulike artene har forskjellige krav til oksygen og artssammensetningen vil endres langs belastningsgradienten. I ASPT får enkelte familier av bunndyr poeng avhengig av hvor tolerante artene i familien er for organisk anriking. De mest tolerante får lav verdi, mens de minst tolerante får høy verdi. Summen av disse poengene for en bunnprøve utgjør BMWP indeksen (Biological Monitoring Working Party System). ASPT indeksen er en justering, der BMWP indeksen er delt på antall poenggivende arter/grupper i prøven. Denne indeksen er mer uavhengig av størrelsen på prøven



enn BMWP indeksen, og blir derfor foretrukket. Vurderingen av økologisk status med hensyn på organisk forurensing med ASPT indeksen er foreløpig, og må derfor brukes med en viss forsiktighet. En beskrivelse av indeksen på norsk kan finnes i Brittain (1988) og i Lyche Solheim et. al. (2004). De foreløpige grenseverdiene for ASPT indeksen er satt som i Tabell 4. Verdiene er tatt fra en ikke enda publisert veileder i Vanddirektivet.

Tabell 4. Foreløpige grenseverdier for organisk påvirkning basert på ASPT (Average Score per Taxon) indeksen for bunndyr.

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

Faunaen danner også grunnlag for å finne om lokalitetene er påvirket av forurensing. Dette er gjort ved å regne ut Raddum indeks 1 og Raddum indeks 2, basert på indikatorarter i bunndyrfaunaen (Raddum 1999). Forsuringsindeksene går i en skal fra 0 til 1 med økende verdi for avtagende grad av forurensing. Indeksene er utviklet for rennende vann og klassifisering av innsjøer basert på litorale prøver vil derfor være mer usikre enn en tilstandsvurdering basert på prøver fra rennende vann.

Vanddirektivet krever også at det brukes parametere for biologisk diversitet (for eksempel antall arter, eller artsrikdom). Biodiversitet utgjør en viktig komponent i et økosystem der man blant annet regner med at stabiliteten mot ytre påvirkninger øker med økt biodiversitet. Det er for tiden et betydelig fokus på å bevare naturlig biodiversitet siden menneskelig påvirkning de siste tiårene har ført til et betydelig tap av biodiversitet (UN 2005). Denne trusselen er spesielt stor for ferskvann (Kristensen m fl. 2010).

Ved tidligere klassifiseringer av økosystemer på Flesland har det ikke vært fokusert på biodiversitet. For å få et sammenlikningsgrunnlag mellom prøver tatt nå og tidligere og for å kunne si noe om utviklingen i biodiversitet over tid har vi derfor funnet biodiversitet nå og for data som foreligger fra tidligere undersøkelser av bunndyr på Flesland. Dette resultatet kan også være nyttig som grunnlag for sammenlikning med fremtidige prøveserier. Det er flere ulike aktører som har foretatt økologiske undersøkelser på Flesland, og for å kunne sammenlikne resultater bør biodiversitetsindeksen vi bruker i liten grad være påvirket av metoder- og innsats i felt eller antallet dyr som ble artsbestemt i lab. Mange ulike indekser er tilrettelagt for å reflektere

biodiversitet. Vi har valgt å bruke Shannon sin diversitetsindeks, modifisert ved å ta eksponenten. Denne indeksen er lite påvirket av metoder og innsats i felt og er gitt ved:

$$\text{Shannon}_{\text{exp}} = \exp\left(-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i\right) \quad (\text{Formel 1})$$

der  $p$  utgjør relativt antall av art  $i$  i prøven og  $\ln$  er den naturlige logaritmen (base  $e$ ). Selv om denne indeksen i liten grad er påvirket av innsats i felt vil den påvirkes av det taksonomiske nivået dyrene bestemmes til. Det vil si at diversiteten ikke er sammenliknbar i studier som bruker artsnivå og studier som bruker slektsnivå. Bunndyrene fra Flesland er artsbestemt av erfarne laboratorier (LFI Oslo i 2006 og 2009, og LFI Bergen i 2002, 2004 og 2012), og vi forventer derfor at taksonomisk nivå kun i liten grad påvirker resultatene. Alle prøver er tatt høst ellers kunne man forvente variasjon i biodiversiteten mellom prøver tatt vår og prøver tatt høst.

## 2.4 Vannplanter

### 2.4.1 Innledning

Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. Plantene kan deles inn i store alger (kransalger), samt fire livsformgrupper (isoetider: kortskuddsplanter, elodeider: langskuddsplanter, nymphaeider: flytebladsplanter og lemnider: frittflytende planter). De ulike vannplanter har forskjellige krav til lys og næringsinnhold. Eutrofiering fører til at sikten i vannet blir dårligere, noe som påvirker lysforholdene. En eutrofiering vil derfor påvirke mengde planter, artssammensetning, samt hvor dypt plantene kan vokse.

### 2.4.2 Metoder

Innsamling av vannplanter ble gjort etter metode som beskrevet i Direktoratets gruppa Vanndirektivet (2009). Vi valgte ut tre transekter i Langavatn (Figur 7). For hvert transekt samlet vi inn vannplanter fra minst 4 forskjellige punkter jevnt fordelt langs transektet. Synlige vannplanter på overflaten ble artsbestemt og kvantifisert etter en semikvantitativ skala fra 1 (sjelden) – 5 (dominerer). Arter under vannoverflaten ble tatt med kasterive og kvantifisert etter same 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 brukte vi Trofi Indeksen, TIIc. 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. Verdien kan variere fra 100 (kun sensitive arter er tilstede) og -100 (alle arter er tolerante). Tiltaksgrensen god/moderat har en TIIc verdi på 30, men merk at klassegrensene er under utvikling og de foreløpige grenseverdiene, unntatt grensa mellom «svært



Figur 7 Lokalisering av tre transekter i Langavatn der det ble tatt prøver av vannplanter.

god» og «god», derfor er like for alle vanntyper (Tabell 5). Trofi Indeksen omfatter alle livsformer av vannplanter, dvs. isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider, samt kransalgene. Helofytter inkluderes ikke, heller ikke vannmoser eller begroingsalger. Trofi Indeksen kan regnes ut separat for flere deler av en innsjø, men økologisk klassifisering skal baseres på samfunnet samlet for hele innsjøen. Trofi Indeksen beregnes etter Formel 2 der  $N_s$  er antall sensitive arter,  $N_t$  er antall tolerante arter og  $N$  er totalt antall arter.

$$Tic = \frac{N_s - N_t}{N} \times 100 \quad (\text{Formel 2})$$

Tabell 5. Klassegrenser for Trofi Indeksen,  $Tic$ , basert på vannplanter i innsjøer. Skillet mellom Svært god og God er vanntype-spesifikt (lavlandsvann, kalkrikt, humøst), mens resten av skillene er under utvikling og er ikke vanntype-spesifikt.

Økologisk status	Trofi indeks
Svært god	$x > 52$
God	52-30
Moderat	30-5
Dårlig	5- -35
Svært dårlig	$> -35$

## 2.5 Fisk og fysiske inngrep

### 2.5.1 Elektrisk fiske

Elektrisk fiske (el-fiske) ble gjennomført vadende og med et batteridrevet impulsstrømaggregat (1400 V, impulsstrøm). Hver fiskestasjon lå i en sammenhengende habitattype. Se Figur 2 for elfiskestasjoner. Fisket areal varierte mellom 40 og 100 m<sup>2</sup> siden en del habitattyper var mindre enn 100 m<sup>2</sup>. Tetthetstall i habitater mindre enn 100 m<sup>2</sup> ble ekstrapolert til standardstørrelsen 100 m<sup>2</sup> for å kunne sammenlikne tetthetsdata innad på Flesland og med andre lokaliteter. Det ble fisket med 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, bortsett fra fisk som ble analysert for perfluorerte organiske forbindelser. 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. I tillegg ble resultatene sammenholdt med skjellanalyser av fisk fra lignende lavtliggende vassdrag. På dette grunnlag ble fisk under 9 cm ble regnet som 0+ (årsyngel), fisk mellom 9 og 15 cm ble regnet som 1+, fisk mellom 15 og 19 cm som 2+, og større fisk ble regnet som ”adulte fisk”. Ved el-fiske ble det tatt enkle vannmålinger for å finne ut ledningsevne og temperatur. Vannmålingene ble utført med en multimåler (WTW Multi 3430).

### 2.5.2 Habitatkartlegging

Fiskehabitatet ble kartlagt i de anadrome delene av bekkene i juni 2012 ved medianvannføring. Kartleggingsmetoden følger metoden som er beskrevet i Pulg m fl. (2011). Bekkearealet blir delt inn i 4 mesohabitattyper: gyteareal, stryk, renne og kulvert. Visuell vurdering av en tilstand kan være effektiv, men gir et mindre nøyaktig bilde som i mindre grad er reproducerbart enn målinger, for eksempel av substrat og skjul (Finstad m fl. 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.fl.). Elveareal dominert av typisk gytegrus for sjøaure (grus med middels 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 og

habitategenskapene i kulvert blir vurdert på samme måte som stryk eller renner, avhengig av kulvertens gradient.

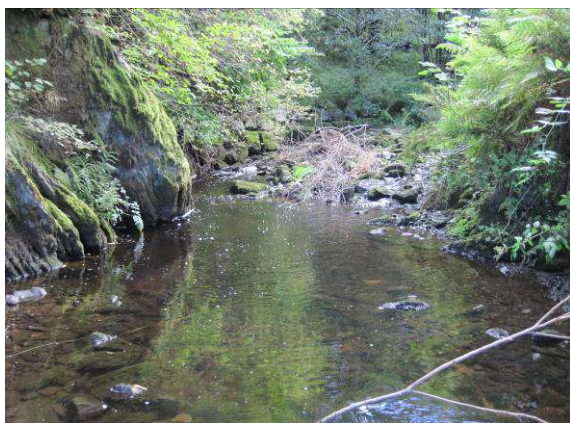
Mesohabitatets kvalitet vurderes etter tre morfologiske habitategenskaper som har vist seg å være mest vesentlig for gyting og ungfisktetthet av sjøaure (Barlaup m fl. 2008; Pulg m fl. 2011): morfologi, substrat og kantvegetasjon. Kvaliteten til disse egenskapene blir kategorisert i fire trinn og tildelt verdier mellom 1-4 (Tabell 6). Deretter blir verdier summert og delt inn i fem vurderingskategorier: 12-11 svært gode habitatforhold for sjøaure, 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 6 med eksempler i Figur 8, Figur 9, Figur 10, Figur 11, Figur 12 og Figur 13.



Figur 8 Gyteareal i Apeltunvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4.



Figur 9 Strykparti i Steinsvikvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4.



Figur 10 Renne i Apeltunvassdraget: Morfologi - 4, substrat - 3, vegetasjon – 4.



Figur 11 Kanalisert stryk i Apeltunvassdraget: Morfologi – 1, substrat – 1, vegetasjon – 1.

Tabell 6. 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.

Mesohabitatype	Habitategenskap	Vurdering av habitatkvalitet
<b>Gyteareal</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Typisk gytegrus dominerer substratet (middels korndiameter 10 - 50 mm &gt; 50% dekning)</li> </ul>	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 %
<b>Stryk</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis</li> <li>• Dominerende vannhastigheter &gt; 0,3 m/s</li> </ul>	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 %
<b>Renne</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis</li> <li>• Dominerende vannhastigheter &lt; 0,3 m/s</li> </ul>	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 %
<b>Kulvert</b> • Vassdrag lukket	Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient	



Figur 12 Steinsatt stryk i Gravidalselven: Morfologi – 3, substrat – 3, vegetasjon – 1.



Figur 13 Kanalisert stryk i Gravidalselven: Morfologi – 2, substrat – 3, vegetasjon – 1.

### 2.5.3 Areal – 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). Feltnmålingene er avgjørende for selve arealberegningen. For å estimere det opprinnelige elvearealet (før inngrep) kan historiske kart og flyfoto tas i bruk, dersom de finnes. I denne undersøkelsen ble det brukt en flyfotoserie fra 1951 som ga tilstrekkelig informasjon for å vurdere det opprinnelige bekkearealet (før bekkelukking og kanalisering, se Figur 1 og [www.bergenskart.no](http://www.bergenskart.no)).

Plasseringen til 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, utretting) kan estimeres gjennom sammenligning med upåvirkete strekninger ovenfor/nedenfor, ved hjelp av historiske data eller ved hydrauliske modelleringer. Informasjon om nedbørsfeltetenes areal disponeres av NVE og kommuner, og er delvis gitt i NVE sin nett-atlas ([www.nve.no](http://www.nve.no)). Med dette og middels årsavrenning fra samme kilde kan middel vannføring estimeres dersom det ikke finnes bedre målinger.

### 2.5.4 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 m fl. 2003a). Vannforskriften baserer sin evaluering av kvalitetselement fisk i elver med morfologiske endringer som hovedpåvirkning på nettopp endringer i fiskeproduksjon. Ved de anadrome vassdragene på Flesland er det først og fremst produksjon av den ene dominerende fiskearten som reproduserer: aure (*Salmo trutta*) i sin sjøvandrede form (sjøaure).

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 e-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 og Nislow 2005; Forseth og Forsgren 2008). Det er fristende å modellere smoltproduksjon siden dette gir årlig estimat av et viktig livsstadium. I motsetning til laks har sjøaure en varierende livshistorie der det er vanskelig å generalisere utvandringmønstre. Dette gjør at smoltestimater for sjøaure 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 m fl. (Forseth og 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 (september/oktober, flere årsklasser). Ungfisktetthet blir oppskalert avhengig av tilhørende mesohabitat, dets arealandel i vassdraget og ut ifra habitatkvalitet (Tabell 7). Beregnet ungfiskstall for hver mesohabitattype og kvalitet blir til slutt summert til den ungfiskestimatet i vassdraget. Vi skilte mellom habitater som hadde en samlet habitatkvalitet av 12-10 og de som hadde 9-3 siden fisketetthet varierte signifikant mellom disse gruppene (se også resultatene fra el-fisket i nabovassdrag (se også resultatene fra el-fisket i nabovassdrag; Pulg m fl. 2011). Det viktigste grunnlaget for ungfiskestimatet er kvalitet og kvantitet av de forskjellige habitattypene, så vel som målte ungfisktettheter. 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 under 19 cm (antatt 0+, 1+, 2+) kategorisert som ungfisk. Det betraktes som sannsynlig at en stor del av eldre ungfisk med lengder fra 9-19 cm (1+, 2+) vil vandre ut som smolt det påfølgende året. Andel eldre ungfisk er derfor sammenliknbart med smoltmodeller eller med smoltmålinger.

El-fiskedata er forbundet med usikkerhet, blant annet på grunn av fangbarhet, temperatur mm. Innsjøene ved Flesland utgjør i tillegg en usikkerhetsfaktor siden antall fisk her ikke kunne estimeres i dette prosjektet. Ungfiskestimatet gjenspeiler elvehabitatets kvalitet og størrelse. Resultatene fra ungfiskmodellen kan derfor bare betraktes som et redskap for å angi en størrelsesorden for ungfiskproduksjonen, og som gjør det mulig å sammenligne elvehabitatbetingelser og -størrelser mellom vassdrag.

Tabell 7. **Beregning av antall ungfisk i et vassdrag.**

Grunnlagsdata			Estimat
Ungfisktetthet [ind./100m <sup>2</sup> ]	Mesohabitatyper [areal]	Habitatkvalitet [kartlegging]	Antall ungfisk i elvearealet til et tidspunkt



Tabell 8. Vurderingsveilder fra Direktoratgruppen Vanndirektivet (2009). Tallene representerer reduksjon i fiskeproduksjon målt som prosent.

Reduksjon i produksjon av laks og aure					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
0	<5	5-25	25-75	>75	tapt
naturlig	lite utsatt for påvirkninger	betydelig redusert ungfiskproduksjon	truet/sårbar	tapt	

### 2.5.5 Vurdering etter vannforskriften

For kvalitetselementet fisk ble gjeldende klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) lagt til grunn. Vandringshinder ble inndelt i to typer: Permanente vandringshinder og vannføringsavhengige vandringshinder. Permanente vandringshinder er ikke passerbar for sjøaure og definerer øvre grense for anadrom strekning. Vannstandsavhengige hindre kan bare passeres under gitte gunstige vannføringer og kan derfor redusere leveområde og gyteareal i år med ugunstig vannføring. Vurderingen av hvorvidt en hindring utgjør et vandringshinder følger Grande (2010) og Kolbinger (2002) og tar hensyn til gradient, vannføring, substrat, fallhøyde, strømhastigheter, hoppmuligheter (bl.a. om det er kulp nedenfor) og om vannet faller fritt. Vurdering av vandringshinder ved Flesland gjenspeiles i fiskeproduksjon (se Tabell 17 i resultater). Dersom et vandringshinder reduserer anadromt areal med 50 % reduseres også fiskeproduksjonen tilsvarende ved likt fordelte mesohabitatene. I praksis kan nedvandrende og nedspylt aure fra residente populasjoner ovenfor anadrom strekning bidra til ungfiskantall og smoltproduksjon. Denne effekten betraktes imidlertid som liten og ble satt til side siden smoltifisering og nedvandringssatferd raskt reduseres når anadrome gytefisk uteblir (Milner og Harris 2006). Kvalitetselement fisk vurderes etter evalueringsveileder for elver med hydromorfologiske endringer som hovedpåvirkning (Tabell 8). Vurderingen er gjort basert på historiske data (flyfoto 1951), habitatkartleggingen og kartlegging av inngrep, så vel som resultater fra ungfiskmodellen. Fisk ble ikke vurdert etter fiskeindeksen i Direktoratgruppen Vanndirektivet (2009) siden denne er laget for artsrike fiskesamfunn på Østlandet og ikke for sjøaurebekker med 1-3 arter og fysiske inngrep som hovedpåvirkning.

## 2.6 Garnfiske

I Langavatnet ble det gjennomført et ikke-kvantitativt garnfiske av Sweco 25.6. 2012. Fisket ble gjennomført ved 8 standard Jensengarn med maskevidde 24 – 18 omfar. Garna sto ute i ca 12 timer og ble satt i lenke på to og to garn fra land og utover og spredt over vannet (Finn Gravem, Sweco, personlig kommunikasjon).

## 2.7 Perfluorerte organiske forbindelser

### 2.7.1 Innledning

Perfluorerte komponenter (PFC) er en samlebetegnelse på en stoffgruppe med om lag 600 ulike forbindelser. Flere av PFC forbindelsen består av lange Karbon-Fluor kjeder. Det er to hovedgrupper PFC forbindelser som skilles ved at de har ulike substitusjoner i enden av Fluor-Karbon kjeden: Sulfonater har en sulfatgruppe i enden av Karbon-Fluor kjeden, mens karboskylatene har en karboksylsyre i enden. Den fluorerte «halen» og det ladete «hodet» i de kjemiske strukturene gjør at stoffene verken løser seg i fett eller vann. PFC forbindelser er i motsetning til andre halogenerte organiske forbindelser ikke spesielt fettløselige. PFC finnes gjerne bundet til proteiner i vevet, deriblant i transportproteiner i lever og plasma.

PFC'er er svært lite nedbrytbare og kan motstå nedbryting fra UV-stråler og biologisk aktivitet. Perfluorooctylsulfonat (PFOS) er den mest stabile PFC forbindelsen og er derfor mest forekommende i miljøet, ettersom lengre kjeder brytes ned til denne. Tidligere ble det i stor grad benyttet langkjedete PFC-forbindelser da de har ønskede egenskapene for bruk. Hos fisk kan høy eksponering for PFOS påvirke fettsyremetabolismen og kolesterolsyntesen, og gi redusert kondisjonsfaktor og leverstørrelse (Hagenaars m fl. 2008).

Etter oppmerksomhet rundt bioakkumulering og biomagnifisering av PFC'er og deres uheldige miljømessige egenskaper og toksiske effekter, ble det innført restriksjoner mot bruk av langkjedete PFC forbindelser. Disse ble i stor grad erstattet av kortere PFC forbindelser og fluortelomerer fra 2007. Eksempler på erstatninger er perfluorbutansyre (PFBA) og perfluorbutansulfonat (PFBS). Fluortelomersulfonat-forbindelsen 6:2 FTS er et annet eksempel på en erstatning som vi nå finner i økende grad i miljøet.

Det er tidligere målt til dels svært høye nivåer av PFC forbindelser i jordsmonnet rundt brannøvingstomter ved flyplasser og oljeraffinerier (Amundsen m fl. 2008), inkludert ved Flesland flyplass (Møskeland m fl. 2010). I jordsmonnet rundt brannøvingstomtene er det funnet konsentrasjoner av PFOS over grenseverdiene for effekt på meitemark (Amundsen m fl. 2008). Ved Flesland har en oljeutskiller vært tilknyttet øvelsesområdet, men overflatevannet vil også dreneres ut i Langavatn som renner ut i Fleslandselven og deretter ut i havnen nedenfor flyplassområdet. Nytt system for oppsamling av avrenningsvann monteres nå av Avinor. I dette systemet vil avrenningsvannet renses i et organoclayfilter som blant annet fjerner PFC. Avinors egne målinger viser en reduksjon av PFC etter rensing (pers.komm Peter Holmkvist, Avinor).

## 2.7.2 Metoder

Fra Flesland ble fisk i Langavatn, Lønningsbekken og Fleslandselven undersøkt for nivåer av PFC. For detaljer om fisket, se kapittel 2.5 og 2.6. For å finne nivåer som er relevante for menneskelig konsum ble det primært tatt prøver av ren muskel eller av blandprøver av muskel skinn og ben, uten viscera og hode, der fiskene var små. Man kan forvente å finne høyere nivå av PFC i lever, men nivået i lever varierer mer enn i muskel og det kreves mange fisk for å oppnå tilstrekkelig vekt av leverprøve til analyse. Materiale fra el-fisket ble oppbevart i Rilsanposer, dissekert og oppbevart mørkt og frosset frem til analysene ble utført. Prøvene ble analysert for 22 perfluorerte forbindelser (Tabell 9) etter akkrediterte metoder ved Eurofins miljøanalyser AS (akkrediteringsnummer TEST 003).

Tabell 9. Analyserte perfluorerte-komponenter med navn og forkortelser.

<b>Navn</b>	<b>forkortelse</b>
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre	H4PFUnA
2H,2H-Perfluordekansyre	H2PFDA
6:2 Fluortelomersulfonat	6:2FTS
7H-Dodekafluorheptansyre	HPFHpA
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre	PF-3,7-DMOA
Perfluorbutansulfonat	PFBS
Perfluorbutansyre	PFBA
Perfluordekansulfonat	PFDS
Perfluordekansyre	PFDA
Perfluordodekansyre	PFD <sub>o</sub> A
Perfluorheksansulfonat	PFH <sub>x</sub> S
Perfluorheksansyre	PFH <sub>x</sub> A
Perfluorheptansulfonat	PFHpA
Perfluorheptansyre	PFHpA
Perfluornonansyre	PFNA
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA
Perfluoroktansyre	PFOA
Perfluoroktylsulfonat	PFOS
Perfluorpentansyre	PFPeA
Perfluortetradekansyre	PFTA
Perfluortridekansyre	PFT <sub>r</sub> A
Perfluorundekansyre	PFUnA

Fire ørreter fra Langavatn ble fisket av SWECO og analysert av ALS Laboratory group Norway AS. Fiskens vekt, alder og videre informasjon om benyttede metoder mangler. Basert på lengdemålinger av fisken har vi estimert alder der vi går ut ifra gjennomsnittlig vekst for ørret i næringsrike vann i Norge som er ca 5-6 cm i året. Fisk fra Lønningsbekken og Fleslandselven ble aldersbestemt fra ørestein, veiet og lengdemålt.

I Lønningsbekken ble det fanget en ørret med lengde 16 cm. I tillegg ble flere mindre fisk fra Lønningsbekken samlet, inndelt i lengdeklasser på 7 og 9 cm, rensset for viscera og gjeller og analysert som to separate blandeprøver med skinn og bein (8 fisk per prøve). Tre individuelle ørreter med lengde 19-33 cm ble prøvetatt fra Fleslandselven Det ble også tatt prøver av en ål (43cm, 122g). Ålen er på rødlisten over truede arter, men er tallrik i Fleslandselven (se Tabell 18). Det ble derfor tatt prøver for å finne om nivåene av PFC kan være skadelige for ålen. Dersom nivåene er skadelige vil det kreve ekstratiltak for å sikre den lokale ålebestanden.

## 2.8 Vannmålinger

### 2.8.1 Innledning

En beskrivelse av økologiske tilstandsklasser skal ifølge Vanddirektivet først og fremst utføres ved hjelp av biologiske organismer. Fysisk-kjemiske målinger av vannet (Tabell 10) kan benyttes som støtteparametere. Samtidig er det viktig å overvåke vannets kjemi for å finne om det kan være enkeltparametere som kan utgjøre et miljøproblem. Det skal også tillegges at en enkeltstående fysisk-kjemisk vannmåling representerer et øyeblikksbilde som, i motsetning til biologiske indikatorer, kan variere i kortere tidsrom. Vannmålinger bør derfor utføres flere ganger gjennom sesongen for å være sikker på at resultatene er representative. Det er anbefalt at klassegrensene for fysisk-kjemiske parametere i vann (Tabell 10) bør være basert på minst fire prøver gjennom året (Andersen m fl. 1997).

### 2.8.2 Metoder

Vannprøver ble tatt i renskede flasker og analysert ved bruk av akkrediterte metoder av Eurofins. I Uni Miljø sitt tilbud om biologiske undersøkelser på Flesland listet vi opp følgende kjemiske parametere som skulle undersøkes: pH, Tot. Fosfor, Fosfat, Tot. Nitrogen, Nitrat, Ammonium. Vi har utvidet prøveserien slik at en mengde kjemiske parametere ble målt (Tabell 11). Vi har tatt enkeltprøver og har i tillegg fått tilgang til trenddata for enkelte vannkvalitets-elementer fra Avinor. For å kvalitetssikre resultatene vil våre enkeltprøver sammenliknes med trenddataene. Vi henviser til klassegrensene for å gi et godt sammenlikningsgrunnlag for de målte nivåene.

Tabell 10. Klassegrenser for fysisk-kjemiske parametere i vann fra Andersen et al. (1997), som skal benyttes som støtteparametere inntil nye vanntype-spesifikke klassegrenser er på plass.\*Oppdaterte vanntype-spesifikke grenseverdier fra Direktoratgruppen Vanndirektivet (2009). Vanntypebeskrivelse: lavland/skog, kalkrike, humøse. Legg merke til at elementgruppen Forsurende stoffer kun skal brukes dersom forurening er et hovedproblem og at grenseverdiene dermed ikke er tilpasset basiske forhold. Dette elementet er ikke tatt med i videre bedømmelse av vannkvalitet basert på vannkemi.

Gruppe	Stoff, enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Nærings-salter	TP*, µg/l	<7	7-11	11-20	20-40	>40
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
	TN, µg/l	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer	Toc, mg/l	>2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Farge, fargeenhet	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
	Kof, 02/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Jern, µg/l	>50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan, µg/l	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	>0,01	0,00
	pH	>6,5	6-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, ftu	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
Metaller	Kobber, µg/l	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	Sink, µg/l	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Kadmium, µg/l	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	Bly, µg/l	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	Nikkel, µg/l	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	Krom, µg/l	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	Kvikksølv, µg/l	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,2

Ifølge veilederen for Vanndirektivet (Direktoratsgruppen Vanndirektivet 2009) skal klassifisering normalt være basert på ufiltrerte vannprøver med vann- og partikkelfasen. Vann- og partikkelfasen kan summeres til en verdi dersom disse måles separat. Filtrerte vannprøver er tilstrekkelig for metaller, og filtrering kan i noen sammenhenger gi mer realistiske resultater (Kristensen m fl. 2011). Vannprøvene vi tok ble filtrert for bedre å kunne sammenlikne resultatene med eksisterende overvåkning av vannkemi på Flesland. Resultatene representerer derfor en beste mulig tilstand idet man kan forvente at ufiltrerte vannprøver inneholder større andel partikler. Dette ble diskutert med Peter Holmkvist hos Avinor før vannprøvene ble sendt til analyse. For å sammenlikne resultater sendte Avinor i sitt vannprøveprogram to parallelle vannprøver fra en lokalitet til analyse der den ene er filtrert og den andre er ufiltrert.

Tabell 11. Målte fysisk-kjemiske parametere i vannprøver fra Flesland. Usikkerheter, metode og kvantifiseringsgrense er oppgitt av Eurofins.

Analyse	Symbol	Måleenhet	Usikkerhet	Metode	Kvantifiseringsgrense
Aluminium	Al	g/l	15 %	NS EN ISO 11885*	5
Jern	Fe	µg/l	15 %	NS EN ISO 11885*	10
Kalium	K	mg/l	15 %	NS EN ISO 11885*	0,1
Kalsium	Ca	mg/l	10 %	NS EN ISO 11885*	0,01
Magnesium	Mg	mg/l	15 %	NS EN ISO 11885*	0,01
Mangan	Mn	µg/l	10 %	NS EN ISO 11885*	1
Natrium	Na	mg/l	15 %	NS EN ISO 11885*	0,02
Silisium	Si	µg/l	15 %	NS EN ISO 11885*	10
Arsen	As	µg/l	15 %	NS EN ISO 17294-2*	0,02
Bly	Pb	µg/l	15 %	NS EN ISO 17294-2*	0,01
Kadmium	Cd	µg/l	50 %	NS EN ISO 17294-2*	0,004
Kobber	Cu	µg/l	15 %	NS EN ISO 17294-2*	0,05
Krom	Cr	µg/l	15 %	NS EN ISO 17294-2*	0,05
Kvikksølv	Hg	µg/l	10 %	NS-EN ISO 12846*	0,002
Nikkel	Ni	µg/l	15 %	NS EN ISO 17294-2*	0,05
Sink	Zn	µg/l	15 %	NS EN ISO	0,2
Alkalitet		mmol/l		NS 4754	0,01
Ammonium	NH4-N	µg/l		NS EN ISO 11732	3
Farge	(410 nm)	Fargeenhet		Intern/ NS 4787	5
Kjemisk oksygenforbr.	(KOF Mn)	O2/l		Former SS 28118	0,24
Klorid	Cl	mg/l		EPA Method 340,3	0,1
Konduktivitet	(25°C)	mS/m		NS 7888	0,1
Nitritt+nitrat-N		µg/l		EN ISO 13395	1
Fosfat	PO4-P	µg/l		NS ISO 15681-2*	1
pH				NS 4720	3
Total Fosfor	TP	µg/l		SFA	2
Total Nitrogen	TN	µg/l		NS EN ISO 13395	50
Tot.org.karbon	TOC	mg/l		NS EN 1484	0,5
Turbiditet		ftu		NS 7027	0,1

## 3. Resultater

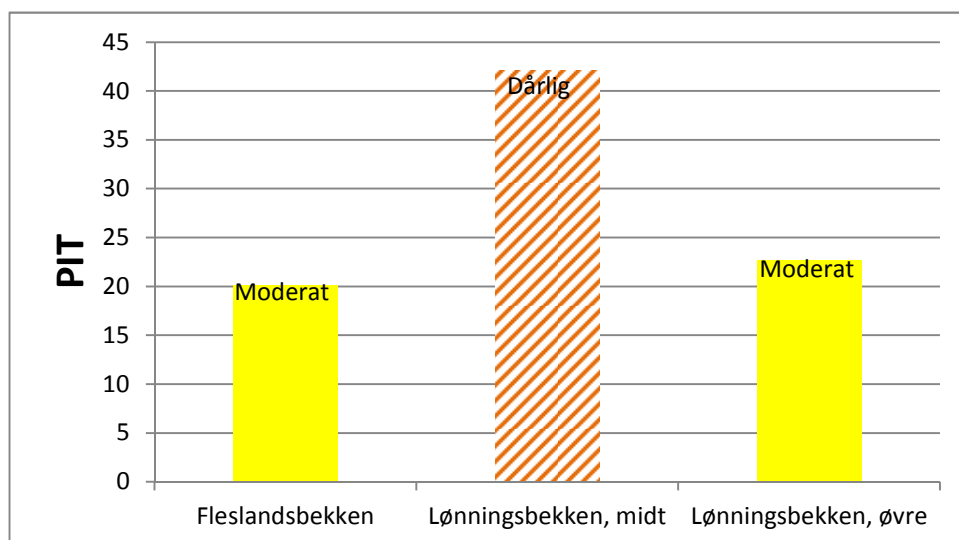
### 3.1 Begroingsalger

#### 3.1.1 Artssamfunnet

I både Fleslandsbekken og utløpet av Lønningstjernet fantes det et variert begroingssamfunn med mange makroskopisk synlige arter, mens det var et artsfattig samfunn med kun en makroskopisk art lenger nedstrøms i Lønningsbekken (Tabell 12). Begroingssamfunnet i Fleslandsbekken ble dominert av *Stigeoclonium tenue*, mens det var to ulike arter trådformede grønnalger og rødalgen *Batrachospermum* som dominerte i utløpet av Lønningstjernet.

Tabell 12. Liste over registrerte begroingselementer fra Fleslandsbekken og to stasjoner i Lønningsbekken tidlig høst 2012. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

	Fleslands- elven	Lønningsbekk, midt	Lønningsbekk, øvre
<b>Cyanophyceae (Cyanobakterier)</b>			
Leptolyngbya foveolara	<1		
Oscillatoria spp.			x
Phormidium autumnale	<1		
Phormidium spp.		x	
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>			
Microspora amoena	<1		
Microspora tumidula	xx		3
Mougeotia d			x
Oedogonium e (35-43u)	xxx		
Spirogyra a			2
Stigeoclonium tenue	5		
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>			
Tabellaria flocculosa (agg.)	xx	x	
<b>Rhodophyceae (Rødalger)</b>			
Audouinella hermannii	<1		
Batrachospermum confusum			1
Uidentifiserte Rhodophyceer		xx	
<b>Xanthophyceae (gulgrønnalger)</b>			
Tribonema spp.			xx
Vaucheria spp.	<1	<1	
<b>Saprophyta (Nedbrytere)</b>			
Sopp, hyfer uidentifiserte		x	x



Figur 14 Eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic Status) beregnet fra begroingsalger for stasjonene som ble undersøkt i 2012. I midtre Lønningsbekken fantes det kun en indikatorart, og PIT indeksen må derfor betegnes som usikker.

### 3.1.2 Organiske belastning og PIT

Eutrofieringsindeksen i Fleslandsbekken og i utløpet av Lønningstjernet ligger på litt over 20, mens den er nesten dobbelt så høy lenger nede i Lønningsbekken (Tabell 13, Figur 14). Siden det kun fantes en indikatorart lenger nede, er PIT indeksen imidlertid usikker på denne stasjonen. PIT indeksen tyder på at alle de undersøkte stasjonene er eutrofiert, dvs. at konsentrasjonen av næringssalter og først og fremst fosfor, er høy.

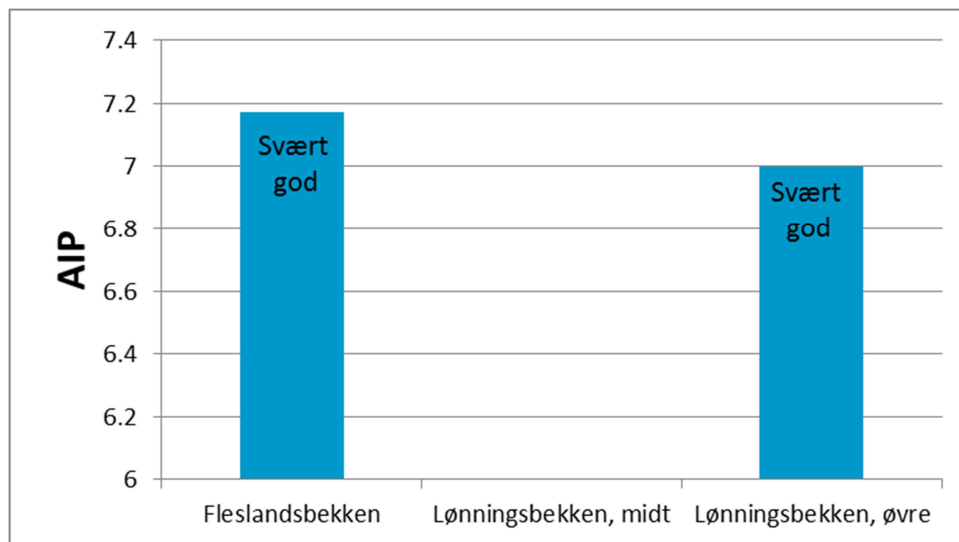
### 3.1.3 Forsuringsindeks AIP

Forsuringsindeksen AIP ligger rundt 7 i Lønningsbekken ved utløpet fra Lønningstjernet, mens den ligger enda litt høyere i Fleslandsbekken (Figur 15, Tabell 13). Lenger nede i Lønningsbekken fantes ingen indikatorarter, slik at AIP ikke kunne beregnes. Indeksen er likevel et sterkt tegn på at ingen av bekkene er forsuret.

Tabell 13. Tilstandsklassifisering for indeksene PIT og AIP basert på begroingsalger.

	Ca	PIT	Tilstandsklasse eutrofiert	AIP	Tilstandsklasse forsuret
Fleslandselven	>4 mg/l	20,08	Moderat	7,17	Svært god
Lønningsbekken, midt	>4 mg/l	42,15	Dårlig (usikker)		
Lønningsbekken, øvre	>4 mg/l	22,71	Moderat	7,00	God





Figur 15 Forsuringindeksen AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet fra begroingsalger for stasjonene som ble undersøkt i 2012. I midtre Lønningsbekken fantes det ingen indikatorarter, og AIP indeksen kunne derfor ikke beregnes.

## 3.2 Vannplanter

### 3.2.1 Artssamfunnet

På innsamlingsdato var Langavatn preget av store inngrep, og spesielt langs vestre bredden av vannets sørlige del der det nå ikke finnes noe vannkantvegetasjon. Der slik vegetasjon finnes, fint utformet spesielt i øst ved transekt 1 (Figur 7), var følgende arter dominerende: *Equisetum fluviatile* (elvesnelle), *Carex* sp. (trolig flasketarr), *Potentilla palustris* (myrhatt), *Menyanthes trifoliata* (bukkeblad) og *Epilobium* sp. Andre observerte arter inkluderte (tall i parentes indikerer hvilket transekt de ble funnet langs): *Galium palustre* (myrmaure; 1), *Glyceria fluitans* (Mannasøtgrass; 2) og *Cicuta virosa* (Selsnepe; 2). Til sammen beskriver dette en typisk *Elvesnelle-starr-sump* (Fremstad 1997). Ved transekt 1 var det en klar sonering av vannkantvegetasjonen, med en indre flasketarr utforming og en ytre sone med elvesnelle-utforming (Figur 16). Mannasøtgrass og selsnepe ble kun funnet langs transekt 2, på grunnere områder. Mannasøtgrass er en typisk plante i sumpkratt og står gjerne også på middels næringsrik grunn (Fremstad 1997). Selsnepe foretrekker næringsrik grunn. Den finnes kun spredt i Hordaland (Lid og Lid 1994) og vi gjør oppmerksom på at planten er meget giftig (Figur 17).

Tabell 14 viser hvilke arter og mengder av vannplanter som ble funnet. Ingen kortskuddsplanter eller kransalger ble funnet i våre undersøkelser. Langs alle transektene er det lav artsrikdom, og kun langskuddsplanter og flytebladsplanter ble funnet. Alle transekter domineres av *Potamogeton natans* (vanlig tjønnaks) og *Nymphaea alba* (hvit nøkkerose), og ofte i tette bestander (Figur 16). Den meste karakteristiske forskjellen mellom de tre transektene er mangelen på de sensitive

artene *Myriophyllum alterniflorum* (tusenblad), *Utricularia intermedia* (gytjeblererot) og *Sparganium angustifolium* (flotgras) langs transekt 2. Dette gir betydelig utslag på TIC verdien for transekt 2 som kun er -33 og tilsvarer dårlig tilstand, mens transekt 1 og 3 faller i klassen moderat tilstand. Kombineres alle transektene gir dette en TIC på 14, som tilsvarer moderat tilstand av vannvegetasjonen.



Figur 16 Langavatn ved transekt 1 06.09.2012. Typisk vannvegetasjon av flytebladsplantene hvit nøkkerose og vanlig tjønnaks. I bakgrunnen sees elvesnelle-starr-sump.

Tabell 14. Registrerte vannplanter, Trofi-indeks (TIC) og tilstandsklasse for 3 transekter i Langavatn og totalt sett for hele vannet (TransT). Parentes etter latinsk navn indikerer E: Eloideider/langskuddsplanter og N: Nymphaeider/flytebladsplanter. Sensitivitet (S) er av tre typer; s – sensitive arter, t – tolerante arter og i – indifferente arter (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Tall for ulike transekt viser mengde (1-5) og flere tall henviser til ulik mengde langs transektet.

Latinsk navn	S	Trans.1	Trans.2	Trans.3	TransT
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (E)	s	3		2-3	3
<i>Utricularia intermedia</i> (E)	s	2-3			3
<i>Potamogeton alpinus</i> (E)	t	2		2	2
<i>Potamogeton obtusifolius</i> (E)	t	1-3	3		2
<i>Nymphaea alba coll</i> (N)	i	3	1/4	3	3
<i>Potamogeton natans</i> (N)	i	3-4	4	3-4	4
<i>Sparganium angustifolium</i> (N)	s	2		3	3
TIC		14	-33	20	14
Tilstandsklasse		Moderat	Dårlig	Moderat	Moderat

Figur 17 Selsnepe inneholder giftstoffet cicutoxin som kan stoppe signalgangen i sentralnervesystemet hos mennesker og dyr. Derfor er det alltid viktig å vaske hendene godt om man har vært i kontakt med planten. Det finnes ingen motgift og selv små mengder kan være farlige. Illustrasjon er hentet fra Wikipedia.



### 3.2.2 Organisk belastning

Langavatn har Ca- innhold på 13 mg/l. Dermed defineres vannet som moderat kalkrikt. Basert på innsjøtype (lite, lavtliggende, moderat kalkrikt, humøst) og vannplanter er tilstanden til Langavatn totalt sett moderat, men i sørenden av vannet (transekt 2) er tilstanden på grensen mellom dårlig og svært dårlig (Tabell 5, Tabell 14).

## 3.3. Bunndyr

### 3.3.1 Artssamfunnet

Bunndyrsamfunnet var relativt rikt for alle stasjoner og besto både av insektfamilier som vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer Plecoptera), biller (for eksempel elvebille *Elmis aenea*), snegl (Gastropoda), muslinger (Bivalvia) og ulike krepsdyr (for eksempel gråsugge, *Asellus aquaticus*) (Tabell 15). Disse gruppene er stort sett bestemt ned på artsnivå og opptrer relativt vanlig i tilsvarende miljøforhold over hele landet. Når man regner antall individer domineres bunndyrsamfunnet av fjærmygg (Chironomidae). Fjærmygg er en insektgruppe ikke-bitende mygg der larvestadiet er svært vanlig i ferskvann. Det er registrert over 500 ulike arter fjærmygg i Norge og mange av artene er gode miljøindikatorer. Det er likevel ikke vanlig å artsbestemme fjærmygg for å gjøre opp økologisk status etter vannforskriften.

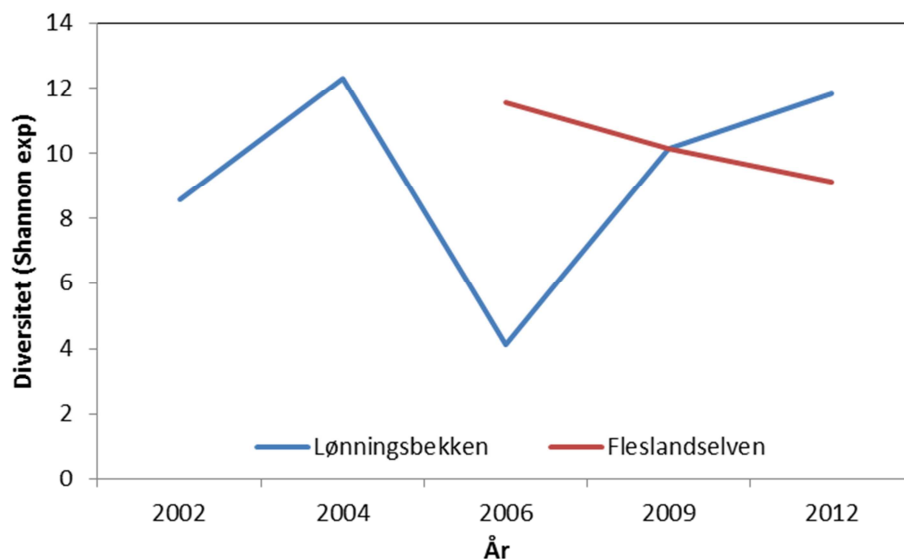
### 3.3.2 Biologisk diversitet

Den biologiske diversiteten for Lønningsbekken og Fleslandselven er vist i Figur 18. Biodiversiteten i Fleslandselven er synkende fra 2006 til 2012. Det er likevel for tidlig å stadfeste om dette er en synkende trend eller om det er naturlige svingninger. Man kan forvente at noe naturlig mellomårsvariasjon i biodiversitet. Likevel varierer biodiversiteten for Lønningsbekken mer enn forventet ut ifra naturlig variasjon. 2006 skiller seg negativt ut siden det knapt ble funnet noen individer av gruppene vårflue, steinflue og døgnflue dette året (Bjørklund m fl. 2007).

Tabell 15. Registrerte dyr samlet med håv i sparkeprøver fra Fleslandselven, Lønningsbekken og Langavatn under to ulike tidspunkt.

	Fleslands- elven 25.09.12	Fleslands- elven 27.11.12	Lønnings- bekken 25.09.12	Lønnings- bekken 27.11.12	Langa- vatn 25.09.12	Langa- vatn 27.11.12
<b>Nematoda</b>			5	1	7	1
<b>Turbellaria</b>						
<i>Polycelis</i> sp.	1	1				
<b>Oligochaeta</b>	96	45	48	16	82	58
<b>Acari</b>	8	7	5		3	2
<b>Hirudinea</b>						
<i>Glossiphonia complanata</i>	1					
<b>Gastropoda</b>						
<i>Radix baltica</i>	1				4	2
<i>Gyraulus acronicus</i>	7	3	13	3	13	33
<b>Bivalvia</b>						
<i>Pisidium</i> sp.	38	5	20	13	5	6
<b>Zygoptera</b>						
Ubestemt					1	
<b>Ephemeroptera</b>						
<i>Baetis rhodani</i>	98	166	46	100		
<i>Caenis boraria</i>		1			13	13
<i>Centroptilum luteolum</i>					1	2
<i>Cloeon dipterum</i>						1
<i>Procloeon bifidum</i>						3
Baetidae indet.						1
<b>Plecoptera</b>						
<i>Amphinemura borealis</i>		1				
<i>Nemurella pictetii</i>		1	3	1		
<i>Protonemura meyeri</i>	1	2				
Nemouridae indet.			1	0		
<i>Isoperla grammatica</i>	7	13	14	2		
<i>Isoperla</i> sp.			1	3		
Perlodidae indet.	1					
<b>Trichoptera</b>						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		1	8	1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	3	1	35	9	1	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>					8	3
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>						1
<i>Rhyacophila nubila</i>	34	26	13	7		
Phryganidae indet.					2	
Limnephilidae indet.			29	10	3	27
<i>Limnephilus</i> sp.					9	
<i>Mystacidea azurea</i>					3	2
<i>Oxyethira</i> sp.						6
<i>Athripsodes aterrimus</i>					1	
<i>Oecetis testacea</i>						1
<i>Phryganea bipunctata</i>					2	
<i>Tinodes waeneri</i>					3	

<i>Sericostoma personatum</i>	3	1	2	3		
<i>Apatania</i> sp.			2	1		
<i>Wormaldia subnigra</i>			7	2		
<i>Hydropsyche siltalai</i>	40	33				
<i>Hydropsyche</i> sp.	34					
<b>Chironomidae larver</b>	267	224	285	221	152	200
<b>Ceratopogonidae</b>	6	3	17	2	12	12
<b>Simulidae</b>			86	100		
<b>Tipuloidea</b>		26				
<i>Tipula</i> sp.	2		1			
<i>Limnophora</i> sp.			1	0		
<i>Dicranota</i> sp.			2	3		
Limonidae indet.		1	1	1		
<b>Diptera</b>						
<i>Dixidae</i> indet.			1	0		
Empididae indet.	11	4	2		1	1
Muscidae indet.	1					
<b>Corixidae</b>						
<i>Sigara scotti</i> (hunn)					3	1
<i>Sigara dorsalis/striata</i> (hunn)					3	1
<b>Coleoptera</b>						
<i>Elmis aenea</i>	28	14	66	5		
<i>Limnius volckemari</i>	16	6	3	1		
<i>Hydraena</i> sp.				1		
Dytiscidae indet.					2	
<b>Hydrozoa</b>						
<i>Hydra</i> sp.			1			
<b>Collembola</b>			3	8		
<b>Crustacea</b>						
Chydoridae					6	
Cyclopoida	1	9	2	1	14	19
Harpacticoida			5	1	2	3
<i>Eurycercus lamellatus</i>					2	
<i>Simocephalus</i>	1					
<i>Daphnia</i> sp.		11		1		
Calanoida		1		1		
<b>Malacostraca</b>						
<i>Asellus aquaticus</i>	22	22			66	53
<b>Pisces</b>						
Stingsild ( <i>Gasterosternus aculeatus</i> )					2	
Ørret, egg ( <i>Salmo trutta</i> )		2				
Antall individer	728	628	728	518	424	452
Antall taxa (utenom fisk)	26	27	32	31	30	25

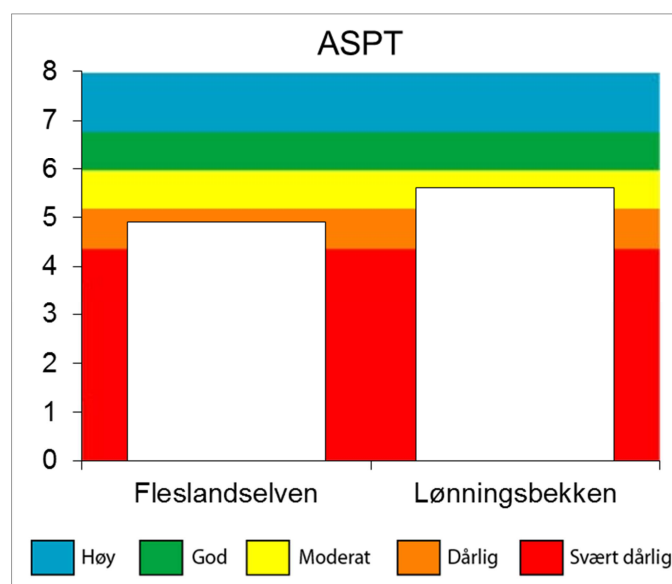


Figur 18 Biologisk diversitet basert på bunndyr i Fleslandselven og Lønningsbekken målt som eksponenten av Shannons diversitetsindeks.

Dette kan tyde på at prøvene fra 2006, og til dels fra 2002, enten ble tatt på et sted med ugunstig substrat eller at det er eksterne forhold som slår negativt ut på biodiversiteten enkelte år. Lønningsbekken har for eksempel under enkelte perioder tørket helt inn, og en slik uttørking av bekken vil være svært ugunstig for biodiversiteten.

### 3.3.3 Organisk belastning og ASPT

Bunndyr fra Lønningsbekken og Fleslandselven angir en ASPT-indeks som indikerer høy organisk belastning og moderat til dårlig økologisk tilstand (Figur 19, Tabell 16).



Figur 19 ASPT-indeks (Average Score per Taxon) som indikerer organiske belastning basert på forekomst av bunndyr høsten 2012 i Fleslandselven og i Lønningsbekken.

### 3.3.4 Forsuring

Bunndyrene viser ingen tegn til forsuring av vassdragene ved Flesland (Tabell 16). Det er mange forsuringssensitive arter tilstede (for eksempel iglen *Glossiphonia complanata*, døgnfluen *Baetis rhodani*, sneglen (se Figur 19) *Gyraulus acronicus*, steinfluen *Isoperla grammatica* og vårfluen *Hydropsyche siltalai*). Både Raddum forsuringsindeks 1 og forsuringsindeks 2 er beregnet til 1 for både Fleslandselven og Lønningbekken, noe som indikerer at det ikke er forsuring.

Tabell 16. Økologiske tilstandsklasser for vassdragene på Flesland basert på bunndyr.

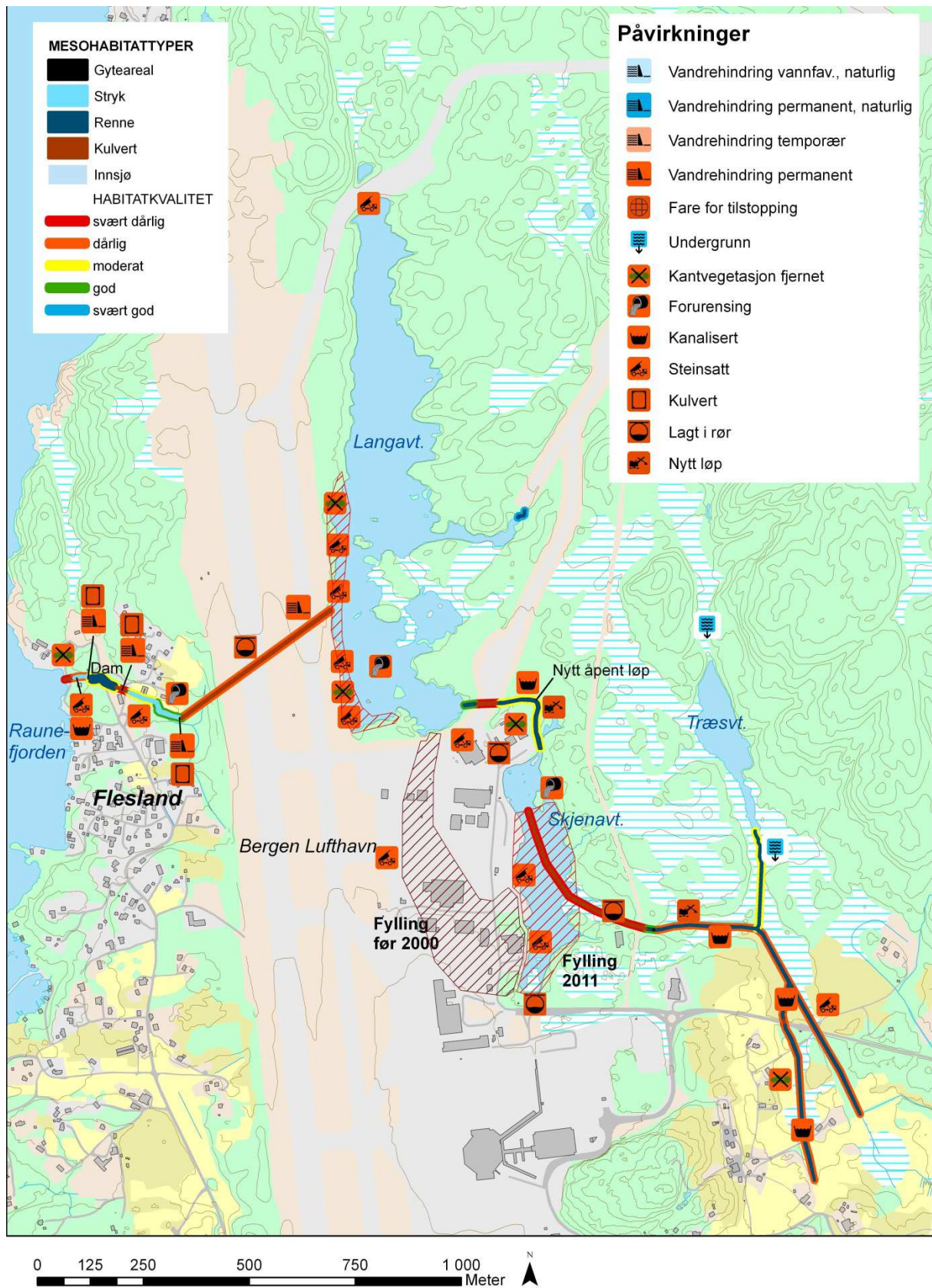
	Raddum Indeks 1 og 2	Tilstandsklasse forsuring	ASPT	Tilstandsklasse eutrofiering
Fleslandselven	1	Svært god	4,9	Dårlig
Lønningbekken	1	Svært god	5,6	Moderat
Langavatn	1	Svært god		

## 3.4 Fisk

### 3.4.1 Fleslandsvassdraget

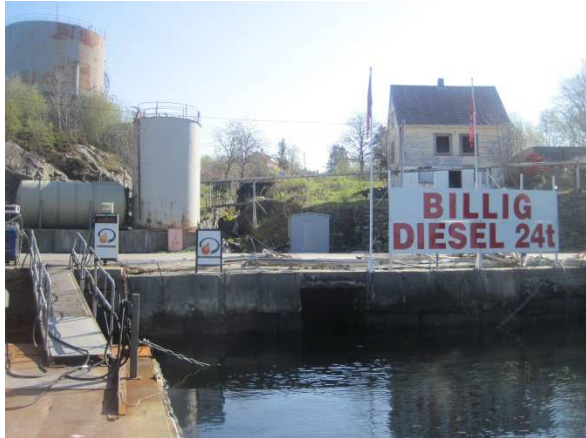
Resultatet av habitatkartleggingen vises i Figur 20, i Tabell 17 og med bildeeksempler i Figur 21-38. Fysiske inngrep av betydning finnes i hele vassdraget: Ovenfor flyplassen er store deler utfylt, rettet ut og kanalisert, på flyplassområdet er elven preget av bekkelukking og i den nederste delen finnes forbygninger og vandringshinder. Bare strekningen mellom flyplassområdet og Fleslandsveien og øvre deler mot Træsvatnet har få eller ingen inngrep. Det finnes svært lite gyteareal i bekken. I stryket ovenfor Fleslandveien finnes flekkvis egnet gytegrus, også ovenfor den øverste kulverten. Kantvegetasjonen er fjernet langs vestbredden av Langavatnet, i deler av tettstedet Flesland og i landbruksområder øverst i vassdraget.

Alle dagens vandringsbarrierer i Fleslandsvassdraget er kunstige og man kan derfor anta at hele vassdraget i en lengde på ca. 3 km opprinnelig var anadromt, derav ca. 2 km elv. Dette tilsvarer et elveareal av ca. 7000 m<sup>2</sup>. Sjøaure og ål betraktes som opprinnelig dominerende fiskearter (biomasse). Siden bare sjøaure gyter og etablerer en populasjon mens ål kun bruker elva som fakultativ næringsområde brukes aure som hovedindikator for vurderingen etter vannforskriften. Innsjøarealet er 269.000 m<sup>2</sup> (26,9 ha, kartstatus 2009) for de tre største vannene som er forbundet med åpen elv. En del av dette har blitt utfylt i løpet av 2011/2012 (minst 5 ha). Ca. 75 % av 2009-Skjenavatnet er nå utfylt. Samlet sett estimeres at ca. 20 % av innsjøarealet i vassdraget har blitt utfylt (overslagsmåling fra GIS, detaljert dokumentasjon mangler).



Figur 20 Fleslandselva: Habitatkartlegging og påvirkninger.





Figur 21 Munning i Raunefjorden på Flesland (kulvert i midten).



Figur 22 Mellom munning og dammen finnes et bratt stryk som er passerbar for sjøaure og ål.



Figur 23 Demningen som stuer opp dammen nedenfor Fleslandveien, vandringsbarriere for sjøaure.



Figur 24 Dammen nedenfor Fleslandveien.



Figur 25 **Kulvert under Fleslandsveien, en vandringsbarriere for sjøaure.**



Figur 26 **Stryket ovenfor Fleslandsveien med gode fysiske habitatforhold for aure og ål.**



Figur 27 **Utløp av kulvert (duknet) under rullebanen, vandringsbarriere for sjøaure.**



Figur 28 **Fiskepassasje i kulvert under rullebanen.**



Figur 29 Innløp av kulvert under rullebanen med fiskepassasje, gyteplasser og ungfiskhabitat (under bygging 2012, sett fra Langavatnet).



Figur 30 Detalj av fiskepassjen inn i kulvert under rullebanen: Trappetype er en blanding av Vertical slot pass og kulpetrapp for å imøtekomme både fiskenes vandringsadferd og perioder med svært lav vannføring.



Figur 31 Vestbredden av Langavatnet som delvis er fylt i anleggsfasen 2011-2012.



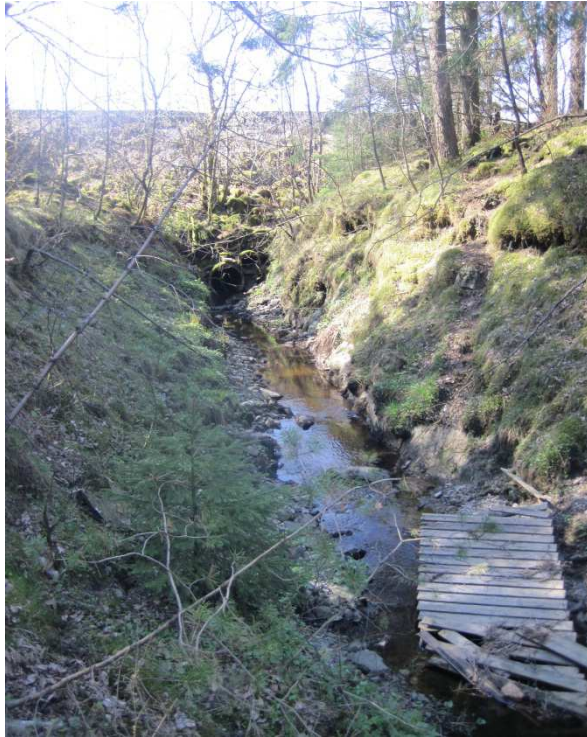
Figur 32 Rester av Skjenavatnet og en del av Fleslandselven som er lagt i rør (kulvert i bakgrunn).



Figur 33 Gytemoden sjøaure nedenfor nederste vandringsbarriere 9/2012.



Figur 34 Ål ovenfor Fleslandsveien.



Figur 35 Bekkegrøften ovenfor kulverten mot Skjenavatnet. Grøften er trolig sprengt i fjellet for å drenerer myrområder ovenfor.



Figur 36 Bekken mot Træsvatnet (bakgrunn), her er vassdraget preget av myr, substratet er i all hovedsak organisk.



Figur 37 Fleslandselva mellom flyplassområdet og landbruksområdet i sørøstenden av nedbørsfeltet.



Figur 38 Fleslandselva øverst i landbruksområdet.

Tabell 17. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier etter vannforskriften i anadrom del av Fleslandselva.

Kategori	Uten inngrep [m <sup>2</sup> ]	2012			Vurdering
		Status 2012 [m <sup>2</sup> ]	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Anadrom elveareal	ca. 7000	103	-98,5		
Elveareal	ca. 7000	6749		100	
Gyteareal		9		0,1	
Stryk		614		9,1	
Renne		3634		53,8	
Kulvert		1722		25,5	
Innsjø		269000		faktor 40	
Uten morfologiske inngrep	7000	700	-90		
Ungfiskproduksjon anadrom elveareal modellert [ind.]	6000	40	-99,9		Svært dårlig
Ungfiskproduksjon hele elvearealet modellert [ind.]	6000	800	-87		Svært dårlig

I øvre deler av nedbørsfeltet finnes en rekke mindre tjern i myrområder som ikke er tilknyttet hovedvassdraget med åpne løp. Strekingen nedstrøms nederste demning virker som vandringsbarriere og kun ca. 40 m<sup>2</sup> er tilgjengelig for anadrom fisk i 2012. Anadromt elveareal er dermed redusert med 98,5 %. Av det totale elvearealet (2012) består 54 % av renner, 26 % prosent av kulvert, 9 % av stryk og 0,1 % av gyteareal (Tabell 17).

Det ble påvist stingsild, ål og aure i Fleslandsvassdraget i 2012. Nedenfor dammen på Flesland finnes sjøaure og ovenfor er det stasjonær aure. På den nederste stasjonen rett ovenfor elvemunningen (stasjon 77, anadrom del, se Figur 2) var det middels ungfisktettheten basert på 30 juvenile aurer, 8 adulte sjøaurer og 2 ål per 100 m<sup>2</sup> (se Tabell 18). På stasjon 78 (ovenfor Fleslandveien) var tettheten for juvenil aure 49. Dessuten ble det tatt en adult aure, 21 ål (18-87 cm) og 6 stingsild. Ovenfor flyplassområdet ble det fisket i gytetiden av aure (11.10. 2012). Det var gyteaktivitet på stasjonen og det ble tatt 19 adulte fisker som var gyteklare (20-50 cm). Ungfisktettheten ble beregnet til 18 juvenile/100 m<sup>2</sup>. På stasjonene ovenfor ble det ikke funnet fisk. Med disse tallene som grunnlag ble antall ungfisk i hele elvearealet beregnet til ca. 800 individer og 40 individer anadrome del. Dersom ungfisktettheten opprinnelig var som i det sammenlignbare nabovassdraget Grimseidvassdraget, var antall ungfisk i elvearealet opprinnelig ca. 6000 individer (Tabell 18),(Pulg m fl. 2011). I Langavatn ble det garnfanget (Sweco) 48 aurer mellom 22 cm og 44 cm. Garnfangsten fra Langavatn var ikke-kvantitativ.

Tabell 18. Resultat fra el-fiske i Fleslandselva (2012).

Stasjon	Dato	Temp. & Kond.	Aure/100 m <sup>2</sup>			Ål	Stingsild	
			Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	0+	>0+			adulte
77	26.09.2012	T: 10,2°; K: 163 µS/cm	30	6	24	8	2	0
78	26.09.2012	T: 9,7°; K: 212 µS/cm	49	40	9	1	21	6
79	11.10.2012	T: 7,9°; K: 81 µS/cm	24	18	6	19	0	0
80	11.10.2012	T: 7,6°; K: 117 µS/cm	0	0	0	0	0	0
81	11.10.2012	T: 7,6°; K: 118 µS/cm	0	0	0	0	0	0
82	11.10.2012	T: 8,2°; K: 43 µS/cm	0	0	0	0	0	0

### 3.4.2 Vurdering for Fleslandsvassdraget

Forekomst av en aurepopulasjon og noen sjøaurer helt nederst så vel som ål og stingsild viser at alle opprinnelige fiskearter fortsatt forekommer og at fisk kan leve i vassdraget til tross for forurensing og fysiske endringer. Miljøgiftkonsentrasjon i ørret og ål er heller ikke toksisk for fisken (se kapittel 3.6). Fiskehabitatet er imidlertid betydelig redusert.

Først og fremst finnes det en rekke vandringsbarrierer for oppvandrende fisk. Barriere for sjøaure inkluderer (Figur 20): 1. demning ved dammen på Flesland, 2. kulvert under Fleslandsveien, 3. utløp kulvert under rullebane og 4. selve øvre delen av denne kulverten. I denne delen ble det bygget en fiskepassasje i 2011-12 da kulverten ble forlenget. Strekingen skal være passerbar når vannstand i Langavatnet heves igjen til det opprinnelege nivået. Ovenfor Langavatnet kan den nye kulverten på Skjenavatnet virke som vandringshinder. Gradienten her er i utgangspunktet gunstig for vandring (teoretisk 0,01), men det er glatt betongbunn og det er usikkert om det finnes høydesprang inne i røret. Ål kommer opp til Langavatnet (pers. observasjon), men ble ikke funnet ovenfor flyplassområdet. Den nye Skjenakulverten virker trolig som barriere for ål. Alle nevnte barrierer gjelder også for den betydelig mindre stingsilden. Vandringshinderne er uten tvil kunstige. Allerede før lufthavnen ble opprettet var det kunstige vandringshinder i elven. På flyfoto fra 1951 (Figur 1) kan man se minst to potensielle hindringer: Demningen ved dammen var allerede etablert og ved utløp av Langvatnet var det også en demning som kan ha vært en barriere. I strekingene som i dag ligger i rør og som fortsatt var åpne 1951 er ingen vandringsbarrierer synlig på flyfoto – terrengets gradient gjør det heller ikke

sannsynlig at det var barrierer her. Det betraktes derfor som lite sannsynlig at det var naturlige vandringshinder i elven og vassdraget var derfor trolig anadrom i sin helhet.

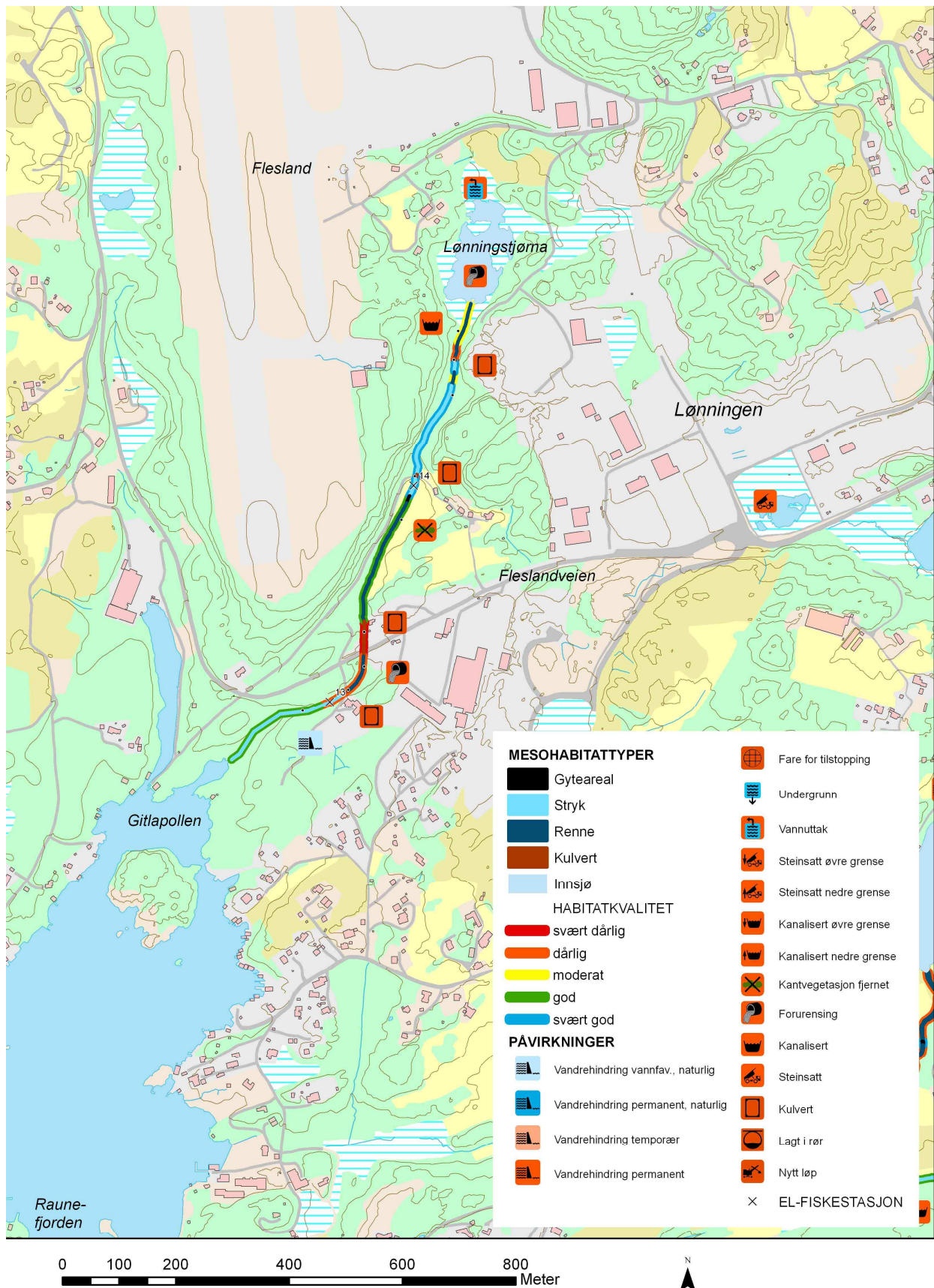
Store deler av elvearealet er lagt i rør (26 %) og deler av vannflater har blitt utfylt (> 5 ha). Skjenavatnet som opprinnelig hang sammen med Langavatnet (1951) finnes bare i rester (Figur 20). Store deler av den resterende elven har blitt kanalisert og steinsatt, særlig i nedre delen. Forurensing med næringsstoffer og finsediment har trolig bidratt til silting og gjengroing av gytegrus og bidratt til dårligere gyteforhold. Den naturlige grustilførselen (sideerosjon) er nesten opphørt på grunn av forbygninger og kulverter. Disse endringene er sannsynlig årsak til at ungfisktettheten er gjennomgående lav i forhold til nabovassdrag (både sjøaure og stasjonær aure, se Pulg m. fl 2011). Helt øverst i vassdraget finnes det ikke fisk. Dette kan henge sammen med mudderbunnen som er etablert etter kanaliseringen og som aure ikke kan gyte eller finne skjul i. At ål og stingsild også mangler tyder imidlertid på at denne delen av vassdraget kan tørke eller er utsatt for sterke periodiske forurensinger som dreper fisk.

Etter gjeldende klassifiseringsveileder (DV 2009) vurderes miljøtilstand for fisk som «dårlig» siden sjøaurepopulasjonen er redusert med mer enn 75 %. Hovdflaskehalsene er i følgende rekkefølge:

1. Vandringsbarrierer
2. Redusert habitatkvalitet (grusmangel, mindre skjul, forurensing o.l.)
3. Redusert elveareal (kulverter, fyllinger)

### 3.4.3 Lønningsbekken

Hele vassdraget er fortsatt anadromt og derfor betraktes sjøaure som naturlig dominerende art, i tillegg forventes ål og stingsild. Vassdraget er rundt 1200 m langt, derav 1030 m med elv. Det opprinnelig anadrome elvearealet ble vurdert til 990 m<sup>2</sup>. Vanndekket areal ved redusert middels lavvannføring ble målt til 490 m<sup>2</sup>, altså ca. halvparten av det opprinnelig anadrome areal. I den øvre delen av nedbørsfeltet fraføres det forurenset grunnvann av Avinor og bekken kan da periodevis tørke. 47 % av det totale tilgjengelige arealet består av stryk, 43 % av renner, 9 % av kulvert og 1 % av gyteareal (Tabell 19). Fysiske inngrep av betydning ligger særlig ved næringsområdet ved Fleslandsveien med fylling og kulvert (Figur 39). Den øverste bekkestrekingen nedenfor vannet er rettet ut. I stryket nedenfor Fleslandveien finnes noe egnet gytegrus (Figur 40, Figur 41), men den er forurenset med betongslam (Figur 42, Figur 43) og fremstår som uegnet gytesubstrat (for tett og for mye finsediment). I strykene og rennene finnes gode morfologiske forutsetninger for et godt oppveksthabitat gitt at det er vann. Redusert vannføring med delvis tørrlegging av strekninger (Figur 44, Figur 45) reduserer habitatforholdene betydelig. Kantvegetasjonen ble fjernet ved Fleslandveien og i kulturlandskapet ovenfor, men erstattes delvis av sumpplanter.



Figur 39 Habitatkartlegging og påvirkninger i Lønningbekken.

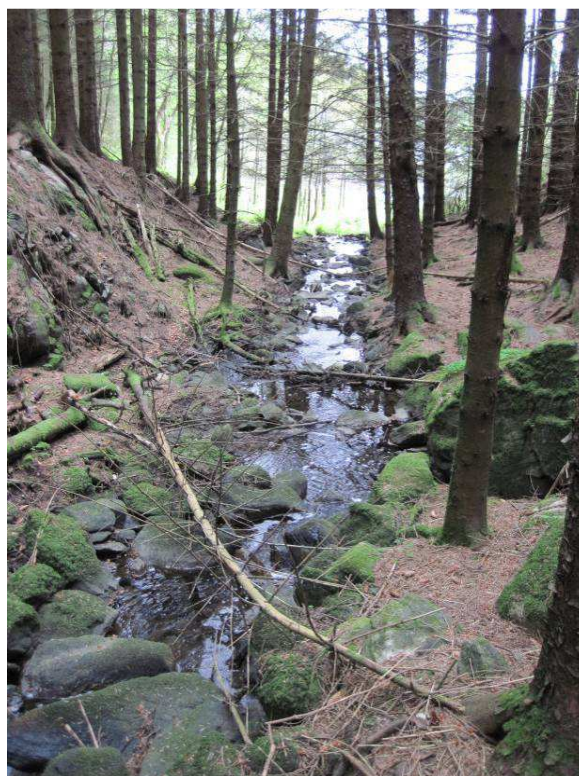


Tabell 19. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier (vannforskriften) i anadrom del av Lønningsbekken.

Kategori	Uten inngrep	2012			Vurdering Miljøtilstand etter vannforskriften, opprinnelig anadrom del
		Status 2012	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m <sup>2</sup> ]	990	490	51		
Gyteareal [m <sup>2</sup> ]		7		1	
Stryk [m <sup>2</sup> ]		232		47	
Renne [m <sup>2</sup> ]		213		43	
Kulvert [m <sup>2</sup> ]		45		9	
Innsjø [m <sup>2</sup> ]		12118		2473	
Uten morfologiske inngrep [m <sup>2</sup> ]	990	222	78		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1500	150	90		Dårlig



Figur 40 Munning i Gitlapollen.



Figur 41 Mellom munning og Fleslandveien er det et stryk med høy morfologisk mangfold men lite gytegrus.



Figur 42 Steinfylling og forurensing direkte nedenfor Fleslandveien.



Figur 43 Elvebunnen er dekket med betongrester.



Figur 44 Ovenfor Fleslandveien finnes det et høyt morfologisk mangfold men redusert vannføring reduserer habitatkvaliteten.



Figur 45 I stryk er vannet periodevis knapt synlig.

Det ble kun funnet aure i Lønningsvassdraget (Tabell 20). Ungfisktetthetene på to stasjoner (begge stryk) i Lønningsbekken var henholdsvis 6 og 4 ungfisk/100 m<sup>2</sup> i 2010. All fisk hadde en lengde som tilsvarer 1+ og årsyngel ble ikke registrert. I 2012 var det flere ungfisk enn i 2010, øverst ved utløp av Lønningstjørna (st. 16) var ungfisktetthet 36 årsyngel/100m<sup>2</sup>. På st. 13 ble ungfisktettheten estimert til 16 årsyngel og 2 eldre ungfisk. På stasjon 14 ved betongverket var det ingen fisk i 2012. Ungfiskestimatet ligger med dette grunnlaget på 150 ungfisk i hele bekken

høsten 2012. For å estimere det opprinnelige potensialet til vassdraget ble fisketettheter fra den morfologisk lignende nabobekken Bønesbekken lagt til grunn. Dette ga et produksjonsestimat på 1500 ungfisk (Tabell 19 m fl.). Det var påfallende at fangsten i 2012 ovenfor betongverket var større enn i 2010 og at den var preget av årsyngel (> 96 %). Trolig har en årsklasse sjøaure overlevd i det relativt nedbørsrike året fra høst 2011-høst 2012.

Tabell 20. Resultat fra el-fiske i Lønningsbekken 2010 og 2012.

9/2010, T = 9,8°, K = 330 µS/cm						
Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>			
			0+	1+	2+	eldre
14	Stryk	6	0	6	0	0
13	Stryk	4	0	4	0	0
9/2012, T = 9,3°, K = 242 µS/cm						
Stasjonsnr.	Mesohabitat	Sum ungfisk/100 m <sup>2</sup>	Sjøaure/100 m <sup>2</sup>			
			0+	1+	2+	eldre
14	Stryk	6	0	0	0	0
13	Stryk	4	16	2	0	0
15	Utløp Lønningstjern	4	36	0	0	0

### 3.4.4 Vurdering for Lønningsbekken

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert først og fremst på grunn av redusert vannføring. Produksjonen av sjøaure vurderes til å ha blitt redusert med omlag 90 %. Dette forklares med fraføring av vann ved flyplassen og forurensing (se kapittel 3.5 vannkvalitet). De morfologiske forutsetningene i stryk og renner er forholdsvis gode for sjøaure. Tilgjengelig gyteareal mangler imidlertid. Rundt Fleslandsveien er habitatforholdene redusert på grunn av fyllinger og forurensning. Etter vannforskriften sine kriterier (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) for kvalitetselement fisk vurderes vassdraget til å ha dårlig miljøtilstand (bestandsnedgang større enn 75 %).

Konduktivitetsnivået og pH indikerer dårlig vannkvalitet for sjøaure ved prøvetakingen. Trolig er vassdraget påvirket av forurensing allerede øverst i vassdraget (høy konduktivitet, høy organisk belastning). I nedre del av vassdraget overskrides sjøaurens tåleevne for pH. I 2010 fantes lite fisk her, og i 2012 ingen. Sedimentet var preget av finsediment og betongslam. Nedstrøms betongutslippet må det forventes forhold som medfører akutt fiskedød i perioder. Forurensing og redusert vannføring vurderes som avgjørende flaskehals for sjøaureproduksjonen i dag. Dersom disse flaskehalsene fjernes vil mangel på tilgjengelig gyteareal være begrensende for sjøaurepopulasjonen. Reduksjon av kantvegetasjonen og fyllinger reduserer dessuten habitatkvaliteten.

## 3.5 Vannkvalitet

### 3.5.1 Målinger

Resultater fra målinger av fysisk-kjemiske parametere i vann kommer frem i Tabell 21. Resultater fra denne fysisk-kjemiske analysen på vann ligger innenfor variasjonen i Avinor sine tidsserier på vannmålinger (Peter Holmkvist, personlig kommunikasjon). Dette gjelder data fra målinger utført av Avinor mellom desember 2007 til januar/ april 2012 for total nitrogen, total organisk karbon, pH, KOF, kobber, Kadmium, Kvikksølv og bly. Vi regner derfor målingene våre for å være representative selv om dette er enkeltstående prøver. Legg merke til at Avinor ikke har måleserier i nedre del av Lønningsbekken nedstrøms betongfabrikken. For pH og konduktivitet sammenlikner vi derfor målingene fra 2012 med *in situ* målinger av temperatur, konduktivitet og pH gjort av LFI Uni Miljø 2010 (Tabell 22). Tilstandsklassene er vist i Tabell 23.

### 3.5.2 Næringssalter og organiske belastning

Innholdet av næringssaltene nitrogen og fosfor var generelt høyt, noe som samsvarer med høye verdier av andre organiske stoffer i vassdragene (Tabell 21) og som indikerer en høy organisk belastning. Dette gjelder spesielt for nedre del av Lønningsbekken, Fleslandselven, og utløpet av Langavatn. Den organiske belastningen er høyere for nedre del av Lønningsbekken enn øvre del av Lønningsbekken. pH er også markant høyere ved nedre del av Lønningsbekken enn øvre del av Lønningsbekken (målinger 25.09.2012 viser pH 9,7 i nedre del og mot 7,6 i midtre del). Substratet i nedre del av bekken er dekket med betongrester og betongslam, og mer finkornet og har lysere farge enn substratet ovenfor fabrikken (Figur 42, Figur 43). Dette indikerer at nedre del av Lønningsbekken er påvirket av forurensning og tilsig fra betongfabrikken Betong Vest som ligger ved bekken. Det ble ikke funnet fisk i nedre del av Lønningsbekken, noe som kan forklares ved at pH over 9,0 er dødelig for fisk. In situ målingene i juni 2010 bekrefter at forurensningen har pågått over tid. Målinger 2010 (Tabell 22) viste at vannet hadde normale pH-verdier ovenfor tilsiget fra bedriften (7,4-7,5) og sterkt forhøyet pH ved forurensingsstedet (9,5). Ved utløpet av bekken (ca. 300 m lenger ned) var pH 8,9. Konduktivitetsnivået ovenfor Fleslandsveien (262-330  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) tyder på forurensning fra Flyplassen i øvre del av nedbørsfeltet. Spranget til 535  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved betongverket tyder på at vannet blir ytterligere forurenset her.

Utløpet av Langavatn og Fleslandselven har relativt lik organisk belastning, mens belastningen er noe lavere for midtre del av Langavatn. En lavere belastning for midtre del av Langavatn enn ved utløpet av Langavatn kan forklares ved at vannet ved den midtre stasjonen er fortynnet av tilsig og en liten innløpsbekk (Figur 3). Vannet ved utløpet av Langavatn har vært lengre i systemet og vil derfor gi et riktigere bilde av vannkjemien for innsjøen. Det er også klart at indre gjødsling kan føre til at bunnvannet og vann i utløpet har høyere konsentrasjon av næringssalter enn overflatevannet (se også kapitlet 5.2.6 om glykol og formiat).

Tabell 21. Resultater fra analyse av fysisk-kjemiske parametere i vann, analysert av Eurofins. Se også vedlegg 1 for analysebevis.

Analyse	Lønningsbekk nedre	Lønningsbekk midt	Langavatn midt	Langavatn utløp	Fleslandselv
Aluminium, g/l	130	32	120	120	140
Jern, µg/l	160	66	120	140	180
Kalium, mg/l	15	9	2.2	3.3	5.8
Kalsium, mg/l	39	27	9.2	13	14
Magnesium, mg/l	2.7	3.7	1.7	2	2.1
Mangan, µg/l	25	3.5	3.5	5.5	2.3
Natrium, mg/l	20	15	9.3	11	11
Silisium, µg/l	2800	1800	1100	1400	1600
Arsen, µg/l	0.56	0.22	0.39	0.4	0.44
Bly, µg/l	0.16	0.012	0.15	0.9	0.81
Kadmium, µg/l	0.023	0.005	0.013	0.007	0.01
Kobber, µg/l	6.2	4	4	4.4	9.4
Krom, µg/l	3.5	0.15	0.35	0.37	0.5
Kvikksølv, µg/l	<0.002	0.003	0.003	<0.002	<0.002
Nikkel, µg/l	1.2	2	1.8	2	2.8
Sink, µg/l	3.2	3.5	2.3	3.5	4
Alkalitet, mmol/l	1.65	0.948	0.384	0.564	0.647
Ammonium, µg/l	67	7.1	6.9	24	38
Farge, fargeenhet	54	31	62	81	92
KOF., 02/l	11	6.2	14	12	12
Klorid, mg/l	21.3	18.8	11.4	11	10.3
Konduktivitet, mS/m	33.4	27.1	11	14.1	14.8
Nitritt+nitrat-N, µg/l	620	250	280	230	330
Fosfat, µg/l	18	1.5	1.2	4	8.9
pH	9.7	7.6	7.1	7.1	7.4
Total fosfor, µg/l	37	9.8	6.4	35	28
Total nitrogen, µg/l	1200	550	610	620	820
Tot.org. karbon, mg/l	6	4.8	6.9	8.8	9.6
Turbiditet, ftu	2.9	1	1.6	22	3.5

Tabell 22. *In situ* målinger av konduktivitet, temperatur og pH i Lønningsbekken.

Sted	Dato	Konduktivitet µS/cm	Temperatur, °C	pH
Lønningsbekken, øverst	04.06.2010	330	11	7,5
Lønningsbekken, nederst	04.06.2010	520	11	8,9
Lønningsbekken, ovenfor betongverk	04.06.2010	262	11	7,4
Lønningsbekken, nedenfor betongverk	04.06.2010	534	10	9,5

Tabell 23. Tilstandsklasser basert på fysisk-kjemiske parametere i vann. Disse benyttes som støtteparametere for tilstandsklassene beregnet ut ifra de biologiske organismene.

		Lønningdsb. nedre	Lønningdsb. midt	Langav. midt	Langav. utløp	Fleslands-elven
Nærings-salter	Total fosfor	Dårlig	God	Svært god	Dårlig	Dårlig
	Siktedyp			Moderat		
	Total nitrogen	Dårlig	Moderat	Dårlig	Dårlig	Dårlig
Organiske stoffer	TOC	Moderat	Moderat	Dårlig	Dårlig	Dårlig
	Farge	Dårlig	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig
	Siktedyp			Moderat		
	KOF	Dårlig	Moderat	Dårlig	Dårlig	Dårlig
	Jern	Moderat	God	Moderat	Moderat	Moderat
	Mangan	God	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
Partikler	Turbiditet	Dårlig	Moderat	Moderat	Svært dårlig	Dårlig
	Siktedyp			Moderat		
Metaller	Kobber	Svært dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Svært dårlig
	Sink	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
	Kadmium	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
	Bly	Svært god	Svært god	Svært god	God	God
	Nikkel	God	God	God	God	Moderat
	Krom	Moderat	Svært god	God	God	God
	Kvikksølv	Svært god	God	God	Svært god	Svært god

### 3.5.3 Metaller

Metallbelastningen i vassdragene på Flesland domineres av høye konsentrasjoner av kobber (Tabell 21 og Tabell 23), både nå og under tidligere undersøkelser (Bjørklund m fl. 2007). Konsentrasjonen av kobber ble ikke målt under de biologiske undersøkelsene fra 2009 (Johnsen og Urdal 2011). Tilstandsklassen for kobber er «Svært dårlig» både for Fleslandselven og for utløpet av Langavatn og «Dårlig» for Langavatn midt, Lønningbekken midt og Lønningbekken nedre. Berggrunnen i området består hovedsakelig av diorittisk til granittisk gneis. Selv om det kan forekomme felter med kobberrik kismalm i slik berggrunn, består berggrunnen av harde bergarter som ikke forvitres lett. Kobber forekommer gjerne sammen med sink i kismalm, men konsentrasjon av sink er lav på Flesland. Det er derfor usikkert om berggrunnen hovedkilde til den høye kobberkonsentrasjonen. Kobbersalter har tradisjonelt vært brukt som impregneringsmiddel mot skadeorganismer, bla i trevirke og i garn. Kobber kan også stamme fra forbrenningsutslipp av drivstoff og fra bremseklosser, i dette tilfellet slitasje av bremseklosser fra fly.

Konsentrasjonen av jern er stedvis høy og tilsvarer tilstandsklasse «Moderat» for nedre del av Lønningbekken, Fleslandselven, utløpet av Langavatn og midtre del av Langavatn. Høy bakteriell aktivitet under oksygenfattige omgivelser kan føre til høye konsentrasjoner av jern i vann fra innsjøer. Det er likevel verdt å merke seg at jernkonsentrasjonene nå er markant høyere enn i 2006. Konsentrasjonen av mangan, bly og sink ser ut til å være lavere nå enn i 2006 (analyser fra 2006 er gjort av Bjørklund m fl. 2007).

## 3.6 Perfluorerte organiske forbindelser

### 3.6.1 Nivåer

I likhet med tidligere analyser fra området (Møskeland m fl. 2010) er de dominerende PFC-forbindelsene PFOS, PFHxS og PFDS (Tabell 24, Figur 46, Tabell 25). Fluortelomeren 6:2 FTS som tidligere ble funnet i høye konsentrasjoner i ørretlever (Møskeland m fl. 2010) ble først og fremst funnet i blandprøver av ørret (muskel, skinn og ben) fra Lønningbekken og i ål i Fleslandselven ved denne undersøkelsen. 6:2FTS ble også kvantifisert i muskel av ørret fra Fleslandselven ( $<0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$  vv) men ikke i ren muskel (uten skinn og ben) fra ørret i Lønningbekken (Tabell 24, Figur 46). Nivåene av PFOA var under deteksjonsgrensen. Av de øvrige kvantifiserte PFC'ene var de langkjedete perfluorkomponentene PFUnA og PFTrA også fremtredende i samtlige prøver, mens PFHpS forekom kun i Lønningbekken.

Den største ørreten i Lønningbekken (alder 2+, vekt 55 gram) inneholdt de høyeste konsentrasjonene av PFC komponenter, og særlig PFOS. Til tross for at ørret i Fleslandselven var eldre og større (2-4 år, 94-350 gram) inneholdt disse ørretene lavere konsentrasjoner av PFC-komponenter enn i Lønningbekken.

### 3.6.2 Effekter av målte nivåer i akvatiske systemer

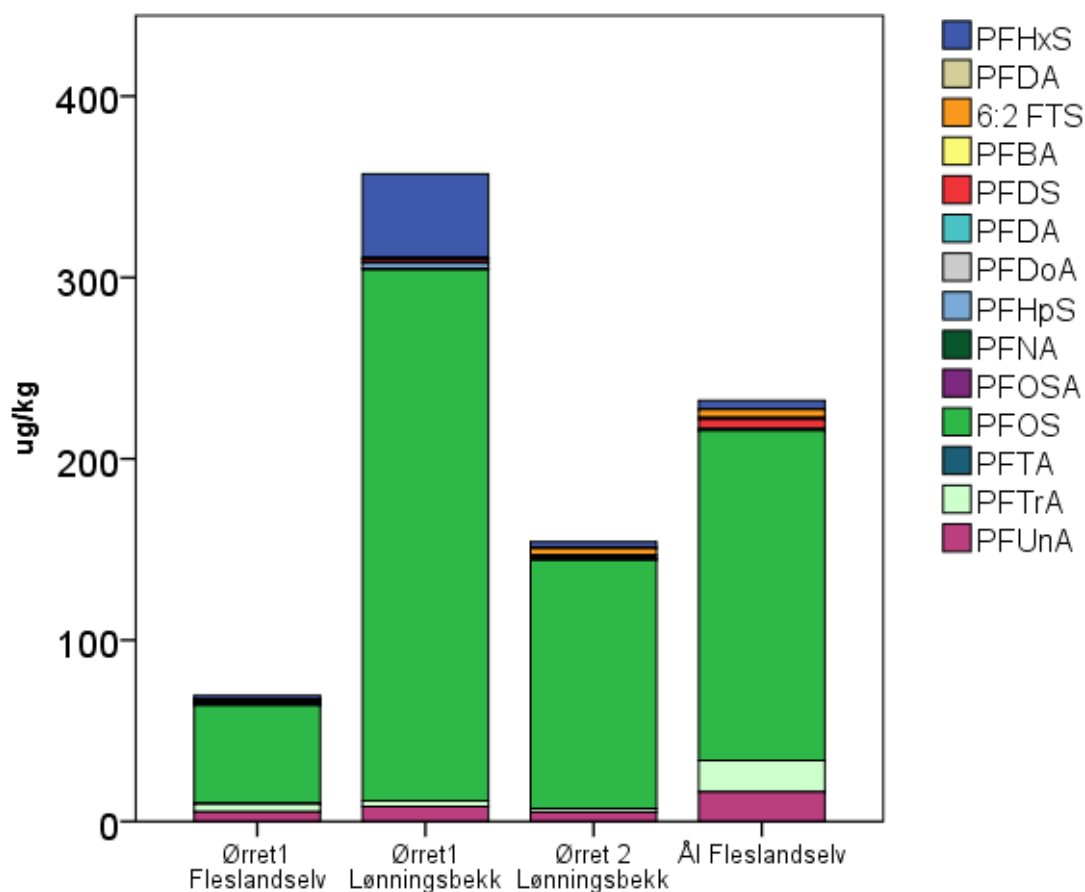
Høye konsentrasjoner av PFOS kan være toksisk og medføre endringer i utvikling og redusert overlevelse. Det er vist at leveren er et målorgan for toksiske effekter av PFOS. Hos pattedyr kan PFOS blant annet påvirke fettsyre- og kolesterolsyntese, samt stoffskifte og utvikling gjennom forstyrrelser av skjoldsbruskkjertelen. I fisk endres fettsyremetabolismen og kolesterolsyntesen ved eksponering og kan gi redusert kondisjonsfaktor og leverstørrelse (Hagenaars m fl. 2008). Toksiske effekter av PFOS, FTS og andre PFC for fisk og vannlevende organismer er dårlig kartlagt, men man antar at nivåene av PFOS som funnet de fleste steder i dag ikke representerer en alvorlig toksisk trussel. Estimert null-effekts nivå for PFOS i akvatiske organismer er i størrelsesorden 0,61 til 6,66 mg/L (Qi m fl. 2011). Disse verdiene langt høyere enn gjennomsnittet målt i ved Flesland i dag (Tabell 25), også for ål. Man kan derfor ikke forvente å finne tydelige effekter av PFOS for fisk i området. Nivået av de perfluorerte

forbindelse i fiskelever er 10 til 100 ganger høyere enn nivået i muskel og i blandprøve (Tabell 25). Dette tilsier at nivået av PFC i dyr som spiser fisk, slik som havørn, gråhegre og mink, akkumuleres og kan være mye høyere enn nivåene funnet i fisken.

Tabell 24. Vevskonsentrasjoner (gjennomsnittlig mikrogram per kg våt vekt, µg /kg vv) fra ørret og ål ved Fleslandselven og Lønningsbekken fanget oktober-november 2012. PFC som ikke er med i tabellen ble ikke funnet i mengder over kvantifiseringsnivåer (se også vedlegg 2 for analysebevis). Kvantifiseringsnivået er lagt til sum PFC og total PFOS/PFOA.

Komponent	Ørret Lønningsbekk	Ørret Lønningsbekk	Ørret Fleslandselv	Ål Fleslandselv
Antall prøver	2 (blandprøve)	1 (muskel)	3 (muskel)	1 (muskel)
H2PFDA	0,00	0,00	0,03	0,00
6:2 FTS	3,50	0,00	0,30	4,50
PFBA	0,00	0,00	0,10	1,00
PFDS	1,60	1,70	1,07	5,10
PFDA	0,65	0,50	0,27	0,00
PFDoA	0,00	0,60	0,33	1,10
PFHxS	3,05	46,30	2,17	4,80
PFHpS	0,00	2,90	0,20	0,00
PFNA	0,55	0,70	0,17	0,00
PFOSA	0,80	0,00	0,83	0,00
PFOS	137,00	293,00	54,23	182,00
PFTA	0,00	0,00	0,07	0,00
PFTTrA	2,00	3,20	4,40	17,30
PFUnA	5,15	8,20	5,30	16,30
Sum PFC	163,50	366,00	70,20	243,00
Total PFOS/PFOA	137,50	294,00	54,30	183,00





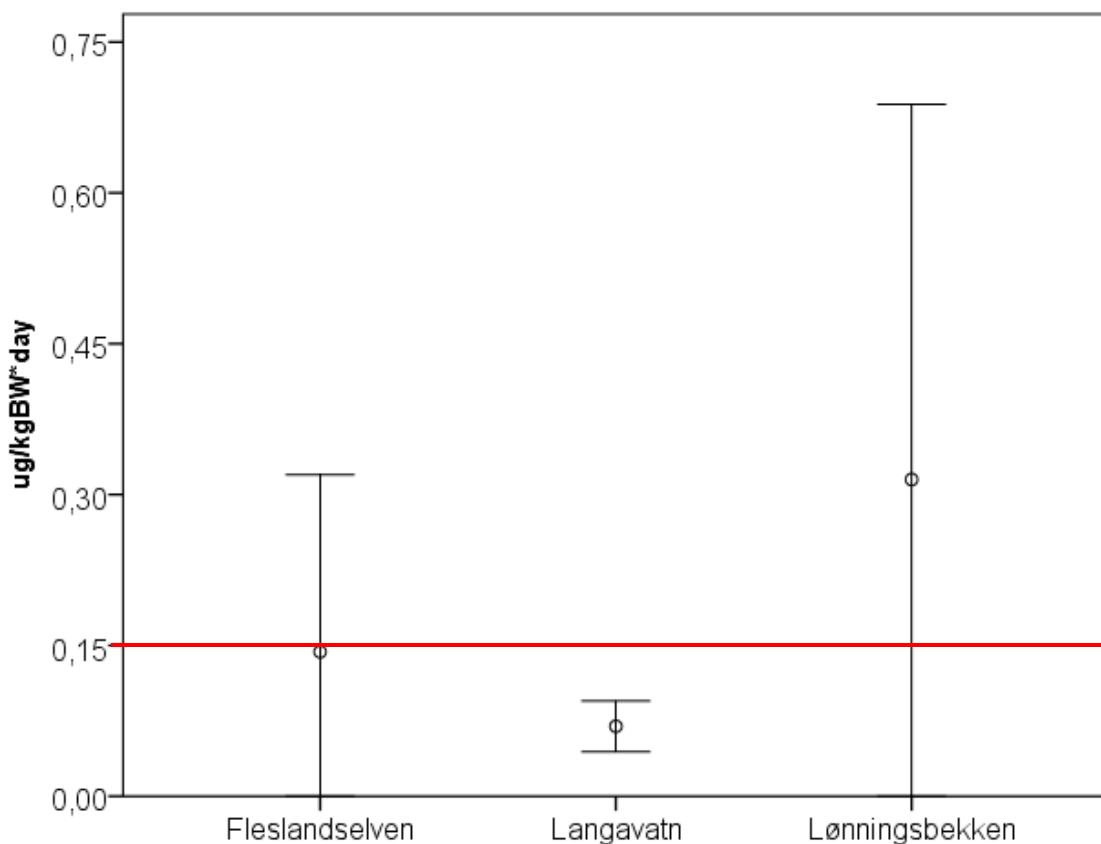
Figur 46 Summen av kvantifiserte perfluorkomponenter i de analyserte prøvene. Ørret1: Muskelprøve, Ørret 2: blandprøve (muskel skinn og bein) av småfisk under 5-8 gram. Forkortelser for PFC-komponenter er forklart i 0.

Tabell 25. Resultater av prøver samlet september 2012 sammenliknet med tidligere analyser. Sammenlikningen er kun veiledende grunnet metodiske ulikheter i lab. <sup>1</sup>Prøven inkluderer skinn og bein (viscera, hode- og halefinne er fjernet). <sup>2</sup>akkrediterte analyser. <sup>3</sup> fire separate prøver med fem fisk per prøve. <sup>4</sup>Det Norske Veritas (DNV) med flere, se Møskeland et al. (2010). Ikke-publiserte resultater fra SWECO er formidlet av Avinor.

Lokalitet	Art	Ant.prøver type	Tid (innsamler)	Lengde cm	Vekt g	PFHxS µg/kg	PFOS µg/kg	Lab
Lønningsbekk	Ørret	2 bland <sup>1</sup>	09.2012 (LFI)	8	7	3,05	137,00	EUROFINS <sup>2</sup>
Lønningsbekk	Ørret	1 muskel	09.2012 (LFI)	16	52	46,30	293,00	EUROFINS <sup>2</sup>
Fleslandselv	Ørret	3 muskel	09.2012 (LFI)	25	189	2,17	54,23	EUROFINS <sup>2</sup>
Fleslandseelv	Ål	1 muskel	09.2012 (LFI)	43	122	4,80	182,00	EUROFINS <sup>2</sup>
Langavatn	Ørret	4 muskel	09.2012 (SWECO)	34		2,80	41,75	ALS
Langavatn	Ørret	4 <sup>3</sup> lever	11.2009 (DNV <sup>4</sup> )			118-286	2082-2532	Örebro Universitet

### 3.6.3 Tolerabelt Daglig Inntak for mennesker

European Food Safety Authority (EUs mattrygghetsorgan) sitt ekspertpanel for miljøgifter EFSA's Contam panel har oppgitt et tolerabelt daglig inntak av PFOS for mennesker på 0,15  $\mu\text{g}/\text{kgBW}$  (mikrogram per kg kroppsvekt) per dag. Dette nivået representerer ikke en toksisk dose for mennesker siden det er satt med en sikkerhetsmargin og med tanke på daglig inntak gjennom et langt liv. Ved inntak av 100 gram ørretfilet fra Fleslandselven og Lønningsbekken vil man overskride tolerabelt daglig inntak (TDI) (Figur 47). Det vil derfor ikke være anbefalt å spise fisken i området.



Figur 47 Inntak av 100 gram muskel av ørret fra Fleslandselven og Lønningsbekken vil for en 60 kg person overskride Tolerabelt Daglig Inntak av PFOS (TDI = rød linje). TDI for PFOS er i henhold til EFSA's Contam panel 0,15 mikrogram per kg kroppsvekt per dag ( $\mu\text{g}/\text{kgBW} \cdot \text{day}$ ).

## 4. Samlet vurdering av vassdragene

### 4.1 Forsuring

Forsuring er et problem i store deler av Vest- og Sørlandet. På Flesland er det er kalk i berggrunnen og nøytral til svært høy pH i vassdragene vi har undersøkt (Tabell 21, Tabell 22). Basert på de økologiske elementene er tilstandsklassen for forsuring «Svært god» eller «God» (Tabell 26). Det er likevel verdt å merke seg at denne tilstandsklassen ikke gjelder for Lønningsbekken nedstrøms betongfabrikken. Her er det såpass høy pH at det ikke er levelige kår for fisk. Vi velger å sette tilstandsklassen for nedre del av Lønningsbekken til svært dårlig, selv om tilstandsklassene er tilpasset forsurende elementer og ikke basiske elementer.

Tabell 26. Økologiske tilstandsklasser for forsuring på Flesland. \*Klaseskillene er ikke laget for basiske forhold. For nedre del av Lønningsbekken velger vi likevel å sette en tentativ økologisk tilstandsklasse svært dårlig siden det ikke ble registrert fisk her i 2012 og pH er over dødelig nivå for fisk.

	Begroingsalger	Bunndyr	Fisk	Økologisk status forsuring
Langavatn		Svært god		Svært god
Fleslandselven	Svært god	Svært god		Svært god
Lønningsbekken, midt til øvre	God	Svært god		God
Lønningsbekken, nedre*			Svært dårlig*	Svært dårlig*

### 4.2 Organisk belastning og økologisk status

#### 4.2.1 Fleslandselven

Basert på de biologiske kvalitetselementene er den økologiske tilstandsklassen for vassdragene på Fleslandselven samlet sett «dårlig» (Tabell 27). De fysiske-kjemiske elementene bekrefter at tilstanden går mot dårlig i Fleslandselven (Tabell 23).

#### 4.2.2 Lønningsbekken

For Lønningsbekken er det «Moderat» økologisk tilstand basert på bunndyr (Tabell 27). Dersom begroingsalgene i midtre del av Lønningsbekken inkluderes blir tilstandsklassen «Dårlig». Siden det kun ble registrert en begroingsalge i midtre del av Lønningsbekken som angir klassen «Dårlig» er denne klassifiseringen usikker og vi velger ikke å bruke denne. Vannmålinger fra midtre del Lønningsbekken bekreftes at tilstandsklassen bør være «Moderat» (Tabell 23). For Lønnings-

Tabell 27. Økologiske tilstandsklasser for Flesland basert på organisk belastning og tap av habitat.

	Fisk	Vannplanter	Begroingsalger	Bunndyr	Økologisk status
Fleslandselven	Dårlig		Moderat	Dårlig	Dårlig
Lønningsbekken	Dårlig		Moderat	Moderat	Dårlig
Langavatn		Moderat			Moderat
<b>Flesland</b>					<b>Dårlig</b>

bekken nedstrøms betongfabrikken er tilstandsklassen basert på vannkjemi «Dårlig». Basert på fisk har Lønningsbekken klassen «Dårlig». Samlet sett vurderes tilstanden i følge Direktoratets gruppa vanndirektivet (2009) som dårlig.

#### 4.2.3 Langavatn

For Langavatn er økologisk tilstand kun målt fra vannplanter. For hele Langavatn angir vannplantene klassen «Moderat» (Tabell 27). Selv om vannplantene i søndre del av Langavatn tilsvarer klassen «Dårlig» (Tabell 14) skal vannplanter registrert fra hele innsjøen brukes til å gi en samlet vurdering (se kapittel 2.4). De kjemisk-fysiske målingene fra vannet (Tabell 23) bekrefter at tilstanden varierer innad i vannet. Ved utløpet til Langavatn angir vannmålingene at statusen er dårlig, mens status er noe bedre lengre nord i vannet.

#### 4.2.4 Økologisk status Flesland

Basert på biologiske forhold har Fleslandselven og Lønningsbekken økologisk status som «Dårlig» og Langavatn har status «Moderat». Vassdragene rundt Flesland er ikke skilt ut som egne forvaltningsenheter, og bekkefeltet Flesland skal derfor også inngå i en felles økologisk klassifisering. Den økologiske statusen for Flesland blir «Dårlig» (Tabell 27).

Alle de undersøkte lokalitetene har forringet økologisk status som følge av organisk belastning, og for fisk også på grunn av forringet habitat. Områder med lite menneskelig påvirkning kan ha opprinnelig tilstand med forhøyet organisk belastning dersom nedslagsfeltet domineres av våtmark og myr og med avrenning av humussyrer. Vurderingen av økologisk status med hensyn på organisk forurensing skal derfor gjøres med forsiktighet siden vanntype-spesifikke klassegrenser mangler. De vanligste menneskeskapt kildene til organisk belastning i vassdrag er avrenning av næringsstoffer fra jordbruk og kloakk. Mange vassdrag i Bergensregionen har nedsatt økologisk status som følge av menneskeskapt eutrofiering (Johnsen m fl. 2004) og globalt er eutrofiering ansett som en av fem hovedtrusler for opprettholdelse av god økologisk status i vassdrag (Dudgeon m fl. 2006; Kristensen m fl. 2010).

I vassdragene rundt Flesland kan det være flere kilder til organiske belastningen. I nedslagsfeltet til Lønnestjørna som munner ut i Lønningsbekken har det vært drevet noe landbruk og på nittitallet var vannet periodevis sterk forurenset med kloakktilførsel og flyavisingsvæsker (Hotlan 1996; NOTEBY 1996). Slik forurensning kan påvirke forholdene i en innsjø via indre gjødsling flere år etter at kilden er fjernet. Indre gjødsling skjer dersom det er lave nivåer av oksygen i vannet. Da vil organiske sedimenter brytes ned bakterielt slik at næringsalter frigjøres. Prosessen er selvforsterkende der frigjøring av næringsstoffer fra sedimentene forsterker oksygenvinnet.

Deler av nedbørsfeltet til Langavatn er dekket av våtmark. Dette kan potensielt være en kilde til organisk belastning som har påvirket økologisk tilstand uavhengig av menneskelig påvirkning. Likevel er det forhøyede verdier av nitrogen i vannet, noe som indikerer at hovedkilden til den organiske belastningen kan være nitrogenholdig sprengstoff. Anleggsvirksomhet med sprengningsarbeid vil føre til utslipp av drens- og driftsvann med forhøyet siltkonsentrasjon og innhold av uomsatt nitrogen fra sprengingene, og med mulig innhold av olje (se også Figur 3 og Figur 4). I tillegg vil en få avrenning av steinstøv og uomsatt nitrogen fra steintippene til vassdragene. Dette kan også forklare den høye andelen partikler (turbiditet) i vannet (Tabell 21 og Tabell 23).

#### 4.2.5 Økologisk status nå og tidligere

En forringelse av økologisk status skjer dersom tilstandsklassen endres til dårligere klasse. I vassdragene på Flesland har det derfor skjedd en forringelse av økologisk status. Status er forringet i forhold til opprinnelig tilstand og også mellom 2009 og 2012 (Tabell 28). Det ble ikke gjort opp økologisk status i henhold til vannforskriften i undersøkelsene fra 2006 (Bjørklund m fl. 2007). Johnsen og Urdal (2011) skriver at «Resultatene av undersøkelsene i 2009 er noenlunde de samme som i 2006, og viser at vassdragene har moderat til dårlig økologisk status, høyst sannsynlig på grunn av aktivitetene ved og på Bergen Lufthavn Flesland».

For 2006 og 2009 ble det også utført økologiske undersøkelser i Skjenavatnet eller dens utløp og i Gåstjørnsbekken. Både Skjenavatn og Gåstjørnsvassdraget er nå delvis utfylt eller ført i rør. Undersøkelser fra disse vannene er ikke utført i 2012, men det er klart at tørrelegging eller rørføring har redusert den økologiske tilstanden i vassdraget.

Forringelsen som har skjedd fra 2009 til 2012 tyder på økt organisk belastning i vassdragene. Selv om store nedbørsmengder kan være medvirkende årsak til perioder med økt organisk- og partikulær belastning, vil en forringelse av økologisk status som regel være menneskeskapt. Ved Flesland er hovedkildene sannsynligvis anleggsaktivitet og forurenset overvann (kap. 3.5).

Tabell 28. Sammenlikning av økologisk tilstand i Vassdragene ved Flesland i 2009 og 2012. \*Klassegrensene basert på begroingsalger i Johnsen og Urdal (2011) er ikke satt i henhold til Direktoratsgruppa Vanndriktivet (2009) og en sammenlikning av klassegrenser bør gjøres med forsiktighet. \*\*Vi benytter one-out-all-out-prinsippet/ det verste styrer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) og vurderer økologisk tilstand i henhold til det biologiske elementet fra Johnsen og Urdal (2011) som gir dårligst tilstand. Dette avviker fra Johnsen og Urdal (2011) som gir tilstanden Moderat for Lønningsvassdraget i 2009.

Vurderingsfaktor	År	Fleslandsvassdraget	Lønningsvassdraget
Vannplanter	2009	-	-
	2012	Moderat	-
Begroing	2009	God*	Dårlig*
	2012	Moderat	Moderat
Bunndyrstatus	2009	Moderat	Dårlig
	2012	Dårlig	Moderat
Fiskestatus	2009	Moderat	Moderat
	2012	Dårlig	Dårlig
<b>Økologisk tilstand</b>	<b>2009</b>	<b>Moderat</b>	<b>Dårlig**</b>
	<b>2012</b>	<b>Dårlig</b>	<b>Dårlig</b>

## 5. Tiltak og oppfølging

### 5.1 Tiltak

Tiltak skal ha som mål å bidra til god miljøtilstand etter vannforskriften. Som beskrevet i innledningen fokuseres her på tiltak i Fleslandsselva og Lønningsbekken. Planlegging baserer seg på restaureringsøkologi, erfaringer fra biotopjusterende tiltak og rensing av overvann (Bahlo og Wach 1996; Barlaup m fl. 2008; Gabrielsen m fl. 2007; Hanfland m fl. 2010; Jungwirth m fl. 2003b; Patt m fl. 2004; Pulg 2009; Schiechl og Stern 2002; Sæterbø m fl. 1998). Som ramme for tiltak skal ikke dagens arealbruk endres i særlig grad. Detaljeringsnivået for de enkelte tiltakene er forskjellig og tiltakene listes etter forventet effektivitet. Dessuten krever tiltakene svært forskjellige forberedelser og innsats. For eksempel kan regelmessig rensing av rist for å opprettholde en vandringsvei straks igangsettes, mens gjenåpning av en bekk i et tett bebygget område krever en omfattende planlegging og delvis justeringer i grunneiendom. Målet i denne studien er å beskrive tiltakene så detaljert som mulig slik at myndigheter og oppdragsgiver kan vurdere forventet effekt, nødvendig innsats og neste skritt i realisering dersom det er ønsket.

#### 5.1.1 Tiltak Fleslandselven

Det betraktes som mulig å få tilbake «God» miljøtilstand i Fleslandselven uten å endre arealbruksformålet i området. Dersom vandringsbarrierene fjernes eller utrustes med fiskepassasjer (1) vil hele vassdraget være tilgjengelig for sjøaure igjen. Dette er forholdsvis enkelt siden de resterende vandringsbarrierer er forholdsvis lave (1,5-2,5 m). Deretter bør habitatkvaliteten i vassdraget bedres gjennom 2) reduisering av forurensing, 3) restaurering av gyteareal og 4) bedring av ungfiskhabitatet. Med dette kan det oppnås en habitatkvalitet i de fortsatt åpne deler av elven som tilsvarer nabovassdragene Grimseidbekken, Steinsvikvassdraget eller Apeltunvassdraget. Dersom middel ungfisktetthet av sjøaure kommer over 130 ungfisk/100 m<sup>2</sup> (som i nabovassdragene) vil ungfiskestimatet være over 5500 fisk og med dette vil det tilsvare mer enn 75 % av den opprinnelig estimerte fiskeproduksjonen. Dette tilsvarer god tilstand etter dagens klassifiseringsveileder. Også innsjøene bidrar til fiskeproduksjonen og innsjøarealet har blitt redusert. Siden reduksjonen estimeres til mindre enn 75 % forventes det at fiskeproduksjonen heller ikke er redusert mer enn dette, noe som ligger innenfor grensen av «God tilstand» dersom sjøaure kan komme opp.

Utover tiltak 1 til 4 kan det vurderes å flytte bekken i området der Skjenavatnet var. Her ble bekken nylig lagt i rør. Langs hovedveien er det imidlertid mulig å føre bekken i en åpen grøft som kan gi et bekkeareal på 500-700 m<sup>2</sup> (ca. 10 % av det totale bekkearealet). Dette kan bidra vesentlig til å nå de biologiske målsettingene.

Nærmere beskrivelse av tiltakene:

### 1. Fjerne vandringsbarrierer

#### 1.1 Demning ved dammen på Flesland (Figur 48)

Høydeforskjellen vannspeil nedenfor/ovenfor er 2 m ( $Q_{50}$ ). Fisk kan ikke hoppe opp. Det finnes to muligheter å gjenåpne veien.

1. Åpning av luken (1 m) og senkning av vannspeilet i dammen. Da trengs kun en 50 cm høy terskel med lavvannsrenne 3 m nedenfor demningen for at sjøaure og ål skal kunne vandre opp.
2. Dersom vannspeilet i dammen skal opprettholdes (andre hensyn enn fisk) trengs det fem terskeltrinn (med 50 cm hver) nedenfor for å muliggjøre oppvandring av fisk. Total høydeforskjell er 2,5 m siden nederste terskel må ligge et stykke nedenfor demningen.

Det anbefales å satse på betongterskler med ålepassasje siden plass er begrenset og det forekommer svært lave vannføringer. Bassengene må derfor være tette.

#### 1.2 Kulvert under Fleslandsvei (Figur 49)

Høydeforskjellen vannspeil nedenfor/ovenfor er 2,5 m ( $Q_{50}$ ). Det anbefales å bygge en enkel kulpetrapp av betong med ålepassasje. Det trengs fem terskler med 50 cm hver – altså fire bassenger. Selve røret under Fleslandsveien bør utrustes med fem ca. 10 cm høye trelekter på bunnen for å skape større vanddyp. Gradienten i røret vurderes som gunstig for oppvandring av fisk ( $I < \text{ca. } 0,01$ ). Dersom dammen senkes med 1 m trengs det ytterligere to bassenger, altså totalt seks bassenger.

#### 1.3 Inngang kulvert rullebane (Figur 50)

Høydeforskjellen vannspeil nedenfor/ovenfor er 1,5 m ( $Q_{50}$ ). Ved spesielle flomvannføringer kan det være muligheter for fisk å komme opp her siden høydeforskjellen er sannsynligvis redusert og det er mulig å hoppe.

Betongterskelen bør senkes med 1 m for eksempel gjennom å sage ut en sliss som er 1 m dyp og 50 cm bred. Vannspeil i kulpen nedenfor bør økes med 50 cm med en enkel steinterskel.

Nedre delen av kulvert under rullebane bør så sjekkes av en dykker. Senkningen kan eventuell føre til et høydesprang med barrierewirkning inne i kulverten. I så fall bør senkningen justeres eller et ekstra trinn etableres i kulverten.





Figur 48 **Luke i demning ved dammen på Flesland.**



Figur 49 **Kulvert under Fleslandsveien.**



Figur 50 **Betongterskel ved inngang til kulvert under rullebanen.**

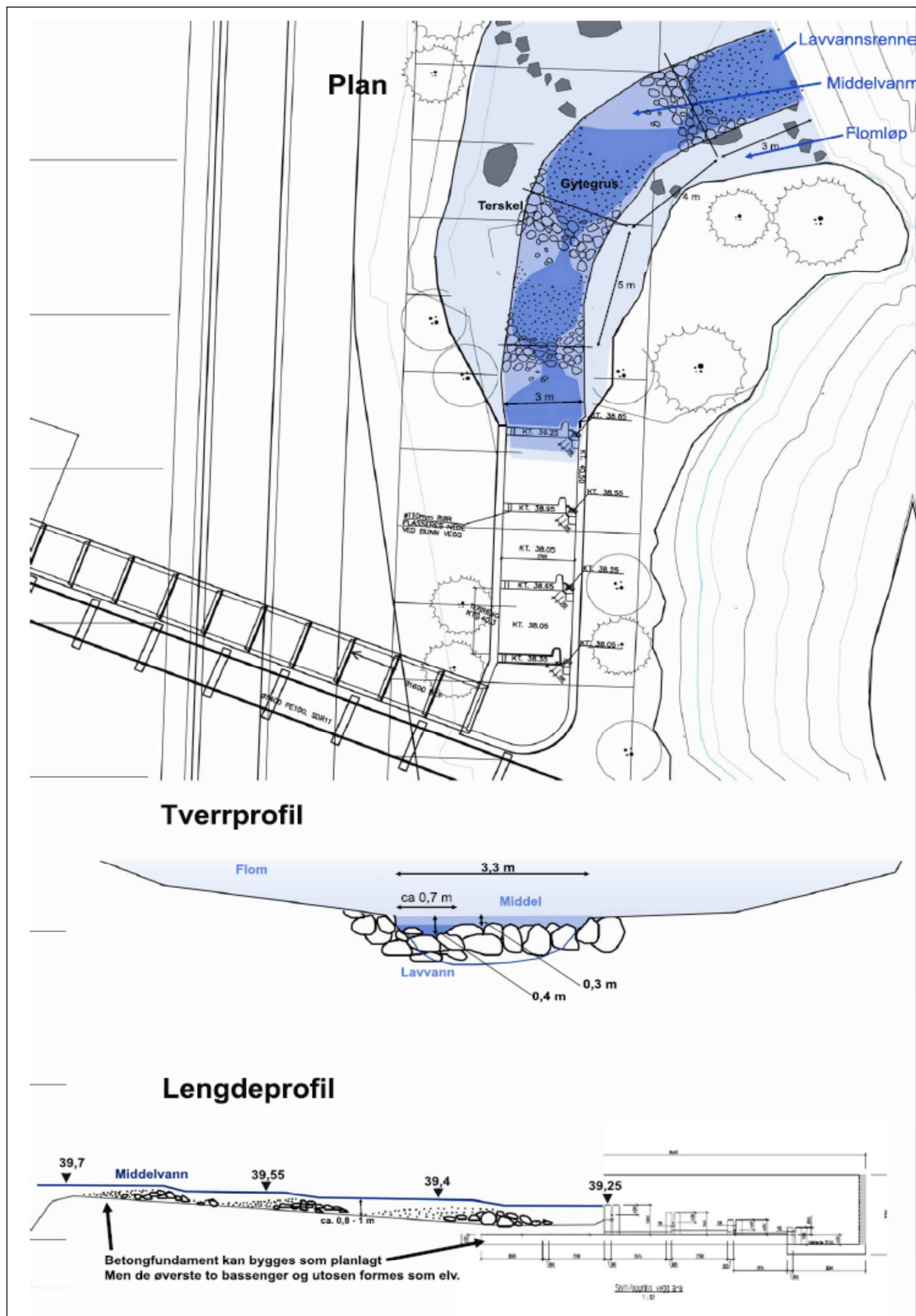
#### 1.4 Kulvert rullebane og utløp Langavtnet

Øvre del av kulverten under rullebanen virker som vandringsbarriere for sjøaure. Avinor installerte en fiskepassasje da kulverten ble forlenget under siste utbyggingsfasen av flyplassen (Figur 51 og Figur 52). Fiskepassasjen ble utformet av LFI Uni Miljø i samarbeid med Avinor (Terje Aarsand) og Cowi (prosjektering). Inne i kulverten og i selve innløpet ble det valgt en vertical-slot-pass med en tett sliss for å sikre at vannspeilet er tilstede ved lave vannføringer. Dessuten finnes et hull i tverrveggen på nivå av det gjennomgående bunnsubstratet som skal muliggjøre oppgang av ål (som glassål). I øvre enden er avløpstverrsnittet utvidet og løpet er utformet som en naturlig elveos med gyteplasser og ungfiskhabitat.

Passasjen var ferdig i november 2012, men vannstanden i Langavatnet var fortsatt for lav for å kunne teste og finjustere passasjen. Etter at vannet renner i passasjen bør utformingen finjusteres, og særlig med tanke på gytehabitat, vandringsbetingelser og vannstand ved lav vannføring. Også inne i kulvert bør situasjonen følges opp og eventuelt finjusteres. Dersom høydeforskjellene mellom bassengene er for store og vannhastigheten for høy for glassål, bør bassengene utrustes med en glassålpasasje av plastikkbørster.



Figur 51 Terje Aarsand (Avinor) ved bygging av fiskepassasjen under rullebanen.



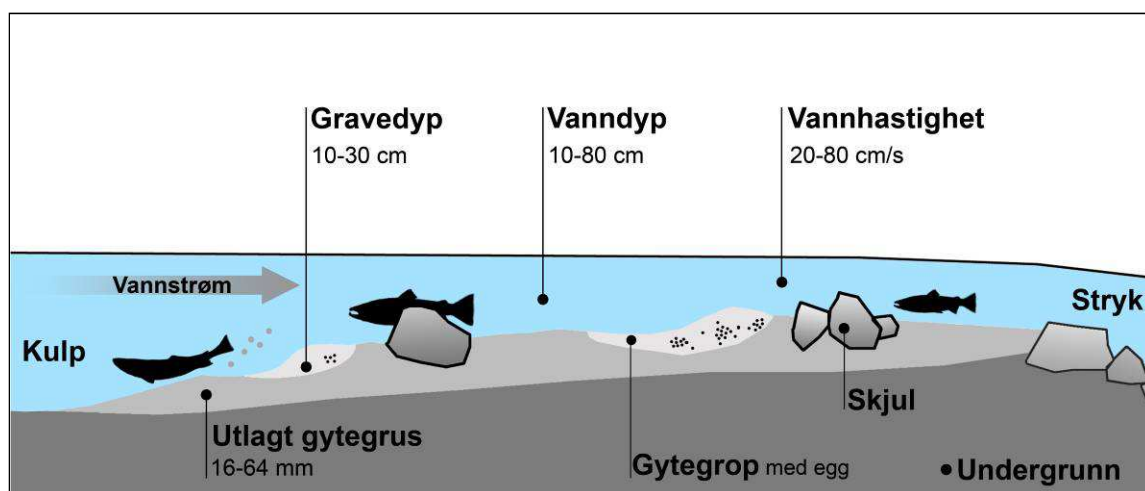
Figur 52 Arbeidstegning for konstruksjon av utos Langavatnet med gyteplasser og fiskepassasje i kulverten.

## 2. Redusering av forurensing

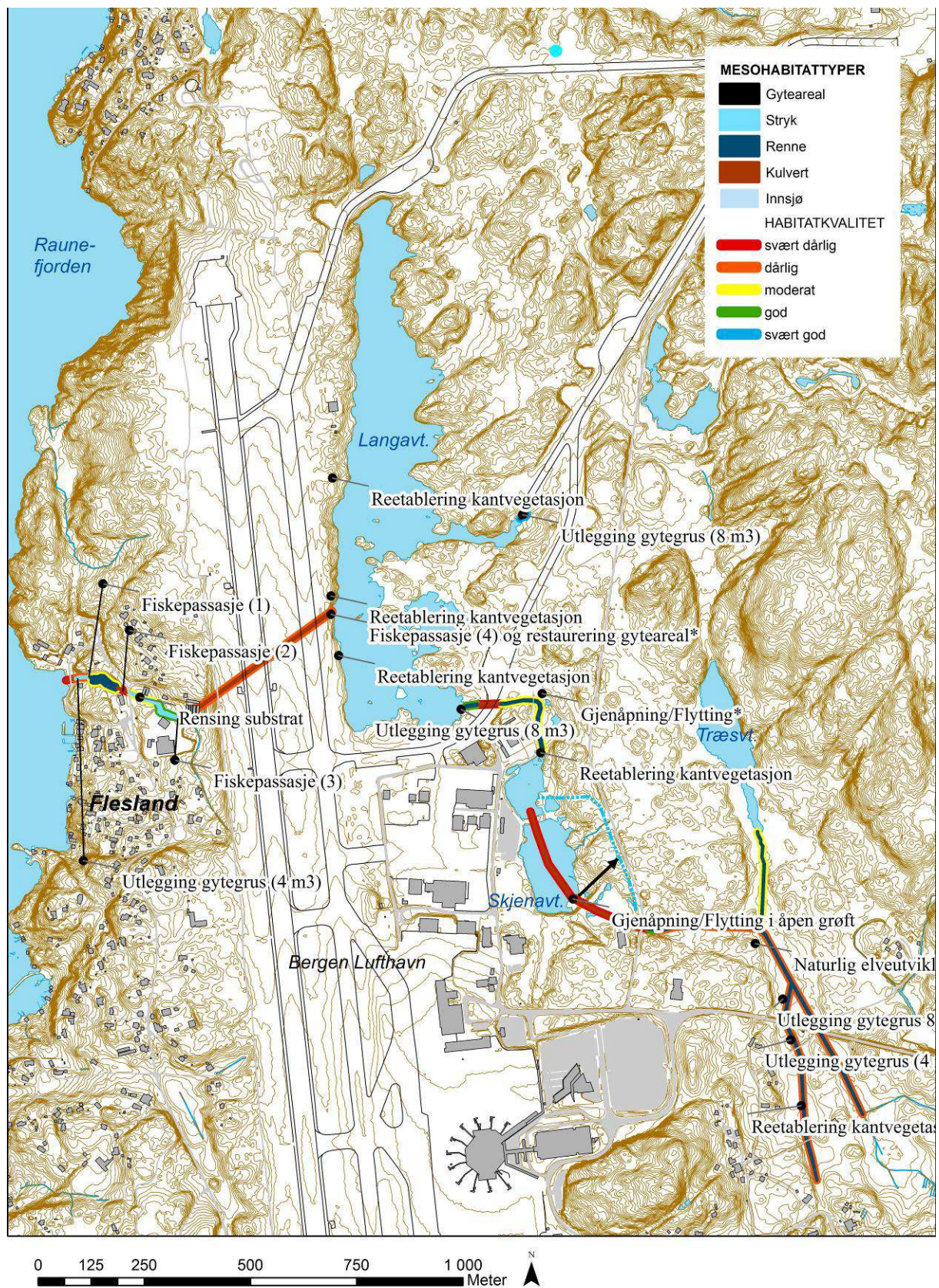
Forurensingen som ble observert i Langavatn og Fleslandselven henger sannsynligvis sammen med utbyggingsaktivitetene som fører til utslipp av bl.a. næringsstoffer (sprengstoffrester) og finsediment. Etter anleggsfasen vil denne forurensingen gradvis reduseres. Forurenset overvann (traffikoverflater) bør fortynnes og renses i plante-, jord- eller våtmarksfilter før det når vassdraget. Med dette vil habitatkvalitet for fisk økes betydelig.

## 3. Restaurering av gyteareal

For å kompensere for forurenset gytegrus, tapt gyteareal i kulvertene og redusert grustilførsel bør det skapes gytehabitater på hydraulisk egnede steder (se kart i Figur 54). Direkte ovenfor Fleslandsveien kan den eksisterende grusen renses med bruk av gravemaskin, ellers bør det satses på utlegging av ny grus. Før en rensing av eksisterende sedimenter bør det tas prøver for å unngå at eventuelle miljøgifter mobiliseres. Gytegrusen bør være en blanding av sorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%). Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasser er best egnet. Singel eller tromlet pukk med avrundete kanter vil også kunne være egnet. Brukket eller knust grus (sprengstein) kan tolereres, men pakker seg ofte tettere og har skarpere kanter som kan gjøre den mindre egnet for gytefisken. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging. Ved utlegging av grus skal det formes en grusbank som er minst 30 cm tykk (Figur 53). Vanddyp skal minst være 10 cm i gytetiden og området må ikke bli tørrlagt noen deler av året. Strømhastighet bør være mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden av denne bør det legges ut enkelte større stein for å skape skjul og for å stabilisere grusen. Vegetasjon rundt gyteplassen er gunstig, men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst etableres ved en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her er egnede hydrauliske betingelser for høy eggoverlevelse. Nærmere opplysninger om mengder og steder finnes på tiltaksplanen (Figur 54).



Figur 53 Prinsipp for utlegging av gytegrus (lengdeprofil).



Figur 54 Tiltak for å nå «god tilstand» for kvalitetselement fisk etter vannforskriften, \*kjennetegner tiltak som allerede er gjennomført.

#### 4. Ungfiskhabitat

Bedring av ungfiskhabitatet vil først og fremst nås med mer skjul. Redusering av forurensing og utlegging av grus vil bidra til dette (for årsyngel). Dessuten anbefales reetablering av kantvegetasjon som vist i Figur 54 (se også Figur 6). Døde trær og kvister bør få ligge i elven så vidt som mulig. Naturlig elevutvikling bør tillates der det er mulig (Figur 54).

#### 5. Flytting av bekken ved tidligere Skjenavatnet

Det har per i dag ikke vært mulig å få tilgang til oppdaterte kart som viser dagens arealbruk og forandringene for de siste to årene. Det foreslåtte bekkearealet kunne derfor ikke tegnes inn Figur 54. Grunnideen er å legge bekken i en åpen grøft langs den nye veien. Grøften bør sikres med kantvegetasjon og substratet bør bestå av gytegrus (ca. 40 % dekning med sorteringene 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%)) og rullestein (10-30 cm).

##### 5.1.2 Tiltak Lønningsbekken

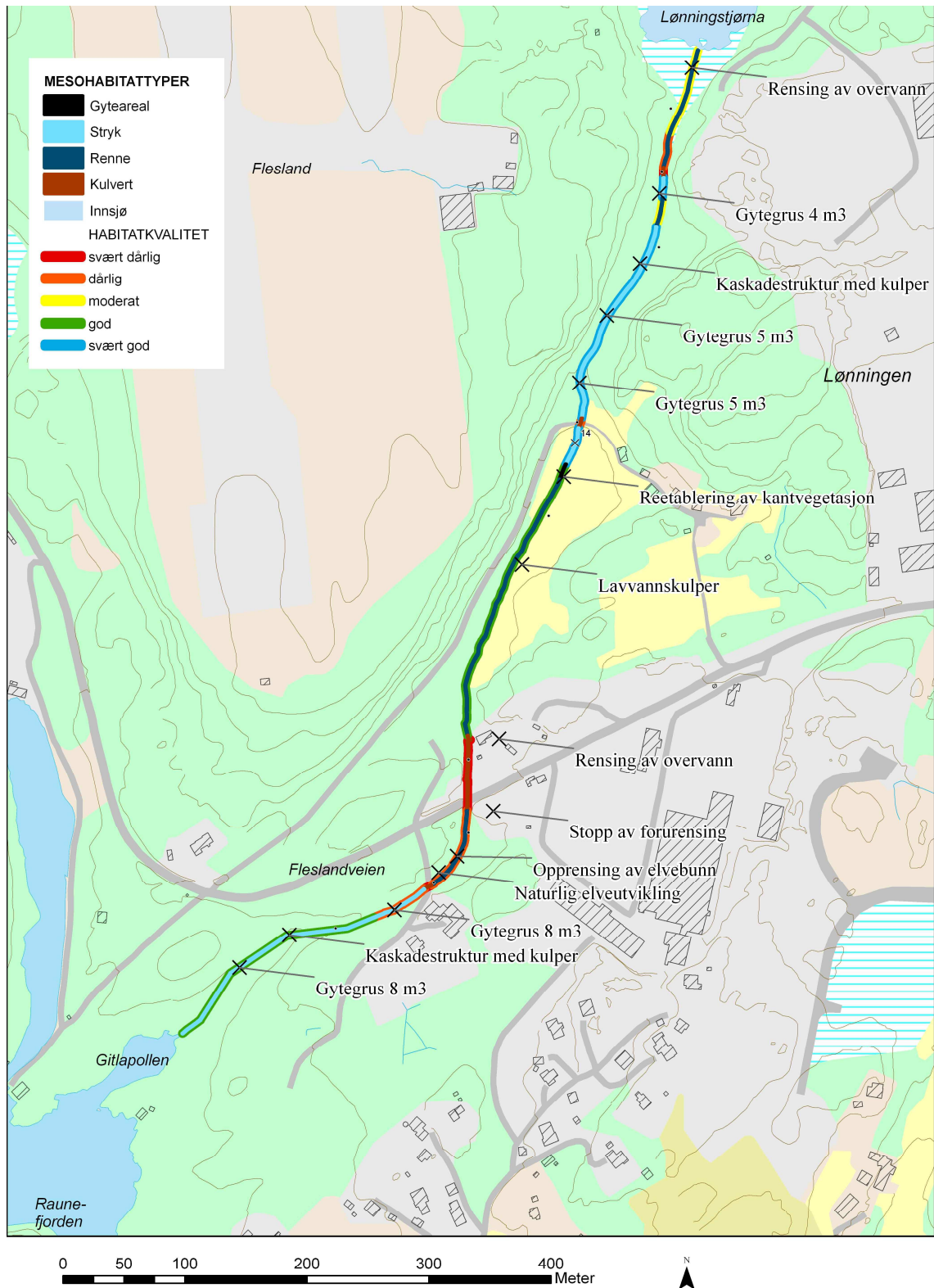
Det betraktes som realistisk å oppnå «God» miljøstatus for elvearealet i Lønningsbekken. For en bedring av miljøtilstanden, bør forurensingen reduseres, vannføring og vanddekket areal økes, tilgjengelig gyteareal økes, fyllinger fjernes, og kantvegetasjonen reetableres. Tiltakene er rangert etter forventet effekt for sjøaureproduksjon i Tabell 29 og vist i Figur 55.

Tabell 29. Tiltak rangert etter forventet effekt for økning av sjøaureproduksjon.

Nr.	Tiltak
1	Økt vannføring
2	Reduksjon av forurensing
3	Økning av gyteareal
4	Lavvannskulper
5	Reetablering av kantvegetasjon

##### 1. Tilbakeføring av vann

Lønningsbekken har potensiale for å være en sjøaurebekk med god miljøstatus. I midlertidig har bortføring av vann, forurensing og fysiske inngrep ført til at bekken har dårlig miljøstatus og nesten ingen fisk. Videre utbygging av Bergen lufthavn Flesland gir en mulighet for å tilbakeføre overvann og å bedre vannkvaliteten. På deler av nedbørsfeltet vil overvannet periodevis være forurenset, hovedsakelig av formiater Kaliumformiat ( $\text{CHKO}_2$ ) som brukes som avisningsmiddel på rullebanen, og i mindre grad Sodiumformiat ( $\text{CHNaO}_2$ ).



Figur 55 Kart som viser oversikt over tiltakene i Lønningbekken.

## *2. Reduksjon av forurensing*

Dagens forurensing stammer trolig fra utslipp fra næringsområdet øst for bekken (bl.a. betongverk), fra forurenset undergrunn og fra forurenset overvann fra nedbørfeltet, trolig fra både flyplassen og næringsområdet. For å redusere forurensingene bør overvann ledes gjennom plante- eller jordfilter, ikke direkte inn i vassdraget som i dag. Mellom vassdraget og dagens bruksareal bør det i tillegg etableres en bufferstripe på minst 10 m som reduserer direkte avrenning inn i vassdraget og som gir muligheter for reetablering av kantvegetasjon.

Pulg m fl. (2011) anbefaler at alt utslipp av forurenset vann fra betongverket stoppes og at den forurensete elvebunnen nedenfor betongverket renses for betongslam. Dette har ikke skjedd og området fremsto i 2012 som minst like forurenset som i 2010. Det ble ikke fanget fisk ved og nedenfor betongverket i 2012.

Dersom overvannet fra flyplassområdet ledes direkte til Lønningsbekken i fremtiden vil bekkens tåleevne trolig overskrides i vinterhalvåret. Pulg & Velle (2012) estimerte at akutte ekstremverdier kan ligge over 3.500 mg/l formiat dersom det ikke finnes fortykning og fordrøyning av overvannet, noe som betraktes som dødelig (L50) for laksefisk. Bekkens tåleevne for formiat kan derimot ivaretas gjennom en bærekraftig overvannshåndtering basert på tre funksjoner: fordrøyning, fortykning og rensing (Figur 56, for flere detaljer i Pulg og Velle 2012)

Avinor er ikke eneste forurenser i vassdraget. Dersom alle holder seg innenfor rammene som er foreslått for overvann fra flyplassen vil det være mulig å oppnå god miljøtilstand i bekken. Andre naboer i vassdraget bør derfor integreres i prosjektet. Kontakt med naboer/ grunneiere vil dessuten være nødvendig for å kunne gjennomføre habitattiltak.

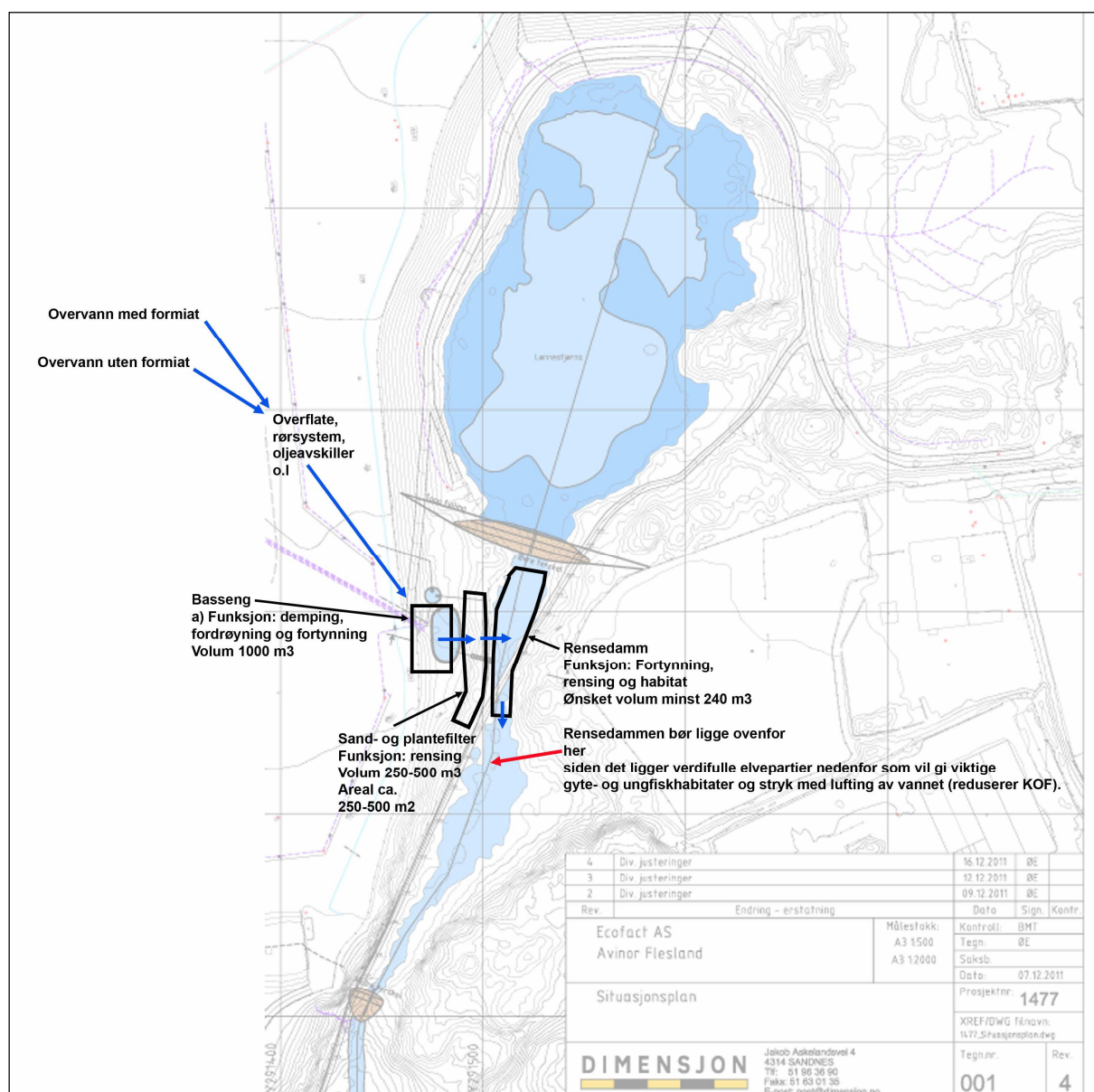
## *3. Restaurering av Lønningsbekken*

Med tilbakeføring av rensert overvann fra nedbørfeltet til Lønningsbekken og restaurering av det fysiske habitatet betraktes det som realistisk at vassdraget kan få god miljøtilstand etter vannforskriften og at det kan bli en produktiv sjøaurebekk. Formiatholdig vann fra Bergen lufthavn Fleslands sørlige område kan føres til Lønningsbekken uten å overskride bekkens tåleevne dersom det sørges for tilstrekkelig fordrøyning, fortykning og rensing av vannet. For å nå god miljøtilstand må imidlertid også andre forurensingskilder håndteres, særlig betongverket. Restaureringen kan deles inn i fire punkter:

3.1. Fysiske habitattiltak. Det anbefales fysiske tiltak (habitaforbedring, grusutlegging, justering av tverrsnitt for enkelte områder) for å bedre miljøtilstanden og for å øke den hydrauliske kapasiteten. Dette vil medføre fordeler for miljøet, samt for maksimum utslippsmengde fra og flomsituasjoner. Tiltakene er kostnadseffektive og bør sees i sammenheng med andre inngrep i vassdraget. Bekken bør renses av slam og betongrester. Det skal samtidig utformes et miljømessig



gunstig elvefar med gyteplasser ungfiskhabitat og en hydraulisk kapasitet  $> 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Kulvertene under Fleslandsveien og broen nedenfor betraktes som avgjørende for den hydrauliske kapasiteten. Begge er per i dag fylt med sand som kommer fra ras fra fyllinger nedenfor kulvertene. Oppryddingen vil øke kapasiteten betydelig, men en utvidelse av dagens rørkulvert bør likevel vurderes. Beregning av bekkens hydraulisk kapasitet (400 l/s: Holvik 2011)) er ikke tilstrekkelig siden beregningen ikke tar hensyn til elvesletten. Profilen som ble målt av Holvik er bare 3-5 m bred og 0,3-0,8 m dyp. Den virkelige elvesletten er derimot mellom 8 m og 60 m bred og opptil flere meter dyp. Det forventes derfor at elvesletten allerede i dag har en hydraulisk kapasitet av flere  $\text{m}^3/\text{s}$ . Begrensende faktor er ikke myren og våtmarken som vist av Holvik (2011), men den delvis innfylte kulverten under Fleslandsveien.



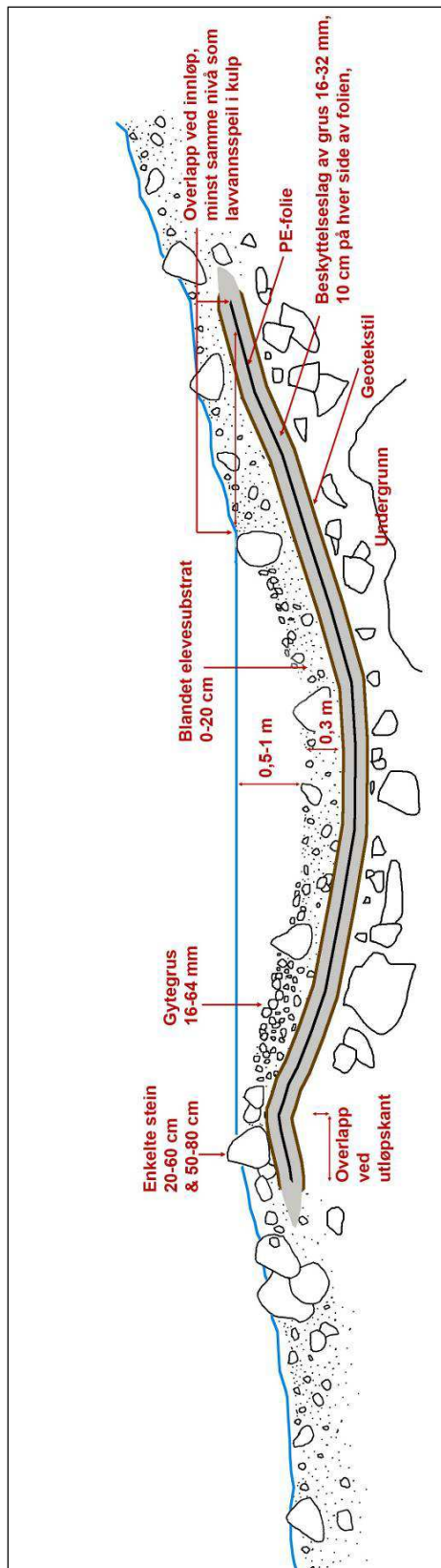
Figur 56 Prinsipp for håndtering av formiatholdig overvann ved Lønningsbekken.

3.2. Økning av gyteareal. Nytt gyteareal bør lages ved å legge ut egnet gytegrus (sortering 16/32 (ca 70%) og 32/64 (ca. 30%) Morenegrus i tilsvarende størrelsesklasse er godt egnet. Det samme gjelder for singel eller tromlet pukk med avrundete kanter. Brukket eller knust grus kan brukes men pakker seg ofte tettere sammen. Finsedimentandel (< 1 mm) bør være under 6 % og grusblandingen bør derfor spyles ren før utlegging dersom den inneholder finsediment. Ved utlegging av grus bør det utformes en grusbank som er minst 30 cm tykk. Vanddyptet bør minst være 10 cm i gytetiden og området må ikke tørrlegges gjennom året. Strømhastighet bør ligge på mellom 20 og 80 cm/s. På grusbanken og ved siden av denne, bør det legges ut enkelte større steiner for å skape skjul for fisk og for å stabilisere grusen. Etablering av vegetasjon rund gyteplassen er gunstig, men ikke på selve gytegrusen. Grusbanken bør helst ligge på en overgang mellom kulp og stryk ("brekk"). Her er egnete hydrauliske betingelser for eggoverlevelse. Arealene vurdert som egnet for grusutlegg er vist i Figur 55. Mengde gytegrus som anbefales for hvert av tiltakene er også vist i kartet. Arbeidet med å legge ut gytegrusen bør gjennomføres etter at ungfisken har kommet opp av grusen, dvs. i juni/ juli.

3.3. Reetablering av kantvegetasjon. Reetablering av kantvegetasjonen vil bidra til bedre miljøtilstand etter vannforskriften og til å bedre skjul og næringstilgangen for ungfisken. En lettvin og effektiv måte å reetablere kantvegetasjonen på er å plante seljespiner tidlig om våren og å beskytte de mot beitende dyr. Dessuten bør svartor plantes, særlig der det ønskes erosjonsbeskyttelse.

3.4. Naturlig elveutvikling. For å sørge for en naturlig utvikling av kanaliserte strekninger bør dagens steinsetninger fjernes og sideerosjon og naturlig suksesjon tillates så vidt som mulig. Elven bør utformes ved hjelp av egendynamikk og stedegen substrat. Gjenåpning og egendynamikk krever noe areal, men resultatet vil etter hvert ligne et naturlig elveløp (Figur 57). Der plass er begrenset bør en korridor etableres der bekken kan ha en naturlig utvikling. En slik korridor kan skapes med en buffersone på 5-10 m på hver side av bekken der arealbruket innskrenkes. Dette vil i tillegg skape et godt grunnlag for å reetablere kantvegetasjonen og redusere stofftilførselen fra nedbørfeltet. I området som er vist i Figur 55 vurderes konfliktpotensialet med arealbruken (skog) som lav, utenom direkte ved veien. Der det kreves erosjonssikring bør det velges miljøvennlige metoder som uregelmessig steinsetting, seljefaskiner eller naturlig vegetasjon (Pulg et al. 2011). Veikulverten bør holde standarden til (DN 2002) slik at vandrevillig fisk kan passere. Fremgangsmåte:

3.4.1 Etter anleggsarbeid som rammer bekken er avsluttet renses elvefaret for slam og avsetninger og utvides der det er ønsket (Hansen 2012). Forfatterne regner med at 200 m<sup>3</sup> masse fjernes på grunn av utvidelse. I tillegg vil det komme en ukjent andel av masser fra rensing av finsediment. Massene som er forurenset av betongslam nedenfor Fleslandsveien bør også fjernes. Volumer er enda ikke kjent siden det er



Figur 57 Utforming av lavvannskulp vist med lengdesnitt.

avhengig av omfanget av sedimentering, men ut i fra vassdragets størrelse kan det forventes en størrelsesorden av 200-400 m<sup>3</sup> samlet. Det er nødvendig å ta sedimentprøver før rensarbeidet settes i gang for å kartlegge eventuelle miljøgifter og unngå spredning.

3.4.2 Under fjerning av massene utformes morfologien av det fremtidige elvefaret. Grunnlag for utforming er naturlig elvemorfologi i tilsvarende vassdrag: I bratte partier utformes elven som kaskade-type, i flatere partier som kulp-stryk type. Det brukes stedeegne masser for utforming av elvefaret. I tillegg trengs det ca. 30 m<sup>3</sup> gyterus som legges på egnete steder vist i kart i Figur 55.

3.4.3 Planting/ flytting av kantvegetasjon av stedeegne arter der det er nødvendig.

Med erfaring fra lignende prosjekter anbefaler vi å gjennomføre tiltaket med en fiskebiolog på stedet som anviser en gravemaskinfører istedenfor å prosjektere tiltaket i detalj. En detaljprosjektering vil forutsette en detaljert oppmåling og medføre en stor tidsbruk, men likevel usikkerhet siden det er uklart hvor stort rensebehovet vil være og hvilke masser som befinner seg i grunnen. Det er derfor bedre og mer effektivt å bruke tiden på stedet under realiseringen. For hele jobben regnes det med 3-5 dager. Det trengs en gravemaskin (15-20 t) med standardgrafser og lastebiler for å transportere forurensete masser til et deponeringssted. Som masser trengs 30 m<sup>3</sup> gyterus. Resten av massene og plantemateriale finnes på stedet.

#### *Alternativ fraføring av overvann*

Dersom overvannet ikke føres mot bekken (men direkte til rensanlegg/sjøen pga. av forurensing) vil miljøtilstanden i bekken forbli dårlig siden redusert vannføring kombinert med forurensing per i dag betraktes som flaskehals for miljøtilstanden. God miljøtilstand i bekken krever så mye som mulig overvann fra nedbørsfeltet. Overvannet bør derfor renses og ledes mot bekken.

## **5.2 Oppfølging**

### **5.2.1 Planlegging av nye inngrep på Flesland**

Vannforskriften krever at forvaltning av vannforekomstene skal være økosystembasert. Vannforekomstene på Flesland har forringet økologisk status fra opprinnelig tilstand til 2012 og også fra 2009 til 2012. Ifølge vanddirektivet kan en forringelse av økologisk status godtas dersom samfunnsnyttene av aktiviteten er større enn tapet eller forringelsen av miljøet. En sentral paragraf i vannforskriften er imidlertid § 12 som 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.

### 5.2.2 Oppfølging elver

I Fleslandsvassdraget bør fiskepassasjen under rullebanen følges opp med fokus på hydrauliske betingelser, vegetasjon, substrat og mulige fysiske endringer etter innkjøringsperioden. Det er vanlig at fiskepassasjer krever kontroll og finjustering etter at de første flommene har passert. I tillegg bør vandringsmuligheter for ål følges opp. Det ble gjort en del tilpasninger på stedet i byggeprosessen og det kan være behov for plastbørstestrukturer slik at glassål kan passere. Utover dette er det behov for en rekke tiltak i vassdraget som er beskrevet i tiltaksdelen, se over.

Lønningsbekken bør restaureres og substratet renses så snart anleggsarbeidet ved Lønningstjern og overvannsanlegget som forurenses bekken er avsluttet.

### 5.2.3 Redusering av organisk belastning

Vassdragene ved Flesland har forringet økologisk status først og fremst som følge av organiske belastning og fysiske inngrep. Mest sannsynlig er hovedkilden til forurensning i Fleslandsvassdraget avrenning av uomsatt nitrogen og steinstøv som følge av anleggsvirksomhet, fjellboring og sprengningsarbeid. Det er klart at organisk- og partikulær belastning som følge av anleggsvirksomhet gradvis vil avta i årene etter avsluttet anleggsarbeid. Dersom det er et mål å oppnå bedre økologisk status i vassdragene ved Flesland må forurensningen fra dette arbeidet reduseres. Også overvann er en kilde til forurensning, særlig i Lønningsbekken. Forurenset overvann bør generelt sett renses (infiltrering), fortynnes og eventuell fordroyes (se kapittel 5.1.2 om Lønningsbekken og Figur 56).

### 5.2.4 Overvåking av perfluorerte organiske forbindelser

Selv om nivåene av PFC i fisk mest sannsynlig ikke er toksiske for ørret eller ål, overskrider nivåene tolerabelt daglig inntak for mennesker og kan akkumuleres ytterligere oppover i næringskjeden i dyr som spiser fisk. Det anbefales at PFC-nivåene på Flesland overvåkes regelmessig fremover. Dette vil også avdekke om det nye keramiske filteret under montering fungerer for å begrense nivåene av PFC i vassdragene nedenfor flyplassen i Kvernavika.

For 2012 ble det tatt prøver fra Langavatn i juni, mens prøvene fra Fleslandselven og Lønningsbekken er tatt i september. Prøvene er analysert i ulike laboratorier. Det anbefales at

fremtidig prøvetaking standardiseres slik at resultatene er sammenliknbare. Prøvene bør tas i sommermånedene før gyting i oktober/november siden en del av miljøgiftene følger egg under gyting. For å finne nivåer som er relevante for menneskelig konsum kan prøver tas av muskel med skinn der fiskens størrelse tillater, og på homogenat av blandprøver av muskel skinn og ben, uten viscera og hode, der fiskene er små. Lengde og vektklasser bør holdes adskilt for å gi bedre oppløsning av data. Man bør analysere minst tre prøver fra hver lokalitet ved akkrediterte laboratorier. Det anbefales videre at alle 22 PFC-komponentene inkluderes. Særlig de «nye» PFC-komponentene som 6:2 FTS bør kvantifiseres i overvåkningsøyemed ettersom dette stoffet erstatter PFC benyttet tidligere og vi kan forvente økende nivåer av disse for fremtiden. Videre vil det være nyttig å kartlegge om nivået av PFC høyere opp i næringskjeden kan være skadelige.

### 5.2.5 Overvåkning av kobber

Metaller er sporstoffer som er livsnødvendige for en del prosesser i organismen, for eksempel enzymaktivitet, opptak av oksygen og transport. I høye konsentrasjoner vil metallene forstyrre normale fysiologiske prosesser. Høye konsentrasjoner av kobber kan være toksisk og for eksempel føre til redusert biodiversitet og akutt dødelighet hos fisk (Canning-Clode m fl. 2011), men for konsentrasjoner under 20 µg/l har man funnet ubetydelige skadevirkninger på fisk og bunndyr (Grande m fl. 1991). For å være giftige for fisk må metaller være i en biotilgjengelig form, for eksempel som metallioner i vann. Likevel vil biotilgjengeligheten og dermed toksisiteten variere avhengig av vannets egenskaper der det er spesielt verdt å merke seg vannets pH, alkalinitet og løst organisk karbon (Niyogi og Wood 2004). Området rundt Flesland har relativt høy pH (Tabell 21), og gjennom datamodeller har man vist at høy pH og hardhet bidrar til å redusere toksisitet av kobber og sink i fisk (Kristensen m fl. 2011). Samtidig kan høye verdier av løst organisk karbon, slik som man finner i vassdragene ved Flesland (Tabell 21 og Tabell 23) bidra til å øke toksisiteten av metaller (Kristensen m fl. 2011). Fisk kan akkumulere metaller i gjellene slik at kobber kan virke akutt toksisk. Fisken er mest sårbar for forgiftning i livsstadier der det skjer store morfologiske og fysiologiske endringer. Dette gjelder spesielt utviklingen fra egg til fritt svømmende yngelstadium, men også smoltifiseringen hos anadrom laks og ørret er svært følsomt for metalleksposering (Hoar 1988). Dersom det er et mål å åpne for anadrom fisk inn i Fleslandselven bør den biologiske effekten av kobber undersøkes nærmere. Det anbefales for eksempel å analysere kobber fra fisk for å finne biologisk relevante konsentrasjoner og dermed bedre kunne vurdere toksisitet. Det anbefales også å analysere kobbernivåer i kjerneprøver av sedimentene for å finne naturlig kobberkonsentrasjoner på Flesland og således finne om kilden til kobberet er naturlig eller menneskeskapt.

### 5.2.6 Overvåkning av biologisk diversitet

Biodiversiteten i Fleslandselven basert på bunndyr er synkende og i Lønningsbekken varierer biodiversiteten markant fra 2002 til i dag. Vi anbefaler at biodiversiteten følges opp både for Lønningsbekken og for Fleslandselven under kommende studier av økologiske status på Flesland.

Dette vil være viktig for å stadfeste om trendene er naturlige eller kan relateres til menneskelig aktivitet. Man bør i størst mulig grad sikre at menneskelig påvirkning ikke fører til at Lønningsbekken tørker ut. Se også kapittel 5.1.2 for forslag til avbøtende tiltak for Lønningsbekken.

For å opprettholde god økologisk status er det også viktig å hindre avrenning fra betongproduksjon til Lønningsbekken. Det ble ikke funnet fisk i nedre del av Lønningsbekken, noe som kan forklares ved at pH nedstrøms betongfabrikken er 9,7 og at fisk dør ved pH over 9,0 til 9,5. I dette området bør man også kartlegge effekter på bunndyr og biologisk mangfold.

### 5.2.7 Virkning av glykol og formiat

Avinor ønsket å dokumentere og overvåke virkning av glykol og formiat i vassdraget. Kaliumformiat brukes som avisningsmiddel på rullebanen mens glykol brukes til flyavising. Formiat er mye brukt i landbruk som tilsetningsstoff i dyrefor. Bruk som avisningsmiddel er forholdsvis ny (ca 15 år). Selv om formiat kan påvirke vannkjemien (Egriell 2012; Gartiser m fl. 2003) ser det ut til at biologiske effekter er forholdsvis moderate på kort sikt. Det mangler midlertidig langtidsstudier av biologiske effekter av formiat. Etylenglykol og dens derivater er moderat toksisk, mens propylenglykol er mindre toksisk.

Glykol og formiat forbruker oksygen ved nedbrytning, noe som vil påvirke parameteren KOF og oksygenforholdene i vannet. Tilstandsklassen for KOF er «Dårlig» for nedre del av Lønningsbekken, Fleslandselven, utløpet av Langavatn og midtre del av Langavatn. Det er likevel usikkert om de høye verdiene av KOF kan relateres til glykol og formiat. Glykol brytes ned i løpet av noen få uker i vann, mens formiat brytes ned enda raskere. For å finne effektene av glykol og formiat bør en derfor overvåke konsentrasjoner og effekter under vinteren når stoffene er i bruk på flyplassen. Likevel kan vi ikke utelukke at nedbrytning av glykol og formiat gjennom vinterhalvåret forbruker oksygen slik at den indre gjødslingen opprettholdes. Dette kan i så fall være delforklaring for den forhøyede organiske belastningen ved vassdragene på Flesland. Høy organisk belastning og høy konsentrasjon av jern tyder på oksygenfattig bunnvann i Langavatn. For å oppnå en god økologisk status er det derfor ikke heldig med ytterligere tilførsel av oksygenforbrukende stoffer og viktig med fordrøyning, fortykning og rensing (Figur 56).

## 6. Referanser

- Amundsen CE, Forfang I, Aasen R, Eggen T, Sørheim R, Hartnik R, Næs K (2008) Screening of polyfluorinated organic compounds at four fire training facilities in Norway. In: SFT (ed.), 88 s.
- Andersen JR, Bratli JL, Fjeld E, Faafeng B, Grande M, Hem L, Holtan H, Krogh T, Lund V, Rosland D, Rosseland BO, Aanes KJ (1997) SFT veiledning 97:04. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, Oslo
- Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse MT (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: 333-347
- Bahlo K, Wach G (1996) *Naturnahe Abwasserreinigung*. Ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg
- Barlaup BT, Gabrielsen SE, Skoglund H, Wiers T (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: 543-550
- Bjørklund AE, Kålås S, Brekke E (2007) Enkel undersøkelse av miljøtilstanden i innsjøer og bekker med mulig forurensning fra Bergen Lufthavn. Rådgivende Biologer AS, Bergen, 44 s.
- Bohlin T, Hamrin S, Heggberget TG, Rasmussen G, Saltveit SJ (1989) Electrofishing - Theory and Practice with Special Emphasis on Salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43
- Braun-Blanquet J (1928) *Pflanzensoziologie : Grundzüge der Vegetationskunde*, Berlin
- Brittain JE (1988) Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann LFI-rapport 118, Univ. i Oslo, Oslo, 70 s.
- Canning-Clode J, Fofonoff P, Riedel GF, Torchin M, Ruiz GM (2011) The Effects of Copper Pollution on Fouling Assemblage Diversity: A Tropical-Temperate Comparison. *PLoS ONE* 6: e18026
- Direktoratsgruppa, for, gjennomføring, av, vanddirektivet (2009) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim, 181 pp s.
- DN (2002) Slipp fisken fram! Fiskens vandringmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182
- Egriell N (2012) Laksefiskens toleranse mot formiat, salt og lave halter av oksygen. Notat. Norconsult AB Gøteborg.
- Einum S, Nislow KH (2005) Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia* 143: 203-210
- Elliott JM (1994) *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford
- Finstad AG, Einum S, Forseth T, Ugedal O (2007) Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52: 1710-1718
- Forseth T, Forsgren E (2008) El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488. 74 s.



- Fremstad E (1997) Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12, 279 s.
- Frost S, Huni A, Kershaw WE (1971) Evaluation of a Kicking Technique for Sampling Stream Bottom Fauna. Canadian Journal of Zoology 49: 167-173
- Gabrielsen S-E, B.T. B, Skoglund H, Wiers T (2007) Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisketellinger i Flekke og Guddalsvassdraget. Rapport Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Bergen.
- Gartiser S, Reuther R, Gensch KO (2003) Machbarkeitsstudie zur Formulierung von Anforderungen für ein neues Umweltzeichen für Enteisungsmittel für Straßen und Wege, in Anlehnung an DIN EN ISO 14024. Umweltbundesamt bericht Nr. FKZ 200 95 308/04. Umweltbundesamt Berlin.
- Grande M, Andersen S, Arnesen RT, Bækken T, Iversen ER, Aanes KJ (1991) Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT). NIVA rapport nr.2562-91, Oslo, 141 s.
- Grande R (2010) Håndbok for fisketrapper. Tapir akademisk, Trondheim
- Hagenaars A, Knapen D, Meyer IJ, van der Ven K, Hoff P, De Coen W (2008) Toxicity evaluation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the liver of common carp (*Cyprinus carpio*). Aquatic Toxicology 88: 155-163
- Hanfland S, Schnell J, Ekart C, Pulg U (2010) Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2 . Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/> 76 s.
- Hansen T (2012) Forprosjekt for gjenfylling av Lønningtjern – utkast. Norconsult rapport. Norconsult AS Bergen, Oppdragsgiver Avinor Bergen.
- Hoar WS (1988) The physiology of smolting salmonids. In: W. S. Hoar og D. J. Randall (eds.), Fish Physiology. Academic press, London, s. 275-343
- Holvik IS (2011) Beregning av Lønningsbakkens hydrauliske kapasitet. Norconsult Notat 5111861. Norconsult AS Bergen
- Hotlan H (1996) Befaring og undersøkelse av Lønnestjørna med tilløp/avløp ved Bergen lufthavn Flesland, NIVA rapport 3529-96.
- Johnsen GH, Bjørklund AE, Vidnes M (2004) Karakterisering av vassdragene i Bergen. Rådgivende Biologer AS, rapport 771, Bergen, 39 s.
- Johnsen GH, Urdal K (2011) Miljøkvalitet i innsjøer og bekker ved Bergen Lufthavn Flesland høsten 2009. Rådgivende Biologer AS, Bergen, 21 s.
- Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S (2003a) Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien
- Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S (2003b) Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Kolbinger A (2002) Die Durchwanderbarkeit der Fliessgewässer Niederbayerns. Dissertation am Lehrstuhl fuer Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie. TU Muenchen.
- Kristensen P, Werner B, Collins R, Jacobsen B, Uhel R, Wehrli A (2010) The European environment. State and outlook 2010. Water resources: Quantity and flows. The flagship assessment of the European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg, s. 46-67

Kristensen T, Holen SN, Garmo Ø, Kvassnes AS, Iversen E (2011) Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene: Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønstre og holdninger til området hos lokalbefolkningen. NIVA report, Oslo

Lid J, Lid DT (1994) Norsk flora (Norwegian Flora). Samlaget, Oslo

Lyche Solheim A, Andersen T, Brettum P, Bækken T, Bongard T, Moy F, Kroglund T, Olsgard F, Rygg B, Oug E (2004) BIOKLASS – Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster: Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier mellom god og moderat økologisk status for utvalgte elementer og påvirkninger. NIVA-rapport 4860-2004, Oslo, 63 s.

Milner N, Harris G (2006) Sea trout : biology, conservation, and management : proceedings of the First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Blackwell, Oxford

Møskeland T, Arp HP, Nyholm JR, Grabic R, Andersson P, Karrman A, Elgh-Dhalgren K, Venzi MS (2010) Environmental screening of selected "new" brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009. In: Klif (ed.). Statlig Program for Forurensningsovervåking, 157 s.

Niyogi S, Wood CM (2004) Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology* 38: 6177-6192

NOTEBY AS (1996) Luftfartsverket. Bergen lufthavn, Flesland. Miljøtekniske grunnundersøkelser. NOTEBY rapport 51766-1.

Patt P, Kraus W, Jürging H (2004) Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin

Pulg U (2009) Spawning Grounds of Brown Trout (*Salmo trutta*) in the River Moosach - their Evaluation, their Degradation and their Restoration. Dissertation am Lehrstuhl fuer Landschaftsoekologie der Technischen Universitaet München. München. 175 s.

Pulg U, Barlaup B, S.-E. G, Skoglund H (2011) Sjøarebekker i Bergen og omegn. Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, LFI Uni Miljø, Bergen, LFI-rapport nr 181, 295 pp s.

Pulg U, Velle G (2012) Overvannstilførsel fra nytt terminalområde mot Lønningsbekken. Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, LFI Uni Miljø

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

Raddum GG (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.

Schiechl HM, Stern R (2002) Naturnaher Wasserbau. Ernst & Sohn Verlag, Berlin

Schneider S, Lindstrøm E-A (2011) The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665: 143-155

Schneider S, Lindstrøm EA (2009) Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211

Schneider SC (2011) Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment* 409: 1164-1171

Sæterbø E, Syvertsen L, Tesaker E (1998) Vassdragshåndboka. Tapir forlag, Trondheim

UN (2005) The Millennium Ecosystem Assessment (MA), Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis Island Press, Washington DC

## 7. Vedlegg

*Miljøgifter i fisk, analyserapport fra Eurofins Environmental Testing Norway AS (7 sider)*

*Vannmålinger, analyserapport fra Eurofins Environmental Testing Norway AS (7 sider)*

*Om LFI Uni Miljø (1 side)*

Uni Research AS  
 HiB, Seksjon for anvendt miljøforskning (SAM)  
 5006 BERGEN  
**Attn: Gaute Velle**
**AR-12-MX-003021-01**

**EUNOBE-00004915**

 Prøvemottak: 29.10.2012  
 Temperatur:  
 Analyseperiode: 29.10.2012-23.11.2012  
 Referanse: Fleslandselven

## ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	<b>441-2012-1029-057</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Annet biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Fleslandselven, Prøve 1	Analysestartdato:	29.10.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	182	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	182	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	183	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	4.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	< 0.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorononansyre (PFNA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	5.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	16.3	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	1.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	17.3	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor-3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	4.5	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	232	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	243	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

&lt; :Mindre enn, &gt; :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-1029-058</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012
Prøvetype:	Annet biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver
Prøvemerkning:	Fleslandselven, Prøve 2 2+	Analysestartdato:	29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	78.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	78.5	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	78.6	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.08	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	1.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	0.08	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	1.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.4	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	9.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	7.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	0.1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	0.3	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	102	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	102	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-1029-059</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012
Prøvetype:	Annet biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver
Prøvemerkning:	Fleslandselven, Prøve 3 2+	Analysestartdato:	29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	34.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	34.8	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	34.9	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.08	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	0.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	4.0	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	2.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.05	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	0.5	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	44.4	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	45.2	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.: **441-2012-1029-060**  
 Prøvetype: Annet biologisk materiale  
 Prøvemerkning: Fleslandselven, Prøve 4  
 4+

Prøvetakingsdato: 11.10.2012  
 Prøvetaker: Oppdragsgiver  
 Analysestartdato: 29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	49.4	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	49.4	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	49.4	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.09	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	3.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	0.3	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	2.4	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	0.7	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	2.3	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	0.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	2.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.06	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	0.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 0.1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	62.5	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	63.4	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-1029-061</b>	Prøvetakingsdato:	11.10.2012
Prøvetype:	Annet biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver
Prøvemerkning:	Fleslandselven, Prøve 5 1+	Analysestartdato:	29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	139	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	139	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	140	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	3.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	< 0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	1.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	5.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	2.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 1.0	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 1.0	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 1.0	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	5.3	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 1.0	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	159	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	168	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).





Prøvenr.: **441-2012-1029-062**  
 Prøvetype: Annet biologisk materiale  
 Prøvemerkning: Fleslandselven, Prøve 6  
 0+

Prøvetakingsdato: 11.10.2012  
 Prøvetaker: Oppdragsgiver  
 Analysestartdato: 29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	135	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	135	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	135	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	3.0	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	< 0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	0.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	1.4	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.7	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	5.1	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	1.8	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	1.7	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 1.1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	150	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	159	µg/kg		Internal method		

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

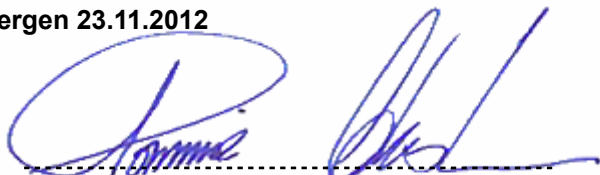


Prøvenr.:	<b>441-2012-1029-063</b>	Prøvetakingsdato:	11.10.2012
Prøvetype:	Annet biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver
Prøvemerkning:	Fleslandselven, Prøve 7 2+	Analysestartdato:	29.10.2012

Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
<b>a) PFC - perfluoreerte forbindelser (22)</b>						
Perfluoroktylsulfonat (PFOS)	293	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansyre (PFOA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFOS/PFOA ekskl. LOQ	293	µg/kg		Internal method	0.	
Total PFOS/PFOA inkl. LOQ	294	µg/kg		Internal method		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	< 0.7	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorbutansyre (PFBA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorpentansyre (PFPeA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	46.3	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheksansyre (PFHxA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	2.9	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorheptansyre (PFHpA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluornonansyre (PFNA)	0.7	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansulfonat (PFDS)	1.7	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordekansyre (PFDA)	0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluorundekansyre (PFUnA)	8.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluordodekansyre (PFDoA)	0.6	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortridekansyre (PFTrA)	3.2	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluortetradekansyre (PFTA)	< 0.5	µg/kg		Internal method	0.	
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre (PF-3,7-DMOA)	< 1	µg/kg		Internal method	0.	
7H-Dodekafluorheptansyre (HPFHpA)	< 1	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H-Perfluordekansyre (H2PFDA)	< 1	µg/kg		Internal method	0.	
6:2 Fluortelomersulfonat (FTS)	< 0.7	µg/kg		Internal method	0.	
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre (H4PFUnA)	< 1	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser ekskl. LOQ	357	µg/kg		Internal method	0.	
Sum PFC forbindelser inkl. LOQ	366	µg/kg		Internal method		

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

a) DIN EN ISO/IEC 17025:2005 D-PL-14629-01-00, Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1, D-21079, Hamburg

**Bergen 23.11.2012**


Tommie Christensen

Avd.leder, Kundesenter

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

&lt; :Mindre enn, &gt; :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



**Eurofins Environment Testing Norway AS  
(Bergen)**

F. reg. 965 141 618 MVA  
Box 75  
NO-5841 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42

Fax:  
bergen@eurofins.no

**AR-12-MX-002585-01**



**EUNOBE-00004587**

Prøvemottak: 27.09.2012

Temperatur:

Analyseperiode: 27.09.2012-11.10.2012

Referanse: Flesland, Gaute Velle

Uni Research AS  
HiB, Seksjon for anvendt miljøforskning (SAM)  
5006 BERGEN  
Attn: Uni Miljø

## ANALYSERAPPORT

---

Tegnforklaring:

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-0927-009</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Rent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Flesland 1	Analysestartdato:	27.09.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Aluminium (Al), filtrert	140	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	5	
a) Jern, filtrert	180	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Kalium (K), filtrert	5.8	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.1	
a) Kalsium (Ca), filtrert	14	mg/l	10%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Magnesium (Mg), filtrert	2.1	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Mangan (Mn), filtrert	2.3	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	1	
a) Natrium (Na), filtrert	11	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.02	
a) Silisium (Si), filtrert	1600	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.44	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.02	
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.81	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.010	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.004	
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	9.4	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.50	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	10%	NS-EN ISO 12846	0.002	
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.8	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	4.0	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.2	
Alkalitet	0.647	mmol/l		NS 4754	0.01	
<b>Ammonium</b>						
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	38	µg/l		NS EN ISO 11732	3	
Farge (410 nm)	92	Fargeenheter		Intern metode basert på NS4787	5	
b) Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	12	mg O <sub>2</sub> /l		former SS 028118	0.24	
Klorid	10.3	mg/l		EPA Method 340.3	0.1	
Konduktivitet (25°C)	14.8	mS/m		NS 7888	0.1	
<b>Nitrat+nitritt</b>						
Nitritt+nitrat-N	330	µg/l		NS EN ISO 13395	1	
<b>orto-fosfat</b>						
Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	8.9	µg/l		NS EN ISO 15681-2	1	
pH	7.4			NS 4720	3	
Total Fosfor	28	µg/l		SFA	2	
Total Nitrogen	820	µg/l		NS EN ISO 13395	50	
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	9.6	mg/l		NS EN 1484	0.5	
Turbiditet	3.5	ftu		NS 7027	0.1	
<b>Merknader:</b>						
Fosfat er analysert på filtrert prøve						
Pris pr prøve : 3912,80						

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

&lt; :Mindre enn, &gt; :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-0927-010</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Rent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Flesland 2	Analysestartdato:	27.09.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Aluminium (Al), filtrert	130	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	5	
a) Jern, filtrert	160	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Kalium (K), filtrert	15	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.1	
a) Kalsium (Ca), filtrert	39	mg/l	10%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Magnesium (Mg), filtrert	2.7	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Mangan (Mn), filtrert	25	µg/l	10%	NS EN ISO 11885	1	
a) Natrium (Na), filtrert	20	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.02	
a) Silisium (Si), filtrert	2800	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.56	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.02	
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.16	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.023	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.004	
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	6.2	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	3.5	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	10%	NS-EN ISO 12846	0.002	
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.2	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	3.2	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.2	
Alkalitet	1.65	mmol/l		NS 4754	0.01	
<b>Ammonium</b>						
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	67	µg/l		NS EN ISO 11732	3	
Farge (410 nm)	54	Fargeenheter		Intern metode basert på NS4787	5	
b) Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	11	mg O <sub>2</sub> /l		former SS 028118	0.24	
Klorid	21.3	mg/l		EPA Method 340.3	0.1	
Konduktivitet (25°C)	33.4	mS/m		NS 7888	0.1	
<b>Nitrat+nitritt</b>						
Nitritt+nitrat-N	620	µg/l		NS EN ISO 13395	1	
<b>orto-fosfat</b>						
Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	18	µg/l		NS EN ISO 15681-2	1	
pH	9.7			NS 4720	3	
Total Fosfor	37	µg/l		SFA	2	
Total Nitrogen	1200	µg/l		NS EN ISO 13395	50	
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	6.0	mg/l		NS EN 1484	0.5	
Turbiditet	2.9	ftu		NS 7027	0.1	
<b>Merknader:</b>						
Fosfat er analysert på filtrert prøve						

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-0927-011</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Rent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Flesland 3	Analysestartdato:	27.09.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Aluminium (Al), filtrert	32	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	5	
a) Jern, filtrert	66	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	10	
a) Kalium (K), filtrert	9.0	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.1	
a) Kalsium (Ca), filtrert	27	mg/l	10%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Magnesium (Mg), filtrert	3.7	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Mangan (Mn), filtrert	3.5	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	1	
a) Natrium (Na), filtrert	15	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.02	
a) Silisium (Si), filtrert	1800	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.22	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.02	
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.012	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.0050	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.004	
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	4.0	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.15	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Kvikksølv (Hg), filtrert	0.003	µg/l	10%	NS-EN ISO 12846	0.002	
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.0	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	3.5	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.2	
Alkalitet	0.948	mmol/l		NS 4754	0.01	
<b>Ammonium</b>						
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	7.1	µg/l		NS EN ISO 11732	3	
Farge (410 nm)	31	Fargeenheter		Intern metode basert på NS4787	5	
b) Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	6.2	mg O <sub>2</sub> /l		former SS 028118	0.24	
Klorid	18.8	mg/l		EPA Method 340.3	0.1	
Konduktivitet (25°C)	27.1	mS/m		NS 7888	0.1	
<b>Nitrat+nitritt</b>						
Nitritt+nitrat-N	250	µg/l		NS EN ISO 13395	1	
<b>orto-fosfat</b>						
Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	1.5	µg/l		NS EN ISO 15681-2	1	
pH	7.6			NS 4720	3	
Total Fosfor	9.8	µg/l		SFA	2	
Total Nitrogen	550	µg/l		NS EN ISO 13395	50	
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	4.8	mg/l		NS EN 1484	0.5	
Turbiditet	1.0	ftu		NS 7027	0.1	
<b>Merknader:</b>						
Fosfat er analysert på filtrert prøve						

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-0927-012</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Rent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Flesland 4	Analysestartdato:	27.09.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Aluminium (Al), filtrert	120	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	5	
a) Jern, filtrert	120	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Kalium (K), filtrert	2.2	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.1	
a) Kalsium (Ca), filtrert	9.2	mg/l	10%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Magnesium (Mg), filtrert	1.7	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Mangan (Mn), filtrert	3.5	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	1	
a) Natrium (Na), filtrert	9.3	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.02	
a) Silisium (Si), filtrert	1100	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.39	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.02	
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.15	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.013	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.004	
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	4.0	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.35	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Kvikksølv (Hg), filtrert	0.003	µg/l	10%	NS-EN ISO 12846	0.002	
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.8	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	2.3	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.2	
Alkalitet	0.384	mmol/l		NS 4754	0.01	
<b>Ammonium</b>						
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	6.9	µg/l		NS EN ISO 11732	3	
Farge (410 nm)	62	Fargeenheter		Intern metode basert på NS4787	5	
b) Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	14	mg O <sub>2</sub> /l		former SS 028118	0.24	
Klorid	11.4	mg/l		EPA Method 340.3	0.1	
Konduktivitet (25°C)	11.0	mS/m		NS 7888	0.1	
<b>Nitrat+nitritt</b>						
Nitritt+nitrat-N	280	µg/l		NS EN ISO 13395	1	
<b>orto-fosfat</b>						
Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	1.2	µg/l		NS EN ISO 15681-2	1	
pH	7.1			NS 4720	3	
Total Fosfor	6.4	µg/l		SFA	2	
Total Nitrogen	610	µg/l		NS EN ISO 13395	50	
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	6.9	mg/l		NS EN 1484	0.5	
Turbiditet	1.6	ftu		NS 7027	0.1	
<b>Merknader:</b>						
Fosfat er analysert på filtrert prøve						

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	<b>441-2012-0927-013</b>	Prøvetakingsdato:	26.09.2012			
Prøvetype:	Rent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver			
Prøvemerkning:	Flesland 5	Analysestartdato:	27.09.2012			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Aluminium (Al), filtrert	120	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	5	
a) Jern, filtrert	140	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Kalium (K), filtrert	3.3	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.1	
a) Kalsium (Ca), filtrert	13	mg/l	10%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Magnesium (Mg), filtrert	2.0	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.01	
a) Mangan (Mn), filtrert	5.5	µg/l	40%	NS EN ISO 11885	1	
a) Natrium (Na), filtrert	11	mg/l	15%	NS EN ISO 11885	0.02	
a) Silisium (Si), filtrert	1400	µg/l	15%	NS EN ISO 11885	10	
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.40	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.02	
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.90	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.01	
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.0070	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.004	
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	4.4	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.37	µg/l	50%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	10%	NS-EN ISO 12846	0.002	
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.0	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.05	
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	3.5	µg/l	15%	NS EN ISO 17294-2	0.2	
Alkalitet	0.564	mmol/l		NS 4754	0.01	
<b>Ammonium</b>						
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	24	µg/l		NS EN ISO 11732	3	
Farge (410 nm)	81	Fargeenheter		Intern metode basert på NS4787	5	
b) Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	12	mg O <sub>2</sub> /l		former SS 028118	0.24	
Klorid	11.0	mg/l		EPA Method 340.3	0.1	
Konduktivitet (25°C)	14.1	mS/m		NS 7888	0.1	
<b>Nitrat+nitritt</b>						
Nitritt+nitrat-N	230	µg/l		NS EN ISO 13395	1	
<b>orto-fosfat</b>						
Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	4.0	µg/l		NS EN ISO 15681-2	1	
pH	7.1			NS 4720	3	
Total Fosfor	35	µg/l		SFA	2	
Total Nitrogen	620	µg/l		NS EN ISO 13395	50	
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	8.8	mg/l		NS EN 1484	0.5	
Turbiditet	22	ftu		NS 7027	0.1	
<b>Merknader:</b>						
Fosfat er analysert på filtrert prøve						

**Utførende laboratorium/ Underleverandør:**

- a) NS/EN ISO/IEC 17025:2005 NA TEST 003, Eurofins Environment Testing Norway AS (Moss), Møllebakken 50, NO-1538, Moss  
 b) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping

**Tegnforklaring:**

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).





Bergen 11.10.2012

Tommie Christensen

Avd.leder, Kundesenter

---

Tegnforklaring:

\* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

---

## FERSKVANNSØKOLOGI - LAKSEFISK - BUNNDYR

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter 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
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer
- Vanndirektivet

---

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, og VESO), og FoU miljø hos oppdragsgivere. Vi har et nært samarbeid med Universitet i Bergen og veileder masterstudenter og doktorgradsstipendiater.

Våre internettsider finnes på <http://www.miljo.uni.no>