



RAPPORT LNR 5387-2007

**S**tatoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk. Grunnlagsundersøkelsen 2006.



*Langvatn NV Kvaløya, med Hammerfest og Melkøya i bakgrunnen. Foto: Guttorm N. Christensen*

**Hovedkontor**

Gaustadaléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: [www.niva.no](http://www.niva.no)

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk. Grunnlagsundersøkelsen 2006.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	5387	19. februar 2007
	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-26136	60
Forfatter(e) Brit Lisa Skjelkvåle, NIVA Guttorm N. Christensen, Akvaplan-niva Marit Mjelde, NIVA Torleif Bækken, NIVA Sigurd Rognerud, NIVA Geir Dahl-Hansen, Akvaplan-niva Tore Høgåsen, NIVA Oddvar Røyset, NIVA Eirin Sva, Akvaplan-niva	Fagområde	Distribusjon
	Overvåking	
	Geografisk område	Trykket
	Finnmark	NIVA
Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse	
STATOIL asa	KONTRAKT NR. 4501060727	

**Sammendrag**

NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører på oppdrag fra Statoil overvåking av effekter på ferskvansressurser av utslipp til luft utslipp fra aktiviteter på Melkøya (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). Hensikten med overvåkingen i 2006 er å skaffe grunnlagsdata for videre overvåking av mulige effekter som følge av endret belastning av næringssalter, forsurende stoffer og miljøgifter på akvatiske økosystemer i regionen. De seks undersøkte lokalitetene er ikke forsuret eller eutrofiert, men er litt påvirket av langtransporterte forurensninger. De utvalgte lokalitetene er godt egnet for den kjemiske delen av overvåkingen, men enkelte av lokalitetene er mindre eller dårlig egnet for overvåking av vannplanter og bunndyr.

Fire norske emneord 1. Ferskvann 2. Forsuring 3. Eutrofiering 4. Miljøgifter	Fire engelske emneord 1. 2. 3. 4.
--	---

*Brit Lisa Skjelkvåle*

Brit Lisa Skjelkvåle  
Prosjektleder

*Jarle Nygaard*

Jarle Nygaard  
Fag- og markedsdirektør

# Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vann- og sedimentkjemi,  
vannvegetasjon, bunndyr og fisk

Grunnlagsundersøkelsen 2006

## Forord

NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva (apn) utfører på oppdrag fra Statoil overvåking av effekter på ferskvannsressurser ved utslipp til luft utslipp fra aktiviteter på Melkøya (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). Hensikten med overvåkingen i 2006 er å skaffe grunnlagsdata for videre overvåking av mulige effekter av overgjødning (eutrofiering), forurensning og miljøgifter.

Marit Mjelde (NIVA) har vært ansvarlig for den vannbotaniske overvåkingen, Torleif Bækken (NIVA) har vært ansvarlig for overvåking og rapportering av bunndyr. Brit Lisa Skjelkvåle har vært ansvarlig for vannkjemi, Sigurd Rognerud (NIVA) for sedimentkjemi og Guttorm N. Christensen (apn) sammen med Geir Dahl-Hansen (apn) har vært ansvarlig for miljøgifter i fisk og ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget.

Feltarbeidet på vannvegetasjon og bunndyr ble utført av Marit Mjelde og Torleif Bækken, med god hjelp fra Vegard Lyngmo (Statoil) og Stig Rune Sæther (HeliService).

Feltarbeid for vannkjemi, sedimentkjemi, miljøgifter i fisk og ungfiskundersøkelser har vært utført av Guttorm N. Christensen og Geir Dahl-Hansen.

Tore Høgåsen har vært ansvarlig for datahåndtering.

Kjemiske analyser har vært utført på NIVA, Akvaplan-niva og Unilab. Oddvar Røyset (NIVA) har vært ansvarlig for metallanalyser, mens Eirin Sva (apn) har vært ansvarlig for PAH-analysene.

Oslo, 19. februar 2007

*Brit Lisa Skjelkvåle*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
<b>2. Utvelgelse av lokaliteter</b>	<b>9</b>
<b>3. Områdebeskrivelse</b>	<b>11</b>
<b>4. Metodikk</b>	<b>13</b>
4.1 Feltarbeid	13
4.2 Vannkjemi	13
4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver	13
4.4 Vannplanter	14
4.5 Bunnfauna	14
4.6 Miljøgifter i fisk	15
4.7 Undersøkelse av laksyngel i Repparfjordvassdraget	16
4.8 Tilstandsklassifisering	16
<b>5. Resultater</b>	<b>18</b>
5.1 Vannkjemi	18
5.1.1 Konklusjoner fra de vannkjemiske undersøkelsene	21
5.2 Sedimentkjemi	21
5.2.1 Metaller	21
5.2.2 PAH	23
5.2.3 Konklusjoner fra de sedimentkjemiske undersøkelsene	23
5.3 Vannvegetasjon	24
5.3.1 Konklusjoner fra undersøkelser av vannplanter	30
5.4 Bunndyr	31
5.4.1 Konklusjoner fra undersøkelser av bunndyr	41
5.5 Miljøgifter i fisk	42
5.5.1 Stabile isotoper	42
5.5.2 PAH i fisk	42
5.5.3 PAH metabolitter i galle	42
5.5.4 Metaller og kvikksølv i fisk	46
5.6 Ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget	49
<b>6. Oppsummering og anbefalinger for videre overvåking</b>	<b>52</b>
<b>7. Refranseliste</b>	<b>55</b>
<b>Vedlegg A. Analysemetoder</b>	<b>57</b>
Analysemetoder for vannkjemi og metoder for kvalitetssikring	57
Analysemetoder for sporelementer i vann og sedimenter	58
Analysemetoder for PAH-analyser i sedimenter	58

<b>Vedlegg B. Vann- og sedimentkjemi</b>	<b>61</b>
<b>Vedlegg C. Artslister - bunndyr</b>	<b>65</b>
<b>Vedlegg D. Analyser av fisk</b>	<b>66</b>

## Sammendrag

NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører på oppdrag fra Statoil overvåking av effekter på ferskvannsressurser ved utslipp til luft utslipp fra aktiviteter på Melkøya (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). Hensikten med overvåkingen i 2006 er å skaffe grunnlagsdata for videre overvåking av mulige effekter av eventuelle endrede tilførsler av næringsalter, forsurende stoffer og miljøgifter.

Det vil bli sluppet ut i størrelsesorden 7-800 tonn  $\text{NO}_x$  fra LNG-anlegget på Melkøya årlig. I tillegg forventes utslipp av metan i størrelsesorden 850 tonn og av andre flyktige hydrokarboner 750 tonn per år. Det vil i tillegg slippes ut omtrent 7 tonn svoveldioksid årlig. Aktiviteter som foregår i tilknytning til anlegget som f.eks. anleggstrafikk og skipstrafikk kan føre til mindre utslipp av miljøgifter og  $\text{NO}_x$  til miljøet.

Vi har i løpet av 2005 og 2006 undersøkt fem innsjøer i nærområdet som antas å bli mest influert av utslipp fra Melkøya og en innsjø som ligger utenfor det antatt mest belastede området. I tillegg har vi undersøkt tetthet av lakseunger i Repparfjordvassdraget.

Alle de undersøkte innsjøene har lavt innhold av oppløste salter og relativ lav bufferkapasitet. Alle lokalitetene er derfor følsomme for endringer i surt nedfall. Innholdet av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) er så lavt i alle innsjøene at eutrofiering (overgjødning) av vannet som en følge av økt N-nedfall fra de planlagte aktivitetene, ansees som lite sannsynlig. Innholdet av tungmetaller var lavt i alle innsjøene.

Alle innsjøsedimentene viste lavt innhold av metaller og PAH. Sammenlikning av referansesediment med overflatesediment for metallene viser noe tegn til påvirkning fra langtransporterte forurensninger for Pb, Bi, Sb, Hg og As.

Artsantallet av vannplanter i de innsjøene der substratet gjør det mulig å utvikle vannvegetasjon var lavt og varierte mellom 1 til 5 arter. Særlig lavt var artsantallet i innsjøene høyere enn ca. 200 moh. Dette ser ut til å være som forventet for innsjøer i ytre Finnmark. Alle de registrerte artene er karakterisert som sensitive i forhold til eutrofiering. En av de registrerte artene er en tolerant art i forhold til forurensning, mens de øvrige er karakterisert som sensitive.

Artssammensetning av bunndyr viser få arter som også finnes i andre deler av landet. Artsantall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer er lavt i forhold til uforurensede lokaliteter ellers i landet. Økologisk tilstand i henhold til forurensning er god eller meget god for stort sett alle utløpselver/bekker.

Konsentrasjonene av kvikksølv og tungmetaller i fisk fra de 6 undersøkte innsjøene betegnes som lave. Det ble ikke gjort funn av PAH-metabolitter i galle eller muskel som skulle tilsa at fisken i innsjøene har vært eksponert for PAH.

Ungfiskregistreringer av laks i Repparfjordvassdraget viste lav til middels høy tetthet. Tetthetene som ble observert var noe lavere enn hva som ble funnet i en tilsvarende undersøkelse fra 1987.

Vi foreslår at det vannkjemiske programmet, det sedimentkjemiske programmet og undersøkelser av miljøgifter i fisk, samt ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget fortsetter i de samme lokalitetene som er undersøkt hittil. For bunndyr foreslår vi også å fortsette i de samme lokalitetene, med unntak av Langvatn N Seiland. Vi foreslår også å kutte ut undersøkelsene i strandsonen i alle innsjøene.

For vannvegetasjon foreslår vi å kutte ut tre lokalitetene som er uegnet til overvåking av vannvegetasjon. Dette gjør at vi må ta stilling til hvordan vi ønsker overvåking av vannvegetasjon i framtiden. Vi kan fortsette å overvåke vannvegetasjonen i kun tre lokaliteter, alternativt kan vi velge ut tre nye lokaliteter hvor vi kun gjør undersøkelser av vannvegetasjon, samt vannprøver. Dette er en problemstilling vi må diskutere med oppdragsgiver.



# 1. Innledning

NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører på oppdrag fra Statoil overvåking av effekter på ferskvannsressurser ved utslipp forurensninger til luft utslipp fra aktiviteter på Melkøya (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). Hensikten med overvåkingen i 2006 er å dokumentere status i innsjøene når det gjelder overgjødning (eutrofiering), forsuring og miljøgifter som grunnlag for videre overvåking av mulige effekter av etter at aktivitetene har startet opp.

Det vil bli sluppet ut i størrelsesorden 7-800 tonn  $\text{NO}_x$  fra LNG-anlegget på Melkøya årlig. I tillegg forventes utslipp av metan i størrelsesorden 850 tonn og av andre flyktige hydrokarboner 750 tonn per år. Det vil i tillegg slippes ut omtrent 7 tonn svoveldioksid årlig. Aktiviteter som foregår i tilknytning til anlegget som f.eks. anleggstrafikk og skipstrafikk kan føre til mindre utslipp av miljøgifter og  $\text{NO}_x$  til miljøet.

Det er stor utnyttelse av fisk fra vann og vassdrag i nordområdene, både av lokalbefolkningen og i forbindelse med turistvirksomhet. Forsuring av vann som følge av  $\text{NO}_x$ -utslipp kan påvirke fiskebestander negativt, ved redusert klekke-effektivitet og rekruttering. Sur nedbør har hatt sterk negativ påvirkning på mange laksevassdrag i Sør-Norge. Det er derfor viktig å overvåke eventuelle negative effekter av forsuring på laksevassdrag. Dette gjøres ved å gjennomføre overvåking av laksyngel på enkelte stasjoner i Repparfjordvassdraget. Overvåking av forsuringsfølsomme bunndyr er en annen svært følsom indikator for å oppdage begynnende forsuring.

Økt tilførsel av luftbårne miljøgifter som en følge av aktiviteten rundt Snøhvit og Melkøya kan gi økt innhold av miljøgifter i fisk. Det er derfor svært viktig å dokumentere om aktiviteten på Melkøya og Snøhvit har negative konsekvenser for ferskvannsfisk i dette området. Dette gjøres ved å analysere utvalgte miljøgifter i sediment og fisk i overvåkingsprogrammet.

De fleste vannplantene i oligotrofe (næringsfattige), kalkfattige innsjøer benytter nitrat som viktigste nitrogen-kilde. Økt nitrogenavsetning kan føre til økte nitratkonsentrasjoner i innsjøene og økt plantevekst, så fremt det er tilstrekkelig fosfortilgang i sedimentene.

For å få grunnlagsdata for videre overvåking av mulige effekter av overgjødning (eutrofiering), forsuring og miljøgifter før aktivitetene har startet opp dokumenterer for et utvalg av lokaliteter:

- vannkjemisk status både med hensyn på forsuringsparametere, næringsalter og metaller,
- status for metaller og PAH i sedimenter,
- status for forsuringsfølsomme organismer (bunndyr og lakseyngel),
- status for planter som er følsomme for økt tilførsel av næringsalter,
- status for fiskebestander og
- status for innhold av miljøgifter i fisk

## 2. Utvelgelse av lokaliteter

Ved utvelgelse av lokaliteter for overvåkingen var det flere forhold som måtte taes med i betraktning. For optimal utbytte av resultatene fra overvåkingen er det viktig at lokalitetene er sensitive for den aktuelle påvirkningen, og at de ikke er utsatt for andre typer påvirkning som vil være kraftigere enn den påvirkningen vi skal dokumentere. For å overvåke effekter av økt nedfall av nitrogen og miljøgifter er det best å bruke lokaliteter som ikke har aktiviteter i nedbørfeltet, slik som veier, gårdsbruk, fabrikker, bolighus etc.

I samarbeid med Statoil kom vi frem til følgende momenter for utvelgelse

- Det velges ut fem lokaliteter + en referanse.
- Lokalitetene skal være felles for undersøkelser av vannvegetasjon, undersøkelser bunndyr, undersøkelser av vann- og sedimentkjemi, samt undersøkelser av miljøgifter i fisk.
- Lokalitetene skal være en del av den nasjonale sedimentundersøkelsene som utføres i perioden 2004-2007.

For å overvåke effekter på vannplanter må også vi sikre oss at det finnes levedyktige bestander i innsjøene som vi kan overvåke i mange år. I forbindelse med feltarbeidet ble det foretatt en liten endring i det opprinnelige lokalitetsvalget ved at Dabmutjavri og Gukkesjavri ble byttet ut med Storvikvatn og Langvatn, som begge ligger lavere enn 200 moh. Dette ble gjort for å få større mulighet til å finne makrovegetasjon. De undersøkte innsjøene er listet i **Tabell 1** og er avmerket på kart i **Figur 1**. I tillegg ble Repparfjordvassdraget valgt ut for bestandsundersøkelser av laks i et vassdrag med stor kommersiell interesse.

**Tabell 1.** Innsjøer som inngår i grunnlagsundersøkelsen for overvåking av vannressurser. Langvatnet, V Sørøya er referanse.

Innsjønavn	Kommune	NVE nr	kartblad	X-koord	Y-koord	UTM sone	NVE nr	hoh meter	Innsjøareal km <sup>2</sup>
Langvatnet, N Seiland	Hammerfest	55597	1936-3	7834491	593184	34	55597	220	0,30
Langvatn, NV Kvaløya	Hammerfest	55445	1936-3	7843100	601800	34	55445	156	0,13
Glimmervatnet, NV Kvaløya	Hammerfest	2271	1936-3	7841904	602918	34	2271	232	0,53
Storvikvatn, NØ Kvaløya	Hammerfest	55422	1936-3	7845200	609300	34	55422	28	0,64
Russelvatn, S Seiland	Kvalsund	55782	1935-4	7819400	596123	34	55782	136	0,63
Langvatnet, V Sørøya	Hasvik	55564	1836-2	7835520	569115	34	55564	285	0,50

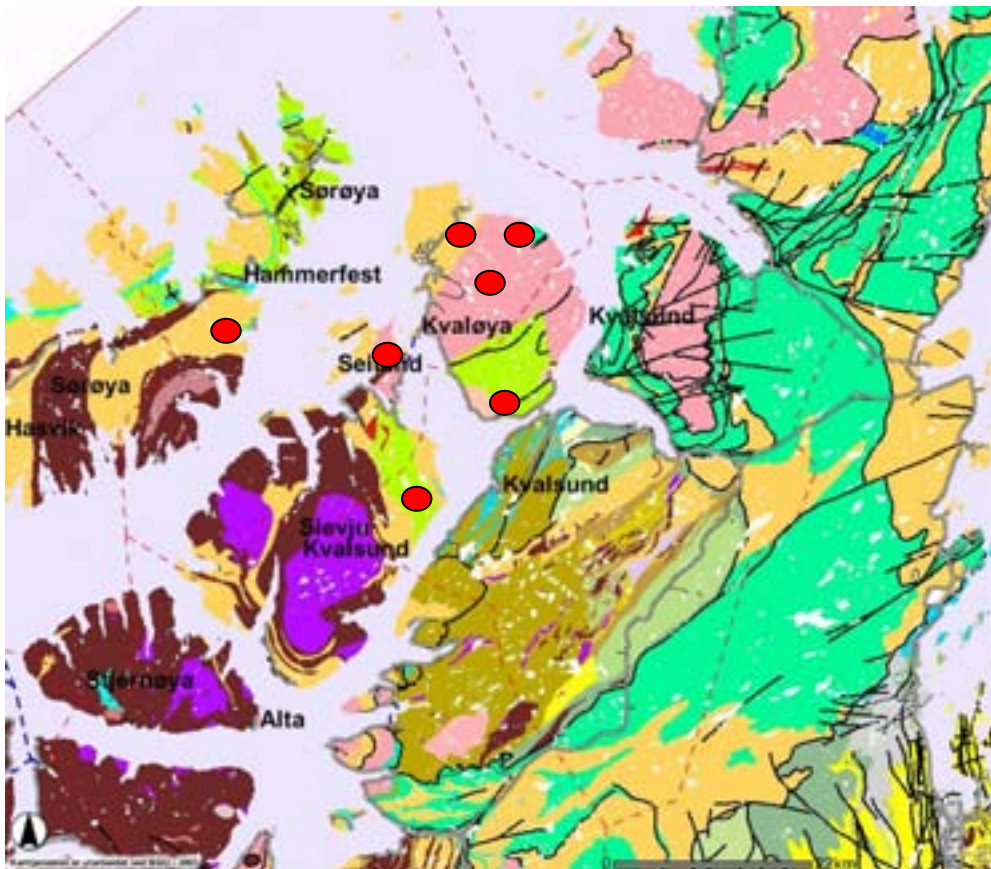


**Figur 1.** Lokalisering av de undersøkte innsjøene i grunnlagsundersøkelsen for forsurening og miljøgifter i ferskvann. Innsjøene ligger i kommunene Hammerfest, Hasvik og Kvalsund i Finnmark fylke. Repparfjordvassdraget ligger hovedsakelig i Kvalsund kommune.

### 3. Områdebeskrivelse

#### *Naturforhold*

Det undersøkte området ligger i nordligste del av Norge. Naturforholdene er værharde, med tregrense omkring 200-250 moh. Jordsmonnet er skrint med mye bart fjell uten jord. Området er en del av Kaledonidene, en geologisk struktur som strekker seg fra Svalbard, via hele fastlands-Norge over til Skottland. Bergartene i området er karakterisert av granittiske gneisser, kvartssandstein, og metasandsteiner (alle lyse farger på kartet under **Figur 2**). Alle disse bergartene er karakterisert med lav forvittringshastighet og gir vann med lav ionestyrke og lite innhold av oppløste salter. I området på Seiland og Sørøya kommer vi inn i Seiland eruptivprovins som består mer mafiske bergarter (mørke brune og mørk lilla farge på kartet under **Figur 2**). Dette er bergarter med høyere forvittringshastighet og som gir mer oppløste salter i vannet. Ingen av våre overvåkingslokaliteter ligger på slik berggrunn.



**Figur 2.** Geologisk kart over det undersøkte området. De røde prikkene viser lokalisering av de undersøkte innsjøene. Forklaring til kartet – se teksten over. Kartet er lastet ned fra [www.ngu.no](http://www.ngu.no).

*Repparfjordvassdraget*

Repparfjordvassdraget har sitt utspring på Sennalandet mellom Altafjorden og Porsangerfjorden og har et nedbørsfelt på om lag 1090 km<sup>2</sup>. Vassdraget munner ut i sjøen i bunnen av Repparfjorden (70° 28" nord og 24° 16" øst). Hoveddelen av vassdraget ligger i Kvalsund kommune (70 %) og noe i Porsanger (22 %) og Alta (8 %) kommune. Repparfjordelva har en lakseførende strekning på omlag 100 km. Den øvre delen av hovedelva er stilleflytende elvestrekninger med kulper og grunne vann bundet sammen av små stryk. Nedslagsfeltet er dominert av myrer og bart fjell. Ca. 25 km opp i vassdraget er det en 7 meter høy foss (Áisaroaivifossen) der man på midten av 1950-tallet bygde fisketrapp slik at laksen kunne benytte strekningene oppstrøms. Trappa har siden vært modifisert flere ganger. Nedstrøms trappa går elva i lange stryk og det er betydelig med grunne kulper. Nedslagsfeltet i denne delen av elva er dominert av bjørkeskog. Skoggrensen ligger på 300 – 350 moh. Berggrunnen i nedslagsfeltet til vassdraget domineres av gneis og kvartsitt. I enkelte områder er det leirskifer og dolomitt. Vassdraget har status som en ”nasjonal lakseelv” og er vernet mot vassdragsutbygging.

*Dagens forurensningssituasjon*

De nordlige delen av Finnmark fylke ligger i en del av Norge som mottar lite langtransporterte luftforurensninger. Resultatene fra SFTs overvåking av langtransportert forurensning viser at forurensningsbelastningen er svært lav i dette området; årlig avsetning (våt + tørr) av sulfat de siste fem årene (2001-2005) har vært 0,1-0,2 g S m<sup>-2</sup>, mens summen av nitrat og ammonium har ligget under 0,2 g N m<sup>-2</sup>. Til sammenligning er svovel og nitrogenavsetningen avsetning i de mest belastede områdene i Sør-Norge (Birkenes) hhv. 0,6-0,8 g S m<sup>-2</sup> og 1,2-1,5 g N m<sup>-2</sup> i samme periode. Selv om forurensningsbelastningen er svært lav, er det likevel viktig å merke seg at det er noe.

## 4. Metodikk

### 4.1 Feltarbeid

Feltarbeid ble utført i flere omganger. Vannplanter og bunndyr ble undersøkt under feltarbeid 11-12. juli 2006. Fiskeundersøkelsene ble utført i perioden 18-25. september 2006. Innsjøsedimentene og vann ble samlet inn ved feltarbeid i 2005 og 2006; 19. september 2005 Langvatnet (V Sørøya), Langvatnet (N Seiland) og Russelvatn, 28. juli 2006 Glimmervatnet, og 1. august 2006 Langvatn (NV Kvaløya) og Storvikvatn.

### 4.2 Vannkjemi

#### Hovedelementkjemi

Prøvene ble tatt etter at innsjøen hadde sirkulert om høsten (vanntemperaturen hadde sunket til under 6 °C). Vannprøvene ble tatt fra sjøfly i 2005 og fra båt i 2006. Prøven ble tatt i flasker fra NIVA som er spesialvasket og til slutt skylt med destillert vann. Prøveflasken og kork ble skylt minst 3 ganger med prøvevannet.

#### Tungmetaller

Prøven ble tatt samtidig med prøver for øvrig vannkjemi. Prøvene for tungmetaller ble tatt på egen flaske som var konservert med saltsyreløsning i flaskene. Saltsyreløsningen ble helt ut og flasken ble fylt med prøvevann uten å skylle flasken.

Detaljer om analysemetoder finnes vedlegg A.

### 4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver

Prøvene ble samlet inn med en modifisert KB-corer (Rognerud *et al.* 2000) fra innsjøens dypeste punkt. Nedsenkningen av prøvetakeren ble kontrollert med et ekkolodd slik at den kunne sendes sakte ned i sedimentet og sikre representative prøver fra overflatesjiktet. Coreren ble så sveivet sakte opp til overflaten. Prøvene til metallanalyser ble seksjonert i 0,5 cm tykke sjikt ned til 1 cm, samt et sjikt fra kjernes dypeste deler. Prøvene til PAH-analyser ble tatt i et sjikt fra 0-1 cm. Prøvene til metallanalyser ble overført til plastbeger mens prøvene til PAH-analyser ble oppbevart på brente glass med skrulokk. Prøvene ble tørket ved 60°C til de var tørre og ble så knust og homogenisert. Glødetap ble bestemt ved gløding ved 520 °C. Prøvene ble homogenisert før de ble sendt til analyse for metaller, organisk materiale og PAH.

Metallanalysene ble utført av Oddvar Røyset (NIVA) ved bruk av høyopløslig ICP-MS (HR ICP-MS).

Analyser av PAH i sediment ble utført av Unilab Analyse AS. Prøvene ble homogenisert, og tilsatt deuturerterte PAH forbindelser (interne standarder). Materialet ble forsåpet med kaliumhydroksyd (KOH)/metanol før PAH ble ekstrahert med pentan. Ekstraktene gjennomgikk deretter ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer, før ekstraktet ble analysert ved hjelp av GC/MSD. De ulike PAH-komponentene ble identifisert med

MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. Kvantifisering ble gjennomført ved hjelp av tilsatte intern standarder.

Detaljer om analysemetoder finnes vedlegg A.

#### **4.4 Vannplanter**

Sammensetning og utbredelse av vannvegetasjonen ble undersøkt i henhold til standard metode for registrering av artsdiversitet i innsjøer: ulike lokaliteter i innsjøene (med ulike erosjonsforhold, utløp, innløp, grunne eller dype områder osv.) ble undersøkt ved bruk av båt, vannkikkert og kasterive. Artene er kvantifisert ved hjelp av en semi-kvantitativ skala 1-5, hvor 1 = sjelden, 2 = spredt, 3 = vanlig, 4 = lokalt dominerende og 5 = dominerende. Navnsettingen følger Lid og Lid (2005).

Prøvetakingen ble gjennomført 11-12. juli 2006, vha. helikopter fra HeliService. I forbindelse med feltarbeidet ble det foretatt en liten endring i lokalitetsvalget. Dabmutjavri og Gukkesjavri ble byttet ut med Storvikvatn og Langvatn, som begge ligger lavere enn 200 moh. Mulighetene for forekomst og etablering av vannvegetasjon, samt vurdering av eventuelle effekter av aktivitetene på Melkøya, er til stede i mye større grad i disse innsjøene enn for innsjøer som ligger på >200-250 moh.

Makrovegetasjon kan deles inn i grupper etter livsform: helofytter (sump-planter, semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem), isoetider (kortsukksplanter, inkl. "pusleplanteelementet"), elodeider (langsukksplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). De siste fire gruppene, samt kransalgene, omtales som vannvegetasjon.

#### **4.5 Bunnfauna**

Ved hver innsjø ble det prøvetatt 3 stasjoner; en langs stranda i selve innsjøen, en i selve utløpselva nedstrøms innsjøen og en i største innløpselv/bekk umiddelbart før den når innsjøen.

For innsamling av bunndyr ble "sparkemetoden" anvendt. Metoden er beskrevet i Norsk Standard 4719. Metoden inngår i NIVAs kvalitetssikringssystem, og anvendes i alle NIVAs bunndyrundersøkelser. Metoden er meget god til å samle inn artene i habitatene, og god til å måle den relative tettheten mellom arter og lokaliteter.

"Sparkemetoden" innebærer bruk av standard håv etter standard prosedyre. Mens en beveger seg motstrøms i en elv/bekk eller sakte beveger seg langs stranden i en innsjø, brukes den ene foten til å sparke opp bunns substratet. Et håndnett brukes til å fange opp oppvirkvlede bunndyr. Prosedyren foregår i ett minutt og gjentas 3 ganger (3\*1 minutters sparkeprøve). Etter hvert minutt tømmes håvposen for å hindre tetting av maskene i posen. Det anvendes en standard håv med åpning 30 cm x 30 cm, og med maskevidde i nettduken på 250 µm.

Prøvene konserveres i 70 % etanol. Bunnfaunaen blir talt og bestemt i laboratoriet etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop. Det taksonomiske nivået varierer, men det blir tilstrebet bestemmelse til art for alle døgnfluer, steinfluer og vårfluer, og ellers der det er nødvendig for anvendelse av resultatene i vurderingen. Resultatene fra de biologiske analysene anvendes for å beregne indekser som uttrykker forurensningssituasjonen i lokaliteten.

Littoral bunnfauna i innsjøer og bunnfauna i elver er svært godt egnet til å overvåke en eventuell forurensning. Det er utviklet en indeks for dette formålet (Raddum indeksen, Raddum og Fjellheim, 1985, Fjellheim og Raddum, 1990) som brukes i SFTs Statlig Program for Forurensningsovervåking.

#### **4.6 Miljøgifter i fisk**

Innsamling og prøvetaking av fisk ble gjennomført i henhold til interne standarder (utviklet av NIVA og Akvaplan-niva) for håndtering og innsamling av materiale som skal analyseres for miljøgifter. Dette innebærer bruk av engangshansker og løsemidler (Metanol supra solvent, Aceton supra solvent) til vasking av prøvetakingsutstyr eller sterilisert engangsutstyr (skalpell).

Fisken ble fanget med standard garn med maskevidder på (26, 29 og 31 mm). Et utvalg av fangsten ble prøvetatt i felt umiddelbart etter garntrekking. Fisken ble lengdemålt til nærmeste mm (fra snutespiss til midtre halefinnstråle) og veid til nærmeste gram. Kjønn og fiskens stadium (modningsgrad) ble bestemt. Øresteiner (otolitter) ble tatt ut for aldersanalyse. Gallen ble fjernet med sterilisert pinsett og overført til en spesiell type rør (eppendorfrør) for så å bli fryst ned på flytende nitrogen. Analyser av PAH-metabolitter i galle krever rask prøvetaking av fisken etter den er fanget. En muskelfilè, lever og nyre ble dissekert ut av hver enkelt fisk og pakket i ren aluminiumsfolie. Prøvene ble så frosset ned og oppbevart i fryser til de ble videre bearbeidet på laboratoriet. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det på laboratoriet laget blandprøver (10 fisk) av skinn- og beinfrie prøver av skjelett-muskulaturen samt av lever og nyre. Videre ble det tatt ut prøver av muskel fra enkeltfisk til analyser av kvikksølv og stabile isotoper. Prøvene for PAH, metaller og kvikksølvanalyser ble frosset ned inntil de ble levert laboratoriet for analyse, mens prøvene for analyse av stabile isotoper ble tørket og homogenisert før de ble sendt til analyse.

De ulike prøvene er analysert av:

- PAH-metabolitter i galle - Akvaplan-niva,
- tungmetaller og kvikksølv - NIVA
- PAH - Unilab
- stabile isotoper - Institutt for Energiteknikk (IFE).

Følgende analyser er gjennomført:

- PAH-metabolitter i galle fra 80 enkeltfisk (40 ørret og 40 røye)
- tungmetaller og kvikksølv - samleprøve (10 fisk) av nyre og lever fra ørret og røye totalt (16 prøver)



- bestemmelse av trofisk nivå vha. stabile isotoper på til sammen 60 fisk (30 ørret og 30 røye)
- PAH og tungmetaller - samleprøve (10 fisk) i fiskemuskel fra hver art i de fem lokalitetene + referansen (8 prøver)
- kvikksølv i muskel fra 60 enkeltfisk (30 ørret og 30 røye)

### **Metabolitter i galle**

**Prinsipp:** Hos fisk er galle en av de viktigste ekskresjonsveiene for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Etter biotransformasjon skilles PAH-metabolittene ut i galle hvor de konsentreres. Mange PAH-er og deres metabolitter har sterke karakteristiske fluorescerende egenskaper, en egenskap som kan benyttes for deteksjon av slike molekyler i galle (Aas *et al.* 1998).

**Metode:** Galleprøvene ble fortynnet 1:1600 i destillert vann. 3 mL av hver prøve ble pipettert ut i kvartskuvetter og synkron fluorescensspektra ble deretter målt ved å sanne eksitasjonsbølgelengder og emisjonsbølgelengder samtidig ( $\Delta\lambda$  42 nm, *slid width* 2,5 nm). Eksitasjonsbølgelengdene lå mellom 250 – 500 nm.

Destillert vann ble målt for å kartlegge bakgrunnsstøyen i løsemiddelet og er vist som referanse i alle figurene i denne rapporten.

For å verifisere resultatene fra analysene ved hjelp av fluorescens analysert ved Akvaplan-niva ble også et utvalg av prøvene analysert ved hjelp av HPLC-fluorescens ved NIVA.

## **4.7 Undersøkelse av laksyngel i Repparfjordvassdraget**

Innsamling av fiskeyngel i Repparfjordvassdraget ble gjennomført med elektrisk fiskeapparat (modell Paulsen) og i henhold til NS-EN 14011. Tetthet av fiskeyngel på hver stasjon ble beregnet etter 3 overfiskinger per stasjon. Ved tetthetsberegningene av ungfisk er følgende formel benyttet (Bohlin *et al.* 1989):

$$N = (6x^2 - 3xy - y^2 + y * (y^2 + 6xy - 3x^2)^{1/2}) / (18(x - y))$$

$$\text{Der: } x = 2C1 + C2 \quad y = C1 + C2 + C3$$

C1 = antall fisk fanget ved 1. omgang, C2 = antall ved 2. omgang og C3 = antall ved 3. omgang.

All fisk ble satt uskadet tilbake i vassdraget etter de var artsbestemt og lengdemålt. Det ble tatt ut 29 laksunger for å kunne bestemme alder. Alder ble bestemt ut fra otolittene.

## **4.8 Tilstandsklassifisering**

Konsentrasjonene av metaller i vann og metaller i sediment er sammenlignet med konsentrasjoner gitt i SFTs veileder (97:04) for tilstandsklassifisering av tilstand i ferskvann (Andersen *et al.* 1997). I denne veilederen klassifiseres vann og sedimentet til

en av fem tilstandsklasser, hvor tilstandsklasse I er best og tilstandsklasse V er verst. Fargekodingen er lik tilsvarende koding for miljøgiftklassifisering.

Det er ikke utarbeidet tilstandsklassifisering for PAH i sediment i ferskvann. Vi valgte derfor å sammenligne med tilstandsklassifiseringen for marine sedimenter (Molvær *et al.* 1997).

For næringssalter, forsurening, organisk stoff med mer, brukes følgende inndeling,

Tilstandsklasse I Meget god	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Mindre god	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Meget dårlig
--------------------------------	---------------------------	-----------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

For miljøgifter brukes denne inndelingen:

Tilstandsklasse I Ubetydelig forurenset	Tilstandsklasse II Moderat forurenset	Tilstandsklasse III Markert forurenset	Tilstandsklasse IV Sterkt forurenset	Tilstandsklasse V Meget sterkt forurenset
---	--	---	---	---

## 5. Resultater

### 5.1 Vannkjemi

Analyseverdiene for vannkjemi for hver av de undersøkte innsjøene i Melkøya-overvåkingen er vist i Vedlegg A, (**Tabell 12**, hovedelementkjemi og **Tabell 13**, metallkjemi). For sammenligning er prosentfordelingen vist for alle innsjøer i Finnmark (n=116) fra Regionalundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle, 1996). Prosentiler angir hvor mange prosent av innsjøene som ligger i forskjellige konsentrasjonsintervaller. 25-prosentilen forteller at 25 % av alle innsjøene ligger under et bestemt konsentrasjonsnivå, mens 75-prosentilen angir at 25 % av innsjøene ligger over et bestemt konsentrasjonsnivå. 50-prosentilen er identisk med medianverdien og forteller at 50 % av innsjøene har høyere konsentrasjon og 50 % har lavere konsentrasjon. I **Figur 3** er resultatene fra noen utvalgte parametere plottet sammen med alle data fra hele Finnmark fra Regional innsjøundersøkelse 1995, for å visualisere den vannkjemiske sammensetningen av de seks undersøkte innsjøene i forhold til resten av Finnmark.

#### *Vannkjemisk karakterisering*

Alle de seks undersøkte innsjøene er typiske næringsfattige klarvannsjøer med stor påvirkning av ioner fra sjøsalter (natrium, klorid m.fl.). På tross av det høye innslaget av sjøsalter er innsjøene relativt ionefattige og konsentrasjonen av kalsium (Ca) (0,96-2,43 mg/L) og magnesium (Mg) (0,64-1,05 mg/L) er relativt lave. Innsjøene er lite preget av humus med innhold av organisk karbon (TOC) < 1,2 mg/L. Dette reflekterer at det er skrint jordsmonn og lite humus i nedbørsfeltene.

#### *Sjøsaltpåvirkning*

Resultatene fra regionalundersøkelsen i 1995 viste at kloridkonsentrasjoner fra ca 2-4 mg/l er typiske nivåer for innsjøer som er noe påvirket av sjøsalter i nedbøren. Typiske nivåer for innsjøer som er upåvirket av sjøsalter er < 1 mg/L. Innsjøene i denne undersøkelsen har konsentrasjoner av klorid (Cl) i intervallet 5,5 – 13 mg/L. Dette viser at innsjøene er sterkt påvirket av sjøsalter.

#### *Påvirkning av langtransporterte forurensninger - sulfat*

Ikke-marin sulfat (den delen av sulfat som enten kommer fra langtransportert forurensning eller naturlig fra berggrunnen) i de undersøkte innsjøene varierer fra 17-26 µekv/L. Bakgrunnsverdien for ikke-marin sulfat (i områder uten antropogent nedfall av sulfat) er anslått til å være ca 8-10 µekv/L (Henriksen *et al.* 1988), men dette kan variere litt, spesielt i områder som er påvirket av mye sjøsalter (pga større usikkerhet i beregningene). Mest sannsynlig er de høye verdiene av ikke-marin sulfat et resultat av noe sulfat i berggrunnen, kombinert med noe usikkerhet i beregningen av ikke-marin sulfat i et område med stor sjøsaltpåvirkning.

#### *Forsuringsparametere*

Alle forsuringsparameterene pH, alkalitet, ANC og labilt Al viser konsentrasjonsnivåer typisk for uforsurede systemer. pH i innsjøene varierer mellom 6,1 – 6,8. Dette er et pH-nivå som ikke bidrar til frigjøring av giftige aluminiumsformer, som er hovedårsaken til

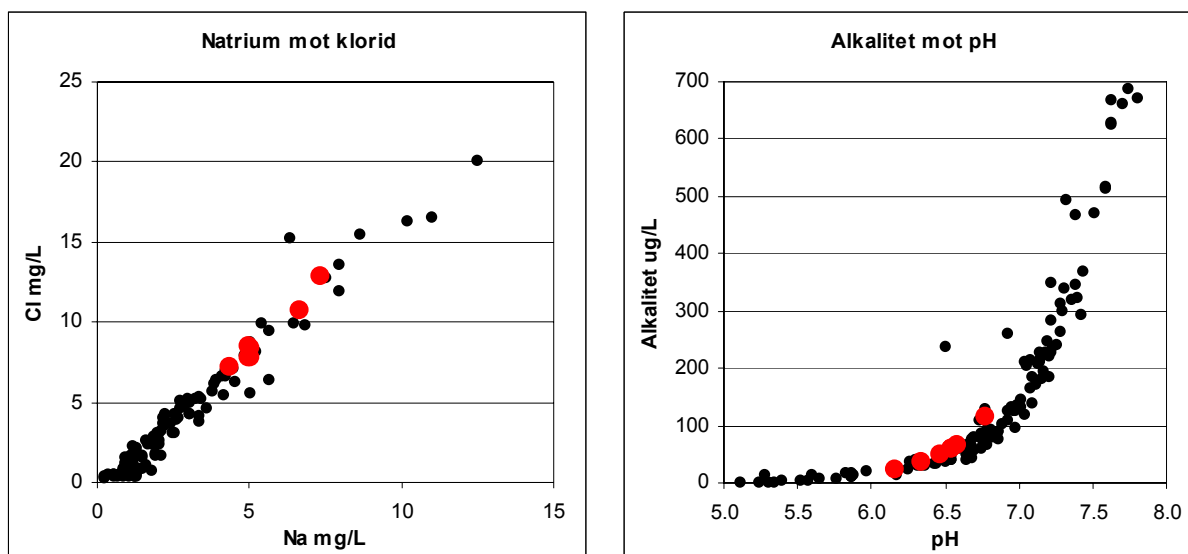
fiskedød i forsuringsrammede innsjøer på Sør- og Sørvestlandet. Nivåene av de to målte aluminiumsfraksjonene er svært lave, og gir nivåer av uorganisk bundet aluminium som må ansees som ubetydelige. Syrenøytraliserende evne (ANC) har på tross av tilnærmet nøytral pH relativt lave verdier (31-143  $\mu\text{ekv/L}$ ). Dette er en konsekvens av lite ioner med bufferegenskaper. I vann med lav ionestyrke og lav TOC konsentrasjon vil ANC også være lav. Dette gjenspeiles også i at innsjøene har relativt lav alkalitet (24-116  $\mu\text{ekv/L}$ ). Dette viser at innsjøene er forsuringfølsomme og dermed svært godt egnet for overvåking av effekter av tilførsler av forsurende stoffer som for eksempel  $\text{NO}_x$ .

### Næringssalter

Næringssaltene Tot-N, Tot-P og  $\text{NO}_3$  viser svært lave konsentrasjonsnivåer i alle de undersøkte innsjøene.

### Metaller

Alle analyseresultatene for metaller i vann viser svært lave konsentrasjoner. Sammenlignet med prosentfordelingen for hele landet viser de fleste metallene lavere enn 25-prosentilen. Unntak er Cu, Mo, Ni og U, som ligger opp mot 50-prosentilen. Disse elementene er karakterisert av at hovedkilden til disse metallene er forvitring fra berggrunnen.



**Figur 3.** De seks innsjøene i denne undersøkelsen, plottet sammen med alle undersøkte innsjøer i Finnmark fylke fra Regionalundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle et al, 1996) for å vise hvordan de seks innsjøene kan karakteriseres vannkjemisk sammenlignet med andre innsjøer i fylket. Vi ser av den venstre figuren at både Cl og Na viser relativt høye konsentrasjoner sammenlignet med de andre innsjøene i Finnmark. Dette reflekterer at de undersøkte lokalitetene er mer påvirket av sjøsalter enn innsjøer lengre inn i landet. Den høyre figuren viser at de undersøkte innsjøene er temmelig typiske for Finnmarksjøer mht pH og alkalitet.

*Klassifisering i SFTs tilstandsklasser*

Vi har brukt SFTs klassifisering av tilstand for å karakterisere innsjøene mht noen sentrale parametere. I **Tabell 2** er innsjøene klassifisert i forhold til næringssalter, organisk stoff og forsurende stoffer. Klassifiseringen viser at innsjøene er i tilstandsklasse I (Meget god) for næringssalter og organisk stoff, men at noen av innsjøene faller i kategorien III (Mindre god) for forsurende stoffer. Årsaken til dette er som forklart over at vannene ionefattige, og at de som en konsekvens av dette får en lav bufferkapasitet (lav alkalitet).

**Tabell 2.** *Vannkjemi for et utvalg av parametere i vann fra 6 innsjøer rundt Melkøya, høsten 2005 og høsten 2006. Resultatene er satt inn i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).*

		Langvatnet, N Seiland	Langvatn NV Kvaløya	Glimmervatnet NV Kvaløya	Storvikvatn NØ Kvaløya	Russelvatn S Seiland	Langvatnet, V Sørøya
Næringssalter	Total fosfor, µg P/L	1	2	1	<1	1	2
	Total nitrogen, µg N/L	70	116	81	68	70	59
Organisk stoff	TOC, mg C/L	0,59	1,2	0,66	0,51	1,1	0,85
Forsurende stoffer	Alkalitet, µekv/L	24	116	67	60	48	36
	pH	6,16	6,78	6,58	6,55	6,47	6,52

**Tabell 3.** *Metaller i vann fra 6 innsjøer rundt Melkøya, høsten 2005 og 2006. Resultatene er sammenlignet med grenseverdier i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Der hvor klassifiseringsgrenser eksisterer er tilstandsklasse markert med farge som vist nedenfor. Hvit bakgrunn indikerer at klassifiserings-grenser ikke finnes i SFTs klassifiseringssystem.*

Enhet: µg/L.

µg/L	Langvatnet, N Seiland	Langvatn, NV Kvaløya	Glimmervatnet, NV Kvaløya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Russelvatn, S Seiland	Langvatnet, V Sørøya
As	0,033	0,041	0,06	0,041	0,027	0,028
Cd	0,008	0,002	0,019	0,004	0,01	0,004
Co	0,022	0,014	0,026	0,021	0,026	0,015
Cr	0,018	0,092	0,054	0,052	0,042	0,018
Cu	0,24	0,45	0,22	0,15	0,3	0,26
Fe	2,18	10,66	4,26	2,89	3,15	6,17
Mn	1,06	3,81	1,19	0,79	0,41	0,98
Mo	0,008	0,131	0,099	0,105	0,018	0,027
Ni	0,44	0,1	0,08	0,08	0,34	0,16
Pb	0,072	0,03	0,046	0,017	0,095	0,04
Sb	0,01	0,012	0,016	0,01	0,01	0,006
U	0,003	0,084	0,089	0,089	0,011	0,013
V	0,029	0,061	0,096	0,069	0,034	0,029
Zn	2,35	0,98	0,55	0,15	1,18	0,5

### 5.1.1 Konklusjoner fra de vannkjemiske undersøkelsene

- Alle de seks undersøkte innsjøene er typiske næringsfattige klarvannsjøer med stor påvirkning av sjøsalter.
- Innsjøene er relativt ionefattige.
- Innsjøene er lite preget av humus.
- Innholdet av næringssalter er lavt.
- Innholdet av spormetaller er lavt.
- Lokalitetene karakteriseres som uforsuret.
- Alle de undersøkte lokalitetene er godt egnet for overvåking av vannkjemiske endringer som følge av økte tilførsler av metaller og forsurende stoffer.
- Lokalitetene er så næringsfattige at de er lite egnet til kjemisk å kunne måle endringer i næringssalter som følge av økte tilførsler av nitrogen.

## 5.2 Sedimentkjemi

Analyseresultater for metaller og PAH i sedimenter er vist i Vedlegg B, **Tabell 14** og **Tabell 15**.

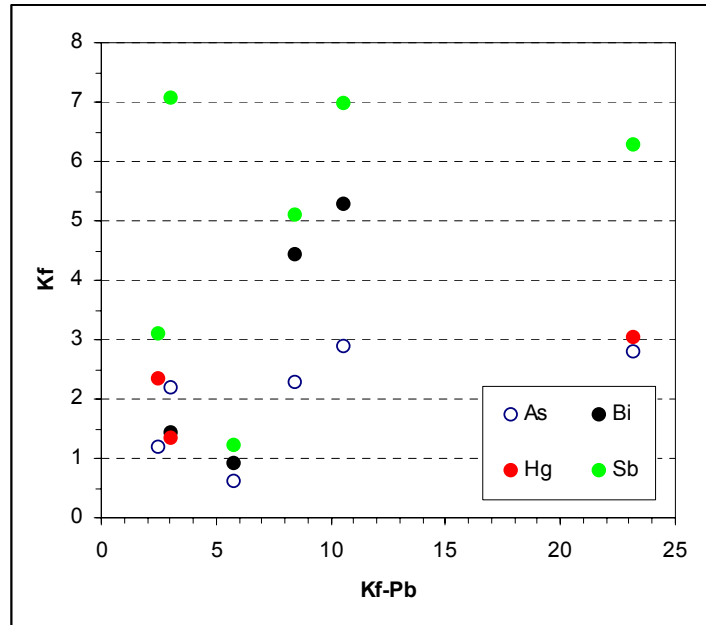
### 5.2.1 Metaller

Resultatene viser at det generelt er lave konsentrasjoner av metaller i sedimentene fra alle de undersøkte lokalitetene (**Tabell 14**).

#### *Kontaminering*

Vi har beregnet kontamineringsfaktor for alle elementene i de seks innsjøene. Kontamineringsfaktoren (Kf) beregnes ved: *konsentrasjon i toppsediment/ konsentrasjon i referansesedimentet*. Kf gir et uttrykk for den relative forskjellen mellom konsentrasjonen av et element i toppen i forhold til referansesedimentet.  $Kf > 1$  indikerer at toppsedimentet er påvirket av forurensinger som ikke var til stede på den tid referansesedimentet ble avsatt. Det er særlig metaller som er kjent for å ha et betydelig bidrag fra langtransporterte forurensninger som viser  $Kf > 1$  (Rognerud og Fjeld 2001). Metaller med Kf verdier nær 1 viser lave eller ingen påslag av forurensninger i overflatesedimentet. Kf verdier  $< 1$  indikerer at metallet har geokjemisk kilder som er assosiert til sedimentets uorganiske fraksjon. I de seks innsjøene i denne overvåkingen er generelt uorganisk fraksjon noe lavere i overflatesedimentene enn i referansesedimentene (**Tabell 14**).

Kf for Pb er plottet mot Kf for Bi, Sb, Hg og As (**Figur 4**). Langvatn, NV Kvaløya har en relativt høy Kf -Pb i forhold til de andre innsjøene og dette kan indikere et bidrag fra lokale kilder. For de andre metallene som Bi, Sb, Hg og As er langtransporterte forurensninger mest sannsynlig årsaken til forhøyede Kf ( $Kf > 1$ ) både i Langvatn, NV Kvaløya og i de andre innsjøene.



**Figur 4.** Sammenhengen mellom kontamineringsfaktor (Kf) for bly (Pb) og Kf for vismut (Bi), antimon (Sb), kvikksølv (Hg) og arsen (As) i overflatesedimenter (0-0,5 cm) i innsjøene.

#### Klassifisering i SFTs tilstandsklasser

Konsentrasjonene av metaller tilsvarer tilstandsklasse I (Ubetydelig forurenset) og II (Moderat forurenset), med unntak av As som tilsvarer tilstandsklasse III (Markert forurenset) i sedimentet fra Glimmervatnet. Mest sannsynlig er det forhøyede innholdet av As i Glimmervatnet forårsaket av lokale kilder, men As er et redoks sensitivt element som også kan akkumuleres i toppsedimentet som følge av naturlige prosesser

**Tabell 4.** Konsentrasjoner av metaller (mg/kg tørr vekt) i overflatesedimenter (0-0,5 cm). Resultatene er sammenlignet med grenseverdier i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Der hvor klassifiseringsgrenser eksisterer er tilstandsklasse markert med farge som vist nedenfor. Hvit bakgrunn indikerer at klassifiseringsgrenser ikke finnes i SFTs klassifiseringssystem.

Enhet: mg/kg tv (tørr vekt)

mg/kg tv	Langvatnet, N Seiland	Langvatn, NV Kvaløya	Glimmervatnet, NV Kvaløya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Russelvatn, S Seiland	Langvatnet, V Sørøya
As	11,82	3,65	28,82	12,26	7,76	12,01
Cd	1,48	0,40	0,50	0,36	0,53	1,43
Co	101	11	50	39	89	120
Cr	46,4	23,5	52,0	38,2	30,0	22,8
Cu	82,8	41,8	30,3	35,7	101,3	74,7
Hg		0,139	0,112	0,141		
Ni	53,1	14,5	31,5	26,8	21,4	62,3
Pb	72,8	49,3	38,8	34,8	248,3	89,2
V	37,5	56,8	70,8	68,3	30,2	40,8
Zn	138,5	55,2	112,0	133,8	99,6	163,7

## 5.2.2 PAH

Nivåene av PAH i sedimenter fra de 6 undersøkte innsjøene varierer fra 263 µg/kg tv i Langvatnet på Sørøya til 1072 µg/kg tv i Storvikvatn (**Tabell 5**), mindre enn 300 µg/kg tv ansees som lite forurenset (klasse 1) og 300-2000 µg/kg tv. som moderat forurenset (klasse 2) av PAH. Nivåene av benso(a)pyren var klart høyere i Langvatn, NV Kvaløya sammenlignet med de andre innsjøene. Årsaken til dette er trolig at denne innsjøen ligger rett i innflygningen til flyplassen i Hammerfest. Nivåene i de seks innsjøene er sammenlignbare med hva som er funnet i undersøkelser fra Finnmark gjennomført i 1995-96 (Skotvold *et al.* 1997) samt nyere undersøkelser gjennomført i Nordland, Troms og Finnmark i 2006 (Rognerud *et al.* upublisert data). I undersøkelsen fra 2006 var det gjennomsnittlige PAH-nivået i overflatesediment fra 48 innsjøer i Nordland, Troms og Finnmark på om lag 800 µg/kg. Sammenlignet med SFTs klassifiseringssystem for marine sedimenter (Molvær *et al.* 1997) ligger nivåene i de 5 innsjøene rundt Melkøya i Tilstandsklasse II (moderat forurenset), mens referanse innsjøen Langvatn på Sørøya ligger i Tilstandsklasse I (ubetydelig forurenset).

**Tabell 5.** Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesediment (0 – 1 cm). Resultatene er sammenlignet med grenseverdier i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i norske fjorder og kystfarvann. Der hvor klassifiseringsgrenser eksisterer er tilstandsklasse markert med farge som vist nedenfor. Hvit bakgrunn indikerer at klassifiserings-grenser ikke finnes i SFTs klassifiseringssystem.  
Enhet: µg/kg tv (tørr vekt)

Analyse-parameter	Langvatnet, N Seiland	Langvatn,N V Kvaløya	Glimmervatnet, NV Kvaløya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Russelvatn, S Seiland	Langvatnet,V Sørøya
	µg/kg tv (tørr vekt)					
Sum PAH (16 EPA)	703	1002	362	1072	373	263
B(a)P*	18,1	194	12,2	82,6	11,7	8,63
Sum NPD**	95,2	85,6	96,2	80,3	64,3	24,5
Glødetap	24,3	40,8	12,9	19,8	29,0	19,5

\* benso(a)pyren

\*\* sum av konsentrasjonene av sum naftalen, dibenzotiofen, fenantren og deres C1-C3 alkylhomologer

## 5.2.3 Konklusjoner fra de sedimentkjemiske undersøkelsene

Resultatene fra de sedimentkjemiske undersøkelsene på utvalgte stasjoner ved Melkøya kan sammenfattes i følgende punkter:

- Konsentrasjonen av metaller i innsjøsedimentene er lave
- Beregnet kontamineringsfaktor (Kf) for Pb, Bi, Sb, Hg og As indikerer påvirkning fra langtransportert forurensning
- Langvatn, NV Kvaløya viser Pb-nivåer som kan være forårsaket av lokale kilder.
- Nivåene av PAH er lave og sammenlignbare med andre innsjøer i Nord-Norge
- Alle innsjøene har akkumulasjonsedimenter som er godt egnet til å overvåke effekter som følge av eventuelle endrede tilførsler av metaller og PAH



### 5.3 Vannvegetasjon

En sammenstilling av observasjoner om vannplanter er gitt i **Tabell 6**, og en beskrivelse for hver enkelt innsjø er gitt i det følgende:

#### 1: Langvatnet, N Seiland

Nordre del av innsjøen er undersøkt. Innsjøen har ingen vindbeskyttede bukter eller vikene og substratet var dominert av store stein og blokker i hvert fall ned til 4-5 m dyp. Grunnlaget for vekst av vannvegetasjon er lite og ingen vannplanter ble registrert, bare spredte mosedusker på stein.

#### 2: Langvatn, NV Kvaløya

Hele innsjøen er undersøkt. Substratet i strandkanten besto av stor stein og blokk, men finkornet materiale dominerte fra 0,3-0,4 m i buktene i sørvest og langs store deler av nordvestre strand. I bukta i nordøst og langs sørøstre strand besto substratet for det meste av stein og blokk. Vannvegetasjonen i sør og vest var frodig til å være i dette området, mens den i nord og øst var svært sparsom pga. det grove substratet.

De vanligste artene var tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og kransalgen *Nitella opaca*. Tusenblad dannet forholdsvis store sårer på 1,5-2 m dyp, med nedre dybdegrens på 3,5-4 m. *Nitella opaca* dannet bestander fra ca. 0,5-1 m dyp og ut til ca. 2 m dyp, mens enkeltforekomster ble registrert ut til 3,5-4 m dyp. Hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) fantes på grunt vann i buktene i sør, samt en forekomst i vest, mens småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*) var vanlig i og i tilknytning til *Nitella*-bestandene i sør og vest. Plantene av tusenblad og *Nitella*, som er vanlige arter både i lavlandet og i fjellet, var normalt store. Hesterumpe og småtjønnaks har sannsynligvis noe høyere krav til næring og temperatur og forekom bare som småplanter, 4-6 cm lange.

#### 3: Glimmervatnet, NV Kvaløya

Sørøstre del av innsjøen er undersøkt. Substratet besto av store stein og blokk, med svært lite finsubstrat, og grunnlaget for vekst av vannplanter var lite. Innsjøen har en gammel regulering og forekomst av terrestrisk vegetasjon på 0,5-1 m dyp tyder på store variasjoner i vannstand, som også er ugunstig for vannvegetasjonen. Ingen vannplanter ble registrert, bare spredte mosedusker på stein.

#### 4: Storsvikvatn, NØ Kvaløya

Undersøkelser er foretatt i vestre bukter, samt langs søndre strand til utløpet. Substratet i strandkanten besto av stor stein og blokk, men finkornet materiale dominerte fra 0,3-0,4 m dyp. I vest, særlig i bukta sør for innløpet, dannet stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) bestander fra 0,7-0,8 m ut til 2-2,5 m dyp. Spredte forekomster ble registrert ved søndre strand. Her ble også noen få eksemplarer av storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) registrert på 1-1,5 m dyp.

#### 5: Russelvatn, S Seiland

Undersøkelser er foretatt i søndre del, samt nordre og nordøstre del. Søndre del var dominert av stein og blokk ut til ca. 3-4 m dyp. Spredte forekomster av tusenblad

(*Myriophyllum alterniflorum*) ble registrert på finkornet substrat innimellom stein. Også nordre del var dominert av stein og blokk, mens beskytta bukt i nordøst hadde finkornet substrat. Her fantes enkelte forekomster av tusenblad, fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*), samt kransalgen *Nitella opaca*. Ellers noen mosedusker på stein.

#### 6: Langvatnet, V Sørøya

Store deler av innsjøen hadde grovkornet substrat (stein og blokk) og undersøkelsene ble derfor konsentrert til de søndre buktene. I disse buktene ved innløpet var substratet finkornet og mulighetene for forekomst av vannvegetasjon til stede. Bare enkeltplanter av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og torvmose (*Sphagnum* sp.) ble registrert, samt enkelte mosedusker på stein.

**Tabell 6.** Vannvegetasjon i innsjøer i og utenfor effektområdet fra Melkøya 11-12, juli 2006. *Mengdeangivelse arter:* 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten.

*Mengdeangivelse total vegetasjon:* 1=sparsom, 2=velutviklet, 3=frodig

Livsformgrupper/arter	Langvatnet, N Seiland	Langvatn, NV Kvaløya	Glimmervatnet, NV Kvaløya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Russelvatn, S Seiland	Langvatnet, V Sørøya
ISOETIDER						
<i>Isoetes lacustris</i>				2		
ELODEIDER						
<i>Hippuris vulgaris</i>		2				
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		3			2	1
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		2-3				
<i>Ranunculus peltatus</i>				1		
NYMPHAEIDER						
<i>Sparganium hyperboreum</i>		1			1	
KRANSALGER						
<i>Nitella opaca</i>		4			1	
VANNMOSER						
<i>Sphagnum</i> sp						1
Annen mose	1	4			2-3	2
Mengde total vegetasjon (skala 1-3)	<1	2	<1	1-2	1-2	1

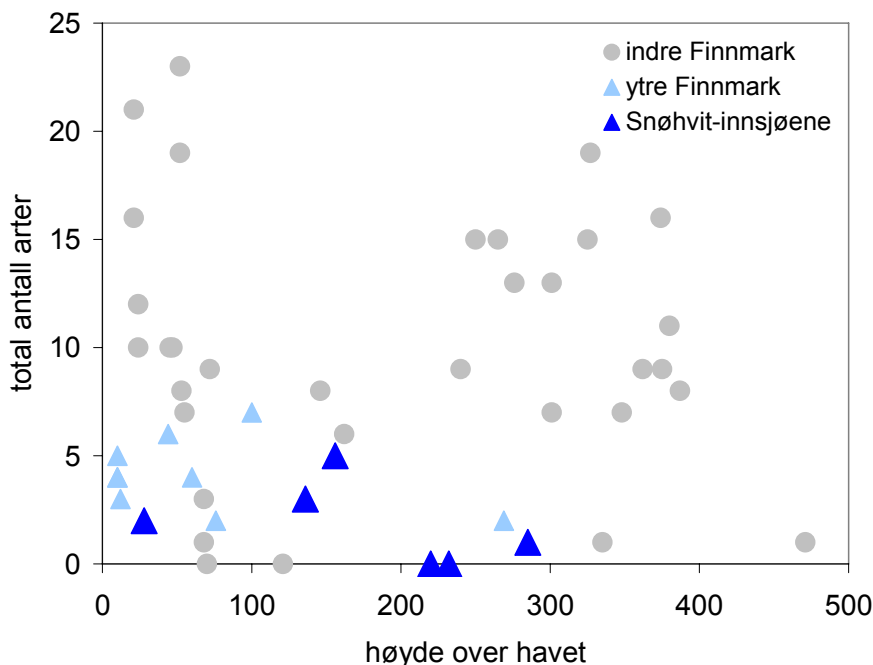
#### Artssammensetning

De fleste av de undersøkte innsjøene ligger i områder med hard og kalkfattig berggrunn og artssammensetningen av vannvegetasjon gjenspeiler dette, med tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) som den vanligste arten. De store kortskuddsartene, f.eks. stivt brasmegras, *Isoetes lacustris*, som er karakterarter for denne innsjøtypen i Sør-Norge, er generelt mindre vanlig i Finnmark. Langvatn NV Kvaløya, like øst for Hammerfest, ligger på grensa til noe rikere berggrunn, med innslag av småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*) og hesterumpe (*Hippuris vulgaris*)

Vannvegetasjonen er lite undersøkt i denne delen av Finnmark. Imidlertid ble det i forbindelse med opprettelse av Seiland nasjonalpark foretatt registreringer av både terrestrisk vegetasjon og vannvegetasjon på Seiland (Fylkesmannen i Finnmark 2003). Den frodigste vann-vegetasjonen ble registrert i tjern og løner i Søkkmyrdalen, med liknende artssammensetning som innsjøene i den foreliggende undersøkelsen.

#### Artsantall

Artsantallet i de innsjøene hvor substratet muliggjør utvikling av vannvegetasjon, varierer mellom 1 og 5 arter, og særlig lavt er artsantallet i innsjøene høyere enn ca. 200 moh. Dette ser ut til å være som forventet for innsjøer i ytre Finnmark (se **Figur 5**). Innsjøene i indre Finnmark har generelt en mye høyere artsdiversitet, først og fremst på grunn av gunstigere klima. Dessuten er flere av innsjøene i indre deler ofte del av et større nedbørfelt slik at tilførsler av spredningsenheter er større.



**Figur 5.** Sammenheng mellom artsantall og antall arter i vannvegetasjonen (karplanter og kransalger). Basert på denne undersøkelsen og NIVAs upubliserte data.

*Økologisk status*

En foreløpig versjon av indekser for vurdering av økologisk status basert på vannvegetasjon er utviklet. I første omgang er det arbeidet med trofiindekser (Mjelde 2005), men utvikling av liknende indekser for forsurening er igangsatt (se bl.a. Hindar m.fl. 2005).

De norske vannplantene er delt inn i grupper avhengig av toleranse overfor hhv. eutrofiering og surhet. Trofi- og surhets-indeksene tar utgangspunkt i forholdet mellom de tolerante og de sensitive artene i vannvegetasjonen. Tidligere versjoner av indeksene er testet med godt resultat for ulike innsjøer (Mjelde 2005, Hindar m.fl. 2005, Schartau m.fl. 2006, Mjelde og Brettum 2006).

Sensitive og tolerante artsgrupper i forhold til eutrofiering (se Mjelde, under utarb.):

- A. *Sensitive arter* - arter som foretrekker eller bare forekommer i upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), ofte med stor dekning. Redusert forekomst og dekning (ofte bortfall) ved økt eutrofiering.
- B. *Tolerante arter* - arter med økt forekomst og dekning ved økt eutrofiering. Ofte sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer.
- C. *Indifferente arter* - arter med vid preferanse, vanlig i upåvirkede innsjøer, men finnes også i eutrofe innsjøer. Forsvinner eller reduseres kraftig i hypereutrofe innsjøer.

Sensitive og tolerante artsgrupper i forhold til surhet (jfr. Lindstrøm m.fl. 2005):

- A. *Sensitive arter* - arter som ikke forekomme eller er svært sjeldne i forsurete innsjøer (pH <5), men svært vanlige i oligotrofe, kalkfattige innsjøer, upåvirket eller lite påvirket av forsurening. Inkluderer også *Øvrige arter* - arter som er vanligst i mindre sure lokaliteter eller i kalkrike lokaliteter, og som ikke forekommer ved pH <6. *Øvrige arter* har svært lav frekvens i innsjøer utsatt for forsurening.
- B. *Tolerante arter* - arter som er svært vanlige og ofte har stor dekning i sure og forsurete innsjøer, har høyest frekvens ved pH <5.5 og viser ingen signifikant nedgang i frekvens ved reduksjon i pH.

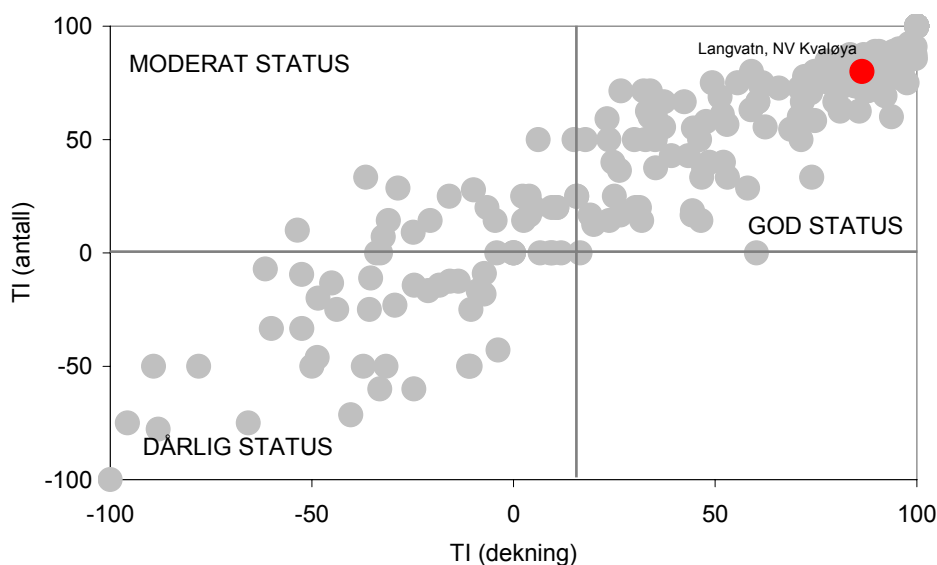
For vurdering av status i forhold til eutrofiering, har vi benyttet trofi-indeksene  $TI_{dekning}$  og  $TI_{antall}$ , hvor førstnevnte er basert på artenes dekningsgrad, mens  $TI_{antall}$  bare tar hensyn til forekomst-fravær av artene.  $TI_{dekning}$  vil sannsynligvis gi det "mest korrekte" bildet av forholdet mellom sensitive og tolerante arter, men i visse innsjøer ser det ut til at  $TI_{antall}$  viser dårlig status til tross for høye verdier av  $TI_{dekning}$ . Dette kan være innsjøer i en overgangsfase, og vi velger derfor å benytte de to indeksene sammen.

For forsurening benyttes tilsvarende indekser,  $SI_{dekning}$  og  $SI_{antall}$ , hvor førstnevnte er basert på artenes dekningsgrad, mens  $SI_{antall}$  bare tar hensyn til forekomst-fravær av artene. Som for trofi-indeksene antar vi at  $SI_{dekning}$  vil gi det "mest korrekte" bildet av forholdet mellom sensitive og tolerante arter.

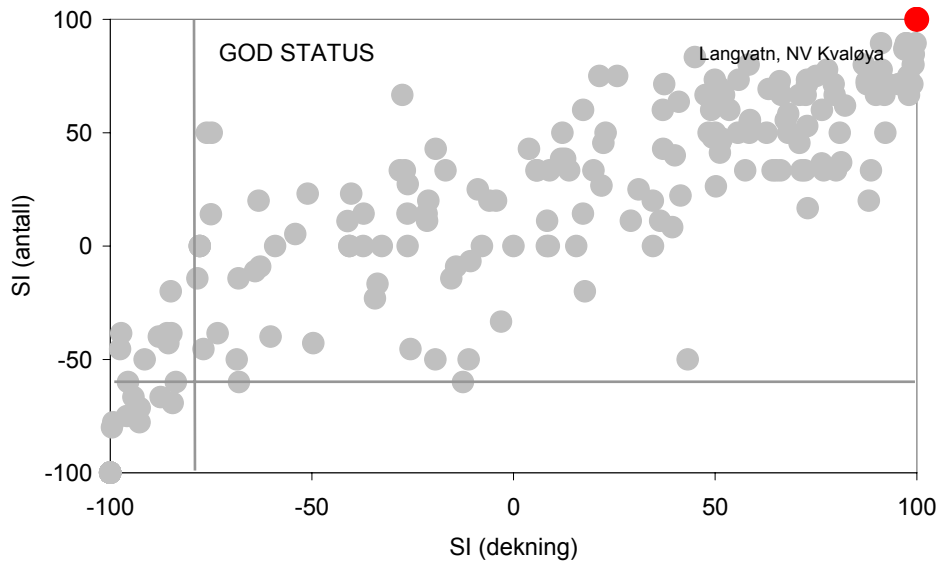
Hver av indeksene beregnet én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante.

I forhold til foreløpig testing har vi for eutrofiering satt grensa mellom god og moderat status ved  $TI_{dekning} = 15$ , mens grensa mellom moderat og dårlig er satt ved  $TI_{antall} = 0$  (Mjelde, under utarb.). Foreløpige grenselinjer for surhets-indeksene er satt til  $-80$  for  $SI_{dekning}$  og  $-60$  for  $SI_{antall}$ , basert på vegetasjonsforhold i enkeltinnsjøer (se Mjelde, upubl.). Typisk for lokaliteter i overkant av  $SI_{dekning} = -80$  er innslag av to-fire sensitive arter med en lav, eventuelt svært lav, dekning, eventuelt én sensitiv art med høy dekning.  $SI_{antall} = -60$  ser ut til å danne overgangen mellom 2 og 3 sensitive arter. **Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at indeksene fortsatt er under testing og at grenselinjene diskuteres.**

Ved svært lave artsantall er indekser basert på forholdet mellom arter vanskelig å bruke og må bare benyttes svært veiledende. I slike tilfeller bør vurdering av økologisk status i forhold til påvirkningsfaktorer inkludere flere indekser. Indeksene er bare regnet ut for Langvatn, NV Kvaløya og basert på disse er vannvegetasjonen i denne innsjøen i god status både i forhold til eutrofiering (**Figur 6**) og forsuring (**Figur 7**). De øvrige innsjøene har for lave artsantall til at indeksene kan brukes. Imidlertid er alle de registrerte artene karakterisert som sensitive i forhold til eutrofiering. *Isoetes lacustris* er en tolerant art i forhold til forsuring, mens de øvrige er karakterisert som sensitive.



**Figur 6.** Økologisk status i forhold til eutrofiering for vannvegetasjonen i Langvatn, NV Kvaløya 2006. De grå prikkene er data fra alle innsjøer i Norge som er lagret i NIVAs vannvegetasjonsdatabase, mens den røde prikken er fra denne undersøkelsen.



**Figur 7.** Økologisk status i forhold til forsurening for vannvegetasjonen i Langvatn, NV Kvaløya 2006. De grå prikkene er data fra alle innsjøer i Norge som er lagret i NIVAs vannvegetasjonsdatabase, mens den røde prikken er fra denne undersøkelsen.

#### Mulige forsureningseffekter

Tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og kransalgen *Nitella opaca* tilhører begge det svakt surhetsfølsomme samfunn (Lindstrøm m.fl. 2004), og nedre registrerte pH-grense er hhv. 5.1 og 5.4. Dersom innsjøen blir surere enn dette forsvinner sannsynligvis artene. Hesterumpe (*Hippuris vulgaris*), fjellpiggeknepp (*Sparganium hyperboreum*), storvassoleie (*Ranunculus peltatus*), småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*) er mer forsureningsfølsomme med nedre registrerte pH på >6. De to førstnevnte kan muligens forekomme ved pH lavere enn 6 i lokalt gunstige områder.

Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) er i det meste av landet vanlig i kalkfattige oligotrofe innsjøer, også i forsurete lokaliteter, med en nedre registrerte pH-grense på 4.4. Vi forventer derfor ingen reduksjon i denne arten ved forsurening.

Enkelte arter ser ut til å øke ved forsurening, f.eks. krypsiv (*Juncus bulbosus*) og torvmose (*Sphagnum auriculatum*). Krypsiv er ikke registrert i de undersøkte innsjøene og er uvanlig i landsdelen. Vi forventer ingen forekomst av denne. Moser ble ikke spesielt ettersøkt i undersøkelsene, men torvmose (*Sphagnum* spp.) ble registrert i enkelte innsjøer.

### 5.3.1 Konklusjoner fra undersøkelser av vannplanter

- Artsantallet i de innsjøene hvor substratet muliggjør utvikling av vannvegetasjon, varierer mellom 1 og 5 arter, og særlig lavt er artsantallet i innsjøene høyere enn ca. 200 moh. Dette ser ut til å være som forventet for innsjøer i ytre Finnmark
- Vannvegetasjonen i Langvatn, NV Kvaløya er i god status både i forhold til eutrofiering og forsuring. De øvrige innsjøene har for lave artsantall til at indeksene kan brukes.
- Alle de registrerte artene karakterisert som sensitive i forhold til eutrofiering. *Isoetes lacustris* er en tolerant art i forhold til forsuring, mens de øvrige er karakterisert som sensitive.
- Av de undersøkte innsjøene er det bare 3 som egner seg til å vurdere effekter på vannvegetasjon. Langvatnet, V Sørøya, hadde svært lite vegetasjon og er derfor en noe tvilsom lokalitet. Langvatnet, N Seiland, og Glimmervatnet, NV Kvaløya, egner seg ikke for å studere eventuelle effekter på vannvegetasjon.

## 5.4 Bunndyr

Alle artslistene for alle lokalitetene er vist i Vedlegg C.

### 1: Langvatnet, N Seiland

Hovedinnløpet til Langvatnet på Seiland er bare en liten bekk, resten av tilførselene til innsjøen er diffus tilrenning. Det ble vurdert at innløpsbekken i perioder sannsynligvis er tørrlagt, og derfor uten verdi ved bunndyrvurderinger og det ble derfor ikke tatt prøver her. Utløpsbekken er også forholdsvis liten, men har sannsynligvis et jevnt tilsig av vann. Bunnsbunnet her besto av middels stor stein. Prøvene ble tatt omkring 50-100 m nedstrøms utløpet. Strandsonen i innsjøen besto hovedsakelig av grov stein, delvis blokk, men også mindre partier av sand og mindre stein. Dette er ikke et bra sted for prøvetaking av bunndyr. Prøvene ble tatt ca 50 m fra utløpet.



*Langvatn, N Seiland, utløpsbekk*

*Foto: T. Bækken*

Faunaen i prøvene fra strandsonen var meget sparsom, og besto alt vesentlig av fjærmygglarver (**Figur 8**). Fjærmygglarver er svært vanlig i alle ferskvannsförekomster i Norge, og det forventes derfor at denne bunndyrgruppen finnes i stort sett alle bunndyrprøver. Det ble også funnet individer fra vårfluefamilien Limnephilidae. Dette er en stor familie med mange arter som er vanskelige å bestemme men som generelt ansees å være tolerante i forhold til forurening og andre påvirkninger. Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall døgnflue-, steinflue- og vårfluearter (EPT) var derved meget lavt med en kun en EPT art.

Bunndyrsamfunnet i utløpet av innsjøen var også dominert av fjærmygglarver. Her var det i tillegg innslag av vårfluer og steinfluer. Den vanligste vårfluearten var *Plectrocnemia conspersa*, mens den vanligste steinfluen var små individer av slekten *Diura*. Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall døgnflue-, steinflue- og vårfluearter (EPT) var derved middels høyt med 6 EPT arter (**Figur 9**).



## 2: Langvatn, NV Kvaløy

Hovedinnløpene til Langvatn, NV Kvaløya er 3 små bekker. Det ble tatt prøver fra den som ble ansett å kunne ha mest stabil vannføring. Også denne bekken er imidlertid ikke større enn at den i perioder kan være tørrlagt. Det ble tatt en vanlig bunndyrsprøve herfra. Bunnsubstratet var småstein, grus og enkelte større steiner. Utløpsbekken har trolig en relativt jevn vannføring. Bunnsubstratet består av middels stor stein, småstein og grus. Prøvene ble tatt omkring 100 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen besto hovedsakelig av middels stor og små stein. Prøvene ble tatt 100 -200 m fra utløpet.

Bunndyrsmangfoldet i innløpsbekken besto i hovedsak av fjærmygglarver, men det ble også registrert flere andre grupper som bl.a. steinfluer, knott og småmuslinger (**Figur 8**). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT arter var forholdsvis lavt, med 4 EPT arter/slekter (**Figur 9**). Den vanligste steinfluen ble funnet som små individer fra slekten *Nemoura*. Vårfluene besto av få individer med arter fra familiene Polycentropodidae og Limnephilidae.

Også i strandsonen dominerte fjærmygglarvene. Her ble det i tillegg funnet bl.a. fåbørstemark, steinfluer og småmuslinger. EPT artene besto av meget små ubestembare døgnfluer samt små individer fra slekten *Diura*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter var dermed lavt med en EPT verdi på 2. Det er normalt færre EPT arter i innsjøer enn i bekker og elver. Innsjøen er regulert. Dersom det er vesentlige vannstandsvariasjoner over året grunnet reguleringen, vil dette påvirke bunndyrsmangfoldet i strandsonen negativt.

Bunndyrsmangfoldet i utløpsbekken av innsjøen var også dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det et betydelig innslag av døgnfluer, og mindre innslag av bl.a. vårfluer, vannmid og steinfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var moderat høyt med 8 arter/slekter. Den vanligste døgnfluearten var *Baetis subalpinus*. Den vanligste vårfluearten var *Plectrocnemia conspersa*, mens den vanligste steinfluen var små individer av slekten *Nemoura*.



Innløp



Utløp

Langvatn, NV Kvaløya,  
Foto: T. Bækken

### 3: Glimmervatnet, NV Kvaløya

Hovedinnløpene til Glimmervatnet er 4 bekker av moderat størrelse. Det ble tatt prøve fra den som lå lengst sør-øst. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøve herfra. Bunnssubstratet var små stein, grus og enkelte større steiner. Innsjøen er regulert. Utløpsbekken hadde prøvetakingstidspunktet moderat stor vannføring. Utløpsbekken går gjennom små tjern/kulper rett nedstrøms utløpet. Bunnssubstratet består av middels stor- og små stein. Prøvene ble tatt omkring 300 m nedstrøms utløpet. Prøven fra strandsonen ble tatt på egnet sted ca 100-200 m fra hoveddemning. Strandsonen ved prøvestasjonen besto hovedsakelig a middels stor- og små stein.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken besto i hovedsak av fjærmygglarver, men det ble også registrert vesentlig andel døgnfluer, samt mindre innslag av bl.a. fåbørstemark, steinfluer og vårfluer (**Figur 8**). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT arter var forholdsvis lavt, med 6 EPT arter/slekter (**Figur 9**). Den vanligste døgnfluen var *Baetis subalpinus*. I tillegg ble det funnet mange små ubestembare individer fra slekten *Baetis*. Den eneste påviste steinfluen var små individer fra slekten *Diura*. Vårfluene besto av få individer med arter fra familien Polycentropodidae og av arten *Rhyacophila nubila*.

Bunndyrsamfunnet i strandsonen var svært fattig. Strandsonen var tilnærmet livløs. Fåbørstemark var den vanligste dyregruppen. Utover denne ble det bare registrert få individer av fjærmyggpupper og vannmidd. Dette er ikke et normalt bunndyrsamfunn, og skyldes sannsynligvis at innsjøen er regulert. Det ble altså ikke funnet noen arter/slekter i EPT gruppen.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen var dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det innslag av bl.a. fåbørstemark og vårfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var forholdsvis lavt med 6 arter/slekter. Den vanligste døgnfluearten var *Baetis subalpinus*, men den ble funnet i bare få individer. Den vanligste vårfluearten var fra familien Limnephilidae, mens den vanligste steinfluen var små individer av slekten *Nemoura*.



Innløpsbekk



Utløpsbekk

Glimmervatnet  
Foto: T. Bækken

#### 4: Storvikvatn, NØ Kvaløya

Hovedinnløpet til Storvikvatnet er en elv. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnsubstratet var middels stor stein og grus, og enkelte større steiner. Utløpsbekken har bunnsubstrat som består av middels stor stein og grum, og enkelte større steiner. Prøvene ble tatt omkring 100 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen besto hovedsakelig av middels stor- og små stein, og lå 100 -200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken besto i hovedsak av fjærmygglarver, men det ble også registrert flere andre grupper som bl.a. døgnfluer, steinfluer, knott og småmuslinger (**Figur 8**). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT arter var forholdsvis høyt, med 8 EPT arter/slekter (**Figur 9**). Den vanligste døgnfluen var *Baetis subalpinus*, mens den vanligste steinfluen ble funnet som små individer fra slekten *Diura*. Vårfluene besto av få individer med arter fra familien Limnephilidae og *Micrasema gelidum*.

Også i strandsonen dominerte fjærmygglarvene. Her ble det i tillegg funnet bl.a. vårfluer og steinfluer og småmuslinger. EPT artene besto av ubestembare individer av vårfluefamilien Limnephilidae samt små individer fra slekten *Diura*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter var dermed lavt med en EPT verdi på 2. Det er normalt færre EPT arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen var også dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det et betydelig innslag av småmuslinger, knott, døgnfluer og steinfluer, samt mindre innslag av bl.a. fåbørstemark og vannmidd. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var forholdsvis lavt med 5 arter/slekter. Den vanligste døgnfluearten var *Baetis subalpinus*. Den vanligste vårfluearten var *Polycentropus flavomaculatus*, mens den vanligste steinfluen var små individer av slekten *Diura*.



Innløpsbekk



Innløpsbekk - undervannsbilde



Utløpselv



Utløpselv med undervannsbilde

Storvikvatnet  
Foto: T. Bækken

5: Russelvatn, S Seiland

Hovedinnløpet til Russelvatnet er en moderat stor bekk i nord-enden av vannet. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnsubstratet var dominert av middels stor stein. Utløpsbekken har tilsvarende bunnsubstrat. Prøvene ble tatt omkring 100 – 200 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen besto hovedsakelig av middels stor- og små stein, og lå 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken besto i hovedsak av fjærmygglarver, men det ble også registrert flere andre grupper som bl.a. knott og steinfluer (**Figur 8**). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT arter var forholdsvis lavt, med 5 EPT arter/slekter (**Figur 9**). Det ble ikke funnet døgnfluer. Den vanligste steinfluen ble funnet som små individer fra slekten *Diura*. Vårfluene besto av få individer med en eller flere ubestemte arter fra familien *Limnephilidae*.

Også i strandsonen dominerte fjærmygglarvene. Her ble det i tillegg funnet vårfluer, steinfluer og fåbørstemark. EPT artene besto av ubestembare individer av vårfluefamilien *Limnephilidae* samt små individer fra slekten *Diura*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter var dermed lavt med en EPT verdi på 3. Det er normalt færre EPT arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken var også dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det et betydelig innslag av knott, småmuslinger og døgnfluer, samt mindre innslag av steinfluer, vårfluer og fåbørstemark. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var forholdsvis høyt med 10 arter/slekter. Det var det høyeste antall EPT arter funnet i denne registreringen. Den vanligste døgnfluen var små individer av slekten *Baetis*. Ellers ble også Norges vanligste døgnflue, *Baetis rhodani*, funnet i få eksemplarer. Den vanligste steinfluen var små individer av slekten *Leuctra*, mens de vanligste vårflueartene var *Rhyacophila nubila* og *Plectrocnemia conspersa*.



Hovedinnløp til Russelvatnet

Foto: T. Bækken

### 6: Langvatnet, V Sørøya

Hovedinnløpet til Langvatnet er en liten elv. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnssubstratet var dominert av middels stor stein. Utløpsbekken har tilsvarende bunnssubstrat, men med større innslag av stor stein. Prøvene ble tatt omkring 100 – 200 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen besto hovedsakelig av middels stor- og små stein. Stasjonen lå 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken besto i hovedsak av fjærmygglarver, men det ble også registrert flere andre grupper som bl.a. fåbørstemark, døgnfluer, steinfluer og vårfluer (**Figur 8**). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT arter var middels høyt, med 7 EPT arter/slekter (**Figur 9**). Den vanligste døgnfluen var *Baetis rhodani* (Norges mest vanlige elvelevende døgnflue). Den vanligste steinfluen ble funnet som små individer fra slekten *Nemoura*. Den vanligste vårfluearten var *Micrasema gelidum*.

Også i strandsonen dominerte fjærmygglarvene. Her ble det i tillegg funnet vannmidd, vårfluer, steinfluer og fåbørstemark. EPT artene besto av ubestembare individer av vårfluefamilien *Limnephilidae* samt små individer fra slekten *Diura* og *Amphinemura*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter var dermed lavt med en EPT verdi på 3. Det er normalt færre EPT arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken var også dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det et betydelig innslag av knott, vårfluer og døgnfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var forholdsvis lavt med 5 arter/slekter. Den vanligste døgnfluen var *Baetis rhodani* (Norges vanligste). Det ble ikke funnet steinfluer. Dette er meget uvanlig i elver med rent vann. Vi har ingen forklaring på dette utover at det sannsynligvis er et sammentreff av lav tetthet, klekketidspunkt fra egg til larve og tilfeldigheter. Den vanligste vårfluearten var *Micrasema gelidum*.

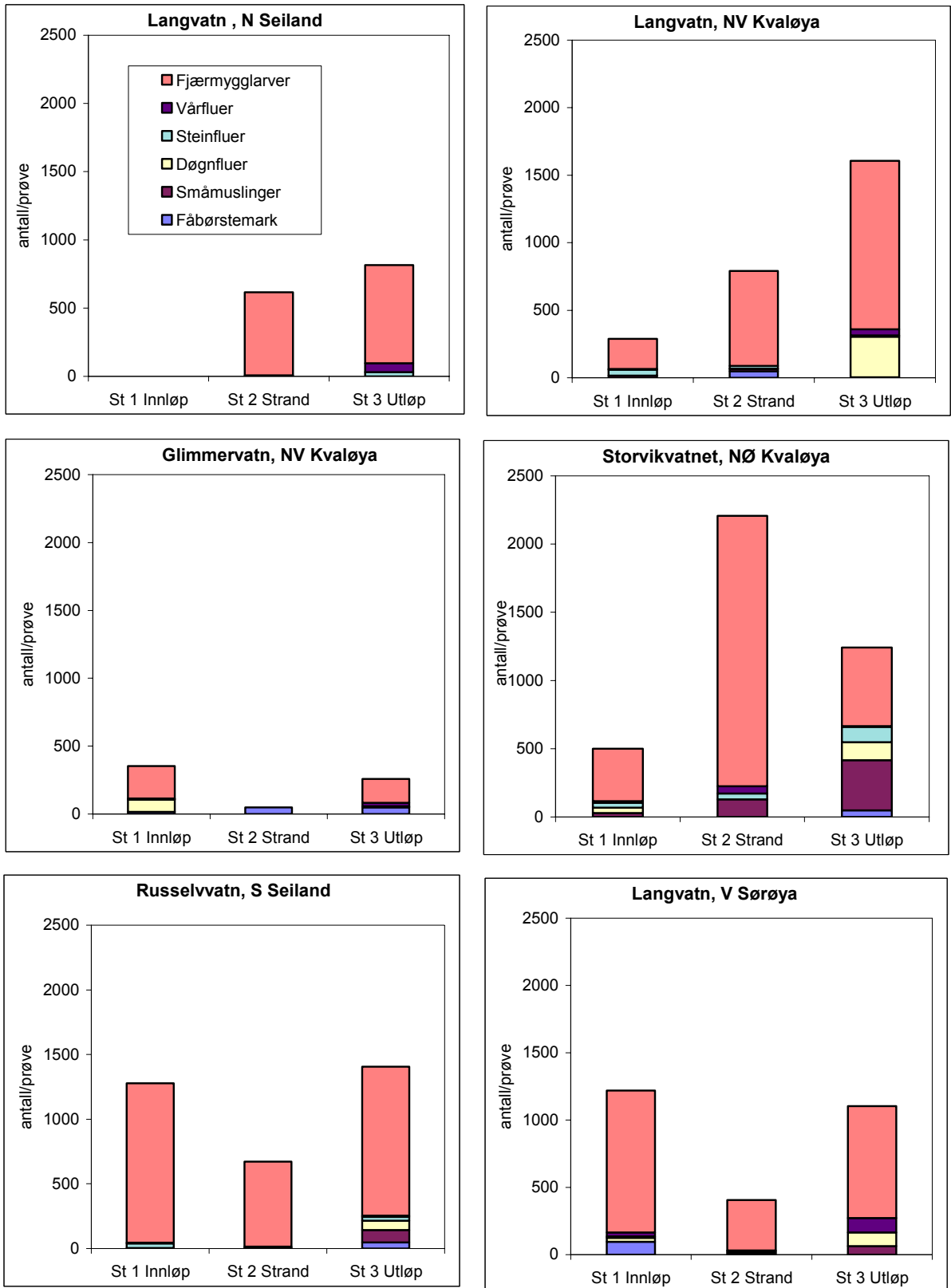


Innløpselv

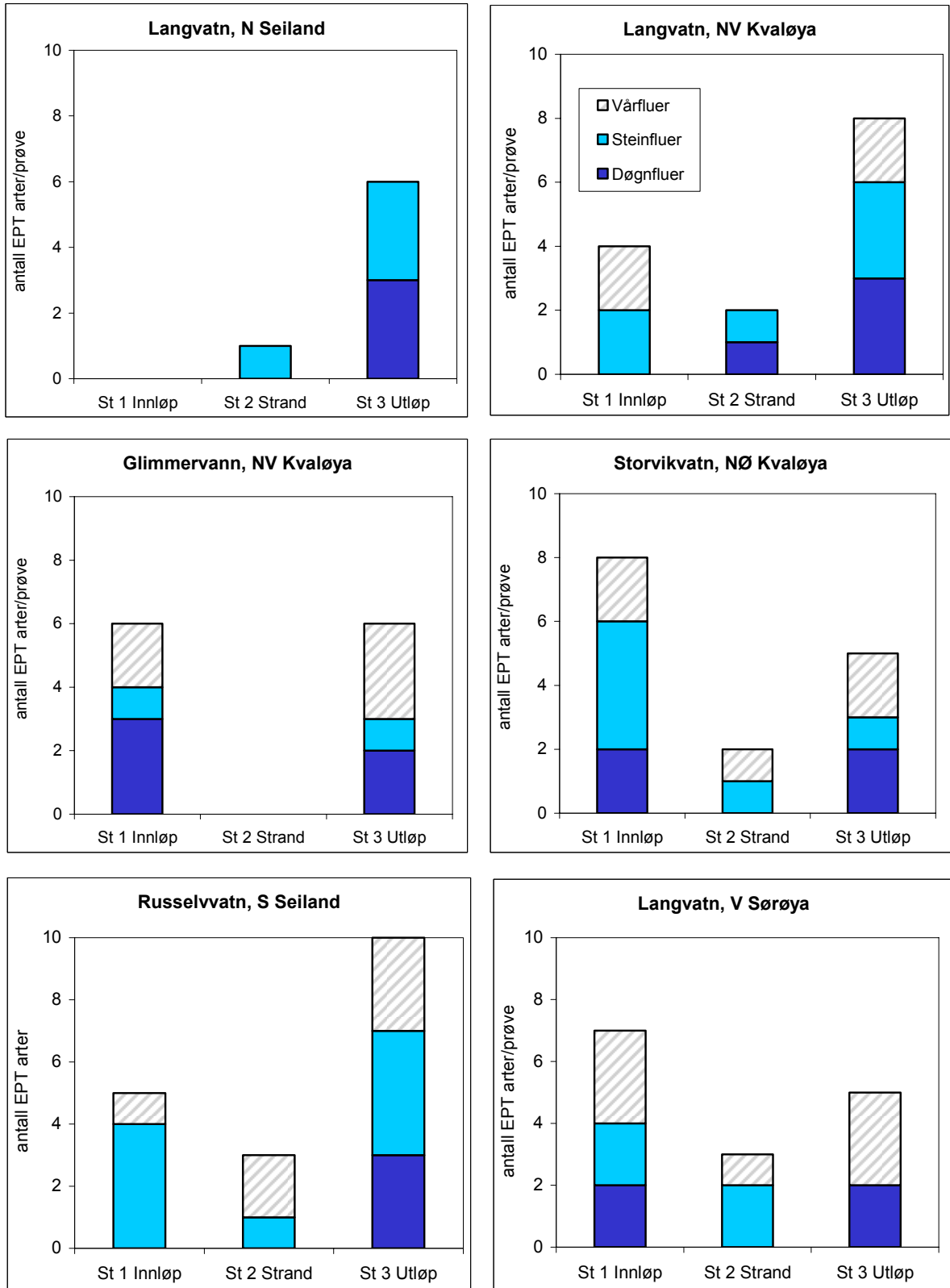


Utløpselv

Langvatnet, V Sørøya  
Foto T. Bækken



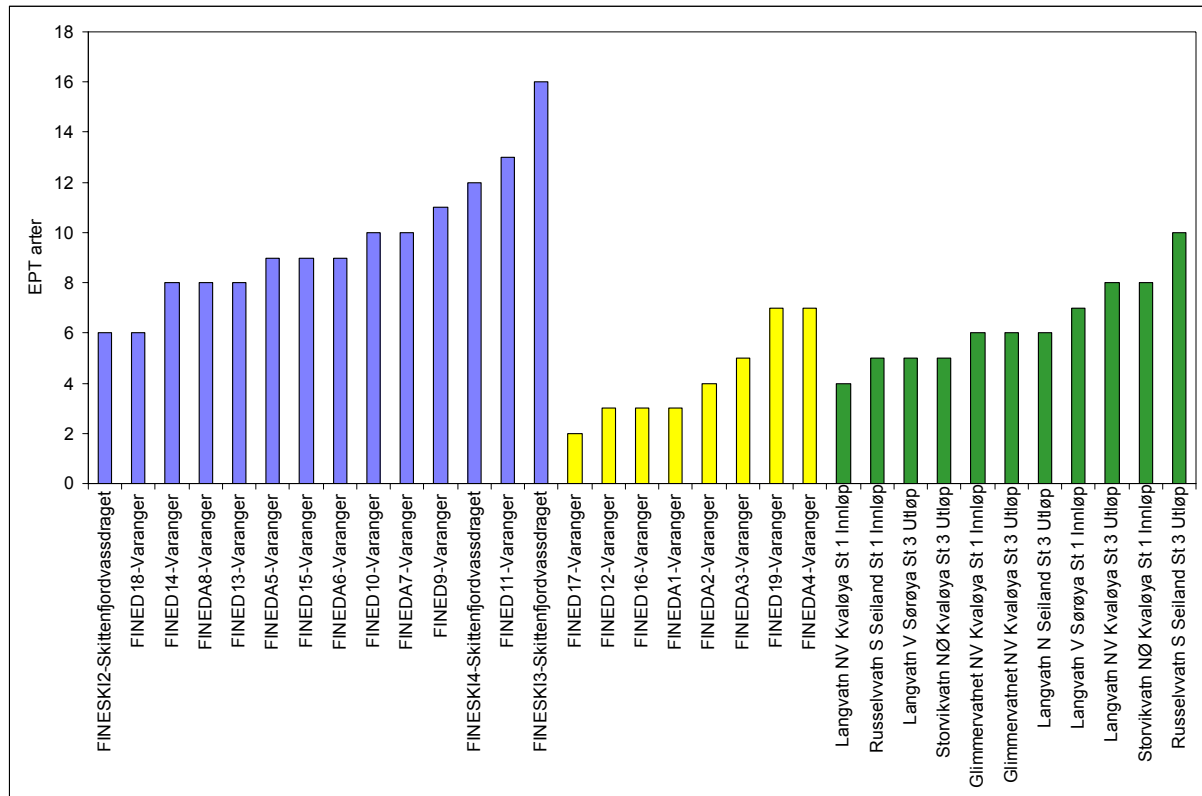
**Figur 8.** Hovedgrupper av bunndyr i prøver fra henholdsvis innløpselva/bekken, strandsonen og utløpselva/bekken.



**Figur 9.** Biologisk mangfold uttrykt som antall arter EPT (E:døgnfluer, P:steinfluer og T:vårfluer).

### Artsantall

Bunndyrmaterialet ble identifisert til hovedgrupper av organismer. Individuer i de tre hovedgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) ble så vidt mulig identifisert til art/slekt. Det biologiske mangfoldet på stasjonene er angitt ved antall arter/slekter innenfor disse tre gruppene (EPT). Høye verdier for EPT i Sør-Østlandet og Trøndelag ligger over 25 per prøve. Hva som er ”normalt” (referansen) er imidlertid avhengig av både hvor i Norge en er og hvilke fysisk-kjemiske miljøparametere som ellers er bestemmende for ”normalfaunaen”. F.eks. har Østlandet rikere fauna og flere arter enn Vestlandet og Nord-Norge, og ionerike vannkvaliteter flere arter enn ionefattige. EPT verdien er også noe avhengig av tidspunkt for prøvetaking. Vi kjenner ikke godt til hva som er normal EPT verdi i ytre deler av Finnmark. EPT arter i elver og bekker fra Varangerhalvøya, og Skittenfjordsvassdraget er satt sammen med EPT i elver og bekker fra denne undersøkelsen i figur **Figur 10**. De gule søylene viser bunndyrsamfunn som er vurdert som mye eller noe forsuringspåvirket.



**Figur 10.** EPT arter i bunndyrprøver fra Finnmark. Data fra Varangerhalvøya, Nordkinnhalvøya og foreliggende undersøkelse. Blått er ikke forsurede lokaliteter, gult er mer eller mindre forsuret, grønt er lokaliteter fra foreliggende undersøkelse.

### Mulige forsurings effekter - bunndyr

For vurdering av forsurening er det anvendt Raddums forsuringsindeks (Raddum I) (Raddum og Fjellheim, 1985, Fjellheim og Raddum, 1990). Den baserer seg på arters, eller også slekters toleranse i forhold til surt vann. Den har en 4-delt skala: 0 (sterkt



forsuringspåvirket bunndyrsmfunn), 0,25 (markert forsuringspåvirket), 0,5 (moderat forsuringspåvirket), og 1 (lite/ikke forsuringspåvirket bunndyrsmfunn).

Raddums forsuringindeks anvendt på bunndyrmaterialet fra de undersøkte lokalitetene antyder skader både i enkelte av innsjøene, og i noen av bekkene (**Tabell 7**). Det er viktig å merke seg at indeksen gir verdier før igangsettelse av aktivitet som kan tolkes som om det har foregått en forsuring. Vi forventer imidlertid ikke forsuringseffekter i disse områdene av landet, og resultatet kan komme av at ionestyrken i disse vannene er naturlig svært lav og at det pga klimatiske forhold normalt er en meget fattig fauna i innsjøen. Det er også andre forhold som kan gi redusert fauna slik som uttørring eller bunnfrysing i bekker og vannstandsendringer i innsjøer. Disse forholdene er nevnt for hver innsjø. Formålet med overvåkingen av bunndyr er å kartlegge om utslippene fra Melkøya kan gi forsuring av ferskvann i influensområdet. I denne sammenhengen er Raddums forsuringindeks er likevel nyttig på tross av at den allerede i dag antyder forsuringsskader fordi den kan brukes til å vurdere om det skjer endring i negativ retning i årene som kommer.

I Langvatn, N Seiland viser utløpsbekken vanlige bunndyrarter. Normalt vil vi derfor forventet at også de meget vanlige og forsuringfølsomme døgnfluene av slekten *Baetis* skulle finnes her. Det er vanskelig å gi en god årsak til at vi ikke finner den her.

I Langvatn, NV Kvaløy antyder Raddums forsuringindeks et skadet bunndyrsmfunn i innløpsbekken og innsjøen, men ikke forsuringsskade i utløpsbekken. Den vanligste arten/slekten som medfører ”ikke forsuret” (*Baetis sp*) i utløpsbekken er vanligvis ikke å finne i innsjøer. Bunndyrsmfunnet i strandsonen er for artsfattig til at forsuringindeksen kan anvendes på innsjøen. Innløpsbekken er liten og kan også være utsatt for uttørring/-bunnfrysing i løpet av året.

I Glimmervatnet, NV Kvaløya finner vi ikke forsuringsskade verken i innløps- eller utløpsbekken. Resultatet for strandsonen i innsjøen er sannsynligvis en reguleringseffekt.

I Storvikvatn, NØ Kvaløya antyder Raddums forsuringindeks et noe skadet bunndyrsmfunn i innsjøen. Bunndyrsmfunnet i strandsonen er imidlertid for artsfattig til at forsuringindeksen kan anvendes på innsjøen. Innløpselva eller utløpselva viser ingen skade.

I Russelvatn, S Seiland antyder indeksen noe skadet bunndyrsmfunn i innløpsbekken og i innsjøen, men ikke forsuringsskade i utløpselva. Innløpsbekken er en normal bekk med hensyn på størrelse og substrat, og burde derfor normalt inneholde en eller flere av de surhetsfølsomme artene fra slekten *Baetis* (som i de andre litt større bekkene til de andre innsjøene) Vi kan derfor ikke utelukke at bunndyrsmfunnet i innløpsbekken i perioder er påvirket av surt vann grunnet naturlig sur nedbør i et nedbørfelt med lav bufferevne.

Bunndyrsmfunnet i strandsonen er imidlertid for artsfattig til at forsuringindeksen kan anvendes på innsjøen.

Langvatnet, V Sørøya viser indeksen noe forsuringsskade i innsjøen, men ikke forsuringsskade i innløpselva eller utløpselva. Igjen er det lite trolig at det er en reell forsuringsskade i innsjøen, men at den reduserte indeksverdien er en effekt av artsfattig normalfauna.

**Tabell 7.** Raddums forsuringssindeks anvendt på materiale fra de undersøkte lokalitetene. Skala: 0, 0,25, 0,5 og 1, der 0 er sterk forsuringpåvirket bunndyrsamfunn og 1 er ikke/ubetydelig forsuret.

Lokalitet	Stasjon	Raddum Indeks I
Langvatnet, N Seiland	St 1 Innløp	Ikke prøver
	St 2 Strand	0
	St 3 Utløp	0,5
Langvatn, NV Kvaløya	St 1 Innløp	0,5
	St 2 Strand	0,5
	St 3 Utløp	1
Glimmervatnet, NV Kvaløya	St 1 Innløp	1
	St 2 Strand	0
	St 3 Utløp	1
Storvikvatn, NØ Kvaløya	St 1 Innløp	1
	St 2 Strand	0,5
	St 3 Utløp	1
Russelvatn, S Seiland	St 1 Innløp	0,5
	St 2 Strand	0,5
	St 3 Utløp	1
Langvatnet, V Sørøya	St 1 Innløp	1
	St 2 Strand	0,5
	St 3 Utløp	1

#### 5.4.1 Konklusjoner fra undersøkelser av bunndyr

- Artssammensetning viser vanlige, men få arter som også finnes i andre deler av landet.
- Artsantall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) er lavt i forhold til det meste av uforurensede lokaliteter ellers i landet.
- Økologisk tilstand i henhold til forsuringsvirkning er god eller meget god for stort sett alle utløpselver/bekker.
- Forsuringseffekter kan ikke påvises der andre årsaker til redusert fauna med sikkerhet ikke er til stede.
- Den videre overvåkingen av forsuringssituasjonen bør bare foregå i utløpselver/bekker og i innløpselver/bekker der det er sikkerhet for bekken tørker ut/bunnfryser i en eller flere perioder i løpet av året. Prøvetaking i strandsonen bør avsluttes i forhold til forsuringsovervåkingen.

## 5.5 Miljøgifter i fisk

### 5.5.1 Stabile isotoper

Det er kjent at enkelte miljøgifter biomagnifiseres i næringskjeden. Dette innebærer at konsentrasjonene øker med organismenes økende trofiske posisjon. I ferskvann er oftest fisk en topp-predator og fiskens diett er derfor avgjørende for dens trofisk posisjon. Fisk som spiser byttedyr langt nede i næringskjeden (bunndyr, plankton) vil ha en lavere trofisk posisjon enn fisk som har innslag av fisk i dietten. For å kunne sammenligne konsentrasjoner av miljøgifter i fisk fra ulike innsjøer er det viktig å ha kjennskap til de analyserte fiskenes trofiske posisjoner.

I vår undersøkelse ble fiskens trofiske posisjon bestemt ved hjelp av analyser av stabile isotoper av nitrogen (forskjellen mellom  $N_{14}$  og  $N_{15}$ ,  $\delta^{15}N$ ). Metoden baseres på at det skjer en fraksjonering mellom den tyngste nitrogenisotopen ( $N_{15}$ ) og den lettere ( $N_{14}$ ) i næringskjeden. Forskjellen mellom de to isotopene i akvatiske næringskjeder er beregnet til en økning i  $\delta^{15}N$  med ca. 3,4 ‰ for hvert hele trofisk nivå (Vander Zanden og Rasmussen 2001).

Resultatene fra undersøkelsene av stabile isotoper viste at de 10 utvalgte fiskene fra hver av innsjøene i all hovedsak lå innenfor samme trofiske nivå (**Tabell 16**, Vedlegg D). I enkelte av innsjøene var det likevel en forskjell i trofisk posisjon ( $\delta^{15}N$ ) på ca. 2 ‰ som tilsier en forskjell på i overkant av et halvt trofisk nivå. Årsaken til forskjellene i trofisk nivå er sannsynligvis forskjeller i fiskenes diett. Dietten endres ofte som en funksjon av alder og størrelse, ettersom stor fisk ofte har en diett som er annerledes enn dietten til mindre fisk.

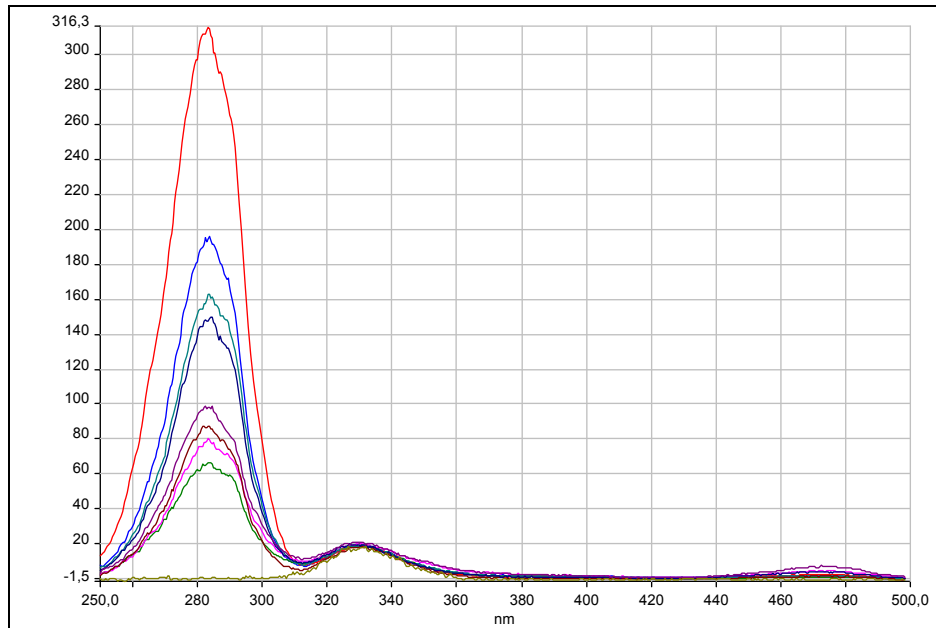
### 5.5.2 PAH i fisk

PAH nivåer i muskel fra fisk ble analysert i samleprøver bestående av 10 fisk fra hvert vann. Fisk har gode egenskaper til å metabolisere PAH og man kan derfor ikke forvente å finne høye nivåer i muskel. Prøvene ble analysert for 16 PAH (16 EPA) og i alle samleprøvene ble samtlige PAH forbindelser påvist (**Tabell 17**, Vedlegg D). Nivåene av  $\Sigma$ PAH varierte fra 2,9 til 7,2 ng/g vv. De høyeste nivåene ble funnet i røye fra Glimmervatn. PAH-nivåene var lave og sammenlignbare med de som er tidligere (1995 – 1996) ble målt i fisk fra innsjøer i Finnmark (Skotvold *et al.* 1997). Skotvold *et al.* (1997) rapporterte nivåer av  $\Sigma$ PAH i muske fra 4.4 til 13.7 ng/g vv. De lave nivåene av PAH i muskel målt i vår undersøkelse stemmer godt overens med de lave nivåene av PAH-metabolitter som ble funnet i galle fra de samme fiskene (se neste kapittel).

### 5.5.3 PAH metabolitter i galle

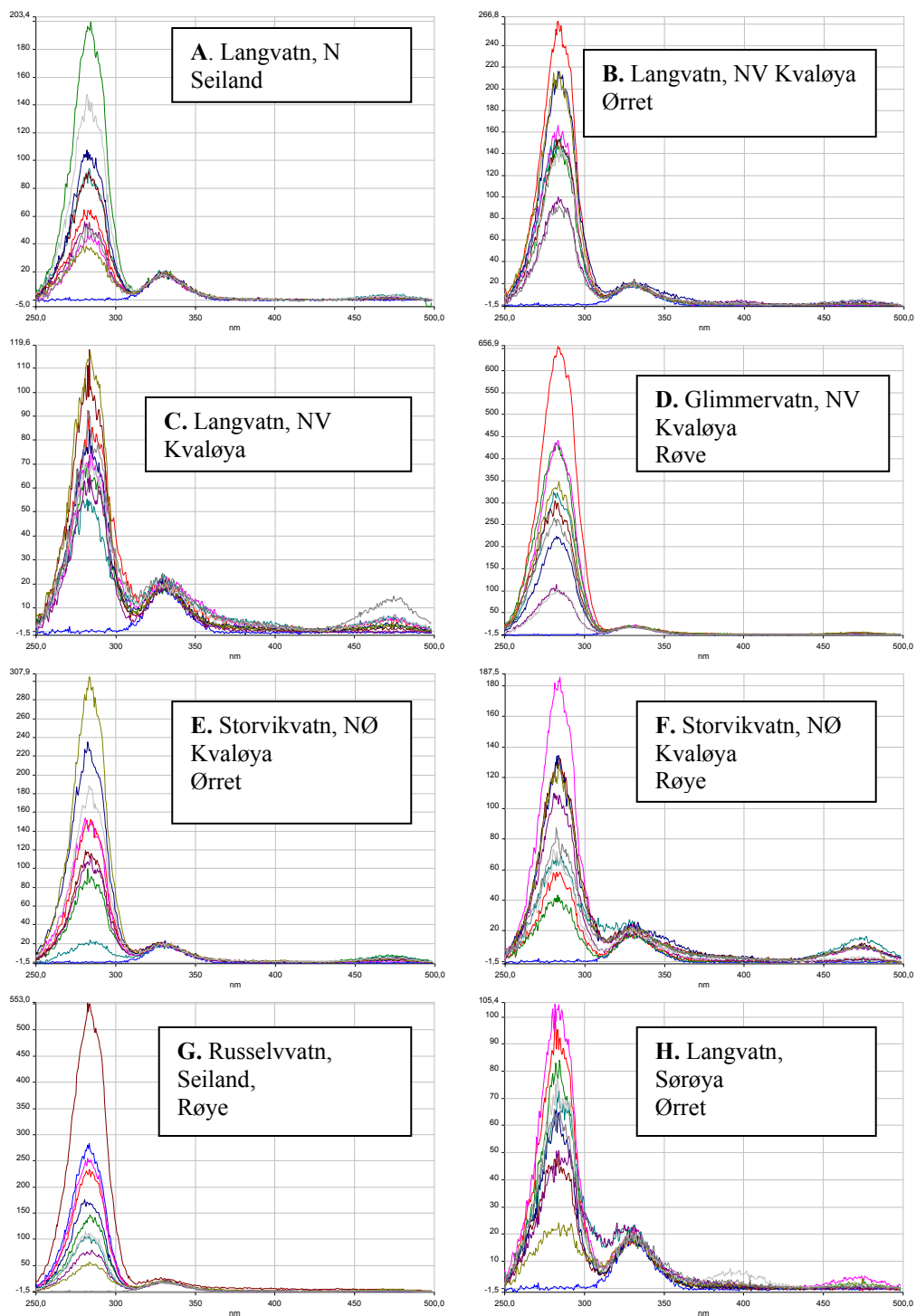
I **Figur 11** er gjennomsnittsspektra for hver innsjø presentert. For de innsjøene der både ørret og røye ble prøvetatt, er to spektra vist. Det ble detektert et signal i alle individene som ble testet. Dette signalet har høyest emisjonsintensitet ved 283 nm. Signalet som ble detektert ved 283 nm (eksitasjonsbølgelengde,  $\lambda_{eks}$ ) i alle prøvene som ble testet ligger nær  $\lambda_{eks}$  for naftalenmetabolitter (290/335 nm, se **Figur 13**). Dette signalet har imidlertid også blitt observert i blant annet polartorsk som er prøvetatt ulike steder på Svalbard med antatt lave bakgrunnsverdier for PAH (J. Nahrgang, ikke publiserte data). Siden endogene

forbindelser som kolesterol, progesteron og testosteron har FF-bølgelengder ved 280/305 nm (Hellou og Upshall 1995), kan signalet som ble observert skyldes endogene forbindelser. For å verifisere resultatene fra fluorescens screening ble fiskene med høyeste utslag ved 283 nm analysert ved HPLC-fluorencens. Resultatene fra disse undersøkelsene påvist ikke metabolitter av naftalen og det ble kun påvist PAH metabolitter over deteksjonsgrensene i noen av prøvene (**Tabell 8**). Et unntak var likevel metabolitter av fenantren (1-OH-Fenantren) som ble påvist i lave konsentrasjoner i 8 av 10 prøver. Det ble med andre ord ikke detektert topper i noen av prøvene som skulle tilsi at det var PAH-metabolitter tilstede og at fiskene var eksponert for PAH.



**Figur 11.** Gjennomsnittsspektra for de ulike innsjøene og de ulike artene. Rød = "Røye fra Glimmervatn, NV Kvaløya", blå = "Røye fra Russelvatn, S Seiland", blågrønn = "Ørret fra Langvatn, NV Kvaløya", mørk blå = "Ørret fra Storvikvatn, NØ Kvaløya", lilla = "Røye fra Storvikvatn, NØ Kvaløya", burgunder = "Ørret fra Langvatnet, N Seiland", magenta = "Røye fra Langvatn, NV Kvaløya", grønn = "Langvatn, Sørøya" og gulgrønn = blank. X-aksen angir eksitasjonsbølgelengden og Y-aksen angir emisjonsintensiteten.

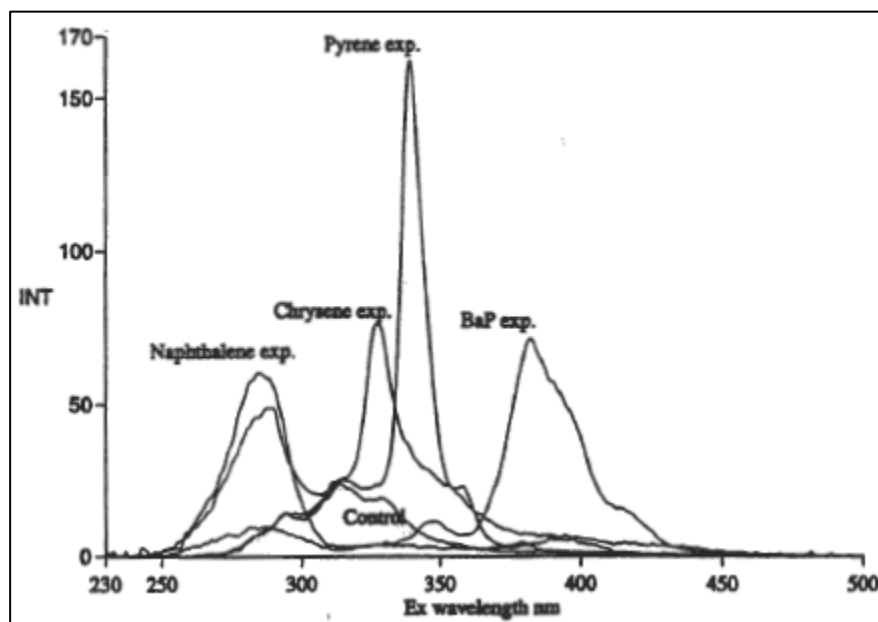
De ulike fluorescensspektra fra individene som ble testet sortert etter hvilken innsjø de ble prøvetatt i er presentert som rådata (**Figur 12**). Det ble observert stor variasjon i signalstyrken mellom individene som ble analysert, selv for forskjellige fisk i samme vann. Tidligere studier har understreket at fødestatus (*feeding status*) kan påvirke hvor konsentrert gallen er (Brumley *et al.* 1998). Dette kan igjen føre til tilsvarende stor variasjon i metabolitter funnet i galle, noe som kan forklare litt av variasjonen observert i denne studien. Dersom signalet som observeres skyldes steroide hormoner som for eksempel testosteron, kan kjønnsforskjeller være en annen forklaring på dette.



**Figur 12.** Resultatene fra hver enkelt innsjø presentert. A) Russelvatn, B) Glimmervatn, C) Langvatn, Sørøya, D) Langvatn Seiland, E) Langvatn, NV Kvaløya LK, art 1 F) NV Kvaløya LK, art 2, G) Storsvikvatn, art 1 H) Storsvikvatn art 2. Eksitasjonsbølgelengden angis av x-aksen og emisjonsbølgelengden angis av y-aksen. NB! Skalaen på y-aksen varierer.

**Tabell 8.** Analyser av PAH metabolitter ved hjelp av HPLC-flouorescens fra et utvalg fisk fra ulike innsjøer.

Innsjø	Art	Prøve nr	3-OH-Benzo(a)pyren	2-OH-naftalen	1-OH-fenantren	1-OH-pyren
Russelvatn	Røye	B11	< 2	< 20	2,3	< 1,2
Langvatn, N Seiland	Røye	LS 27	< 2	< 20	< 2	< 1,2
Langvatn, N Seiland	Røye	LS 40	< 2	< 20	4,7	< 1,2
Langvatn, V Sørøya	Ørret	L 43	< 2	< 20	9,4	1,4
Langvatn, V Sørøya	Ørret	L 52	< 2	< 20	10	< 1,2
Storvikvatn	Ørret	S 67	< 2	< 20	< 2	1,8
Storvikvatn	Ørret	S 74	< 2	< 20	2,9	1,4
Langvatn, NV Kvaløya	Ørret	LK 103	< 2	< 20	5,3	2,5
Glimmervatn	Røye	G 134	< 2	< 20	6,8	1,8
Glimmervatn	Røye	G 135	< 2	< 20	18	7,4



**Figur 13.** Synkrone fluorecensspektra fra galleprøver fra torsk eksponert for naftalen, krysen, pyren og benzo[a]pyren. Figuren viser at ulike forbindelser fluorescerer ved økende bølgelengder i samsvar med molekylstørrelse, i fra 2-ringede naftalenmetabolitter til 5-ringede benzo[a]pyren-metabolitter. Eksitasjonsbølgelengde på x-aksen og fluorecensintensitet på y-aksen. Hentet fra Aas et al. (2000).

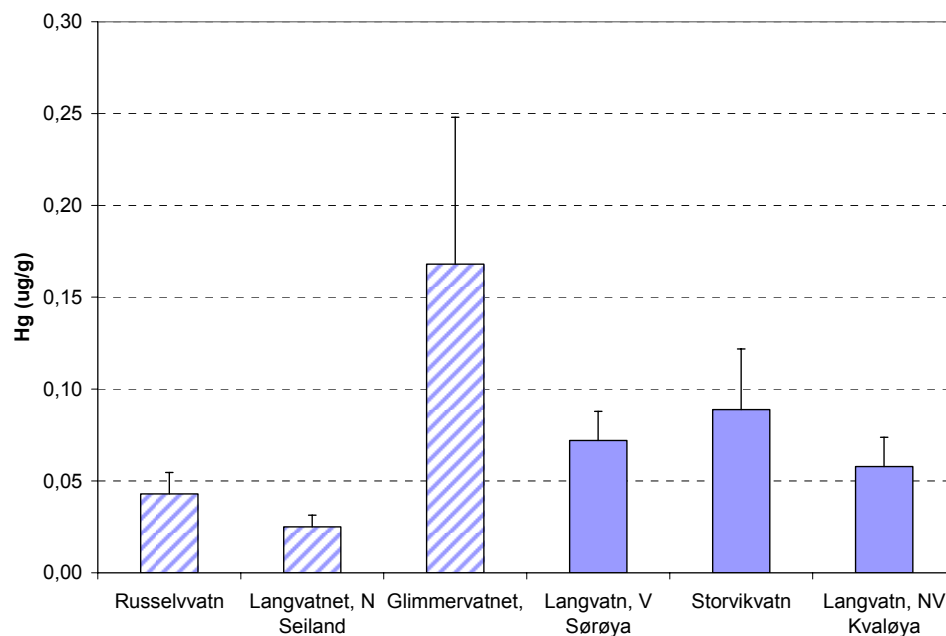
#### 5.5.4 Metaller og kvikksølv i fisk

Fra hvert vann ble det samlet inn prøver av muskel, nyre og lever fra fisk til analyser av 10 ulike metaller. For hvert vev ble det laget en samleprøve bestående fra 10 fisk. Det er kjent at metaller akkumulerer i lever og nyre fremfor i muskel og det var derfor bestemt at alle de 3 typer vev skulle analyseres for metaller.

Som forventet var metallnivåene i lever og nyre betydelig høyere enn det som ble funnet i muskelprøvene (**Tabell 9**). Metallkonsentrasjonene i fisk fra området rundt Melkøya var generelt sammenlignbare med nivåene målt i andre undersøkelser fra sub arktiske områder (Evans *et al.* 1998a og Evans *et al.* 1998b). Nivåene av kadmium og nikkel var imidlertid høyere i fisk fra innsjøene rundt Melkøya enn i røye og ørret fra Canadiske innsjøer (Evans *et al.* 1998a og Evans *et al.* 1998b). Tidligere undersøkelser fra Finnmark har vist at nivåene av nikkel i fisk er høy på grunn av utslipp fra smelteverkene i Nikel, Russland. Årsakene til de noe forhøyede nivåene av kadmium sammenlignet med Canada er ukjent. Det var generelt ingen store forskjeller i metallkonsentrasjoner i fisk fra de ulike innsjøene som inngikk i denne undersøkelsen. Nivåene av kobber varierte imidlertid betydelig fra 1,21 µg/g vv i lever fra røye i Langvatn på Kvaløya til 107 µg/g vv i lever fra ørret på Sørøya (**Tabell 9**). Årsaken til disse forskjellene er ikke klarlagt.

Kvikksølv er et grunnstoff som forekommer i lave konsentrasjoner i naturen. Atmosfærisk avsatt kvikksølv er generelt sterk assistert til sedimentets organiske fraksjon. Kvikksølv kan omdannes i innsjøene til giftig metylkvikksølv (Me-Hg) som er fettløselig og tas opp av planter og dyr. Me-Hg akkumulerer i organismer og biomagnifiseres i næringskjeden. De høyeste konsentrasjonene finnes derfor i topp-predatorer i akvatiske næringskjeder. De mest alvorlige skadevirkninger av kvikksølv er skader på nervesystemet, nyreskader og kontaktallergi. Me-Hg er svært giftig og høye konsentrasjoner av Me-Hg i fisk kan begrense bruken av ferskvannsfisk som matressurs. Det er stor oppmerksomhet rundt kvikksølv siden kvikksølv er svært giftig selv ved relativt lave konsentrasjoner.

For å få et godt grunnlagsmateriale ble det valgt å analysere muskelprøver fra 10 enkeltfisk fra hver innsjø for kvikksølv. I to av vannene (Langvatn, Kvaløya og Storvikvatnet) fantes både ørret og røye, men for å få et representativt grunnlagsmateriale for begge artene ble det valgt å analysere ørret fra disse innsjøene. Røye fra Russelvatn, Langvatn på Seiland og Glimmervatn, og ørret fra Langevatn på Sørøya, Storvikvatn og Langvatn på Kvaløya ble analysert for kvikksølv. Det var lave nivåer av kvikksølv (< 0,33 µg/g) i samtlige av de analyserte fisk. De høyeste nivåene ble funnet i røye fra Glimmervatn, mens de laveste nivåene ble funnet i røye fra Langvatn på Seiland (**Figur 14**). Den største variasjonen i kvikksølvnivåer mellom individer ble funnet i Glimmervatn. Årsaken til at de høyeste nivåene ble funnet i røye fra Glimmervatn er trolig at den analyserte fisken fra denne innsjøen var noe eldre enn fisken fra de andre innsjøene. Nivåene av kvikksølv i fisk fra denne undersøkelsen er sammenlignbare med nivåene målt i fisk fra arktisk og sub arktiske innsjøer i Canada (Evans *et al.* 2005). Konsentrasjonene av kvikksølv i fisken fra vår undersøkelse var lavere enn ”kostholdsgrensa” for fisk til konsum.



**Figur 14.** Nivåer (gjennomsnitt av 10 fisk) av kvikksølv ( $\mu\text{g/g}$  vv) i ørret og røye fra de 6 ulike innsjøene som inngikk i denne undersøkelsen, september 2006. Skraverte søyler indikerer røye og fargede søyler indikerer ørret.



**Tabell 9.** Nivåer ( $\mu\text{g/g}$  vv) av metaller i muskel, nyre og lever fra de 6 undersøkte innsjøene.

Innsjø	Art	Vev	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Russelvatn	Røye	Muskel	<0,05	0,002	0,0095	0,04	0,356		0,05	<0,02	<0,02	<0,02	3,47
		Nyre	<0,05	2,06	0,303	0,08	2,09	0,063	0,51	0,16	0,03	<0,02	25,4
		Lever	<0,05	0,554	0,158	0,15	15,7	0,043	1,34	s0,07	0,03	<0,02	43,4
Langvatn, N Seiland	Røye	Muskel	<0,05	0,002	0,0256	<0,04	0,247		0,05	<0,02	<0,02	<0,02	3,49
		Nyre	0,1	3,76	0,755	0,13	2,01	0,26	0,661	0,37	0,39	0,03	22,8
		Lever	0,12	0,78	0,193	0,16	15,2	0,088	1,3	0,1	0,09	0,02	36,3
Langvatn, V Sørøya	Ørret	Muskel	<0,05	<0,001	0,0128	0,1	0,335		0,07	<0,02	<0,02	<0,02	3,59
		Nyre	0,1	0,954	0,532	0,18	1,29	0,21	0,79	0,31	0,11	<0,02	46,1
		Lever	0,09	0,255	0,116	0,08	107	0,11	1,19	0,08	<0,02	<0,02	37,3
Storvikvatnet	Ørret	Muskel	<0,05	<0,001	0,0154	0,03	0,301		0,06	<0,02	<0,002	<0,02	4,5
		Nyre	<0,05	0,695	0,467	0,11	1,1	0,22	0,395	0,15	0,03	0,03	87
		Lever	<0,05	0,191	0,126	0,08	22,9	0,15	0,96	0,07	<0,02	<0,02	38,5
Storvikvatnet	Røye	Muskel	<0,05	0,005	0,0171	0,18	0,319	0,066	0,06	0,11	<0,02	<0,02	5,74
		Nyre	<0,05	3,98	0,875	0,06	2,18	0,22	0,33	0,08	0,03	<0,02	24,7
		Lever	<0,05	0,566	0,183	0,09	9,06	0,13	1,15	s0,05	<0,02	<0,02	34,7
Langvatn, NV Kvaløya	Ørret	Muskel	0,08	<0,001	0,0259	<0,05	0,372		0,11	0,02	<0,02	<0,02	3,92
		Nyre	<0,05	0,275	0,57	0,12	1,12	0,12	0,772	0,32	0,06	0,1	120
		Lever	<0,05	0,118	0,209	0,06	56,5	0,066	1,05	0,06	<0,02	<0,02	32,4
Langvatn, NV Kvaløya	Røye	Muskel	<0,05	<0,001	0,014	<0,04	0,259	0,081	0,08	0,02	<0,02	<0,02	4,19
		Nyre	<0,05	0,208	0,188	0,11	8,53	0,14	1,05	s0,04	0,03	0,07	31,7
		Lever	<0,05	0,697	0,546	0,22	1,21	0,19	0,403	0,18	0,03	0,03	24,1
Glimmervann	Røye	Muskel	<0,05	0,002	0,011	0,05	0,302		0,07	0,03	<0,02	<0,02	4,3
		Nyre	0,1	2,44	0,752	0,2	2,48	0,41	0,325	0,17	0,08	0,06	24
		Lever	0,05	0,39	0,104	0,07	15,3	0,28	1,09	0,04	0,03	0,05	31,6

## 5.6 Ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget

Det er kjent at sur nedbør kan ha negativ påvirkning på laksefisk og spesielt på de unge stadiene (yngel). Det var derfor lagt opp til yngelregistreringer på enkelte stasjoner (områder) av Repparfjordelva. Repparfjordelva er en stor og viktig lakseelv i nærområdet til Hammerfest. Basert på tidligere undersøkelser ble det valgt ut 5 stasjoner fra Enerbakk (St. 1) i den nedre delen av vassdraget til stasjon 5 som ligger om lag 20 km fra munningen. Alle stasjonene ble lagt på nedsiden av Fossen (fisketrapp).

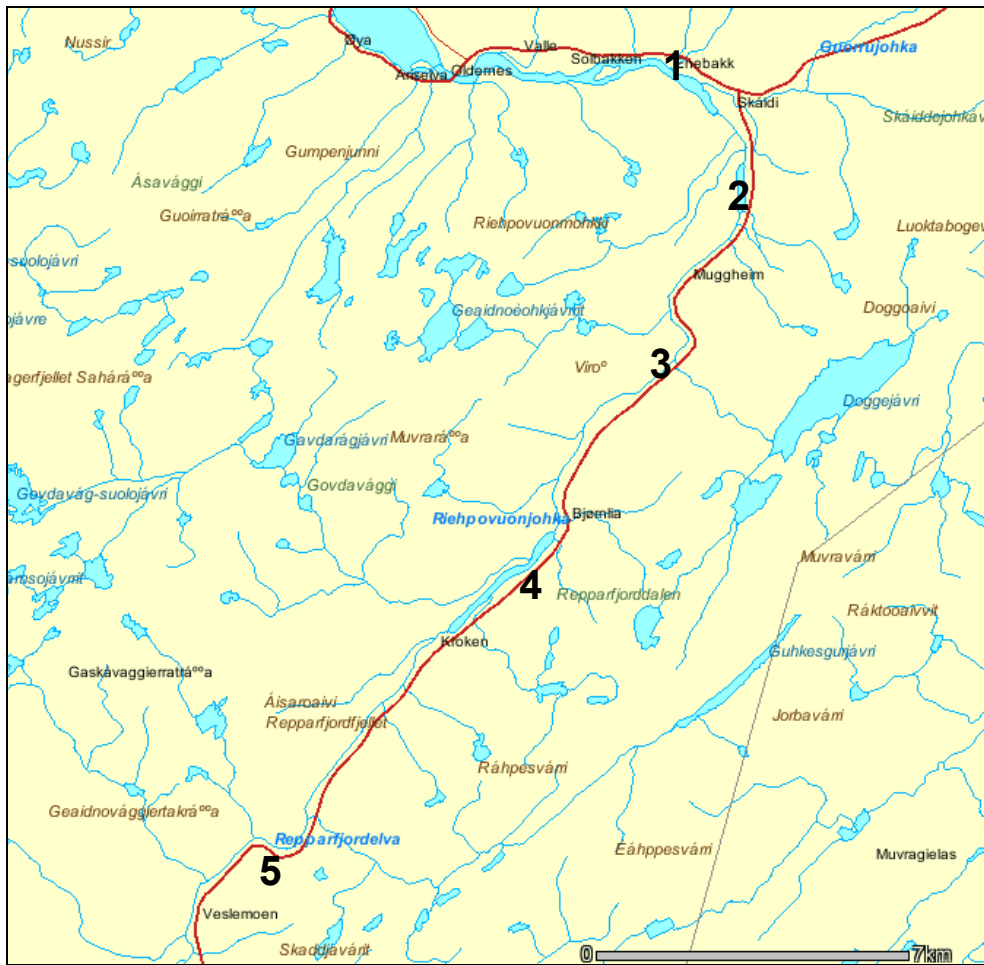
Størrelsen på stasjonene varierte fra 220 – 550 m<sup>2</sup>. Alle stasjonene ble fisket 3 ganger. Det ble registrert laksunger av ulike årsklasser på alle stasjoner. Totalt ble det fanget 274 yngel hvorav 269 laksyngel og 5 ørretyngel.

Tettheten av laksunger på de 5 stasjonene varierte fra 14,6 per 100 m<sup>2</sup> til 33,7 per 100 m<sup>2</sup>, noe som betraktes som lav til middels høy tetthet. Tettheten var høyest på de to øverste stasjonene. Tetthetene som ble observert er i denne undersøkelsen er noe lavere enn hva som ble funnet av Halvorsen i 1987 i de samme områdene av Repparfjordelva (Halvorsen, 1989). Årsakene til forskjellene i tetthet som ble observert mellom de to undersøkelsene kan skyldes flere faktorer. En viktig faktor er den naturlige variasjonen i laksebestandene som en følge av en rekke ulike faktorer i havet og i elva. Videre så kan bruken av ulike metoder for beregning av tetthet med henholdsvis en og tre overfiskinger føre til forskjeller i resultatet.

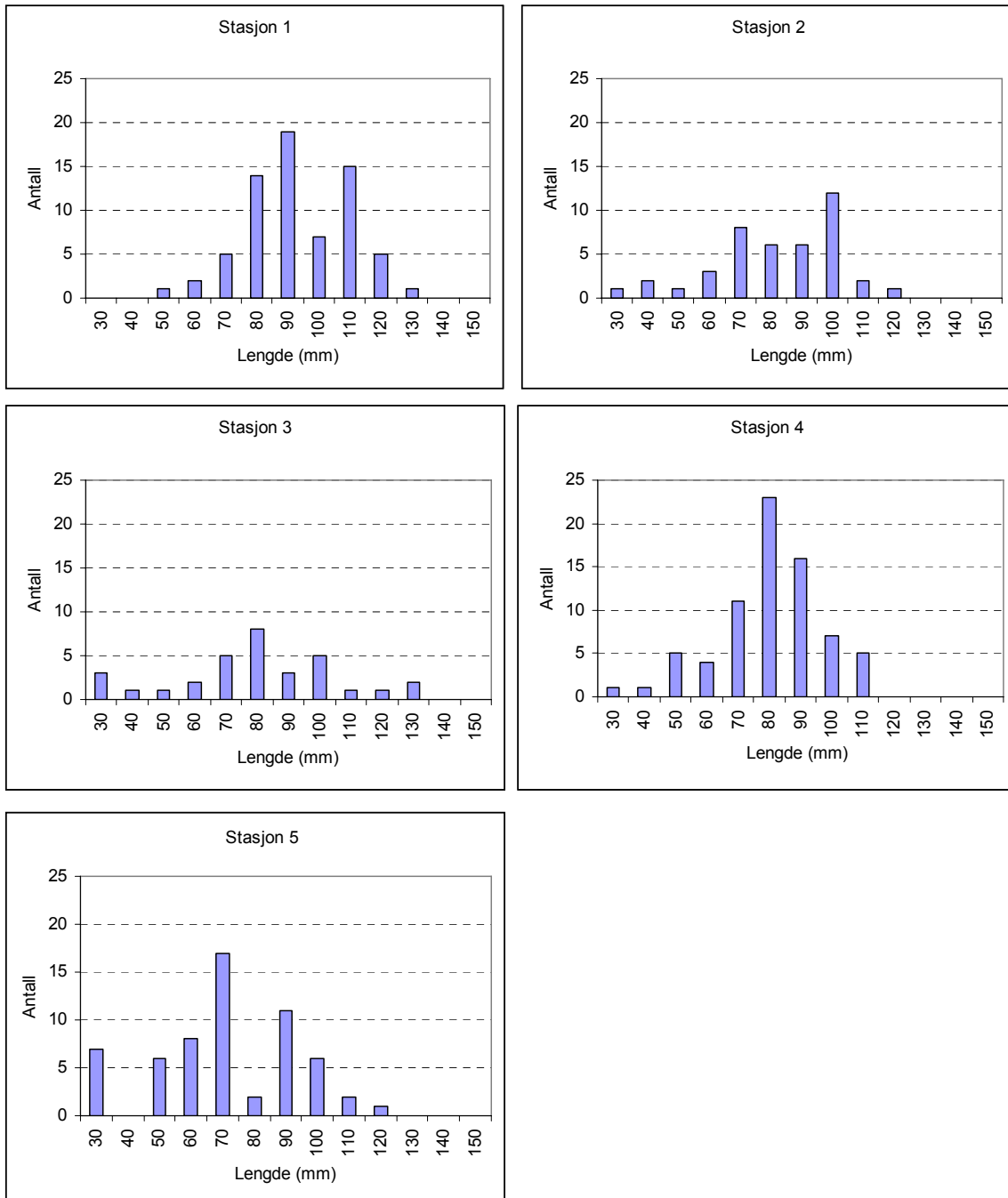
Det ble registrert laksyngel i lengdeintervallet fra 34 til 125 mm med et gjennomsnitt på 80,5 mm (**Figur 16, Tabell 10**). Gjennomsnittslengden var noe høyere på de nedre stasjonene og andelen årsyngel (0<sup>+</sup>) og ettåringer var klart høyest på stasjon 5. Det ble tatt ut 29 fisk for aldersavlesning med en lengdefordeling fra 37 til 125 mm. Resultatene av aldersavlesningen viste at materialet bestod av fisk fra 0<sup>+</sup> til 5<sup>+</sup>.

**Tabell 10.** Tabell som viser antall laksyngel fanget på hver stasjon, gjennomsnittlig, maksimums- og minimumslengde på laksungene samt antall laksunger per 100 m<sup>2</sup>. Arealet per stasjon er også angitt.

Stasjon	Antall fanget (n)	Gj.snitt lengde (mm)	Max lengde	Min lengde	Tetthet per 100 m <sup>2</sup>	Areal stasjon m <sup>2</sup>
1	69	97	122	51	18,5	550
2	42	86	123	39	14,6	375
3	32	84	125	35	15,8	230
4	73	84	116	39	30,1	490
5	60	76	122	34	33,7	220



*Figur 15. Kart over Repparfjordvassdraget med inntegnede el-fiskestasjoner.*



**Figur 16.** Lengdefordeling av laksunger ved 5 el-fiskestasjoner i Repparfjordelva september 2006.

## 6. Oppsummering og anbefalinger for videre overvåking

Basert på vår erfaring med feltarbeid og de resultatene vi har fått ved bearbeidelse av de innsamlede dataene har vi kommet fram til følgende anbefalinger (**Tabell 11**).

### **Vannkjemi**

Vannkemisk er alle innsjøene godt egnet for overvåking av eventuelle utslipp fra Melkøya. De er alle ionefattige, med relativ lav bufferkapasitet som er følsomme for endringer i surt nedfall. Innholdet av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) er så lavt i alle innsjøene at eutrofiering (overgjødning) av vannet som en følge av økt N-nedfall fra de planlagte aktivitetene, ansees som lite sannsynlig. Innholdet av tungmetaller var lavt i alle innsjøene.

### **Sedimentkjemi**

Alle innsjøene har gode sedimentbassenger og ga gode sedimentkjerner. Følgelig er de godt egnet for senere oppfølging av sedimentkjemi.

### **Vannplanter**

Av de undersøkte innsjøene er det bare 3 som egner seg til å vurdere effekter på vannvegetasjon. Dette er Langvatn, NV Kvaløya, Storvikvatn, NØ Kvaløya, og Russelvatn, S Seiland. Langvatnet, V Sørøya, hadde svært lite vegetasjon og er derfor en noe tvilsom lokalitet. Langvatnet, N Seiland, og Glimmervatnet, NV Kvaløya, egner seg ikke for å studere eventuelle effekter på vannvegetasjon.

For vannplanter står vi altså igjen med 3 brukbare innsjøer, samt en noe tvilsom. Hvis det er ønskelig å komplettere disse bør man konsentrere seg om innsjøer som ligger lavere enn ca. 150 moh.

### **Bunndyr**

Bunndyr er en organisme som er svært følsom for endringer i forsuringssituasjonen og er derfor en organismegruppe som er svært nyttig å overvåke. I de undersøkte innsjøene med innløps- og utløpsbekker er det ikke å forvente å finne forsuringsskader med den vannkemien vi har i dag. Resultatene fra undersøkelser av bunndyr i de seks lokalitetene i 2006 viser at ved bruk av den tradisjonelle forsuring-indeksen (Raddum indeksen) kommer bunndyrsamfunnen i strandsonen ut som ”forsuringsskadet”. Tilsvarende får vi lave forsuring-indekser for innløp og utløpsbekken til Langvatn, N Seiland, og innløpet til Langvatn, NV Kvaløya. Det foreliggende resultatet antyder at den anvendte forsuringindeksen ikke er godt nok tilpasset de normale biologiske forholdene i innsjøer med naturlig forholdsvis få arter. Det betyr at forsuringfølsomme arter ikke er til stede i strandsonen i innsjøen 1) på noe tidspunkt, eller 2) at de er tilstede, men i så lite antall at de ikke kommer med i prøvene, eller 3) at de er tilstede på andre tidspunkt enn ved denne prøvetakingen. Vi foreslår derfor at strandsonen i alle innsjøene tas ut av framtidig overvåking, samt at innløp og utløpsbekken til Langvatn, N Seiland, og innløpet til Langvatn, NV Kvaløya tas ut.

### **Miljøgifter i fisk**

Nivåene av miljøgifter (PAH, metaller og kvikksølv) var i hovedsak lav i alle innsjøene. Ingen av innsjøene er påvirket av lokal forurensningen, men kun fra lufttransportert forurensning. De undersøkte innsjøene er viktig vann for rekreasjonsfiske, i hovedsak for lokalbefolkningen, men enkelte av vannene er kjent som gode fiskevann og benyttes derfor også av tilreisende. Alle innsjøene er godt egnet til bruk i videre overvåking av miljøgifter i fisk.

### **Forsuringsundersøkelser i et laksevassdrag**

Det er vist at forsuring kan ha sterk negativ påvirkning på fisk. Det er de unge stadiene av fisk (yngel) som er mest utsatt ved forsuring og da spesielt for fiskearter hvor yngelen oppholder seg i bekker eller elver de første leveårene. Dette vil for eksempel være for laks eller ørret. Ved å kartlegge tetthet av yngel samt lengdesammensetning på et utvalg stasjoner i Repparfjordelva vil en kunne dokumentere status og eventuelle endringer over tid. Repparfjordelva er et av de viktigste laksevassdragene i regionen og egner seg svært godt til overvåking.

### **Anbefalinger og forslag**

Vi foreslår at det vannkjemiske programmet, det sedimentkjemiske programmet og undersøkelser av miljøgifter i fisk, samt ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget fortsetter i de samme lokalitetene som er undersøkt hittil.

For bunndyr foreslår vi også å fortsette i de samme lokalitetene, med unntak av Langvatn N Seiland. Vi foreslår også å kutte ut strandsonen i alle innsjøene.

For vannvegetasjon foreslår vi å kutte ut de tre lokalitetene som er ansett for uegnet til overvåking av vannvegetasjon. De to alternativene vi har er at vannvegetasjon for fremtiden kun undersøkes i tre lokaliteter, alternativt er at vi velger ut tre nye lokaliteter hvor vi kun gjør undersøkelser av vannvegetasjon, samt vannprøver.

For vannvegetasjon foreslått vi i så fall at Langvatnet, N Seiland byttes ut med det nærliggende Ersvikvatnet (68 moh) mens Langvatnet på Sørøya byttes ut med f.eks. Straumsvatnet (140 moh) ca. 5 km nordøst for Langvatnet. På Kvaløya finnes det enkelte små mulig brukbare innsjøer like øst og nordøst for Hammerfest. Disse ligger i et område med noe mer kalkrik berggrunn hvor økt nitrogentilførsel muligens kan gi en gjødslingeffekt.

Hvis vi velger nye innsjøer for fremtidig overvåking møter vi på to problemer: 1. Hvis vi ikke prøvetar disse i 2007 vil vi mangle gode "før-data", som jo er hensikten med hele grunnlagsundersøkelsen, og 2. vi greier ikke å få til det som var ett av hovedønskene ved utvelgelse av lokaliteter, nemlig at alle undersøkelser skulle utføres i de samme innsjøene.

Dette er en problemstilling vi må diskutere med oppdragsgiver.

**Tabell 11.** Oppsummering av lokalitetenes egnethet for videre overvåking

Innsjønavn		Vannkjemi	Sedimentkjemi	Vennvegetasjon	Bunndyr	Miljøgifter i fisk
Langvatnet, N Seiland	St 1 Innløp				Ikke egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Ikke egnet	
Langvatn, NV Kvaløya	St 1 Innløp				Ikke egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Egnet	
Glimmervatnet, NV Kvaløya	St 1 Innløp				Ikke egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Egnet	
Storvikvatn, NØ Kvaløya	St 1 Innløp				Egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Egnet	
Russelvatn, S Seiland	St 1 Innløp				Egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Egnet	
Langvatnet, V Sørøya	St 1 Innløp				Egnet	
	St 2 Strand	Egnet	Egnet	Ikke egnet	Ikke egnet	Egnet
	St 3 Utløp				Egnet	

## 7. Refranseliste

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J.** 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-Veiledning 97:04.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J.** 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9 – 43.
- Brumley, C.M., Haritos V.S., Ahokas, J.T. and Holdway D.A.** 1998. The Effects of Exposure Duration and Feeding Status on Fish Bile Metabolites: Implications for Biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 39: 147-153.
- Evans, M.S., Lockhart, W.L. and Klaverkamp, J.** 1998a. Metal studies of water, sediments, and fish from Resolution Bay area of Great Slave lakes: studies related to decommissioned Pine Point mine. National Water Research Institute series, Saskatoon: National Water Research Institute.
- Evans, M.S., Muir, D., Lockhart, W.L. and Stern, G.** 1998b. Metal and persistent organic pollutants (OC) concentrations in four species of predatory fish from Resolution Bay area of Great Slave lakes: summer 1996 studies. National Water Research Institute series, Saskatoon: National Water Research Institute.
- Evans, M.S., Muir, D., Lockhart, W.L., Stern, G., Ryan, M. and Roach P.** 2005. Persistent organic pollutants and metals in freshwater biota of Canadian subarctic and Arctic: an overview. *The Science of the Total Environment*. 351-352: 94-147.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G.** 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.
- Fylkesmannen i Finnmark 2003.** Forslag om opprettelse av Seiland nasjonalpark. Høringsdokument.
- Halvorsen, M. 1989.** En effektstudie av laksetrappene i Finnmark. Rapport nr. 23 Fylkesmannen i Finnmark, miljøvernavdeling.
- Hellou, J. and Upshall, C, 1995.** Monocyclic aromatic hydrocarbons in bile of flounder exposed to petroleum oil. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 60: 101-111
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I. og Brakke, D.F.** 1988. Lake acidification in Norway-present and predicted chemical status. *AMBIO* 17, 259-266-
- Hindar, A., Moy, F., Bækken, T., Mjelde, M., Nilsen, J.P. og Kroglund, T. 2005.** Forvaltning av mindre vassdrag i lys av Vannrammedirektivet – Gjevingevassdraget i Tvedestrand. NIVA-rapport lnr. 5041-2005.
- Lid, J. og Lid, D.T.** 2005. Norsk flora. 7. utg. R. Elven. Det norske samlaget. Oslo
- Lindstrøm, E-A., Brettum, P., Johansen, S.W. og Mjelde, M.** 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Tålegrenser for forsuring. Effekter av kalking. NIVA-rapport lnr. 4821-2004.
- Mjelde, M.** 2005. Vansjø-Hobøl-vassdraget. Økologisk status for vannvegetasjon i 2004. NIVA-rapport lnr. 5036-2005.



- Mjelde, M. og Brettum, P.** 2006. Eutrofitilstand og tilgroing i Åsjo i Lom. NIVA-rapport 5309-2006.
- Molvær, J. Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J.** 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-Veiledning 97:03.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A.** 1985. Regionale Evertebratundersøkelser. - Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984. SFT rapport nr. 201/85. 190 pp.
- Rognerud, S. og Fjeld, E.** 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *AMBIO* 30: 11-19.
- Schartau, A.K., Brettum, P., Fiske, P., Hesthagen, T., Johansen, S.W., Mjelde, M., Raddum, G., Skjelkvåle, B.L., Saksgård, R. og Skancke, L.B.** 2006. Referansevassdrag for effektstudier av sur nedbør. Kjemiske og biologiske forhold i Bondalselva og Visavassdraget, Møre og Romsdal, 2002-2006. - NINA Rapport 199.
- Skjelkvåle, B.L. Henriksen, A. Faafeng, B. Fjeld, E. Traaen, T.S. Lien, L. Lydersen, E. og Buan, A.K.** 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn. 677/96, Statlig program for forurensningsovervåking Rapport.
- Skotvold, T. Wartena, E. and Rognerud, S.** 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. SFT rapport 688/97.
- Vander Zanden, J. and Rasmussen, J.B.** 2001. Variation of  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic fractionation: Implications of aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.* 46: 2061-2066.
- Aas, E., Beyer, J. and Goksøyr, A.** 1998. PAH in Fish Bile Detected by Fixed Wavelength Fluorescence. *Marine Environmental Research* 46: 225-228.
- Aas, E., Beyer, J. and Goksøyr, A.** 2000. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polyaromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. *Biomarkers* 5: 9-23.

## Vedlegg A. Analysemetoder

### Analysemetoder for vannkjemi og metoder for kvalitetssikring

Alle de vannkjemiske analysene er utført på NIVAs akkrediterte laboratorium.

Parameter		Enhet	NS Norsk Standard
Konduktivitet (ledningsevne)	Kond	mS/m 25C	NS-ISO 7888
Surhet	pH		NS 4720
Alkalitet	Alk	Mmol/L	NS-ISO 9963-1
Kalsium	Ca	mg/L	NS-EN-ISO 14911
Magnesium	Mg	mg/L	NS-EN-ISO 14911
Natrium	Na	mg/L	NS-EN-ISO 14911
Kalium	K	mg/L	NS-EN-ISO 14911
Klorid	Cl	mg/L	NS-EN ISO 10304-1
Sulfat	SO <sub>4</sub>	mg/L	NS-EN ISO 10304-1
Nitrat	NO <sub>3</sub> -N	µg N/L	NS-4745
Total organisk karbon	TOC	mg C/L	NS-EN 1484
Reaktiv og ikke labil aluminium	Al/R, Al/II	µg/L	Ikke standardisert
Ammonium	NH <sub>4</sub> -N	mg N/L	NS-EN ISO 14911
Total nitrogen	Tot-N	mg N/L	NS 4743
Total fosfor	Tot-P/L	mg P/L	NS 4725

Alle analysedata kvalitetskontrolleres ved å beregne balansen mellom negative og positive ioner. Ionebalansen i vann er gitt ved:

$$\Sigma \text{ladning av kationer } [\mu\text{ekv L}^{-1}] = \Sigma \text{ladning av anioner } [\mu\text{ekv L}^{-1}]$$

$$\begin{aligned} & \Sigma [\text{H}^+] + [\text{Al}^{3+}] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+] \\ & = \Sigma [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] \end{aligned}$$

vi får da at:

$$\begin{aligned} \text{ANC} &= ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]) \\ \text{ANC} &= \Sigma \text{basekationer} - \Sigma \text{sterke syrers anioner} \end{aligned}$$

Av de sterke syreanionene, er Cl det mest mobile og følger vanligvis vannet gjennom nedbørfeltet slik at  $\text{Cl}_{\text{inn}} = \text{Cl}_{\text{ut}}$ . Hovedkilden til klorid er sjøsalter som tilføres nedbørfeltet gjennom våt og tørr deposisjon. Ved å bruke forholdet mellom klorid og de andre ionene i sjøvann, kan man derfor beregne bidraget fra ikke-marine kilder i avrenningsvannet. Det gjøres ved følgende ligninger:

$$\begin{aligned} [\text{Ca}^{2+}]^* &= [\text{Ca}^{2+}] - 0.037 * [\text{Cl}^-] \\ [\text{Mg}^{2+}]^* &= [\text{Mg}^{2+}] - 0.196 * [\text{Cl}^-] \\ [\text{Na}^+]^* &= [\text{Na}^+] - 0.859 * [\text{Cl}^-] \\ [\text{K}^+]^* &= [\text{K}^+] - 0.018 * [\text{Cl}^-] \\ [\text{SO}_4^{2-}]^* &= [\text{SO}_4^{2-}] - 0.103 * [\text{Cl}^-] \end{aligned}$$

I tabellene er sjøsaltkorrigerede verdier av SO<sub>4</sub> (ikke-marin sulfat i µekv L<sup>-1</sup> (ESO<sub>4</sub>\*)), Ca+Mg (ikke-marine basekationer i µekv L<sup>-1</sup> (ECM\*)) og Na (ikke-marin natrium i µekv L<sup>-1</sup> (ENa\*)) inkludert. Sjøsaltkorrigerede verdier er alltid merket med \*.

## **Analysemetoder for sporelementer i vann og sedimenter**

### **Forbehandling og oppslutning**

Prøvene homogeniseres og siktes for å fjerne partikler over 0,1 millimeter. Homogeniserte prøver oppsluttes i autoklav (120gr C, 2 atmosfære i 30 min) med salpetersyre ihht Norsk Standard 4770. Dette er den mest benyttede metode for oppslutning av sedimenter, og løser en fraksjon som vanligvis varierer fra 50 % til 100% avhengig av bindingsform og syreløslighet av det enkelte metall. Metoden er benyttet til alle de vanligste undersøkelsene av metaller i innsjø sedimenter, og regnes for å gi bedre beskrivelse av det antropogene bidraget av metaller i sedimenter enn bruk av totaloppslutninger (der bidraget fra mineral partikler fra den lokale berggrunnen også kommer med).

### **Analyse med HR-ICP-MS**

Høyoppløsende ICP Masse Spektrometri (High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) er en videreutvikling av ICPMS teknologien. Vi benytter instrumentet Element 2 fra Thermo Finnigan, der det høyoppløsende massespektrometer separerer bort molekyl ioner som ellers skaper problemer i vanlig ICPMS. HRICPMS er den mest følsomme analyseteknikk for metaller med deteksjonsgrenser i pg/L til ng/L området, tilsvarende metallkonsentrasjoner i sedimenter til under ng/g området. NIVA benytter et multielementprogram som måler opptil 68 grunnstoff, der analysemetoden er optimalisert for å fjerne de vanligste molekylionene ved bruk av MR (Medium Resolution på 3000) og HR (High Resolution 10000). Kalibreringer foretas med multistandarder med samme konsentrasjon av syre (matrix matched) som i prøvene. 5 interne standarder benyttes for å kompensere for variasjon i ionisasjons/nebuliser-effektivitet og variasjoner i respons over masseområdet fra 5 til 240. Når kvikksølv også skal bestemmes, tilsettes prøvene en stabiliseringsreagens som fjerner de vanligste analyseproblemer for dette metallet (memory- og carry-over effekter fra prøve til prøve og ionisasjons effekter i plasma).

### **Kvalitetssikring**

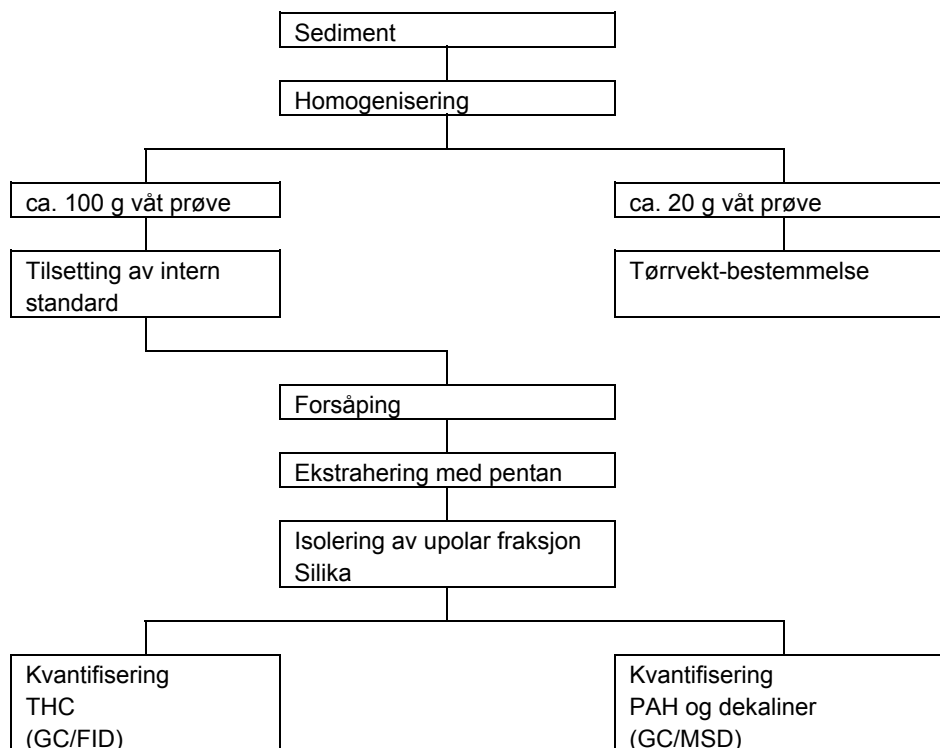
Det benyttes en rekke sertifiserte referansematerialer for å kontrollere kvaliteten på målingene. Dette omfatter NRC-INMS (National Research Council Canada - Institute for National Measurement Standards, <http://inms-ienm.nrc-cnrc.gc.ca>) MESS-3 og HISS-1 Marine Sediment Reference Materials samt en NIVA utviklet intern sedimentprøve fra Bjørvika, Oslo havn. Det tas også regelmessig tester av en del andre referanse prøver. NIVA deltar også 2-4 ganger i året i det internasjonalt anerkjente interkalibrerings-programmet Quasimeme for metaller i sedimenter. Her oppnår NIVA resultater som ligger innenfor aksepterte usikkerhet for målinger av de prioriterte tungmetallene.

## **Analysemetoder for PAH-analyser i sedimenter**

Analyser av totalt organisk materiale (TOM) i sedimentet ble utført av Unilab Analyse AS. Omtrent 20 g vått sediment ble veid inn i porselensdigler med kjent vekt. Sedimentet ble tørket i ovn ved 105°C til konstant vekt og deretter brent ved 550°C i 2 timer. Vekttapet i prosent etter forbrenning ble så beregnet som beskrevet i NS 4764.

### **Hydrokarbonanalyser**

Hydrokarbonanalyser ble utført på ekstrakter fremstilt etter lutkoking som vist i flytskjemaet under.



### Homogenisering

Hver enkelt våt sedimentprøve ble grundig omrørt med en stålskje før bruk.

### Forsåping

Omtrent 80 g homogenisert sediment ble veid inn i en grundig rengjort 250 ml enhalset rundkolbe. Metanol (100 ml), kaliumhydroksyd (3 g) og noen koksteiner ble tilsatt sammen med 1,0 ml av en løsning som inneholdt ca. 1,0 µg/ml av de interne standardene naftalen-d<sub>8</sub>, bifenyl-d<sub>10</sub>, antracen-d<sub>10</sub>, fenantren-d<sub>10</sub>, pyren-d<sub>10</sub>, krysen-d<sub>12</sub> og perylen-d<sub>12</sub>. Blandingen ble deretter refluksert i 1,5 t.

### Ekstrahering

Metanolløsningen ble avkjølt til romtemperatur før oppløste hydrokarboner ble ekstrahert med pentan uvasol (2 x 25 ml) i en skilletrakt. Ekstraktene ble kombinert og totalvolumet ble redusert til ca. 0,5 ml ved hjelp av en rotavapor (badtemperatur 22 °C).

### Opprensing

Ekstraktene ble rensert opp ved hjelp av kolonnekromatografi med Bond Elut fast fase ekstraksjonskolonner med 500 mg silika. Den oppkonsentrerte prøven ble kvantitativt overført til kolonnen og petroleumskomponentene ble eluert med 3 x 2 ml pentan uvasol og deretter med 2 ml diklormetan uvasol. Til slutt ble eluatet oppkonsentrert til ca. 1 ml ved hjelp av rotavapor (badtemperatur 22 °C) og overført kvantitativt til et prøveglass. Prøven ble oppkonsentrert til nesten tørrhet ved hjelp av høyrenset nitrogen, deretter ble 100 µl isooktan uvasol tilsatt og prøveglasset ble forseglett. Alle prøvene ble lagret under -16 °C inntil analysene ble utført.

### Kvantitative analyser av aromatiske og bisykliske, alifatiske hydrokarboner

Innholdet av aromatiske og bisykliske, alifatiske hydrokarboner ble bestemt ved hjelp av GC/MSD operert i EI/SIM modus (UNESCO, 1982; Klungsoyr *et al.* 1988). Utstyrsdetaljer og analysebetingelser er sammenfattet i tabellen under.

Utstyrsdetaljer og analysebetingelser for GC/MSD analyser av sedimentekstrakter.

---

GC/MSD System:	Hewlett-Packard MS 5971 med Hewlett-Packard 5890 gasskromatograf og Hewlett-Packard G 1034 B programvare for Chem Station
Kolonne:	HP-5 MS, 30 m, 0,25 mm ID, df=0,25 µm
Injektor temp.:	280°C
Detektor temp.:	280°C
Temp. program:	50°C (2 min) - 30°C /min - 100°C - 6°C /min - 230°C(2 min) - 30°C /min - 280°C (18 min)
Bæregass:	He, 1 ml/min.
Injeksjon:	1 µl splittløs i 60 s
Ionisering:	EI 70 eV
Ionkildetemp.:	171°C

---

Ett karakteristisk ion for hver forbindelse ble tatt opp, i tillegg til molekylionene til interne standarder.

Responsfaktorene under våre analytiske betingelser ble bestemt ved hjelp av krystallinske standarder der disse var tilgjengelige. Renheten av alle standarder ble bestemt ved hjelp av GC/FID.

Polynukleære aromatiske hydrokarboner i henhold til EPA-listen med 16 utvalgte 2-6 ring forbindelser ble levert fra Supelco Inc. (kat. nr. 4-7351, EPA 6120-N Polynuclear Aromatic Hydrocarbons kit).

Følgende NPD-forbindelser ble benyttet for bestemmelse av responsfaktorer: 2-Metylnaftalen: Merck 806074. 1,5-Dimetylnaftalen: Fluka 40800. 1,6,7-Trimetylnaftalen: Chiron Laboratories A.S, 080613, 0.5 mg/ml i isooktan. 1-Metylfenantren: Aldrich 260177. 3,6-Dimetylfenantren: Synteseprodukt.

Karakterisert ved GC/FID,  $^1\text{H}$  og  $^{13}\text{C}$  NMR samt fullt scan massespekter. 1,2,9-Trimetylfenantren:

Chiron Laboratories A.S, 078417, 0,5 mg/ml i isooktan. Dibenzotiofen: Merck 820409. 4-

Metyldibenzotiofen: Synteseprodukt. Karakterisert ved GC/FID,  $^1\text{H}$  og  $^{13}\text{C}$  NMR samt fullt scan massespekter. *n*-oktylsykloheksan: cas. nr. 1795-15-9. På grunn av manglende tilgjengelighet av standarder for C2- og C3-dibenzotiofener ble responsfaktoren for C1-dibenzotiofener anvendt.

Ved kvantifisering av dekaliner benyttes *n*-oktylsykloheksan for bestemmelse av responsfaktorer.

Konsentrasjonen av hver enkelt forbindelse ble korrigert for bidrag fra blindprøver.

## Vedlegg B. Vann- og sedimentkjemi

**Tabell 12.** Hovedelementkjemi i de seks undersøkte innsjøene. 3 av prøvene er også prøvetatt i 2005. Prosentiler for 116 innsjøer prøvetatt høsten 1995 i Finnmark (Skjelkvåle *et al.* 1996) er vist for sammenligning.

Navn	Date	KOND mS/m	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO <sub>3</sub> -N µg/l N	ALK µEq/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l	TOC mg/l C	TOTN µg/l N	NH <sup>4</sup> -N µg/l N	TOTP µg/l P	H+ µEq/l	ANC µEq/l	CM* µEq/l	ES04* µEq/l	ENa* µEq/l
Langvatnet, N Seiland	19.09.2005	5.56	6.32	0.88	1.02	7.38	0.34	12.72	3.27	<1	22	6	6	0	0.74	60	<5	2	0.48	31	44	31	13
Langvatnet, N Seiland	20.09.2006	5.58	6.16	0.96	1.05	7.34	0.35	12.80	3.31	<1	24	6	<5	1	0.59	70	6	1	0.69	32	50	32	9
Langvatn, NV Kvaløya	23.09.2006	5.70	6.78	2.43	1.03	6.68	0.54	10.70	3.13	<1	116	6	<5	1	1.2	116	11	2	0.17	143	136	34	31
Glimmervatnet, NV Kvaløya	28.07.2006	4.12	6.54	1.52	0.68	4.99	0.38	8.52	2.04	2	60	<5	<5	0	0.6	65	5	2	0.29	76	76	18	11
Glimmervatnet, NV Kvaløya	23.09.2006	4.13	6.58	1.66	0.72	5.05	0.39	8.36	2.03	<1	67	<5	<5	0	0.66	81	7	1	0.26	94	87	18	17
Storvikvatn, NØ Kvaløya	21.09.2006	3.70	6.55	1.23	0.64	5.00	0.31	7.79	1.92	<1	60	<5	<5	0	5.1	68	2	<1	0.28	80	63	17	29
Russelvatn, S Seiland	19.09.2005	3.93	6.57	1.09	0.67	4.92	0.27	7.70	2.80	1	42	13	12	1	1	44	<5	2	0.27	55	59	36	27
Russelvatn, S Seiland	19.09.2006	4.06	6.47	1.21	0.74	5.04	0.30	7.81	2.84	<1	48	12	10	2	1.1	70	4	1	0.34	69	70	36	30
Langvatnet, V Sørøya	19.09.2005	2.78	6.52	0.75	0.45	3.52	0.17	5.52	1.66	<1	36	12	11	1	0.85	59	<5	2	0.30	42	38	19	19

Prosentiler for 116 innsjøer prøvetatt høsten 1995 i

Finnmark (Skjelkvåle *et al.* 1996)

25-procentil	1.96	6.49	0.87	0.45	1.25	0.19	0.90	1.30	4	39	10	11	0	1	80				0.07	44	51	19	13
50-procentil	3.16	6.81	1.72	0.64	2.00	0.29	2.55	2.20	4	91	15	15	0	2	126				0.15	102	114	32	20
75-procentil	4.51	7.18	3.48	1.09	3.45	0.51	5.23	3.10	10	226	20	24	5	4	201				0.33	252	243	45	35

**Tabell 13.** Sporelementkjemi i vann i de 6 undersøkte innsjøene. Prosentiler for 998 innsjøer prøvetatt i 1995 (Skjelkvåle *et al.* 1996, 2006) er vist for sammenligning

	Dato	pH	TOC	As µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Mo µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	U µg/l	V µg/l	Zn µg/l
Langvatnet, N Seiland	19.09.2005	6.16	0.59	0.033	0.008	0.022	0.018	0.24	2.18	1.06	0.008	0.44	0.072	0.010	0.003	0.029	2.35
Langvatn, NV Kvaløya	23.09.2006	6.78	1.20	0.041	0.002	0.014	0.092	0.45	10.66	3.81	0.131	0.10	0.030	0.012	0.084	0.061	0.98
Glimmervatnet, NV Kvaløya	28.07.2006	6.58	0.66	0.060	0.019	0.026	0.054	0.22	4.26	1.19	0.099	0.08	0.046	0.016	0.089	0.096	0.55
Storvikvatn, NØ Kvaløya	21.09.2006	6.55	0.51	0.041	0.004	0.021	0.052	0.15	2.89	0.79	0.105	0.08	0.017	0.010	0.089	0.069	0.15
Russelvatn, S Seiland	19.09.2005	6.47	1.10	0.027	0.010	0.026	0.042	0.30	3.15	0.41	0.018	0.34	0.095	0.010	0.011	0.034	1.18
Langvatnet, V Sørøya	19.09.2005	6.52	0.85	0.028	0.004	0.015	0.018	0.26	6.17	0.98	0.027	0.16	0.040	0.006	0.013	0.029	0.50

Prosentiler for 998 innsjøer prøvetatt høsten 1995 i Norge  
(Skjelkvåle *et al.* 1996, 2006)

25-prosentilen	0.133	0.020	0.040	0.130	0.32	51.16	2.48	0.060	0.21	0.120	0.010	0.023	0.34	1.26
50-prosentilen	0.195	0.040	0.060	0.185	0.44	110.81	6.3	0.110	0.33	0.230	0.030	0.054	0.43	2.57
75prosentilen	0.290	0.060	0.140	0.273	0.64	228.29	15.86	0.193	0.53	0.570	0.060	0.124	0.64	5.16

**Tabell 14.** Metaller i sedimenter. Tabellen viser metallkonsentrasjon på 0-0,5 cm dyp, 0,5-1 cm og ved referansedyp. Kf er kontamineringsfaktoren som regnes ut ved kons. i toppsediment / kons. i referansesediment.

	Dato	dyp	Gløde tap	Al	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Ti	U	V	Zn	Zr
		cm	%	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Langvatnet, N Seiland	19.09.05	0-0,5	29.6	21213	11.82	0.66	1.48	101	46.4	82.8	25323	4.10		32750	5.25	53.1	72.8	0.268	6.68	0.847	937.3	2.82	37.5	138.5	2.20
		0,5-1	28.1	25430	9.81	0.57	1.55	127	43.1	75.4	27735	3.94		70001	4.97	68.4	55.6	0.274	6.39	0.717	959.9	2.52	35.4	148.5	1.83
		35-36	17.7	34461	4.11	0.13	1.02	112	67.5	109.0	29454	4.50		1877	3.95	76.8	6.9	0.038	8.27	0.119	1365.1	4.26	43.6	240.5	2.90
		Kf		0.62	2.88	5.26	1.45	0.90	0.69	0.76	0.86	0.91			17.45	1.33	0.69	10.54	6.97	0.81	7.10	0.69	0.66	0.86	0.58
Langvatn, NV Kvaløya	01.08.06	0-0,5	42.3	15054	3.65	0.374	0.40	11	23.5	41.8	25599	6.21	0.139	3134	6.00	14.5	49.3	0.130	5.93	0.380	1536.7	23.87	56.8	55.2	1.11
		0,5-1	41.2	14747	2.66	0.405	0.73	11	25.0	46.1	20218	6.86	0.142	3453	4.59	15.2	46.4	0.189	5.95	0.372	1774.7	23.45	61.4	62.2	1.19
		ref	32.0	16076	1.31	0.077	0.45	22	23.7	73.5	10719	1.93	0.046	1334	8.48	18.6	2.1	0.021	6.42	0.072	535.8	69.55	42.7	48.5	1.23
		Kf		0.94	2.78	4.83	0.90	0.49	0.99	0.57	2.39	3.21	3.03	2.35	0.71	0.78	23.22	6.28	0.92	5.26	2.87	0.34	1.33	1.14	0.90
Glimmervatnet, NV Kvaløya	28.07.06	0-0,5	20.2	22429	28.82	0.51	0.50	50	52.0	30.3	46690	10.03	0.112	3820	6.27	31.5	38.8	0.132	3.14	0.275	2429.5	25.08	70.8	112.0	2.61
		0,5-1	21.4	21522	37.28	0.54	0.43	57	47.5	32.1	60643	9.33	0.112	3768	6.44	29.0	37.6	0.131	4.15	0.396	2181.0	24.98	62.7	100.2	2.37
		ref	12.1	26058	13.29	0.36	0.26	21	62.7	50.4	30730	9.18	0.084	334	3.94	38.1	12.7	0.019	2.13	0.164	2798.3	48.40	72.2	137.9	3.58
		Kf		0.86	2.17	1.43	1.93	2.41	0.83	0.60	1.52	1.09	1.34	11.42	1.59	0.83	3.06	7.06	1.48	1.68	0.87	0.52	0.98	0.81	0.73
Storvikvatn, NØ Kvaløya	01.08.06	0-0,5	22.4	29409	12.26	0.462	0.36	39	38.2	35.7	35267	8.57	0.141	8883	3.97	26.8	34.8	0.068	5.05	0.530	2460.8	22.70	68.3	133.8	2.16
		0,5-1	16.8	26940	11.28	0.407	0.57	84	36.7	33.9	44734	8.44	0.121	8837	4.32	29.1	27.0	0.063	3.56	0.485	2508.8	22.48	67.4	132.1	2.19
		ref	11.1	33417	10.48	0.352	0.26	42	41.3	55.8	33200	9.52	0.061	9665	2.21	34.1	14.1	0.022	2.18	0.363	2861.9	40.82	74.1	200.4	2.59
		Kf		0.88	1.17	1.31	1.41	0.91	0.93	0.64	1.06	0.90	2.33	0.92	1.80	0.79	2.47	3.10	2.32	1.46	0.86	0.56	0.92	0.67	0.83
Russelvatn, S Seiland	19.09.05	0-0,5	32.0	26012	7.76	0.34	0.53	89	30.0	101.3	64664	3.55		3119	3.33	21.4	248.3	0.199	5.69	0.617	982.3	3.73	30.2	99.6	2.16
		0,5-1	30.9	22005	13.10	0.19	0.18	115	22.0	42.7	160722	2.51		3424	4.45	15.6	19.3	0.132	5.52	0.526	737.6	2.94	22.7	70.1	3.10
		24-26	27.7	24683	12.52	0.37	0.24	29	49.1	25.7	89767	7.31		4038	3.62	29.6	43.0	0.163	1.64	1.075	1272.6	4.93	69.9	87.1	26.20
		Kf		1.05	0.62	0.92	2.23	3.06	0.61	3.94	0.72	0.49			0.77	0.92	0.72	5.78	1.22	3.48	0.57	0.77	0.76	0.43	1.14
Langvatnet, V Sørøya	19.09.05	0-0,5	35.7	32257	12.01	0.90	1.43	120	22.8	74.7	57800	4.99		49524	10.10	62.3	89.2	0.415	7.69	1.328	1236.8	5.29	40.8	163.7	2.11
		0,5-1	33.8	25252	12.76	0.92	1.11	191	21.5	68.6	59128	5.03		52261	10.40	40.3	77.9	0.392	7.49	1.725	1225.1	5.16	37.6	140.3	2.48
		39-40	27.2	40267	5.27	0.20	0.81	78	27.8	108.3	57314	5.30		1099	10.92	46.9	10.6	0.082	9.32	0.232	1602.4	7.95	45.2	260.7	2.96
		Kf		0.80	2.28	4.44	1.77	1.54	0.82	0.69	1.01	0.94			45.05	0.93	1.33	8.44	5.08	0.83	5.71	0.77	0.66	0.90	0.63



**Tabell 15.** PAH i sedimenter. Tabellen viser PAH konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt) samt glødetapet i sediment på 0- 1 cm dyp.

	Langvatn, N Seiland	Langvatn, NV Kvaløya	Glimmervatn, NV Kvaløya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Russelvatn, S Seiland	Langvatn, V Sørøya
Naftalen	41,8	14,3	41,6	24,6	29,5	9,38
Fenantren	50,2	67,2	29,4	51,1	32,6	13,8
Antracen	2,93	3,74	22,4	4,29	1,78	0,95
Acenaftylen	1,75	2,28	2,82	2,07	1,47	0,68
Acenaften	3,33	11,9	1,97	2,39	4,04	0,80
Fluoren	7,44	11,0	3,08	7,40	7,27	2,01
Fluoranten	56,7	104	30,4	59,0	26,6	18,0
Pyren	13,9	58,8	19,8	28,4	11,4	5,88
Benzo[a]antracen	15,2	20,2	11,4	21,7	7,26	4,85
Krysen	120	71,2	34,3	92,7	46,9	38,7
Benzo[b]fluoranten	182	182	82,6	264	97,9	70,8
Benzo[k]fluoranten	*	*	*	*	*	*
Benzo[a]pyren	18,1	194	12,2	85,6	11,7	8,63
Indeno[1,2,3-cd]pyren	105	121	32,0	204	45,2	45,0
Benzo[ghi]perylene	64,8	118	32,9	191	41,2	35,3
Dibenzo[a,h]antracen	20,3	22,2	5,30	34,6	7,82	8,15
<b>SUM 16 EPA</b>	<b>703</b>	<b>1002</b>	<b>362</b>	<b>1072</b>	<b>373</b>	<b>263</b>
<b>Sum NPD</b>	<b>95,2</b>	<b>85,6</b>	<b>96,2</b>	<b>80,3</b>	<b>64,2</b>	<b>24,5</b>
Glødetap	24,3	40,8	12,9	19,8	29,0	19,5

## Vedlegg C. Artslister - bunndyr

Tallene i tabellen angir antall individer

	Langvatn N Seiland			Langvatn NV Kvaløya		
	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp
Fåbørstemark	Ikke prøve				48	4
Småmuslinger				16	16	
Vannmidd		32			8	32
Døgnfluer					4	300
Steinfluer			30	44	20	10
Biller voksne					4	
Vårfluer		8	66	4		44
Knott				44		4
Fjærmygglarver		608	720	224	704	1248
Fjærmyggpupper					32	40
Andre tovinger			32			2

	Glimmervatnet NV Kvaløya			Storvikvatn NØ Kvaløya		
	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp
Fåbørstemark	16	48	48			48
Småmuslinger				28	128	368
Vannmidd		4				32
Døgnfluer	90		6	40		132
Steinfluer	4		4	36	44	112
Biller voksne						
Vårfluer	4		24	12	52	6
Knott			4	32		192
Fjærmygglarver	240		176	384	1984	576
Fjærmyggpupper	16	6		64	64	128
Andre tovinger					64	

	Russelvatn S Seiland			Langvatn V Sørøya		
	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp	St 1 Innløp	St 2 Strand	St 3 Utløp
Fåbørstemark	4	2	48	96	12	
Småmuslinger			96			64
Vannmidd	12				64	80
Døgnfluer			70	28		100
Steinfluer	36	2	30	12	14	
Biller voksne						
Vårfluer	6	12	10	28	4	108
Knott	28		384	16		160
Fjærmygglarver	1232	656	1152	1056	376	832
Fjærmyggpupper	8		96	192		160
Andre tovinger	8			32		64

## Vedlegg D. Analyser av fisk

Tabell 16. Kvikksølv og stabile isotoper i fisk

Russelvatn, S Seiland Røye			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
B1	0,039	-25,3	6,9
B2	0,041	-25,1	7,8
B5	0,030	-26,2	7,2
B6	0,044	-27,3	6,0
B10	0,046	-23,2	7,7
B11	0,039	-25,7	8,2
B13	0,043	-26,5	7,3
B16	0,046	-25,1	7,8
B18	0,047	-24,5	8,1
B20	0,054	-23,3	7,0

Langvatn, N Seiland Røye			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
LS23	0,021	-21,2	6,2
LS27	0,025	-21,7	6,5
LS29	0,022	-22,3	7,5
LS30	0,035	-21,7	7,7
LS31	0,019	-22,4	6,5
LS32	0,030	-21,7	6,2
LS37	0,020	-21,4	6,6
LS38	0,033	-21,8	6,9
LS39	0,028	-22,2	6,9
LS40	0,016	-22,4	6,6

Langvatn, V Sørøya Ørret			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
L41	0,052	-18,9	7,1
L42	0,073	-21,5	8,3
L43	0,068	-21,1	8,3
L44	0,10	-22,1	8,8
L47	0,077	-21,2	8,5
L48	0,082	-21,1	8,2
L49	0,082	-21,3	8,7
L52	0,081	-19,3	7,4
L53	0,053	-18,9	7,4
L54	0,052	-19,3	6,7

Storvikvatn, NØ Kvaløya Ørret			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
S61	0,083	-21,2	8,9
S62	0,086	-22,4	9,0
S63	0,080	-22,1	8,2
S64	0,083	-20,7	8,3
S65	0,13	-21,3	9,0
S66	0,16	-20,8	7,5
S67	0,064	-20,0	6,3
S69	0,092	-21,0	8,3
S74	0,059	-20,2	7,2
S77	0,052	-20,9	7,7

Langvatn, NV Kvaløya Ørret			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
LK96	0,086	-18,3	9,9
LK97	0,041	-17,7	10,8
LK103	0,051	-17,6	10,8
LK104	0,048	-19,0	11,5
LK105	0,053	-18,9	10,7
LK107	0,055	-18,6	10,6
LK110	0,064	-19,0	10,4
LK111	0,059	-17,7	10,6
LK112	0,039	-17,7	10,6
LK154	0,082	-18,9	9,9

Glimmervatn, NV Kvaløya Røye			
Prøve-nummer	Hg µg/g	δ13C	δ15N
G134	0,12	-21,3	10,0
G135	0,11	-22,0	9,3
G136	0,10	-21,9	9,3
G137	0,13	-22,3	9,4
G138	0,15	-21,8	9,8
G140	0,10	-21,9	9,1
G141	0,14	-20,6	9,7
G143	0,29	-21,0	9,6
G145	0,22	-21,2	9,2
G147	0,32	-21,0	9,7

Tabell 17. PAH i muskel fra fisk. Enhet µg/kg våtvekt

Prøve ID	651/1	651/2	651/3	651/4	651/5	651/6	651/7	651/8
<b>µg/kg våtvekt</b>	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Glimmervatnet, NV Kvaløya	Langvatnet, N Seiland	Langvatn, Kvaløya,	Russelvatn, S Seiland	Langvatnet, V Sørøya	Storvikvatn, NØ Kvaløya	Langvatn, NV Kvaløya
	Røye			Røye			Ørret	Ørret
<b>Naftalen</b>	1,05	1,61	1,86	1,07	0,98	0,98	0,85	1,09
<b>Fenantren</b>	0,72	1,25	1,82	0,93	0,74	0,85	0,66	0,96
<b>Antracen</b>	0,08	0,08	0,08	0,05	0,03	0,06	0,02	0,03
<b>Acenaftylen</b>	0,06	0,08	0,07	0,04	0,03	0,05	0,04	0,05
<b>Acenaften</b>	0,09	0,14	0,16	0,15	0,06	< 0,037	0,11	0,11
<b>Fluoren</b>	< 0,024	0,36	0,28	0,09	0,08	0,08	< 0,024	0,10
<b>Fluoranten</b>	0,30	0,95	0,75	0,26	0,28	0,63	0,44	0,64
<b>Pyren</b>	0,05	< 0,047	0,12	< 0,047	< 0,047	0,41	0,77	0,97
<b>Benzo[a]antracen</b>	0,07	0,15	< 0,022	< 0,022	< 0,022	0,07	< 0,022	< 0,022
<b>Krysen</b>	0,28	0,46	0,26	0,09	0,11	0,28	0,13	0,20
<b>Benzo[b]fluoranten</b>	0,27	0,48	0,26	0,08	0,11	0,45	0,12	0,23
<b>Benzo[k]fluoranten</b>	0,32	0,50	0,25	0,26	0,15	0,27	0,10	0,23
<b>Benzo[a]pyren</b>	0,39	0,31	0,20	0,08	0,16	0,31	0,12	0,16
<b>Indeno[1,2,3-cd]pyren</b>	0,34	0,29	0,16	0,07	0,09	0,22	0,05	0,11
<b>Benzo[ghi]perylene</b>	0,34	0,24	0,16	0,05	0,05	0,16	0,03	0,06
<b>Dibenzo[a,h]antracen</b>	0,53	0,30	0,17	0,03	0,02	< 0,015	< 0,015	< 0,015
<b>SUM 16 EPA</b>	4,89	7,24	6,62	3,31	2,94	4,83	3,46	4,98