

StatoilHydros miljøovervåkings- program for Snøhvit

Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon,
bunndyr og fisk – gjenanalyser 2008



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk – gjenanalyser 2008	Løpenr. (for bestilling) 5756-2009	Dato 2009.02.18
	Prosjektnr. Undemr. 26136	Sider Pris 86
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 Tim Smith, Akvaplan-niva	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Finnmark	Trykket CopyCat AS

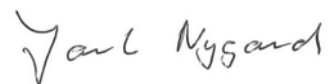
Oppdragsgiver(e) StatoilHydro	Oppdragsreferanse KONTRAKT NR. 4501060727
----------------------------------	---

<p>Sammendrag</p> <p>I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest har StatoilHydro opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal gjennomføres uten skade på miljøet. NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører overvåking av effekter på ferskvannssressurser (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). I 2006 ble det gjennomført en grunnlagsundersøkelse, mens 2008 var første året for gjenanalyse. De undersøkte innsjøene er ikke forsuret eller eutrofiert (overgjødset), men er noe påvirket av langtransporterte luftforurensninger som for eksempel bly, arsen, kobolt og kvikksølv. Resultater fra første gjenanalyse viser ingen systematiske endringer i kjemisk status i vann, konsentrasjonsnivå av metaller og PAH i innsjøsedimenter, mengden vannplanter, bunndyrfauna eller miljøgifter i fisk fra 2006 til 2008</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Ferskvann 2. Forsuring 3. Eutrofiering 4. Miljøgifter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Freshwater lakes 2. Acidification 3. Eutrophication 4. Pollutants
--	--



Brit Lisa Skjelkvåle
Prosjektleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon,
bunndyr og fisk – gjenanalyser 2008

Forord

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest har StatoilHydro opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal gjennomføres uten skade på miljøet. NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører overvåking av effekter på ferskvannsressurser (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). I 2006 ble det gjennomført en grunnlagsundersøkelse, mens 2008 var første året for gjenanalyse.

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) 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 Matias Ericsson (HeliService). Feltarbeid for vannkjemi, sedimentkjemi, miljøgifter i fisk og ungfisk-undersøkelser har vært utført av Guttorm N. Christensen og Geir Dahl-Hansen.

Liv Bente Skancke har vært ansvarlig for logistikk vedr. kjemiske analyser og Espen Lund har vært ansvarlig for datahåndtering og GIS.

Kjemiske analyser har vært utført på NIVA, Akvaplan-niva og Unilab.

Oslo, 18. februar 2009

Brit Lisa Skjelkvåle

Innhold

1. Innledning	8
2. Utvelgelse av lokaliteter	9
3. Områdebeskrivelse	12
4. Metodikk	14
4.1 Feltarbeid	14
4.2 Vannkjemi	14
4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver	14
4.4 Vannplanter	15
4.5 Bunnfauna	15
4.6 Miljøgifter i fisk	16
4.7 Undersøkelse av lakseyngel i Repparfjordvassdraget	17
4.8 Tilstandsklassifisering	17
5. Resultater	19
5.1 Vannkjemi	19
5.2 Sedimentkjemi	23
5.3 Vannvegetasjon	27
5.4 Bunndyr	35
5.5 Miljøgifter i fisk	49
5.6 Konklusjoner miljøgifter i fisk	60
5.7 Ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget	61
5.8 Konklusjoner fra ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget	64
6. Referanseliste	65
Analysemetoder for vannkjemi og metoder for kvalitetssikring	67
Analysemetoder for sporelementer i sedimenter	68
Analysemetoder for PAH-analyser i sedimenter	68

Sammendrag

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest har StatoilHydro opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal gjennomføres uten skade på miljøet. NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører overvåking av effekter på ferskvannsressurser (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). I 2006 ble det gjennomført en grunnlagsundersøkelse, mens 2008 var første året for gjenanalyse.

Det er beregnet at det vil bli sluppet ut i størrelsesorden 7-800 tonn nitrogenoksider (NO_x) fra LNG-anlegget på Melkøya årlig. I tillegg forventes utslipp av metan i størrelsesorden 850 tonn og av andre flyktige hydrokarboner (NMVOC) 750 tonn per år. Det vil i tillegg slippes ut omtrent 7 tonn svoveldioksid (SO_2) årlig. Aktiviteter som foregår i tilknytning til anlegget som f.eks. anleggstrafikk og skipstrafikk kan føre til mindre utslipp av miljøgifter og NO_x til miljøet.

I 2006 ble det valgt ut fem innsjøer i nærområdet som antas å bli mest influert av utslipp fra Melkøya og en innsjø utenfor det antatt mest belastede området. I tillegg ble det undersøkt tetthet av lakseunger i Repparfjordvassdraget. Med bakgrunn i resultatene fra 2006 ble utvalget av innsjøer evaluert. Tre av sjøene var uegnet for videre oppfølging av vannplanter og en innsjø ble ansett som uegnet for overvåking av bunndyr. I 2008 ble det derfor valgt ut tre nye lokaliteter. Undersøkelser av vannkjemi er gjort i alle ni lokalitetene (seks gamle og tre nye), bunndyr er gjort i åtte lokaliteter (fem gamle og tre nye), vannplanter er undersøkt i seks lokaliteter (tre gamle og tre nye), mens sedimentkjemi og miljøgifter i fisk er undersøkt i de seks gamle lokalitetene.

Resultater 2008

Vannkjemi

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. Undersøkelsen fra 2006 viste at innholdet av tungmetaller var lavt i alle innsjøene. Det er ingen systematiske endringer i vannkemisk status fra 2006 til 2008.

Miljøgifter i innsjøsedimenter

Alle innsjøsedimentene viser lavt innhold av metaller og polyaromatiske hydrokarboner (PAH), og nivåene ligger nært det som kan betraktes bakgrunnsnivå for regionen. Sammenlikning av referansesediment med overflatesediment viser noe tegn til påvirkning fra langtransporterte forurensninger for elementene bly (Pb), mangan (Mn), kvikksølv (Hg), kobolt (Co) og arsen (As). Nivåene av metaller og PAH i 2008 er i hovedsak sammenlignbart med nivåene som ble registrert i 2006. Resultatene gir ingen indikasjoner på at nivåer av PAH eller metaller i innsjøsedimentene er påvirket av aktiviteten på Melkøya.

Vannplanter

Artsantallet av vannplanter er lavt, men som forventet for innsjøer i ytre Finnmark. Vannvegetasjonen har svært god eller god status i forhold til eutrofiering i alle innsjøene. Det er heller ikke påvist forsureffekter på vannvegetasjonen. Tilstanden i Storsvikvatnet er imidlertid noe dårligere, både i 2006 og 2008. Indeksene må imidlertid benyttes med forsiktighet på grunn av det lave artsantallet. Datagrunnlaget er fortsatt spinkelt, og det er foreløpig for kort tid og for små endringer til at vi kan konkludere med hensyn på eventuelle effekter fra Melkøya.

Bunndyr

Artsantall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer er lavt i forhold til uforurensede lokaliteter ellers i landet. Økologisk tilstand i henhold til forsureffekter er god eller meget god for stort sett alle utløpselver/bekker. Det er ingen systematiske endringer i bunndyrfaunaen siden 2006.

Miljøgifter i fisk

Konsentrasjonene av kvikksølv og tungmetaller i fisk fra de seks undersøkte innsjøene betegnes som lave og på samme nivå som andre undersøkte innsjøer i landsdelen. Nivåene av PAH i muskel og PAH-metabolitter i galle betegnes som lave og nært bakgrunnsnivå for regionen. Nivåene fra 2008 er sammenlignbare med det som ble registrert i 2006, og resultatene gir så langt ingen indikasjoner på at nivåene av miljøgifter i fisken er påvirket av aktiviteten på Melkøya.

Ungfiskregistreringer av laks i Repparfjordvassdraget

Ungfiskregistreringer av laks i Repparfjordvassdraget viser lav til middels høy tetthet. Tettheten er gjennomgående høyere enn det som ble registrert i 2006. Hovedårsaken til dette er trolig den lave vannføringen i 2008 som førte til en større fangbarhet på mindre fisk.

Anbefaling for videre overvåking

- Vannkjemisk overvåkingen i de ni lokalitetene som ble undersøkt i 2008 bør ideelt sett utføres årlig, og minimum like ofte som vannplante og bunndyrundersøkelsene
- Videre overvåking av metaller og PAH i innsjøsedimenter og miljøgifter i fisk bør foregå i de samme seks innsjøene som i 2006 og 2008.
- Overvåking av vannplanter bør fortsette i de samme seks lokalitetene som ble brukt i 2008.
- Den videre overvåkingen av bunndyr 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 forsureffektsovervåkingen.
- Ungfiskeundersøkelsene i Repparfjordvassdraget bør fortsette på samme måte som hittil i undersøkelsene.

1. Innledning

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest har StatoilHydro opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal gjennomføres uten skade på miljøet. NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva utfører overvåking av effekter på ferskvannssressurser (Snøhvit - Miljøovervåking - ferskvann). I 2006 ble det gjennomført en grunnlagsundersøkelse, mens 2008 var første året for gjenanalyse.

Det er beregnet at det vil bli sluppet ut i størrelsesorden 7-800 tonn nitrogenoksider (NO_x) fra LNG-anlegget på Melkøya årlig. I tillegg forventes utslipp av metan i størrelsesorden 850 tonn og av andre flyktige hydrokarboner (NMVOC) 750 tonn per år. Det vil også slippes ut omtrent 7 tonn svoveldioksid (SO_2) årlig. Aktiviteter som foregår i tilknytning til anlegget som f.eks. anleggstrafikk og skipstrafikk kan føre til mindre utslipp av miljøgifter og NO_x til miljøet. Ved oppstart av faklingen i LNG-anlegget vinteren 2007/2008 var det en del utslipp av sot og tjærestoff.

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 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 lakseyngel på enkelte stasjoner i Repparfjordvassdraget. Overvåking av forsuringfølsomme 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.

Overvåkingsprogrammet skal følge opp mulige effekter av overgjødning (eutrofiering), forsuring og miljøgifter etter at aktivitetene har startet opp, og dokumenterer i et utvalg av innsjølokaliteter:

- vannkjemi - både med hensyn på forsuringsparametere og næringssalter (nitrogen)
- metaller og PAH i sedimenter,
- forsuringfølsomme organismer (bunndyr og lakseyngel),
- vannplanter som er følsomme for økt tilførsel av næringssalter,
- fiskebestander og
- 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 optimalt 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 oppdragsgiver kom vi i 2006 frem til følgende momenter for utvelgelse

- Det skulle velges ut fem lokaliteter + en referanse.
- Lokalitetene skulle være felles for undersøkelser av vannvegetasjon, undersøkelser av bunndyr, undersøkelser av vann- og sedimentkjemi, samt undersøkelser av miljøgifter i fisk.
- Lokalitetene skulle være en del av den nasjonale sedimentundersøkelsen som utføres i perioden 2004-2007.
- I tillegg ble Repparfjordvassdraget valgt ut for bestandsundersøkelser av laks i et vassdrag med stor kommersiell interesse.

For å overvåke effekter på vannplanter måtte vi også sikre oss at det var levedyktige bestander i innsjøene som vi kan overvåke i mange år. I forbindelse med feltarbeidet i 2006 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.

I forundersøkelsen i 2006 ble vannvegetasjonen undersøkt i seks innsjøer (nr 1-6 i **Tabell 1**). Tre av disse innsjøene (1. Langvatnet på N Seiland, 3. Glimmervatnet på NV Kvaløya og 6. Langvatnet på V Sørøya) viste seg uegnet for vurdering av eventuelle vannvegetasjonsendringer. De hadde ingen eller svært lite vegetasjon, dels pga. for kraftig regulering (Glimmervatnet), dels fordi de ligger over 200 moh med uegnet substrat (Skjelkvåle m.fl. 2007). En av innsjøene hadde heller ingen egnede lokaliteter for bunndyrundersøkelser (1. Langvatnet på N Seiland). Det ble derfor bestemt at disse innsjøene ikke skulle undersøkes i 2008, men at de skulle bli erstattet av nye lokaliteter som vi anser som mer egnet for overvåkingsformålet.

I undersøkelsen i 2008 ble tre ny innsjøer valgt ut (nr 7-9 i **Tabell 1**). Vi forventer ennå ikke målbare effekter på vannvegetasjonen eller bunndyr ved utslipp fra Melkøya, og bytte av lokaliteter vil derfor sannsynligvis ha liten betydning på dette tidspunkt.

Både Sørøya og Seiland kan anses som referanseområder eller områder hvor man ikke forventer effekter. Langvatnet på Seiland (1) ble derfor erstattet med det nærliggende Ersvikvatnet (7) mens Langvatnet på Sørøya (6) ble erstattet med Straumsvatnet (9). På Kvaløya ble Glimmervatnet (3) erstattet med Langvatnet (95 moh, 8) like sør for Hammerfest. Denne innsjøen ligger lavere enn 100 moh, og på en noe mer kalkrik berggrunn hvor økt nitrogentilførsel

muligens kan gi en gjødslingseffekt. Da vi ikke har data fra tidligere vil eventuelle endringer i de nye innsjøene måtte måles i forhold til tilstanden i 2008.

De undersøkte innsjøene listet i **Tabell 1** og er avmerket på kart i **Figur 1**, prøvetakingsprogram i 2006 og 2008 listet i **Tabell 2**.



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

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	Innsjøa. km ²
1	Langvatnet, 220 moh, N Seiland		Hammerfest	55597	1936-3	7834491	593184	34	55597	220	0,30
2	Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya		Hammerfest	55445	1936-3	7843100	601800	34	55445	156	0,13
3	Glimmervatnet, NV Kvaløya		Hammerfest	2271	1936-3	7841904	602918	34	2271	232	0,53
4	Storvikvatn, NØ Kvaløya		Hammerfest	55422	1936-3	7845200	609300	34	55422	28	0,64
5	Russelvatn, S Seiland		Kvalsund	55782	1935-4	7819400	596123	34	55782	136	0,63
6	Langvatnet, 285 moh, V Sørøya	referanse	Hasvik	55564	1836-2	7835520	569115	34	55564	285	0,50
7	Ersvikvatn N Seiland	ny 2008	Hammerfest	55580	1936-3	7835348	592317	34	55580	68	0,26
8	Langvatn, 95 moh, NV Kvaløya	ny 2008	Hammerfest	55484	1936-3	7840705	600510	34	55484	95	0,03
9	Straumsvatn V Sørøya	ny 2008 referanse	Hammerfest	55503	1836-2	7838799	574552	34	55503	140	0,20

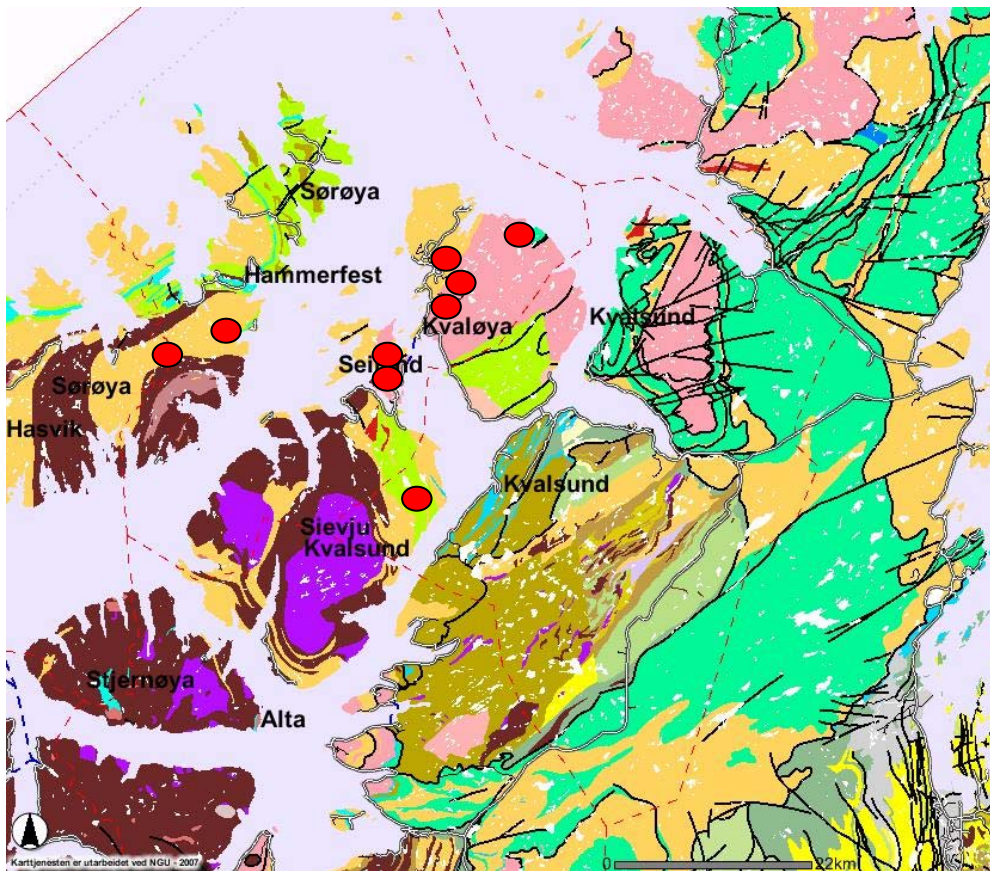
Tabell 2. Oversikt over aktiviteter i innsjøene i 2006 og 2008.

	Innsjønavn	Vannkjemi		Sedimenter		Bunndyr		Vannvegetasjon		Miljøgifter i fisk	
		2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
1	Langvatnet, 220 moh, N Seiland	x	x	x	x	x		x		x	x
2	Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya	X	x	X	x	x	x	x	x	x	x
3	Glimmervatnet, NV Kvaløya	x	x	x	x	x	x	x		x	x
4	Storvikvatn, NØ Kvaløya	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
5	Russelvatn, S Seiland	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6	Langvatnet, 285 moh, V Sørøya	x	x	x	x	x	x	x		x	x
7	Ersvikvatn N Seiland		x				x		X		
8	Langvatn, 95 moh, NV Kvaløya		x				x		x		
9	Straumsvatn V Sørøya		x				x		x		

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 av 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.

Repparfjordvassdraget

Repparfjordvassdraget har sitt utspring på Sennalandet mellom Altafjorden og Porsangerfjorden og har et nedbørsfelt på om lag 1090 km². 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 syv meter høy foss (Áisaroiivifossen) 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

Den 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 (2003-2007) har vært 0,1-0,2 g S m⁻², mens summen av nitrat og ammonium har vært < 0,2 g N m⁻². Til sammenligning er svovel- og nitrogenavsetningen i de mest belastede områdene i Sør-Norge (Birkenes) hhv. 0,5-0,8 g S m⁻² og 1,0-1,5 g N m⁻² 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 29.-31. juli 2008. Innsamling av vann, sedimenter og fisk ble utført i perioden 15.-25. september 2008.

4.2 Vannkjemi

Prøver for vannkjemi blir tatt i utløpet av hver innsjø. For å følge en eventuell endring i vannkjemi blir prøvene tatt på samme tidspunkt hver år, etter at innsjøen har sirkulert om høsten (vanntemperaturen under 6°C). Vannprøvene ble tatt fra båt i 2008. Prøvene blir tatt i flasker fra NIVA som er spesialvasket og til slutt skylt med destillert vann. Prøveflasken og kork blir skylt minst tre ganger med prøvevannet.

I tillegg i 2008 tok vi også vannprøver samtidig som vi gjorde det biologiske feltarbeidet for vannplanter og bunndyr. Årsaken til dette er at vi ønsker å se vannkjemien i sammenheng med tilstanden for de biologiske overvåkingselementene på prøvetakingstidspunktet. Det ble også tatt prøver for måling av pH, kalsium og alkalitet i innløpsbekkene der bunndyrprøvene ble tatt.

Detaljer om analysemetoder finnes vedlegg A.

4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver

Innsjøsedimenter ble samlet inn med en modifisert KB-corer (Rognerud *et al.* 2001) 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 blir 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 i to timer. Prøvene ble homogenisert før de ble sendt til analyse for metaller, organisk materiale og PAH.

Metallanalysene ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo. Analysene ble utført ved ICP-MS metoden (Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000 ICP-MS, utstyrt med P-E autosampler AS-90, AS-90b prøvebrett og P-E Rinsing Port Kit.)

Analyser av PAH i sediment ble utført av Unilab Analyse AS. Prøvene ble homogenisert, og tilsatt deuturerete 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 molekylioner. Kvantifisering ble gjennomført ved hjelp av tilsatte interne standarder.

Detaljer om analysemetoder for PAH finnes i 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 29.-31. juli 2008, vha. helikopter fra HeliService.

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

4.5 Bunnfauna

Ved hver innsjø ble det prøvetatt tre 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 bunnsbunnet. Et håndnett brukes til å fange opp oppvirklede bunndyr. Prosedyren foregår i ett minutt og gjentas tre 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 forurensingssituasjonen 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.

Bunndyrmaterialet blir identifisert til hovedgrupper av organismer. Individuer i de tre hovedgruppene døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*) blir så vidt mulig identifisert til art/slekt. Det biologiske mangfoldet på stasjonene blir angitt ved antall arter/slekter innenfor disse tre gruppene (EPT).

4.6 Miljøgifter i fisk

Innsamling og prøvetaking av fisk ble gjennomført på samme måte som i 2006 og i henhold til interne standarder (utviklet av NIVA og Akvaplan-niva) for håndtering og innsamling av materiale som skal analyseres for miljøgifter.

Fisken ble fanget med standard garn med maskevidder på (26, 29 og 31 mm). Et utvalg av fangsten (12 – 20 fisk av hver art fra hvert vann) 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. Gallen ble fjernet med sterilisert pinsett og overført til en spesiell type rør (ependorfrør) for så å bli fryst ned på flytende nitrogen.

En muskelfilèt til analyser av PAH ble dissekert ut av hver enkelt fisk og pakket i brennt aluminiumsfolie. Videre ble en del av muskelfilèten, lever og nyre dissekert ut og pakket i striposer. 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 skjelettmuskulaturen, samt av lever og nyre. Videre ble det tatt ut prøver av muskel fra enkeltfisk til analyser av Hg og stabile isotoper. Prøvene for PAH, metaller og Hg-analyser 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 Hg - NIVA
- PAH - Unilab
- Stabile isotoper - University of Windsor, Canada.

Følgende analyser er gjennomført:

- PAH-metabolitter i galle fra 80 enkeltfisk (40 ørret og 40 røye)
- PAH-metabolitter (kvantifisert) i galle fra 12 enkeltfisk
- Tungmetaller - samleprøve (ti fisk) av nyre og lever fra ørret og røye totalt (12 prøver)
- Bestemmelse av trofisk nivå vha. stabile isotoper på til sammen 60 fisk (30 ørret og 30 røye)

- PAH - samleprøve (ti fisk) i fiskemuskel fra hver art i de fem lokalitetene + referansen (åtte prøver)
- Tungmetaller - samleprøve (ti fisk) i fiskemuskel fra henholdsvis røye eller ørret fra de fem lokalitetene + referansen (seks prøver)
- Hg i muskel fra 60 enkeltfisk (30 ørret og 30 røye)

Metabolitter i galle

Prinsipp: Hos fisk er galle en av de viktigste ekskresjonsveiene for PAHer. Etter biotransformasjon skiller PAH-metabolittene ut i galle hvor de konsentreres. Mange PAHer 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 pipetert ut i kvartskuvetter og synkrone fluorescensspektra ble deretter målt ved å skanne eksitasjonsbølgelengder og emisjonsbølgelengder samtidig ($\Delta\lambda$ 42 nm, *slit 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 12 stk av prøvene analysert ved hjelp av HPLC-fluorescens ved NIVA.

4.7 Undersøkelse av lakseyngel i Repparfjordvassdraget

Innsamling av fiskeyngel i Repparfjordvassdraget ble gjennomført på de samme stasjonene som i 2006. Fisken ble samlet med elektrisk fiskeapparat (modell Paulsen) og i henhold til NS-EN 14011. Tetthet av fiskeyngel på hver stasjon ble beregnet etter tre 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.

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 i revidert SFTs veileder (2229:07) for marine sedimenter (Bakke *et al.* 2007). I rapporten fra grunnlagsundersøkelsen i 2006 ble den forrige SFT veilederen brukt (Molvær *et al.* 1997). Det er noen mindre forskjeller i tilstandsklassifiseringen i de ulike veilederne.

For klassifisering av tilstand for næringssalter, forsurening, organisk stoff med mer, brukes veileder 97:04 med følgende inndeling,

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

For klassifisering av metaller i ferskvann (veileder 97:03) brukes denne inndelingen:

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

For klassifisering av PAH og benso[a]pyren benyttes revidert veileder 2229:07 (marint miljø) med følgende inndelingen:

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

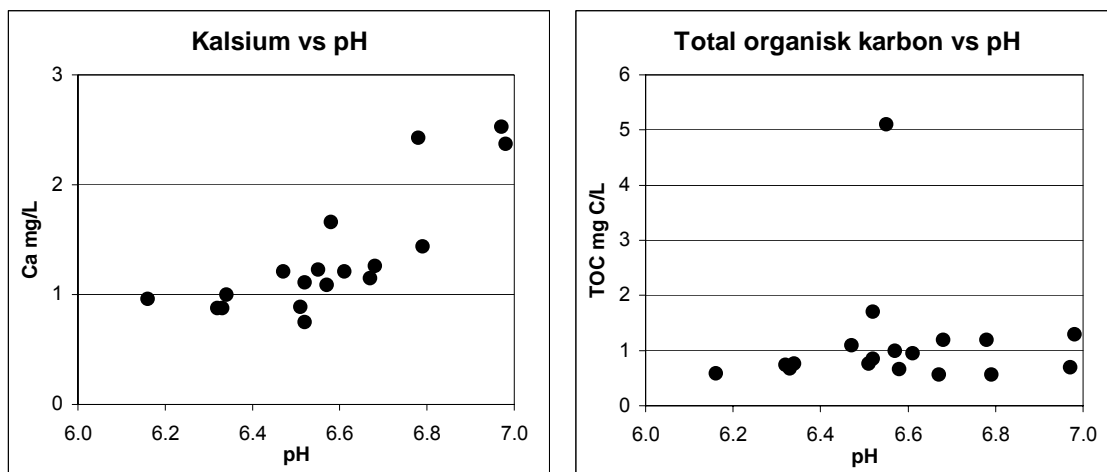
5. Resultater

5.1 Vannkjemi

Analyseverdiene for vannkjemi for hver av de undersøkte innsjøene i Melkøya-overvåkingen 2008 er vist i **Tabell 18** i Vedlegg B. For sammenligning er prosentil-fordelingen 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.

Vannkjemisk karakterisering

De ni 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) (0,85-2,53 mg/L) (**Figur 3**) og magnesium (Mg) (0,53-1,04 mg/L) er relativt lave. Innholdet av organisk materiale i innsjøene er lavt og med unntak av en avvikende måling på 5,1 mg/L, er konsentrasjonene av organisk karbon (TOC) mindre enn 2 mg/L (**Figur 3**), som er medianverdien for Finnmark. Dette reflekterer at det er skrint jordsmonn og lite humus i nedbørsfeltene. Noen av de målte sommerverdiene er noe høyere og er sannsynligvis påvirket av biologisk aktivitet i vannet.



Figur 3. Konsentrasjonen av kalsium (Ca) og totalt organisk karbon (TOC) i alle høstprøver som er analysert i 2005, 2006 og 2008. Sommerprøvene er ikke med på figuren.

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

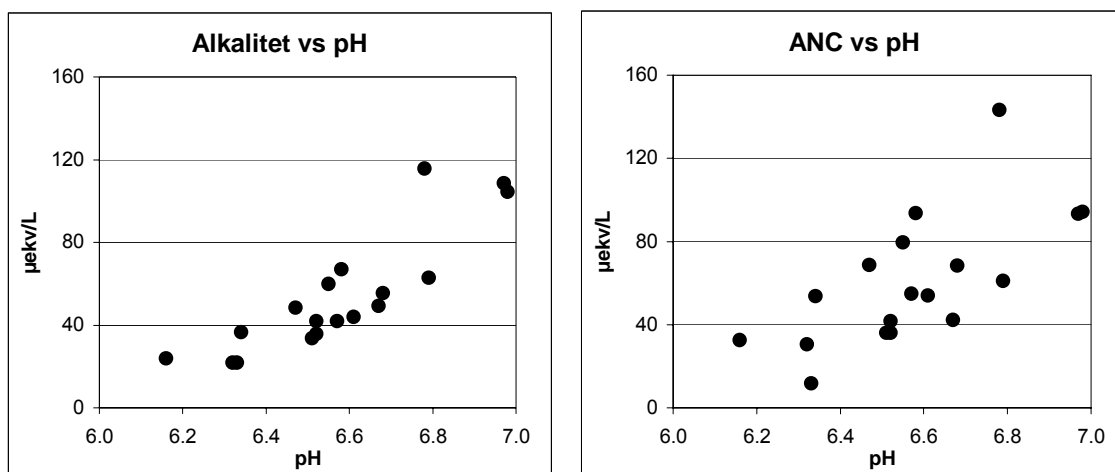
innsjøer som er upåvirket av sjøsalter er < 1 mg/L. Innsjøene i denne undersøkelsen har konsentrasjoner av klorid (Cl) i intervallet 5 – 14 mg/L som viser at innsjøene er sterkt påvirket av sjøsalter.

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 14-44 $\mu\text{ekv/L}$. Bakgrunnsverdien for ikke-marin sulfat (i områder uten antropogent nedfall av sulfat) er anslått til å være ca 8-10 $\mu\text{ekv/L}$ (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

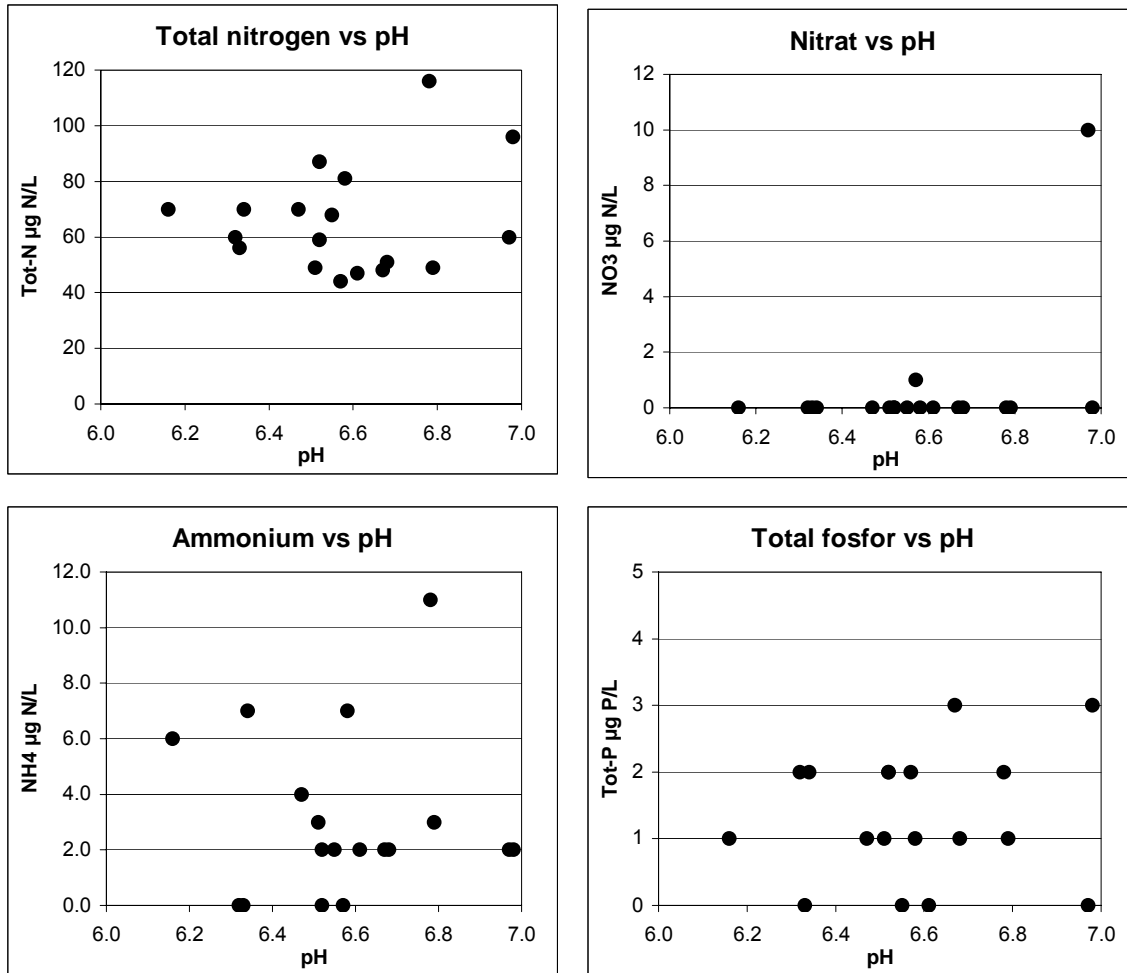
Forsuringsparameterene pH, alkalitet, syrenøytraliserende evne (ANC) (**Figur 4**) og labilt aluminium (Al) viser konsentrasjonsnivåer typisk for uforsurede systemer. pH i innsjøene varierer mellom 6,2 – 7,0. Dette er et pH-nivå som ikke bidrar til frigjøring av giftige aluminiumsformer, som er hovedårsaken til fiskedød i forsuringsrammede innsjøer på Sør- og Sørvestlandet. Nivåene av de målte aluminiumsfraksjonene er lave, og indikerer at konsentrasjonene av giftige aluminiumsformer er ubetydelige. Innsjøene har tilnærmet nøytral pH (nær 7), men ANC er relativt lav (generelt mellom 12-100 $\mu\text{ekv/L}$, men med en måling på 143 $\mu\text{ekv/L}$). I vann med lav ionestyrke og lav TOC konsentrasjon vil ANC også være lav. Dette gjenspeiles også i at innsjøene har relativt lav alkalitet (18-116 $\mu\text{ekv/L}$). Dette viser at innsjøene er forsuringsfølsomme og dermed svært godt egnet for overvåking av effekter av tilførsler av forsurende stoffer som for eksempel NO_x .



Figur 4. Konsentrasjonen av alkalitet og ANC i alle høstprøver som er analysert i 2005, 2006 og 2008. Sommerprøvene er ikke med på figuren.

Næringsalter

Næringssaltene totalt nitrogen (Tot-N), totalt fosfor (Tot-P) viser svært lave konsentrasjonsnivåer i alle de undersøkte innsjøene (**Figur 5**). Det samme gjelder for nitrogen på nitratform (NO_3), med unntak av i Langvatn 95 moh (8) der konsentrasjonene er litt høyere enn gjennomsnittet for Finnmark.



Figur 5. Konsentrasjonen av næringsalter i alle prøver som er analysert i 2005, 2006 og 2008. Sommerprøvene er ikke med på figuren.

Klassifisering i SFTs tilstandsklasser

Vi har brukt SFTs klassifisering av tilstand for å karakterisere innsjøene mht noen sentrale parametere. I **Tabell 3** er innsjøene klassifisert i forhold til næringsalter, organisk stoff og forsurende stoffer. Klassifiseringen viser at innsjøene er i tilstandsklasse I (Meget god) for næringsalter 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). Det er liten eller ingen forskjell

mellom resultater fra 2008 og fra den tidligere undersøkelsen i 2005/2006, som inkluderte seks av innsjøene.

Tabell 3. Vannkjemi for et utvalg av parametere i vann fra ni innsjøer rundt Melkøya prøvetatt høsten 2008. Resultater fra undersøkelsen i 2005/2006 er gitt i parentes. Resultatene er satt inn i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Blå, grønn og gul farge tilsvarer henholdsvis tilstandsklasse I (Meget god), II (God) og III (Mindre god)

		Næringssalter		Organisk stoff		Forsurende stoffer
		Total fosfor µg P/L	Total nitrogen µg N/L	TOC mg C/L	Alkalitet µekv/L	pH
1	Langvatnet, 220 moh, N Seiland	1 (1,5)	58 (65)	0,68 (0,67)	22 (23)	6,4 (6,2)
2	Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya	3,5 (2)	101 (116)	1,2 (1,2)	98 (116)	7 (6,8)
3	Glimmervatnet, NV Kvaløya	1 (1,5)	70 (73)	0,66 (0,63)	68 (63)	6,8 (6,6)
4	Storvikvatn, NØ Kvaløya	<1 (1,5)	53 (57)	0,95 (1,1)	44 (45)	6,6 (6,5)
5	Russelvatn, S Seiland	1 (2)	53 (65)	0,79 (0,81)	34 (36)	6,5 (6,4)
6	Langvatnet, 285 moh, V Sørøya	3,5 (<1)	52 (68)	0,57	46 (60)	6,7 (6,6)
7	Ersvikvatn, N Seiland	2	87	1,8	41	6,5
8	Langvatn, 95 moh, NV Kvaløya	1	75	2,5	95	6,9
9	Straumsvatn, V Sørøya	1,5	54	1,3	55	6,7

5.1.1 Konklusjoner fra de vannkjemiske undersøkelsene

- De ni 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.
- Lokalitetene karakteriseres som uforsuret.
- Alle de undersøkte lokalitetene er godt egnet for overvåking av vannkjemiske endringer som følge av økte tilførsler av forsurende stoffer.
- Lokalitetene er så næringsfattige at vi anser det for lite sannsynlig at vi på kort sikt vil kunne måle endringer i næringssalter (nitrogen) som følge av økte tilførsler av nitrogen. Grunnen er at nitrogen er i underskudd i disse økosystemene, slik at tilgjengelig nitrogen etter all sannsynlighet vil bli tatt opp i biologiske prosesser og ikke føre til økte konsentrasjoner i vannet.
- Det er ingen systematiske endringer i kjemisk tilstand, eller i konsentrasjoner av enkeltparametere for de seks innsjøene som ble undersøkt i 2006 og 2008.
- Vi anbefaler overvåkingen av de ni lokalitetene som ble undersøkt i 2008 fortsetter. Ideelt sett burde vannovervåkingen gjøres årlig.

5.2 Sedimentkjemi

Analyseresultater for metaller og PAH i sedimenter er vist i **Tabell 4**, **Tabell 21** og tabeller i Vedlegg B.

5.2.1 Metaller

Nivåer, klassifisering i SFTs tilstandsklasser og utvikling

Resultatene viser, som i 2006, at det generelt er lave konsentrasjoner av metaller i sedimentene fra alle de undersøkte lokalitetene.

Konsentrasjonene av metaller i sediment fra 2008 er i hovedsak sammenlignbart med de nivåene som ble registrert i 2006 (**Tabell 4**, **Tabell 5**). Konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I (Ubetydelig forurenset) og II (Moderat forurenset), med unntak av As som tilsvarer tilstandsklasse III (Markert forurenset) i sedimentet fra Glimmervatnet og for Pb i Langvatn, NV Kvaløya. Mest sannsynlig er det forhøyede innholdet av As i Glimmervatnet forårsaket av lokale kilder. Konsentrasjonen av Pb i Langvatn, NV Kvaløya har økt fra 49,3 mg/g tv til 353 mg/g tv. Det kan være flere mulige forklaringer på dette. Langvatn, NV Kvaløya ligger nært Hammerfest lufthavn og vil trolig være påvirket av flyvirksomheten noe som kan føre til tilførsel av Pb. Videre så er Langvatn relativt grunt (maks 9 – 10 meter) noe som gjør at sedimentene kan bli påvirket av vind og bølger og gjøre sedimentene mer ustabile. Dette kan igjen resultere i at konsentrasjoner av ulike stoffer i overflatesedimentene varierer over kortere tid. Pb konsentrasjonen i overflatesediment i Russelvatn, S Seiland var i 2006 på 248 mg/kg tørrvekt (tv), mens den i 2008 var på 44,6 mg/g tv.

Kontaminering

Vi har beregnet kontamineringsfaktor for alle elementene i de seks innsjøene.

Kontamineringsfaktoren (Kf) beregnes ved: *konsentrasjon i toppsediment/ konsentrasjon i referansesedimentet*. For utregning av Kf i 2008 er det brukt konsentrasjoner av de ulike stoffene i referansesedimentet fra 2006 (Vedlegg B, **Tabell 19**). 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). I resultatene fra 2008 var det i hovedsak metallene Pb, Mn, As, Co og Hg som hadde en $Kf > 1$. Metaller med Kf verdier nær 1 viser lave eller ingen påslag av forurensninger i overflatesedimentet. Dette gjaldt for metallene kadmium (Cd), krom (Cr) og nikkel (Ni). Kf verdier < 1 indikerer at metallet har geokjemisk kilder som er assosiert til sedimentets uorganiske fraksjon. I denne undersøkelsen gjaldt dette metallene kobber (Cu), vanadium (V) og sink (Zn). I de seks innsjøene i denne overvåkingen er generelt uorganisk fraksjon noe lavere i overflatesedimentene enn i referansesedimentene.

Tabell 4. Konsentrasjoner av metaller (mg/kg tv) i overflatesedimenter (0-0,5 cm), september 2008. 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.

	Tilstandsklasse I Ubetydelig forurenset	Tilstandsklasse II Moderat forurenset	Tilstandsklasse III Markert forurenset	Tilstandsklasse IV Sterkt forurenset	Tilstandsklasse V Meget sterkt forurenset	
	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelvatn, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
mg/kg tv						
As	8,70	5,00	39,00	16,00	9,60	14,00
Cd	1,40	0,40	0,50	0,50	0,97	0,90
Co	362,0	9,4	55,1	39,4	154,0	193,0
Cr	30,1	36,1	50,0	55,0	28,7	29,7
Cu	57,4	54,7	38,6	47,6	68,6	67,0
Hg	0,066	0,130	0,091	0,190	0,160	0,200
Mn	5000	303	7990	3780	27600	18300
Ni	47,0	21,1	30,6	33,8	36,8	30,7
Pb	47,5	353,0	34,0	40,5	44,6	82,1
Sb	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Sn	<3	<3	<3	<3	<3	<3
V	29,2	51,6	71,5	66,6	27,8	39,7
Zn	95,8	66,7	96,4	137,0	125,0	123,0

Tabell 5. Konsentrasjoner av metaller (mg/kg tv) i overflatesedimenter (0-0,5 cm), september 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 klassifiseringsgrenser ikke finnes i SFTs klassifiseringssystem.

	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelvatn, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
mg/kg t.v						
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 overflatesedimenter fra 2008 er sammenlignbare og i hovedsak innenfor de samme tilstandsklassene med det som ble funnet i 2006. Nivåene av PAH i de seks undersøkte innsjøene varierer fra 299 µg/kg i Russelvvatn, S Seiland til 1511 µg/kg i Langvatn, NV Kvaløya (**Tabell 6**). Nivåene av PAH har økt noe i tre av innsjøene (Langvatn, NV Kvaløya, Glimmervatnet, NV Kvaløya og Langvatnet, V Sørøya), mens de er noe lavere i de tre andre innsjøene (Langvatnet, N Seiland, Storvikvatn, NØ Kvaløya og Russelvvatn, S Seiland). Nivåene betraktes som lave og nær bakgrunnsnivåer for upåvirkede innsjøer og 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 (Christensen *et al.* 2008). 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 (Bakke *et al.* 2007) ligger nivåene i innsjøene rundt Melkøya i ligger i Tilstandsklasse I (Bakgrunn) eller Tilstandsklasse II (God).

Nivåene av benso[a]pyren i overflatesediment i 2008 var sammenlignbare med det som ble funnet i 2006. I henhold til SFTs veileder (2229:07) ligger nivåene av benso[a]pyren i de undersøkte innsjøene i Tilstandsklasse II (God) (Bakke *et al.* 2007). SFT kom med en revidert veileder for miljøgifter i 2007 og inndelingen av nivåer for enkelte stoffer er der noe endret i forhold til den forrige veilederen fra 1997 (Molvær *et al.* 1997). Dette gjør at enkelte av innsjøene ble klassifisert annerledes i rapporten fra 2006. Nivåene i Langvatn, NV Kvaløya var noe lavere i 2008 sammenlignet med 2006, men innsjøen hadde fremdeles de høyeste nivåene sammenlignet med de andre innsjøene (**Tabell 6, Tabell 7**). Årsaken til de noe høyere nivåene enn de andre innsjøene i denne undersøkelsen er trolig fordi denne innsjøen ligger i innflygningen til flyplassen i Hammerfest. Nivåene av benso[a]pyren i innsjøene i denne undersøkelsen er sammenlignbare med det som ble funnet i overflatesediment fra 48 innsjøer i Nordland, Troms og Finnmark der gjennomsnittlig nivå var på om lag 30 µg/kg tv (Christensen *et al.* 2008).

Nivåene av NPDene (sum av konsentrasjonene av sum naftalen, dibenzotiofen, fenantren og deres C1-C3 alkylhomologer) varierte fra 102 µg/kg tv til 742 µg/kg tv (**Tabell 6**). I Langvatn, NV Kvaløya var nivåene betydelig høyere enn i de andre innsjøene. En av årsakene til dette er en større usikkerhet i analyseresultatene på grunn av lite materiale. Konsentrasjonene av NPDene er på samme nivå som det som er funnet i andre innsjøer i Nord-Norge (Christensen upublisert data).

De høyeste nivåene av PAH, NPD og benso[a]pyren i undersøkelsen fra 2008 ble registrert i Langvatn, NV Kvaløya. Nivåene av disse måleresultatene er noe høyere enn gjennomsnittet for hva som er funnet i andre innsjøer i landsdelen, men likevel innenfor det som betraktes som lave nivåer og kan karakteriseres som lite påvirket. Årsakene til de noe forhøyede nivåene kan være flere ting men trolig en kombinasjon av beliggenheten relativt nær flyplassen, innsjøens morfologi og dybdeforhold samt et høyt organisk innhold i sedimentene.

Tabell 6. PAHer ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tv) i overflatesediment (0 – 1 cm), september 2008. 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.

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Analyse-parameter	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelvatn, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
Sum PAH (16 EPA)	593	1511	977	882	299	1153
B(a)P*	12,5	58,8	41,7	26,6	7,5	26,6
Sum NPD**	155,1	741,9	198,3	141,5	102,4	158,4
Glødetap	20,9	44,7	22,9	22,6	31,4	35,7

* benso[a]pyren

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

Tabell 7. PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tv) i overflatesediment (0 – 1 cm), september 2006. 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.

Analyse-parameter	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelvatn, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
Sum PAH (16 EPA)	703	1002	362	1072	373	263
B(a)P*	18,1	194	12,2	82,6	11,7	8,63
Glødetap	24,3	40,8	12,9	19,8	29,0	19,5

* benso[a]pyren

5.2.3 Konklusjoner fra de sedimentkjemiske undersøkelsene

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

- Konsentrasjoner av alle måleresultater i overflatesedimentene i 2008 er i hovedsak sammenlignbare med resultatene fra forrige undersøkelse i 2006
- Konsentrasjonen av metaller i innsjøsedimentene er lave
- Beregnet kontamineringsfaktor (Kf) for Pb, Co, Mn, Hg og As antyder noe påvirkning fra langtransportert forurensning
- Langvatn, NV Kvaløya har de høyeste nivåene av PAH, NPD og benso[a]pyren samt Pb noe som kan være forårsaket av lokale kilder.
- Nivåene av PAH er lave og sammenlignbare med andre innsjøer i Nord-Norge.
- Resultatene gir ingen indikasjoner på at nivåene av miljøgifter i sediment er påvirket av aktiviteten på Melkøya.

5.3 Vannvegetasjon

Kvalitativ beskrivelse

2: Langvatn 156 moh, NV Kvaløy

I 2006 ble hele innsjøen undersøkt, mens vi i 2008 konsentrerte oss om de to søndre buktene, samt langs nordvestre strand. Sørøstre strand består stort sett av stein og blokk, og hadde ingen vegetasjon i 2006. Forøvrig var stor stein og blokk vanlig i strandkanten, mens finkornet materiale dominerte fra ca. 0,5 m og utover.

De vanligste artene er tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og kransalgen *Nitella opaca*. Storvokste eksemplarer av tusenblad danner store bestander i buktene og langs nordvestre strand, fra ca. 1,5 m og ut til 2-2,5 m dyp. Bestander av *Nitella opaca* finnes i samme områder, fra ca. 0,5 m dyp og ut til ca. 2-2,5 m dyp. Småplanter av hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) danner mindre bestander på grunt vann i buktene i sør. Et par eksemplarer av småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*) er funnet ved vestre strand og ved utløpet (demningen). Den største forekomsten av småtjønnaks er imidlertid registrert på 70-80 cm dyp i sørøstre bukt. Fjellpiggeknepp (*Sparganium hyperboreum*) er bare registrert i de søndre buktene. Plantene er svært begrodd av et brunt, knortete, geléaktig algebelegg.

4: Storvikvatn, NØ Kvaløya

Som i 2006 er registreringene gjort i vestre bukter, samt langs søndre strand til utløpet. Substratet i strandkanten består av stor stein og blokk, men finkornet materiale dominerer fra 0,3-0,4 m dyp. Helofyttvegetasjon, i form av en liten bestand med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), er registrert ved søndre strand i den nordligste av de vestre buktene. Plantene står spredt ut til ca. 1,5 m dyp, de ytterste bare under vann.

I vest, særlig i bukta sør for innløpet, danner stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) bestander, helst på 0,7-1,5 m dyp, men enkelte steder ut til ca. 2,5 m dyp. Stivt brasmegras er også forholdsvis vanlig ved søndre strand av den nordligste av disse buktene. Innerst i bukta er brasmegrasplantene svært algebegrodd, sannsynligvis også en del detritus her. Denne bestanden går ut til ca. 2,5-3 m dyp. Enkeltplanter av storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) er registrert på 2-2,5 m dyp, i ytterkant av brasmegras-bestandene ved sørvestre strand.

I nordøstre del av innsjøen er det ikke observert vannvegetasjon, til tross for samme finkornete substrat.

5: Russelvvatn, S Seiland

Som i 2006 er registreringene gjort i sør fra utløpet, langs vestre strand og i nordøst. Østre strand er ikke undersøkt. Substratet er dominert av stein og blokk ut til ca. 3-4 m dyp, deretter finsubstrat. Bukta i nordøst har finkornet substrat.

Tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) finnes spredt i hele innsjøen, på finkornet substrat innimellom stein ned til 2,5 m dyp. I nordøstre bukt registrerer vi i tillegg fjellpiggeknepp

(*Sparganium hyperboreum*). Kransalgen *Nitella opaca*, som ble funnet her i 2006, er ikke registrert i 2008.

7: Ersviksvatn, N Seiland

Denne innsjøen ble ikke undersøkt i 2006. I 2008 er hele innsjøen, unntatt sørøstre bukt, undersøkt. Strandsonen er dominert av stein og blokk langs nordvestre strand, ellers en god del finmateriale.

I øst og ved innløpet i sør danner tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) store bestander ut til 3,5 m dyp, ellers i innsjøen finnes den mer spredt. Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) er vanlig på finkornet materiale ved utløpet, utenfor innløpsbekkene, samt noe ved østre strand. Spredte forekomster av fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*) er observert i liten bukt i vest.

8: Langvatn 95 moh, NV Kvaløy

Denne innsjøen ble ikke undersøkt i 2006. I 2008 er registreringene konsentrert til sørvestre basseng. Denne delen er skilt fra nordre basseng ved en naturlig steinterskel. Det meste av innsjøen er grunnere enn 1,5 m, nordøstre del ser ut til å være grunnere enn sørvestre. Substratet er dominert av stein ut til ca. 70 cm dyp, deretter finkornet. Helofyttvegetasjon, i form av noen strå med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), er observert i sør.

Den frodigste vannvegetasjonen finnes i sørvestre del av bassenget. Bestander av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) er vanligst langs vestre strand og særlig i sør, først og fremst dypere enn 90-100 cm. Kransalgen *Nitella opaca* er også vanligst i sør, hvor den forekommer på ca 70-80 cm dyp. Arten har noe mindre forekomst langs østre strand, og finnes bare spredt i vest og nord. Fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*) forekommer spredt, stort sett bare som småplanter (rosetter på bunnen), men med noen få strå i overflata.

9: Straumsvatnet, V Sørøya

Denne innsjøen ble ikke undersøkt i 2006. I 2008 er hele innsjøen, unntatt søndre strand, undersøkt. Blokksubstratet dominerer ved søndre strand. Substratet ved nordre strand består av stein og blokk ut til 2,15-3 m dyp og finkornet utenfor. I vestre bukter dominerer finkornet substrat, mens østre del er noe mer erosjonsutsatt med sandsubstrat. Helofyttvegetasjonen består av små, spredte bestander med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) i vestre bukter.

Stivt og mjukt brasmegras (*Isoetes lacustris* og *I. echinospora*) danner bestander i vestre bukter, fra ca. 70 cm og ut til i hvert fall 3 m dyp. Finnes også langs nordre strand. Til dels store rosetter av begge artene. Tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) finnes svært spredt i sørvestre bukt og på 2-3 m dyp i øst. Noen få eksemplarer av kransalgen *Nitella opaca* er observert i sørvestre bukt. Arten har sannsynligvis noe større forekomst enn registrert, men var til dels dekket av mose. En god del brunt, knortete, geléaktig algebelegg på plantene.

Bukta i nordvest er avsnørt fra selve innsjøen ved en naturlig steinterskel. Substratet her er finkornet. Her finnes store rosetter av både stivt og mjukt brasmegras, evjesoleie (*Ranunculus reptans*), småvasshår (*Callitriche palustris*), hesterumpe (*Hippuris vulgaris*), samt store, fine eksemplarer av *Nitella opaca*.

Artssammensetning og artsantall

De fleste av de undersøkte innsjøene ligger i områder med hard og kalkfattig berggrunn og artssammensetningen gjenspeiler dette, med tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) som den vanligste arten. Flerårige kortskuddsplanter, f.eks. stivt brasmegras, *Isoetes lacustris*, som er karakterarter for denne innsjøtypen i Sør-Norge, er mindre vanlig i Finnmark. Langvatn NV Kvaløya (innsjø nr. 8), like øst for Hammerfest, ligger på grensa til noe rikere berggrunn, med innslag av småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*) og hesterumpe (*Hippuris vulgaris*). Også Straumsvatnet (9) på Sørøya ligger i et område med noe rikere berggrunn (metasandstein).

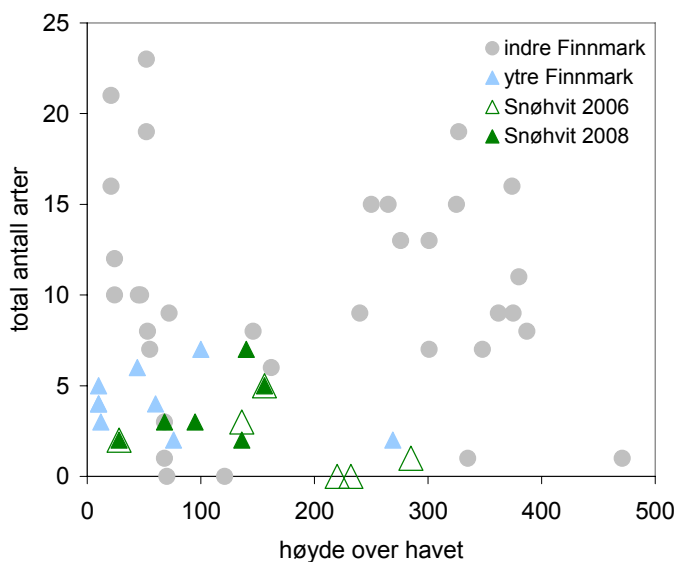
Tabell 8. Vannvegetasjon i innsjøer i og utenfor effektområdet fra Melkøya 29-31. juli 2008. Lokalteter: 2=Langvatnet156 NV Kvaløya, 4=Storvikvatnet NØ Kvaløya, 5=Russelvatn S Seiland, 7=Ersvikvatn N Seiland, 8=Langvatn95, NV Kvaløya, og 9=Straumsvatn Sørøya. Mengdeangivelse arter: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Mengdeangivelse total vegetasjon: 1=sparsom, 2=velutviklet, 3=frodig. *: bare i utløpsområdet.

Livsformgrupper/arter	Innsjøer og undersøkelsesår								
	2		4		5		7	8	9
	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2008	2008	2008
ISOETIDER									
<i>Isoetes lacustris</i>			2	3			3-4		3
<i>Isoetes echinospora</i>									3
<i>Ranunculus reptans</i>									2*
ELODEIDER									
<i>Callitriche palustris</i>									2*
<i>Hippuris vulgaris</i>	2	2-3							2*
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	3	4			2	2-3	3-4	3-4	1-2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	2-3	2							
<i>Ranunculus peltatus</i>			1	2					
NYMPHAEIDER									
<i>Sparganium hyperboreum</i>	1	1-2			1	1-2	1	2	
KRANSALGER									
<i>Nitella opaca</i>	4	4						4	2
Antall arter	5	5	2	2	2	2	3	3	7
Mengde vegetasjon (skala 1-3)	2	2	1-2	1-2	1	1-2	2	2	2

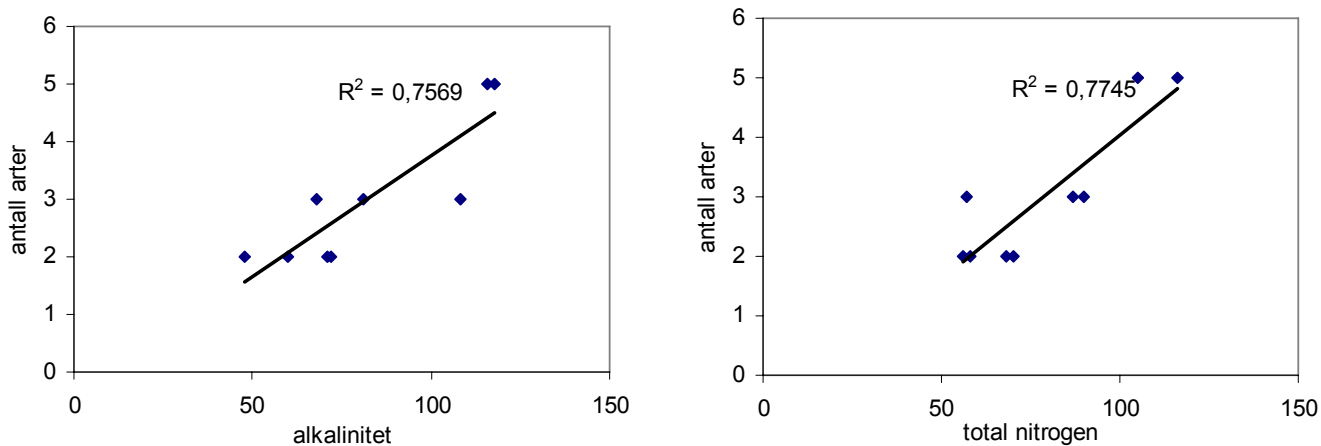
Alle innsjøene undersøkt i 2008 ligger lavere enn 160 moh., og artsantallet varierte mellom to og syv arter (**Figur 6**), som er som forventet for innsjøer i ytre Finnmark (se Skjelkvåle *et al.* 2007).

Som vist tidligere (Rørslett 1991, Mjelde 1997) er det en klar sammenheng mellom antall arter og alkalinitet (**Figur 7**), noe som først og fremst gjenspeiler de ulike artenes og livsformgruppens krav eller mulighet til karbonkilde (se Mjelde 1997).

Avsetningen av nitrogen er svært lav i Finnmark, også i dette området, med $\text{NO}_3 + \text{NH}_4 < 0.2 \text{ g N/m}^2$. Tot-N i innsjøene varierer mellom 56 og 116 $\mu\text{g N/L}$, mens nitrat er $< 1 \mu\text{g N/L}$ i alle innsjøene, unntatt innsjø nr. 8 Langvatn 95 moh, hvor NO_3 var 5 $\mu\text{g N/L}$ ved prøvetaking 30. juli 2008. Det ser ut til å være en positiv sammenheng mellom antall arter i vannvegetasjonen og Tot-N (**Figur 7**). Vi har imidlertid liten erfaring med vannvegetasjon i innsjøer med såpass lavt nitrogeninnhold. Nitrogeninnhold over 3-400 $\mu\text{g N/L}$ viser imidlertid en negativ korrelasjon med totalt antall arter (upubl. data).



Figur 6. Sammenheng mellom høyde over havet og antall arter i vannvegetasjonen (karplanter og kransalger). Basert på denne undersøkelsen og NIVAs upubliserte data.



Figur 7. Sammenheng mellom antall arter og alkalinitet og antall arter og total nitrogen i innsjøer ved Melkøya 2006 og 2008.

Økologisk tilstand - eutrofiering

Generelt

Indeksen er basert på forholdet mellom antall sensitive, tolerante og indifferente arter for hver innsjø (se Mjelde 2008 i foreløpig klassifiseringsveileder).

Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), mens de får redusert forekomst og dekning (etter hvert bortfall) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter med økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og ofte sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer. *Indifferente arter* er arter med vide preferanser, vanlig i upåvirkede innsjøer og i eutrofe innsjøer, men får redusert forekomst i hypereutrofe innsjøer.

Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. I TIc (trofiindeks basert på forekomst-fravær-data) teller alle artene likt uansett hvilken dekning de har. I TIa (trofiindeks basert på semi-kvantitative data) tas det hensyn til den kvantitative forekomsten av hver art. Grenselinjer for økologisk tilstand er bare utarbeidet for TIc. Det er viktig å være oppmerksom på at klassifikasjonssystemet er foreløpig og altså fortsatt under utvikling.

Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden for vannvegetasjon vurderes som god.

Det er også viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Tilstand for vegetasjonen vil derfor kunne, særlig i store innsjøer, avvike fra forholdene i sentrale vannmasser.

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 tilstand i forhold til påvirkningsfaktorer inkludere flere indekser.

Innsjøene rundt Melkøya

Indeksene er regnet ut for innsjøene 2. Langvatn 156 moh, 7. Ersvikvatn, 8. Langvatn 95 moh og 9. Straumsvatn. Innsjøene 4. Storvikvatn og 5. Russelvatn har få arter, så her har vi har anslått en indeksverdi.

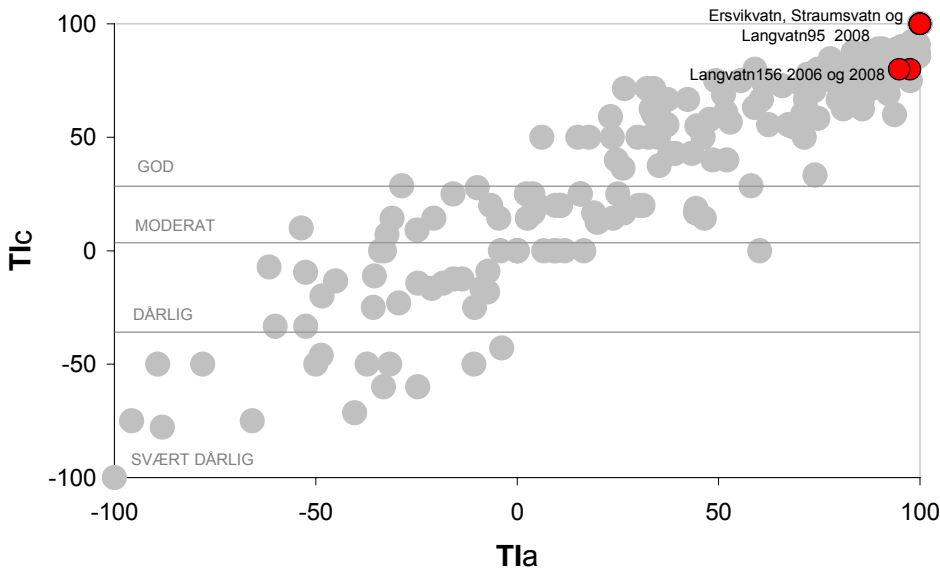
Ifølge trofiindeksene har vannvegetasjonen i Langvatn 156 moh god tilstand, mens de øvrige har svært god tilstand (**Tabell 9**). For Storvikvatn og Russelvatn viser anslått verdi svært god tilstand. Alle de registrerte artene i innsjøene hvor TIc = 100 er karakterisert som sensitive i forhold til eutrofiering.

Også når vi tar hensyn til artenes mengdemessige forhold (TIa) får vi samme gode tilstand (**Figur 8**).

Tabell 9. Økologisk tilstand (Tlc) i forhold til eutrofiering i de ulike innsjøene. Basert på data fra 2006 og 2008. *: kun anslag pga få arter. Økologisk tilstand: MG = meget god, G = god, M = moderat, D = dårlig, MD=meget dårlig.

	Innsjø	2006	2008
2	Langvatn156 moh, NV Kvaløya	80 G	80 G
4	Storvikvatn, NØ Kvaløya	100* MG	100* MG
5	Russelvatn, S Seiland	100* MG	100* MG
7	Ersvikvatn, N Seiland	-	100 MG
8	Langvatn 95 moh, NV Kvaløya	-	100 MG
9	Straumsvatn, Sørøya	-	100 MG
9	Straumsvatn inkl utløpsområde, Sørøya	-	100 MG

Grenselinjer for MG/G er foreløpig satt til $Tlc=88$ for kalkfattige, klare innsjøer. De øvrige grenselinjene er felles for alle innsjøtyper; G/M: 30, M/D: 5 og D/MD: -35.



Figur 8. Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering for vannvegetasjonen i innsjøer ved Melkøya 2006 og 2008 (rød markering). Data for øvrige innsjøer i NIVAs database er vist med grå farge. Innsjøer med svært få arter er ikke inkludert i figuren (gjelder Storvikvatn 2006 og 2008, og Russelvatn 2006 og 2008).

Økologisk tilstand - forsurening

Generelt

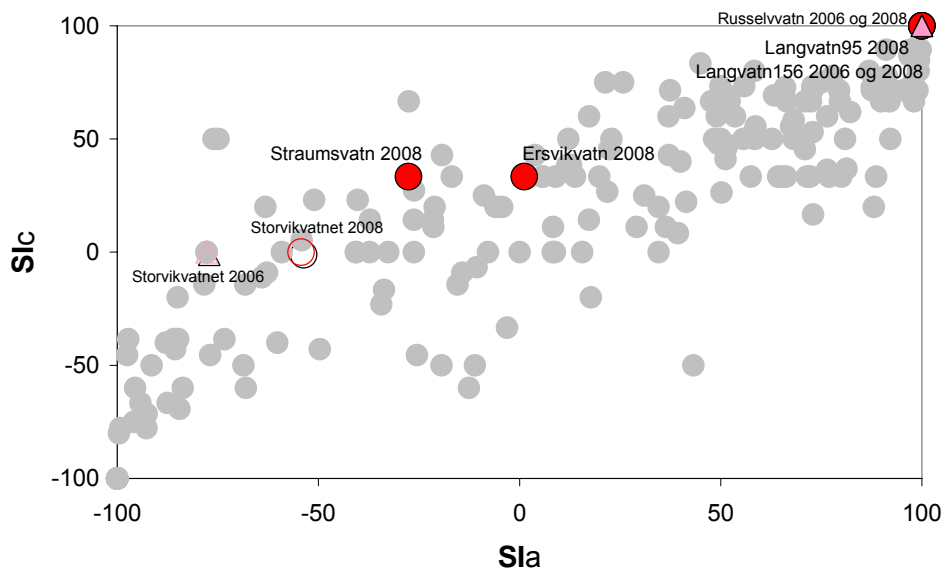
For forsurening benyttes tilsvarende indekser, hvor SIc teller alle artene likt, mens det i SIa tas hensyn til den kvantitative forekomsten (Mjelde, under utarb.). Sensitive og tolerante artsgrupper i forhold til surhet er basert på Lindstrøm *et al.* 2004. *Sensitive arter* er arter som ikke forekomme eller er svært sjeldne i forsurete innsjøer ($pH < 5$), men svært vanlige i oligotrofe,

kalkfattige innsjøer, upåvirket eller lite påvirket av forsuring. Inkluderer også *Øvrige 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 forsuring. *Tolerante arter* er 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.

Hver av indeksene beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Grenselinjer for surhetsindeksene er ikke utviklet. Imidlertid har vi, ut fra vegetasjonsforhold i enkeltinnsjøer, antydning foreløpige grenselinjer på -80 for SIa og -60 for SIc (Mjelde, upubl.). Verdier lavere enn disse viser at vegetasjonen er preget av forsuring. Typisk for lokaliteter i overkant av SIa = -80 er innslag av to-fire sensitive arter med en lav, eventuelt svært lav, dekning, eventuelt én sensitiv art med høyere dekning. SIc = -60 ser ut til å danne overgangen mellom to og tre sensitive arter.

Innsjøene rundt Melkøya

Basert på surhetsindeksene er vannvegetasjonen i 2. Langvatn 156 moh, 7. Ersvikvatn, 8. Langvatn 95 moh og 9. Straumsvatn i god tilstand (**Figur 9**). Storvikvatn og Russelvatn har svært få arter, men tilstanden i Russelvatn kan antydningvis sies å være god. Tilstanden i Storvikvatn i 2006 var dårligere, særlig når man tar hensyn til artenes semi-kvantitative dekning. Muligens var det en viss forbedring i 2008. Imidlertid er det viktig å huske på at indeksen kan gi feilaktig resultat når artsantallet er så lavt. Det er dessuten viktig å være klar over at flere av artene som er tolerante i forhold til forsuring, for eksempel de flerårige isoetidene og krypsiv, er sjeldne i Finnmark.



Figur 9. Økologisk tilstand i forhold til forsuring for vannvegetasjonen i innsjøer ved Melkøya 2006 (rosa trekkanter) og 2008 (røde sirkler). Data for øvrige innsjøer i NIVAs database er vist med grå farge. Tilstand for innsjøene med svært få arter er antydningvis vist med åpne sirkler og trekkanter, og mindre skrift (gjelder Storvikvatn 2006 og 2008 og Russelvatn 2006 og 2008). NB! Forsuringsindeksene er svært foreløpige.

Observerte endringer i perioden 2006-2008 og mulige årsaker til disse

Tre av innsjøene ble undersøkt i 2006 og 2008. Som forventet ser vi ikke store endringer verken i artsantall eller artssammensetning i toårs-perioden. Imidlertid ser det ut å være en svak økning i forekomst av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) i innsjø nr 2. Langvatn 156 moh. I Storvikvatn viser både den forsuringstolerante arten stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og den forsuringssensitive arten storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) en svak økning.

Datagrunnlaget er spinkelt, og det er foreløpig for kort tid og for små endringer til at vi kan konkludere med hensyn på eventuelle effekter fra Melkøya.

5.3.1 Konklusjoner fra undersøkelser av vannplanter

- Artsantallet av vannplanter er lavt, men som forventet for innsjøer i ytre Finnmark.
- Som forventet har vannvegetasjonen i alle innsjøene svært god eller god status i forhold til eutrofiering
- Det er ikke påvist forsuringseffekter på vannvegetasjonen i innsjøene. Tilstanden i Storvikvatnet er imidlertid noe dårligere, både i 2006 og 2008.
- Artsantallet i innsjøene er såpass lavt og indeksene må derfor brukes med forsiktighet
- Datagrunnlaget er spinkelt, og det er foreløpig for kort tid og for små endringer til at vi kan konkludere med hensyn på eventuelle effekter fra Melkøya.

5.4 Bunndyr

2: Langvatn 156 moh, NV Kvaløya

Hovedinnløpene til Langvatn, NV Kvaløya er tre små bekker. Det ble tatt prøve 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. Bunnssubstratet er småstein, grus og enkelte større steiner. Utløpsbekken har trolig en relativt jevn vannføring. Bunnssubstratet består av middels stor stein, småstein og grus. Prøvene ble tatt omkring 100 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen består hovedsakelig av middels stor og små stein. Prøvene ble tatt 100 -200 m fra utløpet. Alle stasjonene er de samme som ble prøvetatt i 2006.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert flere andre grupper som bl.a. steinfluer, døgnfluer, vårfluer og knott (Vedlegg C.). Det er registrert høyere tetthet og flere grupper i 2008 enn i 2006. Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter (mål på biodiversitet) er forholdsvis lavt, med fire EPT-arter/-slekter. Det var det samme som i 2006, men nå med innslag av døgnfluearter bl.a. av den forsuringfølsomme slekten *Baetis* (**Figur 11**). Den vanligste steinfluen er funnet som små individer fra slekten *Nemoura*. Vårfluene består av den nettspinnende arten *Plectrocnemia conspersa*.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene. Her er det i tillegg funnet bl.a. fåbørstemark, vårfluer og småmuslinger. EPT-artene består av ubestembare vårfluer av familien Limnephilidae samt av arten *Mystacides azurea*. Det er ikke registrert døgn- eller steinfluer. Det biologiske mangfoldet er dermed lavt med en EPT-verdi på to. Dette er det samme som i 2006, men basert på andre arter. 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 bunndyrsamfunnet i strandsonen negativt.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen er også dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det et betydelig innslag av døgnfluer, og mindre innslag av bl.a. vårfluer, vannmid og steinfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er moderat høyt med syv arter/slekter. Dette er noe lavere enn i 2006, og med litt annen sammensetning av arter. Den vanligste døgnfluearten er små ubestemte individer av *Baetis*; både *Baetis rhodani* og *Baetis subalpinus*. Den vanligste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*, mens den vanligste steinfluen er små individer av slekten *Diura*.



Innløp



Utløp

Langvatn, NV Kvaløya,
Foto: T. Bækken

3: Glimmervatnet, NV Kvaløya

Hovedinnløpene til Glimmervatnet er fire bekker av moderat størrelse. Det ble tatt prøve fra den som lå lengst sørøst. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøve herfra. Bunnssubstratet er små stein, grus og enkelte større steiner. Innsjøen er regulert. Utløpsbekken hadde under 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 400 m nedstrøms utløpet. Pga. av at det ble påvist stor reguleringseffekt på bunndyrsamfunnet i 2006, ble det ikke tatt prøver fra strandsonen i 2008.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert vesentlig andel døgnfluer. Det er totalt større tetthet av bunndyr i 2008 enn i 2006 (Vedlegg C.). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er moderat høyt med ni EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Dette er også høyere enn i 2006. Den vanligste døgnfluen er *Baetis subalpinus*. I tillegg er det funnet stor andel *Acentrella lapponica* og *Baetis rhodani* samt mange små ubestembare individer fra slekten *Baetis*. *Acentrella lapponica* ble ikke påvist i 2006. Det ble ikke påvist steinfluer i 2008. Dette er uvanlig i rene elver, og kan delvis forklares med at det er få steinfluearter om sommeren. I 2006 ble det bare påvist få individer av en art. Vårfluene består av få individer av fire arter. De to vanligste er *Rhyacophila nubila* og *Micrasema gelidum*.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen er dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det innslag av bl.a. småmuslinger, døgnfluer og vårfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT var forholdsvis lavt med syv arter/slekter. I 2006 var det seks. Den vanligste døgnfluearten er *Baetis rhodani*. Den vanligste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*, mens den vanligste steinfluen er små individer av slekten *Diura*.



Innløpsbekk



Utløpsbekk

Glimmervatnet
Foto: T. Bækken

4: Storvikvatn, NØ Kvaløya

Hovedinnløpet til Storvikvatn er en elv. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnsubstratet er middels stor stein og grus, og enkelte større steiner. Utløpselva 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 består hovedsakelig av middels stor- og små stein, og ligger 100 -200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert flere andre grupper som bl.a. småmuslinger, knott og døgnfluer (Vedlegg C.). Antall dyr i prøven var på omkring samme nivå som i 2006. Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er forholdsvis lavt, og lavere enn i 2006, med fem EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Den vanligste døgnfluen er *Baetis rhodani*, mens den vanligste steinfluen er funnet som små individer fra slekten *Diura*. Eneste vårflueart er *Rhyacophila nubila*.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene. Her er det i tillegg funnet bl.a. vårfluer og steinfluer og fåbørstemark. Totale antall individer er lavere enn i 2006, vesentlig pga færre fjærmygglarver. EPT-artene består, som i 2006, 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 to. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen er også dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det innslag av bl.a. småmuslinger, knott, døgnfluer og steinfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er moderat høy, og noe høyere enn i 2006, syv arter/slekter. Det er få individer døgnflueartene var *Baetis subalpinus* og *Baetis rhodani*. Den vanligste vårfluearten er *Rhyacophila nubila*, mens den vanligste steinfluen er små individer av slekten *Diura*.



Innløpselv



Innløpselv - undervannsbilde



Utløpselv



Utløpselv med undervannsbilde

Storvikvatnet
Foto: T. Bækken

5: Russelvvatn, S Seiland

Hovedinnløpet til Russelvvatnet er en moderat stor bekk i nord-enden av vannet. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnssubstratet er dominert av middels stor stein. Utløpsbekken har tilsvarende bunnssubstrat. Prøvene ble tatt omkring 100 – 200 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen består hovedsakelig av middels stor- og små stein, og ligger 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert flere andre grupper som bl.a. knott, vårfluer og steinfluer (Vedlegg C.). Tettheten av individer er noe lavere enn i 2006. Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er forholdsvis lavt, med fire EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Dette er reduksjon med én art fra 2006. Det er ikke funnet døgnfluer, og bare få individer av tre steinfluearter. Vårfluene består av få individer med en eller flere ubestemte arter fra familien Limnephilidae.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene. Ut over denne er det bare funnet vårfluer. I 2006 ble det i tillegg funnet fåbørstemark og steinfluer. Disse ble imidlertid funnet svært lite antall (to individer fra hver), slik at forskjellen fra 2006 til 2008 kan være tilfeldig. EPT-artene består av individer av vårfluefamilien Polycentropodidae med *Plectrocnemia conspersa* som den vanligste. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter er dermed lavt med en EPT-verdi på tre. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken er også dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det et stort innslag av knott, samt mindre innslag av bl.a. døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er halvert fra 2006 til 2008, fra forholdsvis høyt i 2006 med ti arter/slekter til forholdsvis lavt i 2008 med fem arter/slekter. Det er færre arter i alle EPT-gruppene. Den vanligste døgnfluen er små individer av slekten *Baetis*. Den vanligste steinfluen er *Leuctra digitata*, mens den eneste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*.



Hovedinnløp til Russelvvatnet

Foto: T. Bækken

6: Langvatnet, 285 moh, V Sørøya

Hovedinnløpet til Langvatnet er en liten elv. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnssubstratet er 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 består hovedsakelig av middels stor- og små stein. Stasjonen ligger 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert et stort innslag av døgnfluer og knott. Tettheten av individer er noe høyere enn i 2006. (Vedlegg C.). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter var middels høyt, med syv EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Dette er det samme som i 2006, men nå med en større andel av døgnfluearter. Den vanligste døgnfluen er små ubestemte individer av slekten *Baetis*. I tillegg er både *Baetis rhodani*, *Baetis subalpinus* og *Acentrella lapponica* vanlige. Den vanligste steinfluen er funnet som små individer fra slekten *Diura*. Den vanligste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene.

Her er også vårfluer vanlige. Tettheten av individer er på samme nivå som i 2006. EPT-artene består av ubestembare individer av vårfluefamilien Limnephilidae og Polycentropodidae. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter er dermed lavt med en EPT verdi på tre. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken er dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det et betydelig innslag av knott. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer er også registrert. Tettheten av individer er noe høyere enn i 2006, mest pga økt antall fjærmygglarver. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er forholdsvis lavt med fem arter/slekter. Dette var tilsvarende som i 2006. I 2008 er det registrert steinfluer her. De var fraværende i 2006. Den vanligste døgnfluen er *Baetis rhodani* (Norges vanligste). Den vanligste steinfluen er små individer av *Diura* sp.. Den vanligste vårfluearten er *Rhyacophila nubila*.



Langvatnet V Sørøya med utløpselv



Innløpselv

Langvatnet, V Sørøya

Foto T. Bækken

7: Ersvikvatn, N Seiland

Hovedinnløpet til Ersvikvatnet er en moderat stor bekk i sør-enden av vannet. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnssubstratet er dominert av middels stor stein. Utløpsbekken i nordenden har tilsvarende bunnssubstrat. Prøvene ble tatt omkring 100 – 200 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen består hovedsakelig av middels stor- og små stein, og ligger 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men også døgnfluer, steinfluer og vårfluer er vanlige (Vedlegg C.). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er moderat høyt med åtte EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Det er funnet tre døgnfluearter samt små individer fra slekten *Baetis*. Den vanligste døgnfluearten er *Baetis rhodani*. Den vanligste steinfluen er *Leuctra digitata*. Vårfluene består av ubestemte arter fra familien Limnephilidae.



Ersvikvatnet

Foto: T. Bækken

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene. Her er det i tillegg funnet døgnfluer, vårfluer og steinfluer samt småmuslinger. EPT-artene består av ubestembare individer av døgnflueslekten *Baetis*, to steinfluarter og tre vårfluearter. Den vanligste steinfluen er *Leuctra hippopus*, mens den vanligste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue- arter er dermed noe lavt med en EPT verdi på seks, men langt høyere enn det som har vært vanlig i strandsonen på de andre innsjøene. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken er også dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det et stort innslag av småmuslinger. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer er også vanlige. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er moderat høyt med syv arter/slekter. Den eneste døgnfluen er små individer av slekten *Baetis*. Den vanligste steinfluen er *Leuctra digitata*, mens de vanligste vårfluene er ubestemte individer fra familieneartene Polycentropodidae og Limnephilidae.

8: Langvatn 95 moh, NV Kvaløy

Hovedinnløpet til Langvatn 95 moh, NV Kvaløya er en bekk nær midt på vannet. Det ble tatt en vanlig bunndyrsprøve herfra. Bunnssubstratet er småstein, grus og enkelte større steiner. Utløpsbekken har trolig en relativt jevn vannføring. Bunnssubstratet består av middels stor stein, småstein og grus. Prøvene ble tatt omkring 100 m nedstrøms utløpet. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen består hovedsakelig av middels stor og små stein. Prøvene ble tatt 50 -100 m fra utløpet.

Disse lokalitetene ble ikke prøvetatt i 2006.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver, men det er også registrert flere andre grupper som bl.a. vårfluer, døgnfluer. (Vedlegg C.). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er forholdsvis lavt, med fire EPT-arter/slekter (**Figur 11**). Den vanligste døgnfluen er *Ameletus inopinatus*. Det er ikke funnet steinfluer, mens den vanligste vårfluen er *Plectrocnemia conspersa*.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene, men tettheten her er langt lavere enn i innløpsbekken. Her er det i tillegg funnet bl.a. fåbørstemark og steinfluer. EPT-artene består av meget små individer av steinfluer fra slektene *Leuctra* og *Diura*. Det biologiske mangfoldet er dermed lavt med en EPT-verdi på to. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken av innsjøen er også fjærmygglarver meget vanlige, døgnfluer utgjør den antallsmessig største gruppen. I tillegg er det et betydelig innslag av knottlarver, og mindre innslag av bl.a. fåbørstemark og vårfluer. Det biologiske mangfoldet målt med EPT er forholdsvis lavt med seks arter/slekter. Den vanligste døgnfluearten er *Baetis subalpinus*. Det er også en stor andel små ikke bestemte individer fra slekten *Baetis*. *Baetis rhodani* er også et vanlig innslag. Det er ikke registrert steinfluer. Dette er ganske uvanlig, og kan ha sammenheng med at prøvene er tatt sommerstid. Da er denne gruppen representert med færre arter i bunndyrsamfunnet enn høst/vinter/vår. Den vanligste vårfluearten er *Rhyacophila nubila*, men også her er *Plectrocnemia conspersa* et vanlig innslag i faunaen.



Langvatn, 95moh NV Kvaløya,
Foto: M. Mjelde

9: Straumsvatnet, V Sørøya

Hovedinnløpet til Straumsvatnet er en bekk. Det ble tatt en vanlig bunndyrprøver herfra. Bunnsubstratet domineres av små og middels stor stein. Utløpsbekken har i stor grad storsteinet bunnsubstrat. Prøvene ble tatt omkring 50 m nedstrøms utløpet, rett før den går ganske bratt nedover i terrenget. Strandsonen ved prøvestasjonen i innsjøen består hovedsakelig at middels stor- og små stein. Stasjonen ligger 100-200 m fra utløpet.

Bunndyrsamfunnet i innløpsbekken består i hovedsak av fjærmygglarver og døgnfluer. Det er også store innslag av knott og steinfluer (Vedlegg C.). Det biologiske mangfoldet uttrykt ved antall EPT-arter er middels høyt, med seks EPT arter/slekter (**Figur 11**). Den vanligste døgnfluen er *Acentrella lapponica*. Den vanligste steinfluen er *Leuctra digitata*. Den vanligste vårfluearten er *Plectrocnemia conspersa*.

Også i strandsonen dominerer fjærmygglarvene. Det er også et stort innslag av fåbørstemark. Her er det i tillegg funnet bl.a. døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Dessuten er det funnet marflo (*Gammarus lacustris*). EPT-artene består av to døgnfluer, hvorav *Siphonurus sp.* er vanligst. Steinfluene består av *Nemoura sp.*, mens vårfluene består av *Plectrocnemia conspersa*. Det biologiske mangfoldet sett ut fra antall døgnflue-, steinflue- og vårflue-arter er dermed lavt med en EPT-verdi på fire, selv dette er høyere enn i mange av de andre innsjøene. Det er normalt færre EPT-arter i innsjøer enn i bekker og elver.

Bunndyrsamfunnet i utløpsbekken er også dominert av fjærmygglarver. I tillegg er det et betydelig innslag av steinfluer. Det er imidlertid ikke funnet døgnfluer. Dette er uvanlig, og kunne mistolkes som forsurening (se nedenfor). Det biologiske mangfoldet målt med EPT er forholdsvis lavt med fire arter/slekter. Den vanligste steinfluen er ubestemte individer av slekten *Isoperla*. Den vanligste vårfluearten er også her *Plectrocnemia conspersa*.



Straumsvatnet



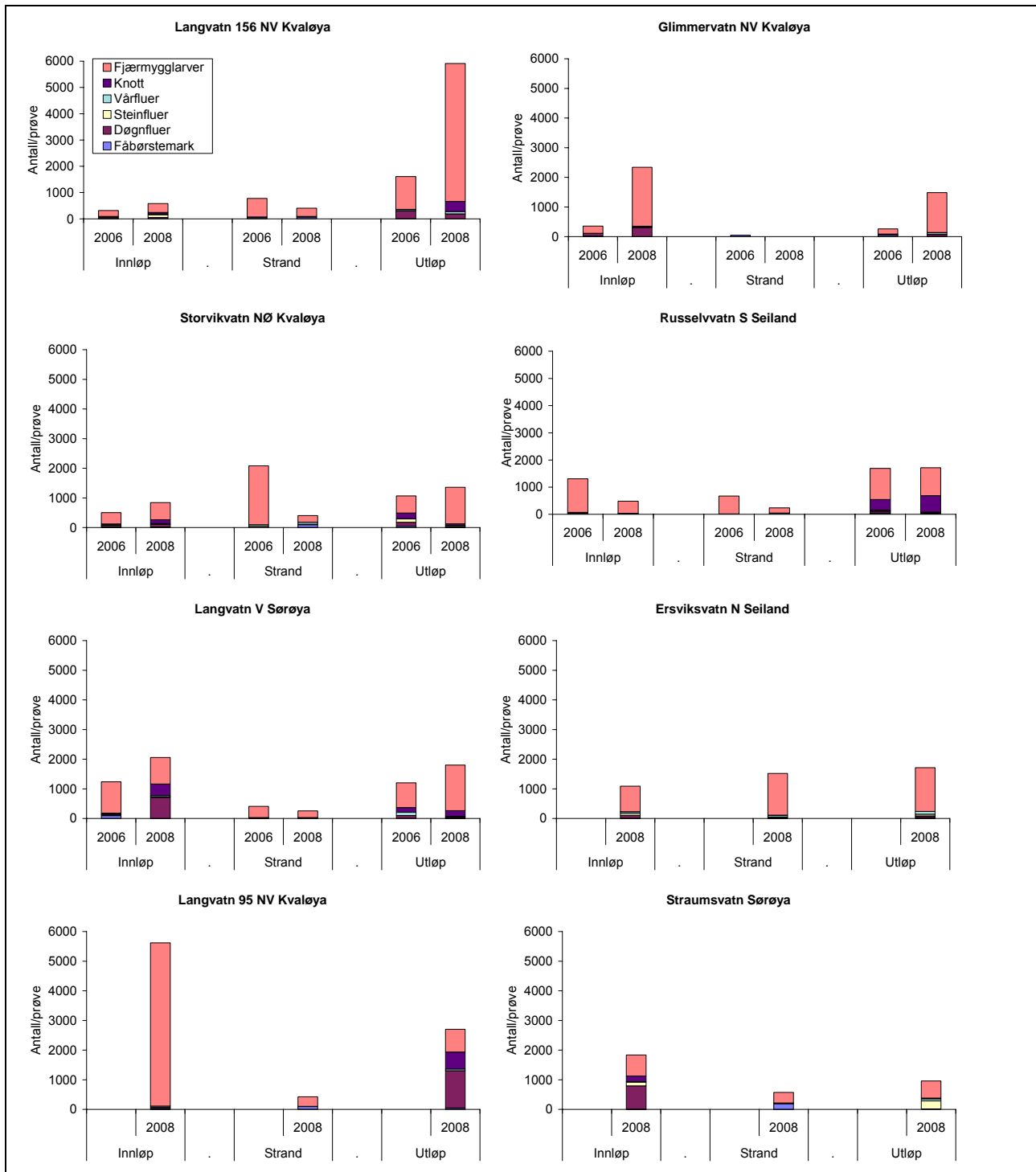
Innløpsbekk



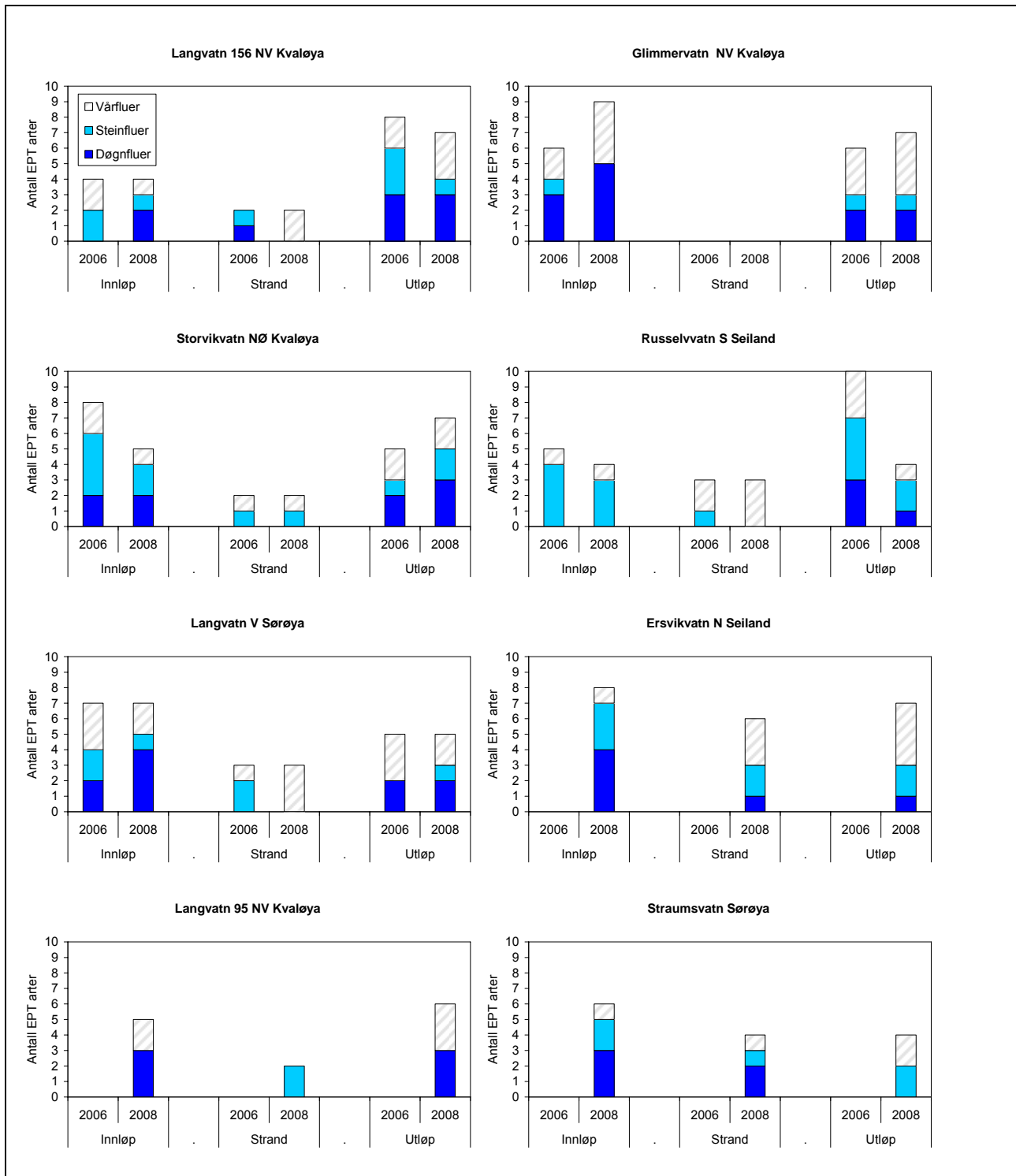
Utløpsbekk

Straumsvatnet Sørøya

Foto T. Bækken



Figur 10. Hovedgrupper av bunndyr i prøver fra henholdsvis innløpselva/bekken, strandsonen og utløpselva/bekken i 11-12.07.2006 og 29-31.07.2008.



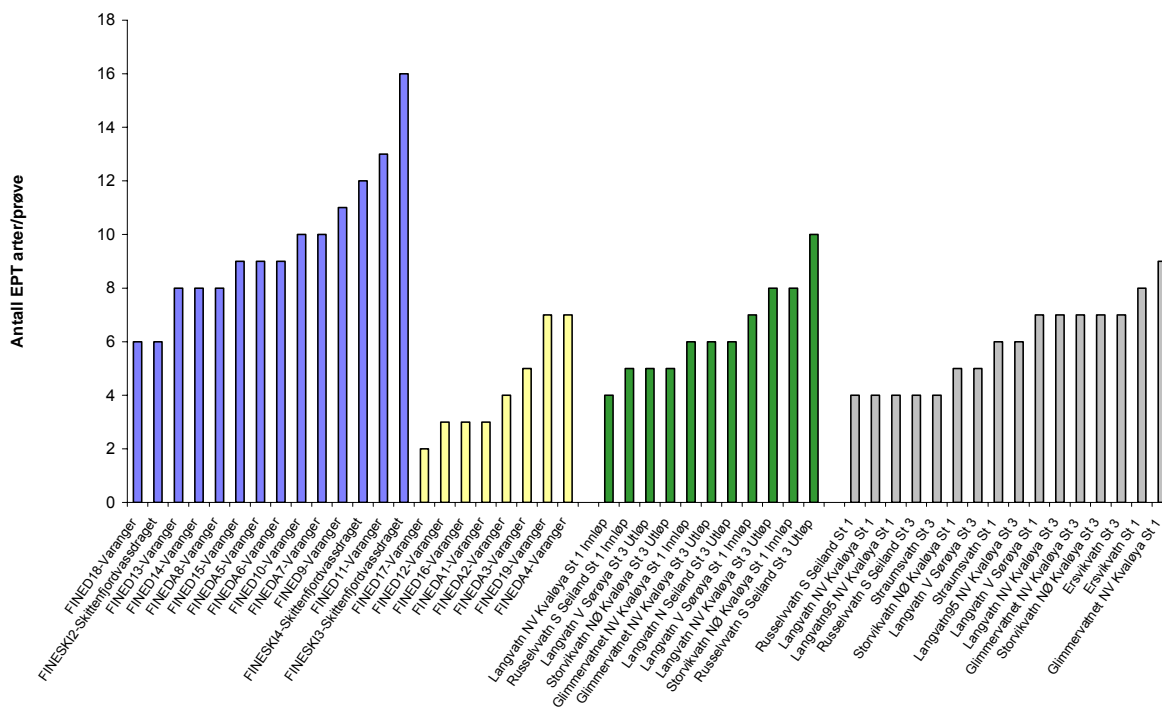
Figur 11. Biologisk mangfold uttrykt som antall arter EPT (E:døgnfluer, P:steinfluer og T:vårfluer) 11-12-2006 og 29-31.2008.

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 fysiske-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 2006 og 2008 (**Figur 12**). For mange av lokalitetene ble det observert endringer fra 2006 til 2008. Som regel var dette små endringer (**Tabell 10**). Oftest vil disse små endringene fra et år til neste være forårsaket av naturlige variasjoner og tilfeldigheter. Den største forskjellen ble observert i utløpet av Russelvvatnet. Dette kan være uttrykk for en ustabil situasjon for mange bunndyrartet. Også innløpet til dette vatnet preges av fauna som likner den en får ved forsuring.

Tabell 10. Antall EPT-arter (E: døgnfluer, P: steinfluer T: vårfluer) anvendt på materiale fra de undersøkte lokalitetene i 2006 og 2008.

Lokalitet	Stasjon	2006	2008
1 Langvatn, 220 moh, N Seiland	St 2 Strand	1	Ikke undersøkt
	St 1 Innløp	6	Ikke undersøkt
	St 3 Utløp	0	Ikke undersøkt
2 Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya	St 1 Innløp	4	4
	St 2 Strand	2	2
	St 3 Utløp	8	7
3 Glimmervatnet, NV Kvaløya	St 1 Innløp	6	9
	St 2 Strand	0	
	St 3 Utløp	6	7
4 Storvikvatn, NØ Kvaløya	St 1 Innløp	8	5
	St 2 Strand	2	2
	St 3 Utløp	5	7
5 Russelvvatn, S Seiland	St 1 Innløp	5	4
	St 2 Strand	3	3
	St 3 Utløp	10	4
6 Langvatn, 285 moh, V Sørøya	St 1 Innløp	7	7
	St 2 Strand	3	3
	St 3 Utløp	5	5
7 Ersvikvatn, N Seiland	St 1 Innløp		8
	St 2 Strand		6
	St 3 Utløp		7
8 Langvatn, 95 moh NV Kvaløya	St 1 Innløp		4
	St 2 Strand		2
	St 3 Utløp		6
9 Straumsvatn, V Sørøya	St 1 Innløp		6
	St 2 Strand		4
	St 3 Utløp		4



Figur 12. 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 og grått er lokaliteter fra foreliggende undersøkelse i henholdsvis 2006 og 2008.

Mulige forsureningseffekter - bunndyr

For vurdering av forsurening er det anvendt Raddums forsuringindeks (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 firedelt skala: 0 (sterkt forsuringspåvirket bunndyrsamfunn), 0,25 (markert forsuringspåvirket), 0,5 (moderat forsuringspåvirket), og lite/ikke forsuringspåvirket bunndyrsamfunn.

Raddums forsuringindeks anvendt på bunndyrmaterialet fra de undersøkte lokalitetene antyder skader både i enkelte av innsjøene, og i noen av bekkene (

Tabell 11). For noen av lokalitetene er det en endring fra 2006 til 2008. Vi forventer imidlertid ikke forsureningseffekter 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

Ofte er det registrert "forsuring" i innsjøer. Dette kan i alle tilfellene skyldes at faunaen her er for fåtallig og lite variert til at det er mulig å anvende Raddums forsuringindeks. I noen tilfeller er det imidlertid påvist forsuringfølsomme arter også i strandsonen. I ett tilfelle, i strandsonen i Straumsvatnet ble det påvist marflo (*Gammarus lacustris*). Dette er en sikker indikator på gode, ikke forsurede forhold.

I alle innløp, unntatt i innløpsbekken til Russelvvatnet, viser Raddums indeks ikke forsuret tilstand. I og med at bunndyrsamfunnet i innløpet til Russelvvatn både i 2006 og 2008 manglet arter fra den forsuringsfølsomme *Baetis* slekten (som finnes i alle de andre bekkene) eller andre forsuringsfølsomme arter, er det sannsynlig at vannkvaliteten her er for marginal til at disse artene kan etablere seg her. Vannprøvene viser også at ionestyrken og alkaliteten er meget lav, og lavere enn i de andre bekkene.

I alle utløpene, unntatt Straumsvatnet, viste Raddums indeks ikke forsuret tilstand. For Straumsvatnet er dette er imidlertid en feil slutning. Både innløp og strand i denne innsjøen viser gode forhold for bunndyr med både *Baetis* og marflo. Det er uvanlig at *Baetis* ikke blir funnet på et slikt sted. Noe av årsaken kan ligge i følgende: På grunn av det bratte terrenget nedstrøms utløpet av Straumsvatnet måtte prøven tas noe nærmere utløpet enn ved de andre innsjøene. De øvre delene av utløpsbekker kan tilnæret tømmes for lett bevegelige og svømmende arter som *Baetis*. Særlig dersom faunaen blir utsatt for stress. Disse områdene vil heller ikke kunne rekoloniseres før nye voksne legger egg (i motsetning til nedre deler som får stadig påfyll fra områder ovenfor).

Tabell 11. Raddums forsuringsindeks anvendt på materiale fra de undersøkte lokalitetene. Skala: 0, 0,25, 0,5 og 1, der 0 er sterk forsuret påvirket bunndyrsamfunn og 1 er ikke/ubetydelig forsuret.

Lokalitet	Stasjon	2006	2008
1 Langvatn, 220 moh, N Seiland	St 1 Innløp	Ikke prøve	Ikke prøve
	St 2 Strand	0	Ikke prøve
	St 3 Utløp	0,5	Ikke prøve
2 Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya	St 1 Innløp	0,5	1
	St 2 Strand	0,5	0,25
	St 3 Utløp	1	1
3 Glimmervatnet, NV Kvaløya	St 1 Innløp	1	1
	St 2 Strand	0	Ikke prøve
	St 3 Utløp	1	1
4 Storsvikvatn, NØ Kvaløya	St 1 Innløp	1	1
	St 2 Strand	0,5	1
	St 3 Utløp	1	1
5 Russelvvatn, S Seiland	St 1 Innløp	0,5	0,5
	St 2 Strand	0,5	0
	St 3 Utløp	1	1
6 Langvatn, 285 moh, V Sørøya	St 1 Innløp	1	1
	St 2 Strand	0,5	0,25
	St 3 Utløp	1	1
7 Ersvikvatn, N Seiland	St 1 Innløp	.	1
	St 2 Strand	.	1
	St 3 Utløp	.	1
8 Langvatn, 95 moh Kvaløya	St 1 Innløp	.	1
	St 2 Strand	.	0,5
	St 3 Utløp	.	1
9 Straumsvatn, V Sørøya	St 1 Innløp	.	1
	St 2 Strand	.	1
	St 3 Utløp	.	0,5

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 akkumulerer oppover i næringskjeden, noe som betyr at nivåene øker jo høyere opp i næringskjeden man kommer (med økende trofisk nivå). Fiskens diett er avgjørende for hvilken trofisk nivå den har. Fisk som spiser byttedyr langt nede i næringskjeden (bunndyr, plankton) vil ha en lavere trofisk posisjon enn fisk som har et større innslag av fisk i dietten. For å kunne sammenligne miljøgiftsnivåer i fisk fra ulike innsjøer er det viktig å ha kjennskap til hvilke trofiske nivå de ulike individene befinner seg på. Kjennskapet til trofisk posisjon er også viktig når man skal følge utviklingen av miljøgifter i samme innsjø over tid.

I foreliggende overvåkning er derfor 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 den tyngste nitrogenisotopen (N_{15}) anrikes oppover i næringskjeden, mens den lettere (N_{14}) er relativt stabil. Forskjellen mellom de to isotopene øker således oppover i næringskjeden. I akvatiske næringskjeder øker $\delta^{15}N$ med ca. 3,4 ‰ for hvert trofisk nivå (Vander Zanden og Rasmussen 2001).

Resultatene fra undersøkelsene viste at de ti utvalgte fisk fra hver av innsjøene viste liten variasjon i $\delta^{15}N$ og at de i all hovedsak lå innenfor samme trofiske nivå (Vedlegg **Tabell 25**). De største forskjellene innad er funnet i Langvatnet, V Sørøya der forskjeller på noe over 2 ‰ i $\delta^{15}N$ er funnet mellom den høyeste og laveste verdien. En slik forskjell tilsvarer i overkant av et halvt trofisk nivå. Årsaken til forskjellene i trofisk nivå er forskjeller i fiskenes diett.

Resultatene fra 2008 er svært likt det som ble funnet i 2006 noe som betyr at den innsamlede fisken fra de enkelte innsjøer er på samme trofiske nivå og at dermed materialet vil være sammenlignbart. De små forskjellene mellom årene vil kunne forklares av at dietten endres ofte gjennom sesongen og selv fisk med lik størrelse vil ofte ha ulik føde som igjen da vil kunne gjenspeiles i $\delta^{15}N$ verdiene.

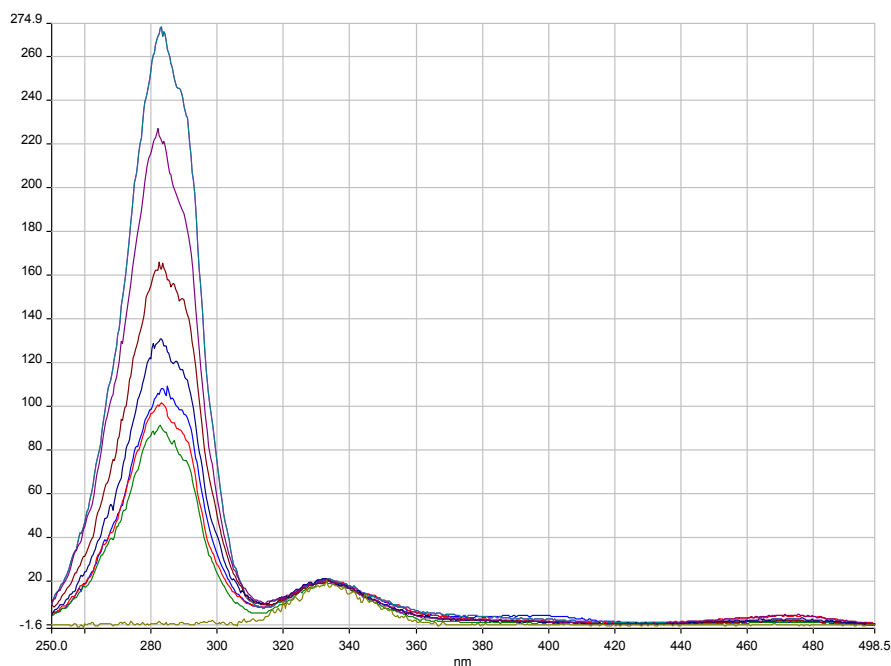
5.5.2 PAH i fisk

PAH-nivåer i muskel fra fisk ble analysert i samleprøver bestående av ti fisk fra hvert vann. Fisk har gode egenskaper til å metabolisere PAH og man kan derfor ikke forvente å finne høye nivåer i muskel. Nivåene av PAH (16 EPA) varierte fra 1,0 ng/g våtvekt (vv) i Glimmervatnet, NV Kvaløya til 13,4 ng/g vv i Storvikvatn, NØ Kvaløya (Vedlegg D, **Tabell 27**). PAH-nivåene er sammenlignbare med det som ble funnet i 2006 og det som tidligere er funnet i fisk fra innsjøer i Finnmark (Skotvold *et al.* 1997). Skotvold *et al.* (1997) rapporterte nivåer av ΣPAH i muskel fra 4,4 til 13,7 ng/g vv. De lave nivåene av PAH i muskel målt i foreliggende undersøkelse stemmer godt overens med de lave nivåene av PAH-metabolitter som ble funnet i galle fra de samme fiskene (se neste kapittel).

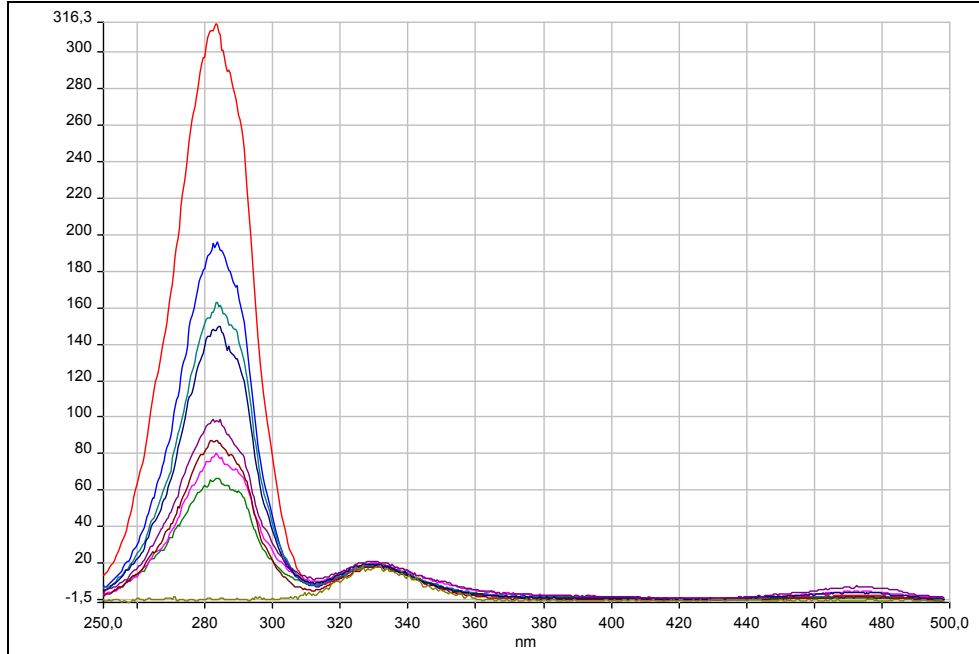
5.5.3 PAH metabolitter i galle

I **Figur 13** og **Figur 14** er gjennomsnittsspektra for hver innsjø presentert for hhv. 2008 og 2006. 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, λ_{eks}) i alle prøvene som ble testet ligger nær λ_{eks} for naftalenmetabolitter (290/335 nm, se **Figur 17**). Dette signalet har imidlertid også blitt observert i blant annet polartorsk som ble 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 bekrefter at det ble påvist metabolitter av naftalen i kun en av prøvene (**Tabell 13**). Videre ble det påvist metabolitter av fenantren (1-OH-Fenantren) og pyren (1-OH-pyren) i lave konsentrasjoner i åtte av 12 prøver.

Det ble med andre ord ikke detektert topper i noen av prøvene som skulle tilsi at det var PAH-metabolitter tilstede i vesentlig grad noe som tyder på at fiskene ikke har vært eksponert for forhøyede nivåer av PAH.



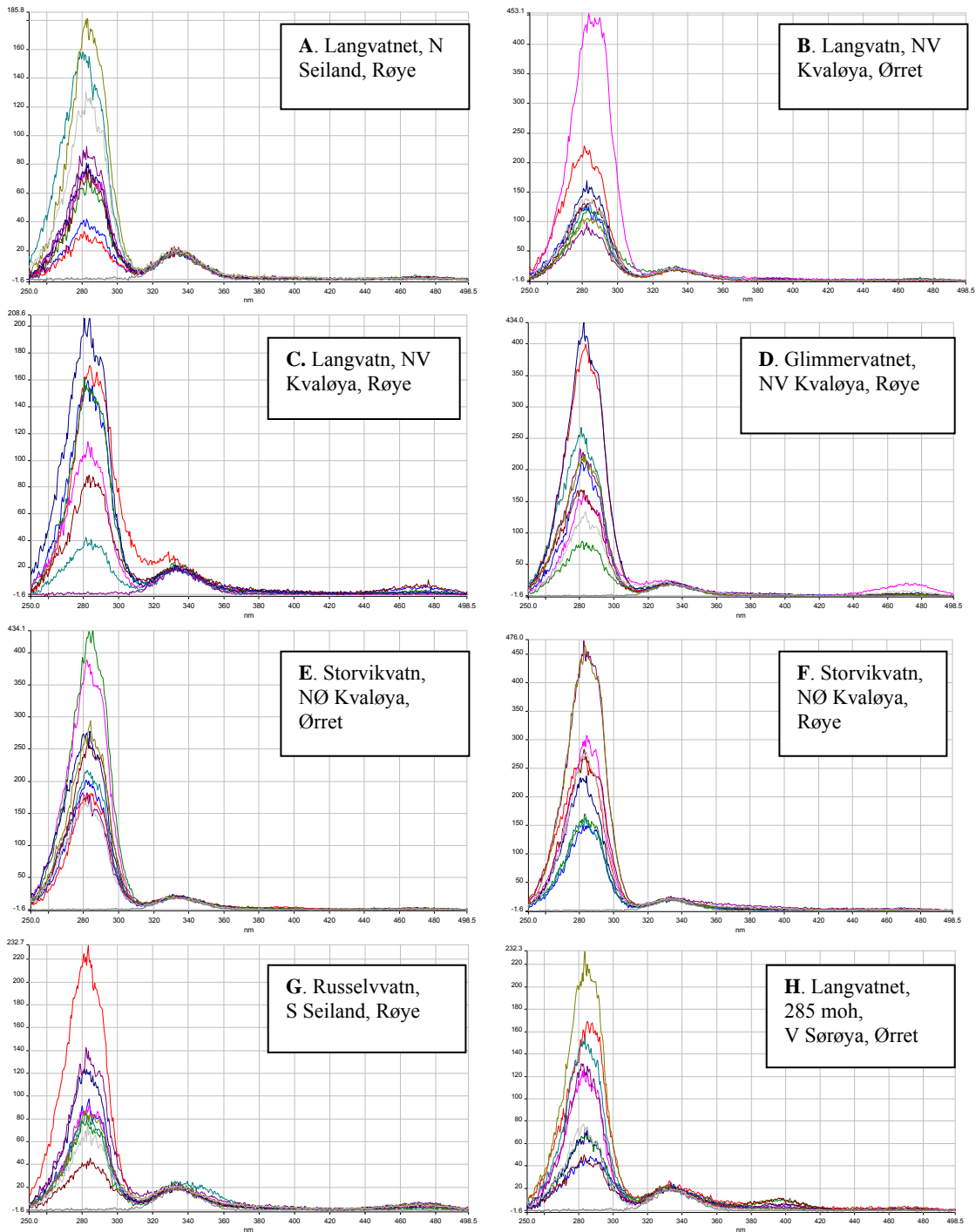
Figur 13. Gjennomsnittsspektra for de ulike innsjøene og de ulike artene, september 2008. Burgunder = "Røye fra Glimmervatnet, NV Kvaløya", rød = "Røye fra Russelvatn, S Seiland", mørk blå = "Ørret fra Langvatn, NV Kvaløya", rosa = "Ørret fra Storvikvatn, NØ Kvaløya", asurblå = "Røye fra Storvikvatn, NØ Kvaløya", rødbrun = "Ørret fra Langvatnet, N Seiland", grønn = "Røye fra Langvatn, NV Kvaløya", Blå = "Langvatn, Sørøya" og gul = blank. X-aksen angir eksitasjonsbølgelengden og Y-aksen angir emisjonsintensiteten.



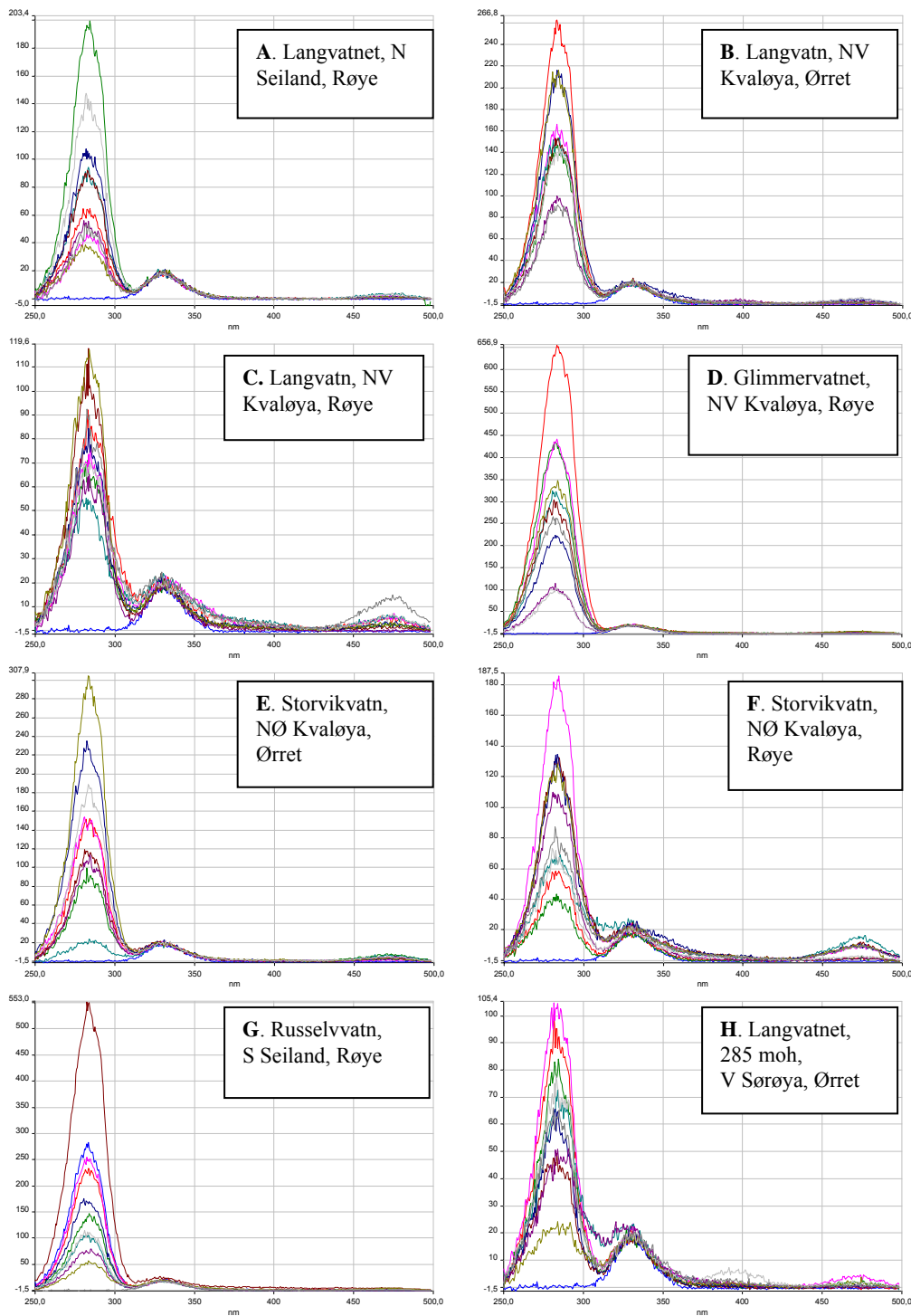
Figur 14. Gjennomsnittsspektra for de ulike innsjøene og de ulike artene, september 2006. Rød = "Røye fra Glimmervatnet, NV Kvaløya", blå = "Røye fra Russelvatn, S Seiland", blågrønn = "Ørret fra Langvatn, NV Kvaløya", mørk blå = "Ørret fra Storvikvatn, NØ Kvaløya", lilla = "Røye fra Storvikvatn, NØ 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, presentert som rådata (**Figur 15** og **Figur 16** for hhv. 2008 og 2006).

Det ble observert stor variasjon i signalstyrken mellom individene som ble analysert selv innad 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 15. Resultatene fra hver enkelt innsjø fra 2008. A) Langvatnet, N Seiland - røye, B) Langvatn, NV Kvaløya - Ørret, C) Langvatn, NV Kvaløya – røye, D) Glimmervatnet, NV Kvaløya – røye, E) Storkvatn, NØ Kvaløya – ørret, F) Storkvatn, NØ Kvaløya – røye, G) Russelvatn, S Seiland – røye, H) Langvatnet, V Sørøya – ørret. Eksitasjonsbølgelengden angis av x-aksen og emisjonsbølgelengden angis av y-aksen. NB! Skalaen på y-aksen varierer.



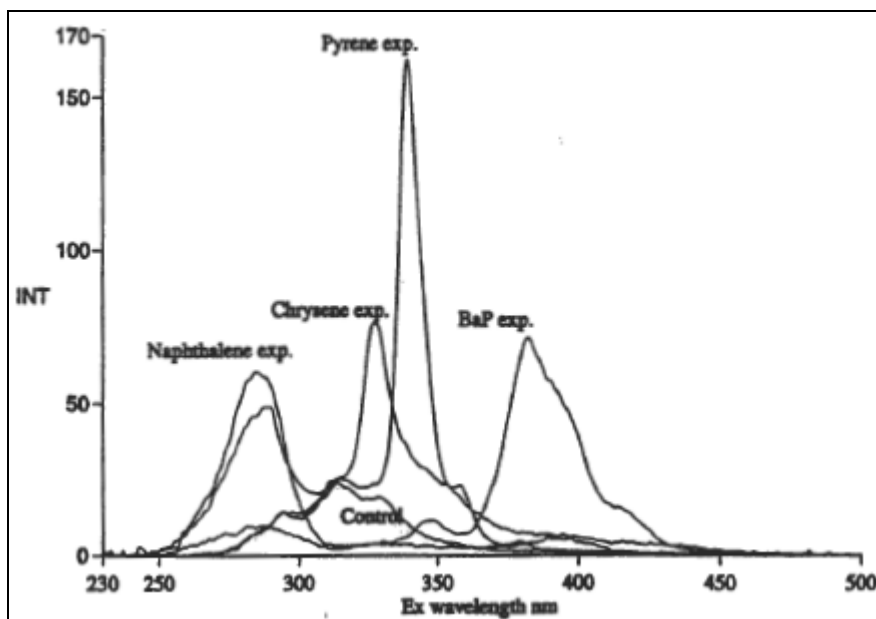
Figur 16. Resultatene fra hver enkelt innsjø fra 2006. A) Langvatnet, N Seiland - røye, B) Langvatn, NV Kvaløya - Ørret, C) Langvatn, NV Kvaløya – røye, D) Glimmervatnet, NV Kvaløya – røye, E) Storkvatn, NØ Kvaløya – ørret, F) Storkvatn, NØ Kvaløya – røye, G) Russelvatn, S Seiland – røye, H) Langvatnet, 285 moh, V Sørøya, Ørret. Eksitasjonsbølgelengden angis av x-aksen og emisjonsbølgelengden angis av y-aksen. NB! Skalaen på y-aksen varierer.

Tabell 12. Analyser av PAH-metabolitter ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ved hjelp av HPLC-flouorescens fra et utvalg fisk fra ulike innsjøer, september 2008.

Innsjø	Art	Prøve nr	3-OH- Benzo(a)pyren	2-OH-naftalen	1-OH- fenantren	1-OH-pyren
1. Langvatnet, N Seiland	Røye	LS245	<2	<200	<2	<0.5
1. Langvatnet, N Seiland	Røye	LS248	<2	<200	<2	<0.5
2. Langvatn, NV Kvaløya	Røye	LK282	<2	16625	43,1	4,7
2. Langvatn, NV Kvaløya	Røye	LK286	<2	<200	73,0	22,1
3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	Røye	G291	<2	<200	16,6	6,2
3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	Røye	G297	<2	<200	10,1	1,8
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	Ørret	S253	<2	<200	<2	<0.5
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	Ørret	S257	<2	<200	<2	<0.5
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	Ørret	S258	<2	<200	2,0	0,6
5. Russelvatn, S Seiland	Røye	R226	<2	<200	3,0	2,5
6. Langvatnet, V Sørøya	Ørret	L204	<2	<200	9,1	1,2
6. Langvatnet, V Sørøya	Ørret	L210	<2	<200	3,1	0,6

Tabell 13. Analyser av PAH-metabolitter ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ved hjelp av HPLC-flouorescens fra et utvalg fisk fra ulike innsjøer, september 2006.

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



Figur 17. Synkrone fluorescensspektra 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 molekulstørrelse, i fra to ringede naftalenmetabolitter til femringede benzo[a]pyren-metabolitter. Eksitasjonsbølglengde på x-aksen og fluorescensintensitet 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 12 ulike metaller (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, antimon (Sb), tinn (Sn), V og Zn). For hvert vev ble det laget en samleprøve bestående fra ti fisk. Det er kjent at metaller akkumulerer i lever og nyre fremfor i muskel og det var derfor bestemt alle de tre typer vev skulle analyseres for metaller. I tillegg til dette ble det analysert Hg i muskel fra ti enkeltindivider fra hvert vann.

Som forventet er metallnivåene i lever og nyre betydelig høyere enn det som ble funnet i muskelprøvene (**Tabell 14**). Nivåene i 2008 er sammenlignbare med det som ble funnet i 2006 (**Tabell 15**). Metallkonsentrasjonene i fiskemuskel fra området rundt Melkøya er generelt sammenlignbare med nivåene målt i Nord-Norge og Svalbard samt andre undersøkelser fra sub arktiske områder (Christensen *et al.* 2008, Evans *et al.* 1998a og Evans *et al.* 1998b).

Nivåene av Cd og Ni er imidlertid høyere i fisk (nyre og lever) fra innsjøene rundt Melkøya enn i røye og ørret fra Kanadiske innsjøer (Evans *et al.* 1998a og Evans *et al.* 1998b). Tidligere undersøkelser har vist at nivåene av Ni i fisk og innsjøsedimenter er forhøyet i deler av Finnmark på grunn av utslipp fra smelteverkene i Nikel, Russland (Skotvold *et al.* 1997, Stebel *et al.* 2007).

Det var som i 2006 ingen større forskjeller i metallkonsentrasjoner i fisk fra de ulike innsjøene som inngikk i denne undersøkelsen. Nivåene av Cu varierer imidlertid betydelig fra 11,3 µg/g vv

i lever fra røye i Glimmervatnet, NV Kvaløya til 109 µg/g vv i lever fra ørret i Langvatnet, V Sørøya (**Tabell 15**). I undersøkelsen i 2006 ble også de høyeste nivåene av Cu registrert i lever fra ørret på Sørøya.

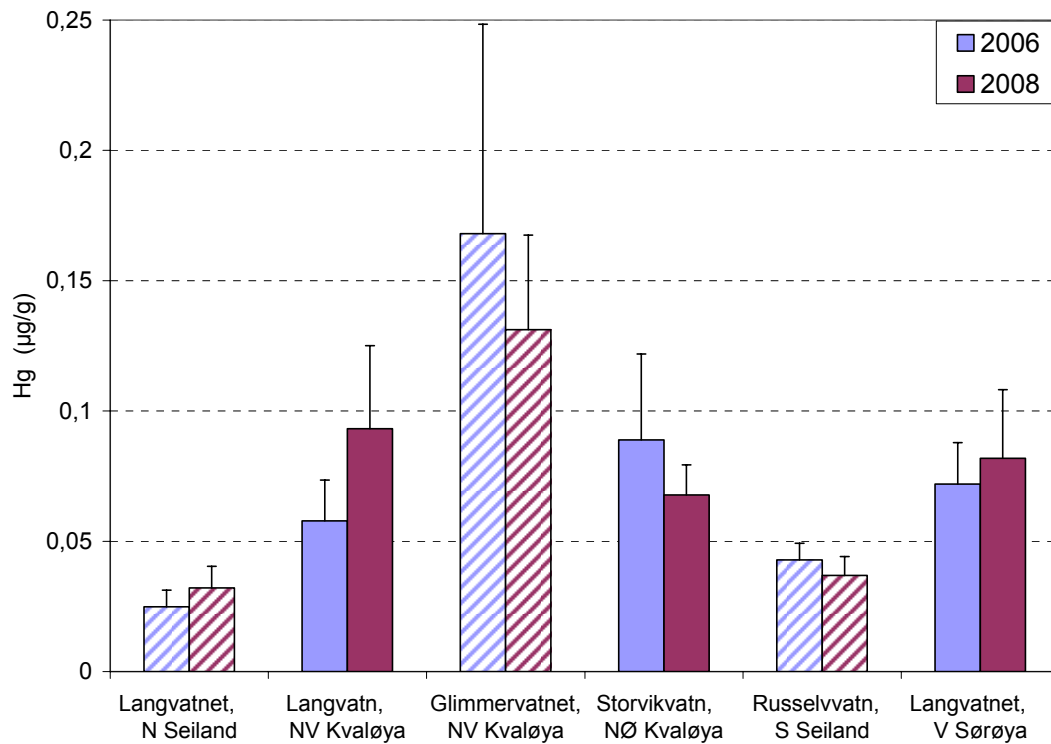
Hg er et grunnstoff som i naturen er sterkt bundet til sedimenter og organisk materiale. Hg kan bli omdannet til giftig metylkvikksølv (MeHg) som er fettløselig og tas opp av planter og dyr. I motsetning til de fleste andre metaller så akkumulerer Hg i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. De høyeste nivåene av Hg finner man derfor på toppen av næringskjeden, noe som potensielt sett fører til at den øvre delen av næringskjeden er mest utsatt for skadevirkninger. De mest alvorlige skadevirkninger av Hg er skader på nervesystemet, nyreskader og kontaktallergi. Det er stor oppmerksomhet rundt Hg siden den er svært giftig selv ved relativt lave konsentrasjoner. For å få et godt materiale til å vurdere tilstanden ble det i grunnlagsundersøkelsen i 2006 valgt å analysere muskelprøver fra ti enkeltfisk fra hver innsjø for Hg. Dette analyseprogrammet ble også gjennomført i 2008.

Det er til sammen analysert 30 enkeltprøver av ørret og 30 enkeltprøver av røye. I Langvatn, NV Kvaløya og Storkvikvatn, NØ Kvaløya finnes det både ørret og røye så for å få et representativt materiale for begge artene ble det valgt å analysere ørret fra disse innsjøene.

Resultatene fra 2008 viser at det er lave nivåer av Hg (< 0,20 µg/g) i samtlige av de 60 analyserte fisk (Vedlegg D, **Tabell 25**). De høyeste nivåene ble funnet i røye fra Glimmervatnet, NV Kvaløya, mens de laveste nivåene ble funnet i røye fra Langvatnet, N Seiland (**Figur 18**).

Årsaken at de høyeste nivåene ble funnet i røye fra Glimmervatnet er trolig at den analyserte fisken fra denne innsjøen var noe eldre enn fisken fra de andre innsjøene. Videre viser analysene av stabile isotoper at $\delta^{15}\text{N}$ -verdien i snitt er noe høyere for røye fra Glimmervatnet sammenlignet med flere av de andre vannene. Dette vil ha betydning for forventet Hg-nivå i fisken. En forklaring på de lavere nivåene i røye fra Langvatnet, N Seiland er at materialet består av relativt ung fisk med et lavere $\delta^{15}\text{N}$ -verdi. Nivåene av Hg i fisk fra denne undersøkelsen er sammenlignbare med de nivåene som er funnet i andre innsjøer i Nord-Norge (Christensen *et al.* 2008).

Nivåene av Hg i ørret og røye fra undersøkelsen i 2008 er svært like det som ble funnet i 2006. I Langvatnet, N Seiland, Langvatn, NV Kvaløya og Langvatnet, V Sørøya var det en liten økning i nivåene, mens det var en liten nedgang i fisk fra de andre innsjøene.



Figur 18. Nivåer (gjennomsnitt av ti fisk angitt med standardavvik) av Hg ($\mu\text{g/g}$ vv) i ørret og røye fra de seks ulike innsjøene som inngikk i denne undersøkelsen, september 2006 (blå) og september 2008 (burgunder). Skraverte søyler indikerer røye og fylte søyler indikerer ørret.

Tabell 14. Nivåer ($\mu\text{g/g}$ vv) av metaller i muskel, nyre og lever fra de seks undersøkte innsjøene, september 2008.

Innsjø	Art	Vev	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sb	Sn	V	Zn
1. Langvatnet, N Seiland	Røye	Muskel	<0.02	0.003	0.072	0.1	0.25	0.13	<0.02	<0.02	<0.005	<0.02	<0.02	4.57
		Nyre	s0.10	3.45	0.771	<0.4	2.03	0.66	0.49	0.49	<0.005	<0.3	0.05	25.7
		lever	s0.09	0.746	0.217	0.8	13.2	1.42	0.55	0.10	<0.005	<0.3	0.05	31.5
2. Langvatn, NV Kvaløya	Ørret	Muskel	<0.02	<0.001	0.038	<0.07	0.35	0.37	s<0.02	<0.02	<0.005	<0.3	<0.02	6.53
		Nyre	s0.02	0.242	0.843	0.2	1.06	0.90	0.36	0.04	<0.005	<0.3	0.11	110
		lever	<0.05	0.054	0.303	0.6	20.1	1.48	0.45	<0.02	<0.005	<0.3	0.03	51.2
3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	Røye	Muskel	s0.02	<0.001	0.050	0.2	0.33	0.21	s<0.02	0.03	<0.005	<0.3	<0.02	6.94
		Nyre	0.10	2.10	0.878	0.91	2.25	0.63	0.52	0.11	<0.005	<0.3	0.16	25.6
		lever	s0.05	0.398	0.198	<0.3	11.3	1.64	0.38	0.04	<0.005	<0.3	0.24	42.2
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	Ørret	Muskel	s0.02	0.003	0.028	0.09	0.26	0.12	s<0.02	<0.02	<0.005	<0.3	<0.02	5.60
		Nyre	0.15	1.21	0.884	0.95	1.57	0.91	0.74	0.09	<0.005	<0.3	0.09	43.9
		lever	s0.12	0.287	0.257	1.9	44.1	1.46	1.25	<0.02	<0.005	<0.3	0.04	31.4
5. Russelvatn, S Seiland	Røye	Muskel	<0.02	0.002	0.027	0.2	0.36	0.14	<0.02	<0.02	<0.005	<0.3	<0.02	4.62
		Nyre	s0.05	1.91	0.581	0.86	3.73	1.11	0.86	0.04	<0.005	<0.3	0.04	40.2
		lever	s<0.05	0.492	0.237	0.9	40.5	1.77	0.59	0.03	<0.005	<0.3	0.03	51.4
6. Langvatnet, V Sørøya	Ørret	Muskel	0.07	<0.001	0.043	0.24	0.31	0.28	s<0.02	<0.02	<0.005	<0.3	<0.02	9.94
		Nyre	0.16	1.46	0.729	0.4	1.60	0.85	0.70	0.15	<0.005	<0.3	0.07	57.3
		lever	s0.16	0.266	0.186	0.91	109	2.10	0.63	0.02	<0.005	<0.3	0.03	32.6

Tabell 15. Nivåer ($\mu\text{g/g v\ddot{v}}$) av metaller i muskel, nyre og lever fra de seks undersøkte innsjøene, september 2006.

Innsjø	Art	Vev	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
1. Langvatnet, 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	0,661	0,37	0,39	0,03	22,8
		Lever	0,12	0,78	0,193	0,16	15,2	1,3	0,1	0,09	0,02	36,3
2. 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	0,772	0,32	0,06	0,1	120
		Lever	<0,05	0,118	0,209	0,06	56,5	1,05	0,06	<0,02	<0,02	32,4
2. Langvatn, NV Kvaløya	Røye	Muskel	<0,05	<0,001	0,014	<0,04	0,259	0,08	0,02	<0,02	<0,02	4,19
		Nyre	<0,05	0,208	0,188	0,11	8,53	1,05	s0,04	0,03	0,07	31,7
		Lever	<0,05	0,697	0,546	0,22	1,21	0,403	0,18	0,03	0,03	24,1
3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	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	0,325	0,17	0,08	0,06	24
		Lever	0,05	0,39	0,104	0,07	15,3	1,09	0,04	0,03	0,05	31,6
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	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	0,395	0,15	0,03	0,03	87
		Lever	<0,05	0,191	0,126	0,08	22,9	0,96	0,07	<0,02	<0,02	38,5
4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	Røye	Muskel	<0,05	0,005	0,0171	0,18	0,319	0,06	0,11	<0,02	<0,02	5,74
		Nyre	<0,05	3,98	0,875	0,06	2,18	0,33	0,08	0,03	<0,02	24,7
		Lever	<0,05	0,566	0,183	0,09	9,06	1,15	s0,05	<0,02	<0,02	34,7
5. Russelvatn, S Seiland	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	0,51	0,16	0,03	<0,02	25,4
		Lever	<0,05	0,554	0,158	0,15	15,7	1,34	s0,07	0,03	<0,02	43,4
6. Langvatnet, 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	0,79	0,31	0,11	<0,02	46,1
		Lever	0,09	0,255	0,116	0,08	107	1,19	0,08	<0,02	<0,02	37,3

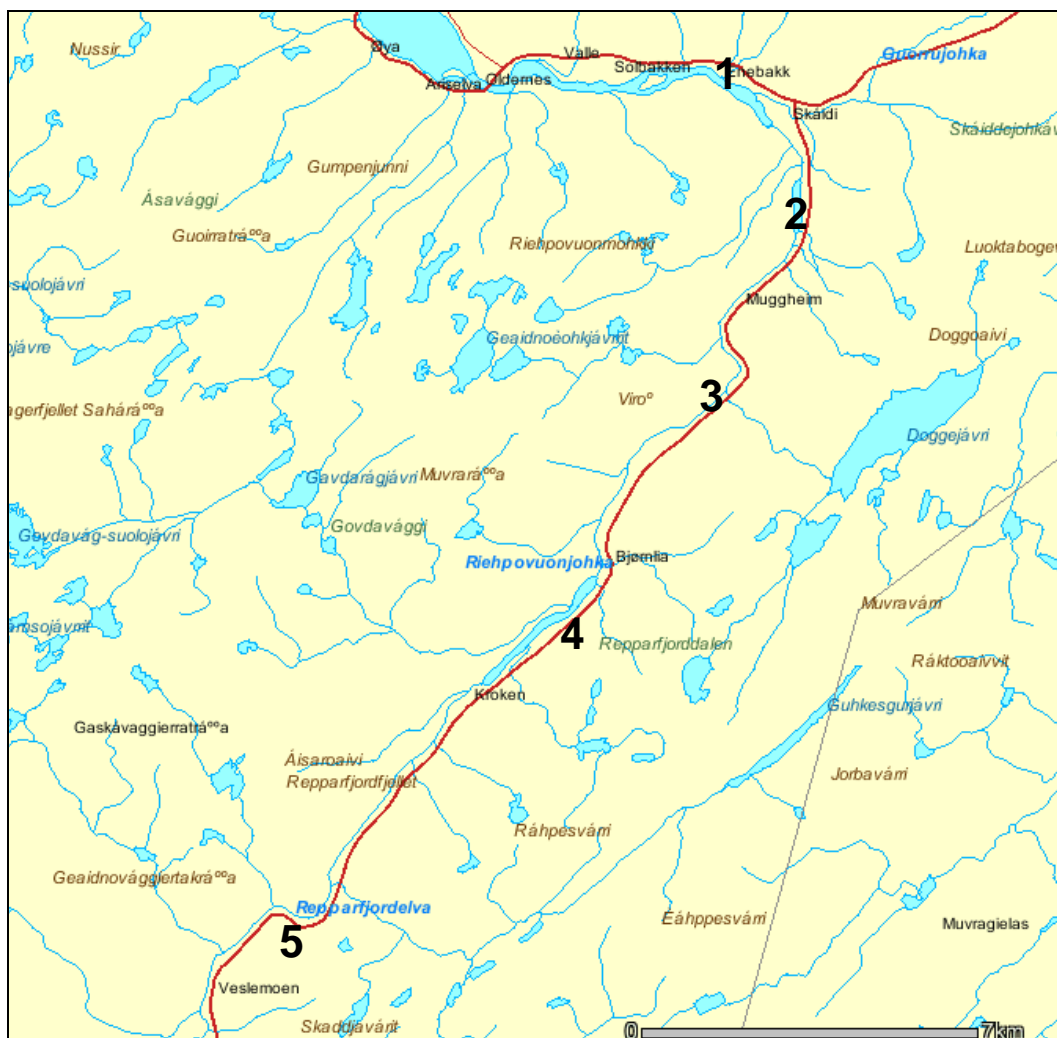
5.6 Konklusjoner miljøgifter i fisk

- Resultatene fra 2008 samsvarer i hovedsak med de resultatene som ble funnet i grunnlagsundersøkelsen i 2006.
- PAH-nivåene i fiskemuskel er som forventet lave.
- PAH-metabolitter i galle er påvist, men nivåene betraktes som lave.
- Hg-nivåene i muskel fra fisk betegnes som lave og på samme nivå som i fisk fra andre innsjøer i landsdelen.
- Metallnivåene i muskel, nyre og lever på fisk er lave og på nivå med det som er funnet i fisk fra andre innsjøer i Nord-Norge.
- Resultatene fra denne undersøkelsen gir ingen indikasjoner på at nivåene av miljøgifter i fisken er påvirket av aktiviteten på Melkøya.

5.7 Ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget

Det er kjent at sur nedbør kan ha negativ påvirkning på laksefisk og spesielt på de unge stadiene (yngel). Registreringer av lakseyngel på et utvalg stasjoner er derfor inkludert som en del av overvåkningsprogrammet for Snøhvit. Repparfjordelva er en stor og viktig lakseelv i nærområdet til Hammerfest med en totalfangst på 9,6 tonn i 2008 (SSB). Basert på tidligere undersøkelser ble det i grunnlagsundersøkelsen i 2006 valgt ut fem stasjoner (områder) på nedsiden av Fossen der det er etablert en fiske-trapp (**Figur 19**).

Innsamling av yngel ble gjennomført den 23. og 24. september med elektrisk fiskeapparat på de samme stasjonene som ble brukt i 2006. Vannføringen i Repparfjordelva under innsamlingen var relativt lav for årstiden og betydelig lavere enn under innsamlingen i 2006. Arealet på stasjonene varierte fra 340 – 480 m². Alle stasjonene ble fisket tre ganger. All fisk ble satt uskadet tilbake i elva etter de var artsbestemt og lengemålt.



Figur 19. Kart over Repparfjordvassdraget med inntegnede el-fiskestasjoner.

Det ble registrert lakseunger av ulike årsklasser på alle stasjonene. Totalt ble det fanget 436 fisk, hvorav 433 var laks og tre ørret.

Tettheten av lakseyngel på de fem stasjonene varierte fra lav til middels høy, med tettheter fra 23 til 50 fisk per 100 m² (**Tabell 16**). Tettheten var klart høyest på den øvre og den nedre stasjonen (1 og 5). Årsaken til variasjoner i tetthet og størrelsessammensetning mellom de ulike stasjonene skyldes at habitatet på stasjonene varierer med hensyn på strømhastighet, vanndybde, bunnsstrat og begroing.

Tettheten av laksyngel var høyere på fire av fem stasjoner i 2008 sammenlignet det som ble registrert i 2006 (**Tabell 17**). En forklaring på dette er at vannføringen i 2008 var lavere enn i 2006, noe som kan føre til en større fangbarhet av fisk. Om man sammenligner tettheten per 100 m² for fisk større en 70 mm mellom 2006 og 2008, så er tettheten lik på stasjon 2, 3 og 4, mens den er noe høyere på stasjon 1 og 5. En annen mulig forklaring på forskjellene i tetthet og størrelsessammensetning mellom 2006 og 2008 er at lakseyngelen vil kunne fordele seg ulikt i vassdraget ved ulik vannføring.

Det ble registrert laksyngel i lengdeintervallet fra 28 til 139 mm (**Figur 20**).

Gjennomsnittslengden på laksyngel i 2008 var 75 mm, mens den i 2006 var på 86 mm (**Figur 21**). Gjennomsnittstørrelsen var også betydelig lavere på samtlige stasjoner i 2008 sammenlignet med 2006. En trolig årsak er at den lavere vannføringen gjør at fangbarheten av de mindre størrelsesgruppene var høyere i 2008 enn i 2006. Når en ser på figurene for lengdefordeling på de ulike stasjonene og sammenligner mellom de to årene ser man at det er en klart høyere andel mindre fisk som er fanget på samtlige stasjoner i 2008.

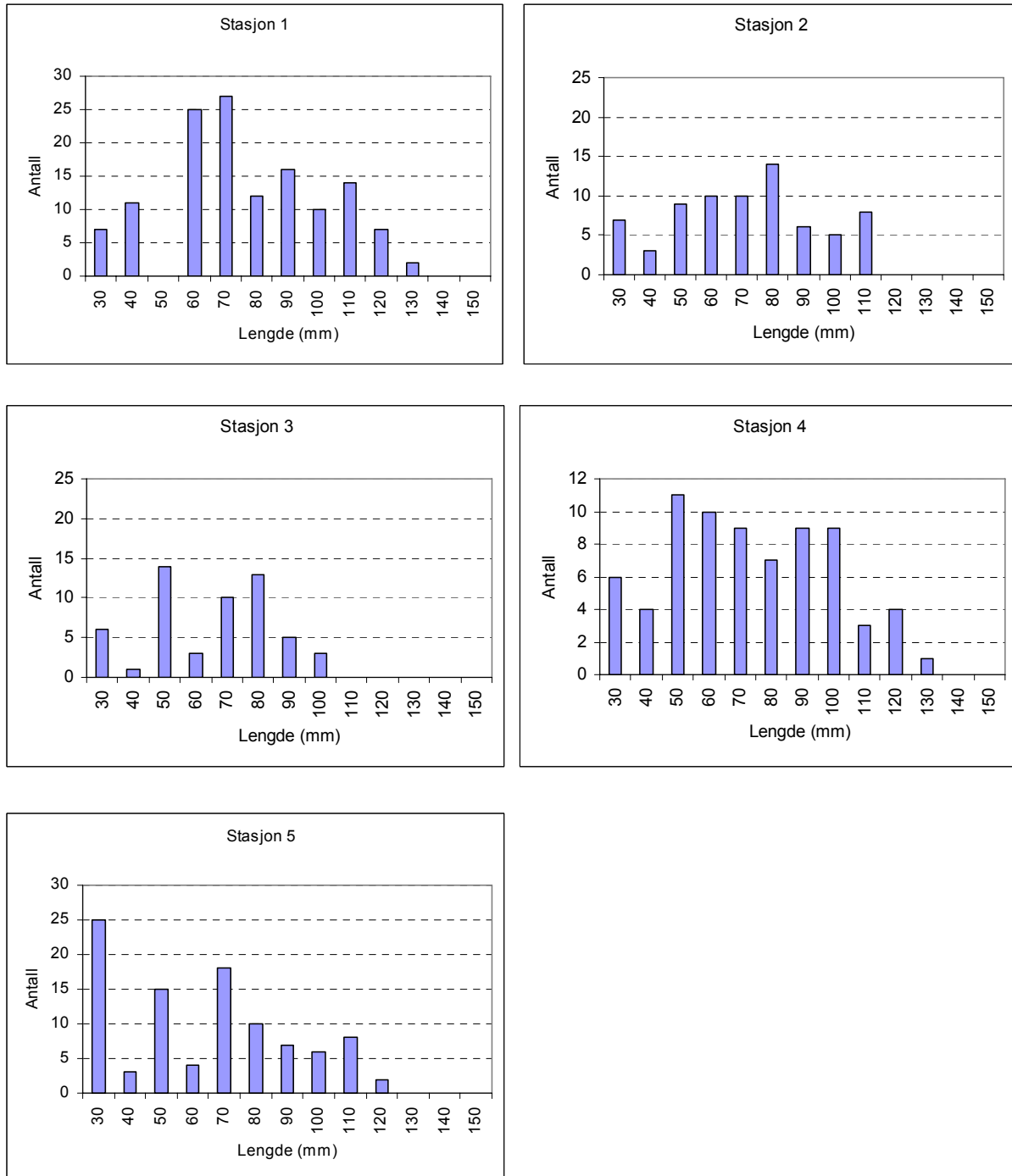
Andre mulige forklaringer vil kunne være at det er forskjell på rekrutteringen av årsyngel i 2006 og 2008. I 2008 ble det registrert årsyngel (0⁺) av laks på samtlige stasjoner og de utgjorde en betydelig høyere andel enn i 2006. Ifølge aldersavlesninger fra 2006 har årsyngelen en lengde i september på opptil 45 mm.

Tabell 16. Antall lakseyngel fanget på hver stasjon ved elfiske i september 2008, gjennomsnittlig-, maksimums- og minimumslengde samt antall laksyngel per 100 m². Arealet per stasjon er også angitt.

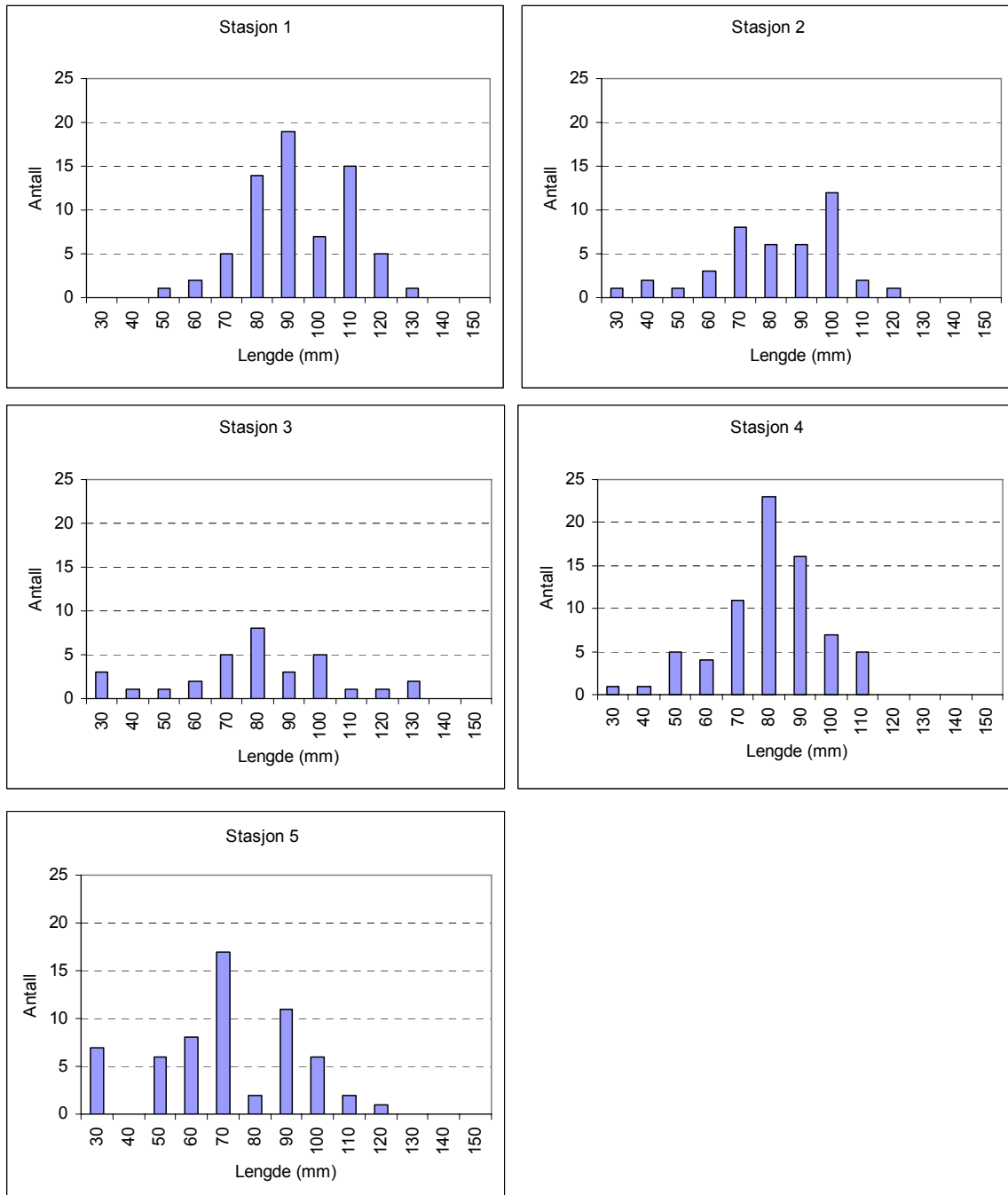
Stasjon	Antall fanget (n)	Gj.snitt lengde (mm)	Max lengde	Min lengde	Tetthet per 100 m ²	Areal stasjon m ²
1	131	81	131	32	49	375
2	72	76	118	35	23	420
3	56	70	108	29	24	400
4	73	77	139	33	26	480
5	101	67	126	28	50	456

Tabell 17. Antall laksyngel fanget på hver stasjon ved elfiske i september 2006, gjennomsnittlig-, maksimums- og minimumslengde samt antall laksyngel per 100 m². Arealet per stasjon er også angitt.

Stasjon	Antall fanget (n)	Gj.snitt lengde (mm)	Max lengde	Min lengde	Tetthet per 100 m ²	Areal stasjon m ²
1	69	97	122	51	19	550
2	42	86	123	39	15	375
3	32	84	125	35	16	230
4	73	84	116	39	30	490
5	60	76	122	34	34	220



Figur 20. Lengdefordeling av laksunger ved fem el-fiskestasjoner i Repparfjordelva september 2008.



Figur 21. Lengdefordeling av laksunger ved fem el-fiskestasjoner i Repparfjordelva september 2006.

5.8 Konklusjoner fra ungfiskundersøkelser i Repparfjordvassdraget

- Tettheten av laksunger i 2008 er høyere enn det som ble registrert ved grunnlagsundersøkelsen i 2006. Hovedårsaken til dette er den lave vannføringen.
- Størrelsessammensetningen av lakseunger med en betydelig andel årsyngel og ettåringer tyder på en god rekruttering de senere årene.

6. Referanseliste

- 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.
- Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Bredeveld, G., Eek, E., Helland, A., Kållqvist, T., Ruus, A. og Hylland, K.** 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT-veileder. TA 2229/2007.
- 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.
- Christensen, G.N., Evenset, A., Rognerud, S., Skjelkvåle, B.L., Palerud, R., Fjeld E. and Røyset, O.** 2008. National lake survey 2004 – 2006, PART III: AMAP. Status of metals and environmental pollutants in lakes and fish from the Norwegian part of the AMAP region. SFT report TA-2363-2008.
- 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.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G.** 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.
- 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-
- 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.** 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport lnr. 3755-97.

- Mjelde, M.** 2008. Vannvegetasjon. I: Berge, D. Schartau, A.K., Mjelde, M., Bækken, T., Hesthagen, T., Ptacnic, R., Halvorsen, G., Schneider, S. 2008. Klassifisering av vannkvalitet i ferskvann. Norsk institutt for vannforskning. Høringsutkast pr. 8. mars 2008.
- 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.
- Rørslett B.** 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat Bot* 39:173–193
- 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.
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G.N. (Akvaplan-niva), Mjelde, M., Bækken, T., Rognerud, S., Dahl-Hansen, G. (Akvaplan-niva), Høgåsen, T., Røyset, O., Sva, E. (Akvaplan-niva),** 2007. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, Bunndyr og fisk. Grunnlagsundersøkelsen 2006. NIVA-rapport lnr. OR-5387
- 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.
- Stebel, K, Christensen, G., Derome, J. and Grekelâ, I.** 2007. State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area. Report 6 – 2007, Lapland Regional Environment Centre, Finland.
- 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 ₄	mg/L	NS-EN ISO 10304-1
Nitrat	NO ₃ -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 ₄ -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 sjøsaltkorrigerte verdier av SO₄ (ikke-marin sulfat i µekv L⁻¹ (ESO₄*)), Ca+Mg (ikke-marine basekationer i µekv L⁻¹ (ECM*)) og Na (ikke-marin natrium i µekv L⁻¹ (ENa*)) inkludert. Sjøsaltkorrigerte verdier er alltid merket med *.

Analysemetoder for sporelementer i sedimenter

Forbehandling og oppslutting

Prøvene homogeniseres og siktes for å fjerne partikler over 0,1 mm. Homogeniserte prøver oppsluttes i autoklav (120°C, 2 atmosfære i 30 min) med salpetersyre ihht Norsk Standard 4770. Dette er den mest benyttede metode for oppslutting 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).

Kvalitetssikring

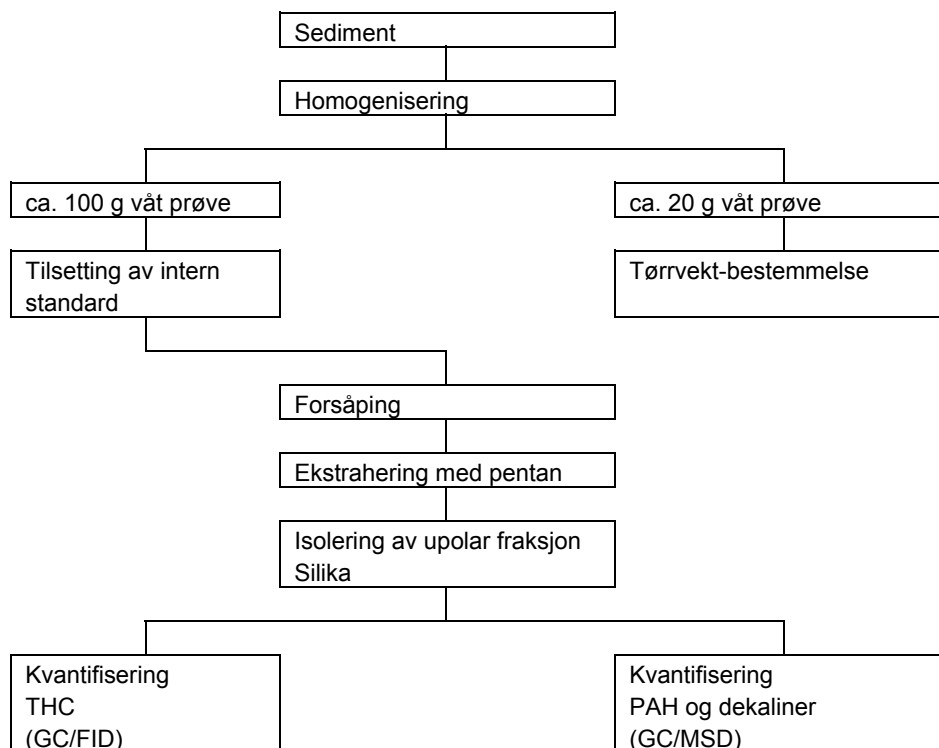
Det benyttes en rekke sertifiserte referansematerialer for å kontrollere kvaliteten på målingene. Dette omfatter NRC-INMS (National Research Council Canada - Institute for National Measurement Standards, <http://inms-ienm.nrc-cnrc.gc.ca>) MESS-3 og HISS-1 Marine Sediment Reference Materials samt en NIVA utviklet intern sedimentprøve fra Bjørvika, Oslo havn. Det tas også regelmessig tester av en del andre referanse prøver. NIVA deltar også to-fire 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 to 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-d₈, bifenyl-d₁₀, antracen-d₁₀, fenantren-d₁₀, pyren-d₁₀, krysen-d₁₂ og Benzo(a)pyren-d₁₂. 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 forseglet. 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 en ferdigkjøpt løsning (Chiron NPD Cocktail 2, S-4083) som inneholder alle PAH og NPD-forbindelsene. Chiron NPD Cocktail 2, S-4083. Løsningen har et sertifisert innhold av alle forbindelsene. Denne fortynnes i ulike konsentrasjoner, og tilsettes samme intern standarder som prøvene. 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, ¹H og ¹³C 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, ¹H og ¹³C 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 18. Hovedelementkjemi i de seks undersøkte innsjøene i 2006, de ni undersøkte innsjøene i 2008. Tre av prøvene er også prøvetatt i 2005. For noen av innsjøene er det også målt på vannkjemi i innløpsbekkene. Prosentiler for 116 innsjøer prøvetatt høsten 1995 i Finnmark (Skjelkvåle et al. 1996) er vist for sammenligning.

Lokalitet	Date	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/l N	ALK-E µEq/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l	TOC mg/l C	TOTN µg/l N	NH4-N µg/l N	TOTP µg/l P	H+ µEq/l	ANC1 µEq/l	CM* µEq/l-1	ESO4* µEq/l	ENa* µEq/l	
1 Langvatnet 220moh, N Seiland	utløp	19.09.05	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
	utløp	20.09.06	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
	utløp	31.07.08	6.37	0.86	0.92	7.12	0.35	12.60	3.21	2	23	<5	<5	0	0.67	60	<2	2	0.43	15	36	30	4
	utløp	18.09.08	6.33	0.88	0.93	7.12	0.35	12.70	3.32	<1	22	5	<5	0	0.68	56	<2	<1	0.47	12	37	32	2
2 Langvatn 156 moh, NV Kvaløya	utløp	23.09.06	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
	innløp	30.07.08	6.82	1.98							97								0.15				
	utløp	30.07.08	6.94	2.17	0.97	6.78	0.49	12.20	2.89	<1	92	<5	<5	0	1.1	105	3	4	0.12	91	108	25	-1
	utløp	21.09.08	6.98	2.37	1.03	6.91	0.52	12.70	3.09	<1	104	<5	<5	0	1.3	96	2	3	0.11	94	120	27	-7
3 Glimmervatnet NV Kvaløya	utløp	28.07.06	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
	utløp	23.09.06	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
	innløp	30.07.08	6.27	1.66							100								0.54				
	utløp	30.07.08	6.84	1.55	0.71	5.48	0.42	9.18	2.24	33	73	<5	<5	0	0.74	91	<2	1	0.15	77	75	20	16
4 Storvikvatn NØ Kvaløya	utløp	21.09.08	6.79	1.44	0.65	5.02	0.37	8.83	2.06	<1	63	<5	<5	0	0.57	49	3	1	0.16	61	67	17	4
	utløp	21.09.06	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
	innløp	31.07.08	6.64	0.84							42								0.23				
	utløp	31.07.08	6.67	1.01	0.60	5.03	0.29	8.66	1.77	<1	43	5	<5	0	8.7	56	8	4	0.21	45	43	12	9
5 Russelvatn S Seiland	utløp	19.09.08	6.67	1.15	0.62	5.11	0.31	9.06	1.96	<1	49	6	<5	1	0.57	48	2	3	0.21	42	49	14	3
	utløp	19.09.05	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
	utløp	19.09.06	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
	innløp	29.07.08	6.18	0.66							18								0.66				
	utløp	29.07.08	6.60	1.12	0.67	5.05	0.30	8.46	2.65	<1	44	11	9	2	12.1	58	3	1	0.25	44	55	31	15
6 Langvatnet 285 moh, V Sørøya	utløp	17.09.08	6.61	1.21	0.69	5.30	0.31	8.61	2.82	<1	44	10	7	3	0.95	47	2	<1	0.25	54	61	34	22
	utløp	19.09.05	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
	utløp	21.09.06	6.34	1.00	0.60	4.38	0.23	7.22	1.84	<1	37	11	8	3	0.76	70	7	2	0.46	54	52	17	16
	utløp	31.07.08	6.92	1.13							80								0.12				
utløp	31.07.08	6.51	0.85	0.53	4.35	0.22	7.30	1.64	<1	34	11	9	2	0.82	57	<2	2	0.31	41	38	13	12	

NIVA 5756-2009

Lokalitet	Date	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/l N	ALK-E µEq/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l	TOC mg/l C	TOTN µg/l N	NH4-N µg/l N	TOTP µg/l P	H+ µEq/l	ANC1 µEq/l	CM* µEq/l-1	ESO4* µEq/l	ENa* µEq/l
7 Ersvikvatn N Seiland	utløp 17.09.08	6.51	0.89	0.55	4.37	0.23	7.49	1.83	<1	34	9	7	2	0.76	49	3	1	0.31	36	40	16	9
	utløp 30.07.08	6.56	1.07	1.03	7.80	0.47	13.80	2.84	<1	40	27	22	5	1.9	87	<2	2	0.28	41	47	19	5
	utløp 30.07.08	6.72	1.12							62								0.19				
8 Langvatn 95 moh, NV Kvaløya	utløp 18.09.08	6.52	1.11	1.04	7.88	0.51	14.10	3.02	<1	42	29	22	7	1.7	87	2	2	0.30	36	48	22	1
	innløp 30.07.08	6.77	1.97							92								0.17				
	utløp 30.07.08	6.88	1.99	0.89	7.21	0.36	12.10	2.72	5	82	7	<5	2	4.3	90	<2	2	0.13	97	93	21	20
9 Straumsvatn V Sørøya	utløp 21.09.08	6.97	2.53	1.03	7.94	0.42	13.80	4.02	10	109	6	<5	1	0.7	60	2	<1	0.11	93	120	44	11
	innløp 31.07.08	6.61	0.80							51								0.25				
	utløp 31.07.08	6.67	1.14	0.70	5.16	0.36	8.84	2.03	<1	54	13	10	3	1.3	57	<2	2	0.21	56	56	17	10
	utløp 17.09.08	6.68	1.26	0.72	5.23	0.39	8.74	2.14	<1	56	13	9	4	1.2	51	2	1	0.21	68	65	19	16

Prosentiler for 116 innsjøer prøvetatt høsten
1995 i Finnmark (Skjelkvåle et al. 1996)

25-procentil	6,49	0,87	0,45	1,25	0,19	0,9	1,3	4	39	10	11	0	1	80				0,07	44	51	19	13
50-procentil	6,81	1,72	0,64	2	0,29	2,55	2,2	4	91	15	15	0	2	126				0,15	102	114	32	20
75-procentil	7,18	3,48	1,09	3,45	0,51	5,23	3,1	10	226	20	24	5	4	201				0,33	252	243	45	35

Tabell 19. Metaller i sedimenter (mg/kg tv). Tabellen viser metallkonsentrasjon på 0-0,5 cm dyp fra september 2008. Kf er kontamineringsfaktoren som regnes ut ved kons. i toppsediment / kons. i referansesediment. Referansesedimentet er hentet fra 2006 dataene.

Innsjø	Dato	dyp cm	Glødetap %	As µg/g	Cd µg/g	Co µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Mn µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Sb µg/g	Sn µg/g	V µg/g	Zn µg/g
1. Langvatnet, N Seiland	17.09.08	0-0,5		8,70	1,40	362,0	30,1	57,4	0,066	5000	47,0	47,5	<2	<3	29,2	95,8
		35-36	17,7	4,11	1,02	112,0	67,5	109,0		1877	76,8	6,9	0,038	0,119	43,6	240,5
		Kf		2,12	1,37	3,23	0,45	0,53		2,66	0,61	6,88			0,67	0,40
2. Langvatn, NV Kvaløya	18.09.08	0-0,5		5,00	0,40	9,4	36,1	54,7	0,130	303	21,1	353,0	<2	<3	51,6	66,7
		ref	32,0	1,31	0,45	22,0	23,7	73,5	0,046	1334	18,6	2,1	0,021	0,072	42,7	48,5
		Kf		3,82	0,89	0,43	1,52	0,74	2,83	0,23	1,13	168,10			1,21	1,38
3. Glimmervatnet, Kvaløya	21.09.08	0-0,5		39,00	0,50	55,1	50,0	38,6	0,091	7990	30,6	34,0	<2	<3	71,5	96,4
		ref	12,1	13,29	0,26	21,0	62,7	50,4	0,084	334	38,1	12,7	0,019	0,164	72,2	137,9
		Kf		2,93	1,92	2,62	0,80	0,77	1,08	23,92	0,80	2,68			0,99	0,70
4. Storvikvatn, Kvaløya	20.09.08	0-0,5		16,00	0,50	39,4	55,0	47,6	0,190	3780	33,8	40,5	<2	<3	66,6	137,0
		ref	11,1	10,48	0,26	42,0	41,3	55,8	0,061	9665	34,1	14,1	0,022	0,636	74,1	200,4
		Kf		1,53	1,92	0,94	1,33	0,85	3,11	0,39	0,99	2,87			0,90	0,68
5. Russelvatn, Seiland	18.09.08	0-0,5		9,60	0,97	154,0	28,7	68,6	0,160	27600	36,8	44,6	<2	<3	27,8	125,0
		24-26	27,7	12,52	0,24	29,0	49,1	25,7		4038	29,6	43,0	0,163	1,075	69,9	87,1
		Kf		0,77	4,04	5,31	0,58	2,67		6,84	1,24	1,04			0,40	1,44
6. Langvatnet, V Sørøya	16.09.08	0-0,5		14,00	0,90	193,0	29,7	67,0	0,200	18300	30,7	82,1	<2	<3	39,7	123,0
		39-40	27,2	5,27	0,81	78,0	27,8	108,3		1099	46,9	10,6	0,082	0,232	45,2	260,7
		Kf		2,66	1,11	2,47	1,07	0,62		16,65	0,65	7,75			0,88	0,47

Tabell 20. Metaller i sedimenter (mg/kg tv). 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 cm	Gløde tap %	Al	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Ti	U	V	Zn	Zr	
			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	µg/g
1. 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	0.76	
2. Langvatn, NV Kvaløya	01.08.06	0-0,5	42.3	15054	3.65		0.40	11	23.5	41.8	25599	6.21	0.139	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		0.73	11	25.0	46.1	20218	6.86	0.142	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		0.45	22	23.7	73.5	10719	1.93	0.046	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		0.90	0.49	0.99	0.57	2.39	3.21	3.03	0.71	0.78	23.22	6.28	0.92	5.26	2.87	0.34	1.33	1.14	0.90	
3. 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
4. Stovikvatn, NØ Kvaløya	01.08.06	0-0,5	22.4	29409	12.26		0.36	39	38.2	35.7	35267	8.57	0.141	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		0.57	84	36.7	33.9	44734	8.44	0.121	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		0.26	42	41.3	55.8	33200	9.52	0.061	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		1.41	0.91	0.93	0.64	1.06	0.90	2.33	1.80	0.79	2.47	3.10	2.32	1.46	0.86	0.56	0.92	0.67	0.83	
5. 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	0.08	
6. 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	0.71	

Tabell 21. PAH i sedimenter. Tabellen viser PAH-konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tv) i sediment på 0- 1 cm dyp, september 2008.

	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelv, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
Naftalen	8,96	3,66	7,39	7,64	3,37	10,9
C1-naftalen	3,74	9,88	3,72	4,45	5,88	2,48
C2-naftalen	5,81	50,5	7,21	5,74	5,46	7,65
C3-naftalen	8,76	75,7	22,1	11,5	3,55	< 1,12
Fenantren	38,8	109	47,0	35,1	18,0	42,9
Antracen	2,73	12,7	5,84	3,90	1,17	4,75
C1-fenantren/antracen	12,9	72,1	25,6	14,2	8,13	14,6
C2-fenantren/antracen	30,8	165	40,9	24,1	23,6	34,3
C3-fenantren/antracen	9,76	86,8	13,7	10,3	8,82	9,92
Dibenzotiofen	2,15	5,90	2,35	1,87	0,828	2,76
C1-dibenzotiofen	3,06	17,7	5,01	3,28	2,71	3,46
C2-dibenzotiofen	16,3	53,5	7,92	8,52	9,18	8,98
C3-dibenzotiofen	11,4	78,8	9,49	10,9	11,6	15,1
Acenaftalen	1,03	4,40	6,35	1,79	0,728	2,21
Acenaften	0,253	1,76	0,346	0,365	0,304	0,167
Fluoren	2,49	11,8	2,78	3,14	1,23	3,31
Fluoranten	68,3	247	102	57,6	21,3	100
Pyren	19,3	122	66,2	27,7	9,08	28,7
Benzo[a]antracen	13,6	58,3	34,2	18,9	5,40	21,3
Krysen	102	91,8	67,1	75,2	29,3	104
Benzo[b]fluoranten	147	206	193	233	79,0	338
Benzo[k]fluoranten	57,2	139	82,0	88,7	29,8	102
Benzo[a]pyren	12,5	58,8	41,7	26,6	7,50	26,6
Indeno[1,2,3-cd]pyren	65,4	205	164	153	46,4	200
Benzo[ghi]perylene	45,4	206	141	135	42,7	144
Dibenzo[a,h]antracen	7,92	34,6	16,6	14,0	3,88	25,1
SUM 16 EPA	593	1511	977	882	299	1153
Sum NPD	155,1	741,9	198,3	141,5	102,4	158,4

Tabell 22. PAH i sedimenter. Tabellen viser PAH-konsentrasjon ($\mu\text{g/kg tv}$) samt glødetapet i sediment på 0- 1 cm dyp, 2006.

	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelv, S Seiland	6. Langvatnet, 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
SUM 16 EPA	703	1002	362	1072	373	263
Sum NPD	95,2	85,6	96,2	80,3	64,2	24,5
Glødetap	24,3	40,8	12,9	19,8	29,0	19,5

Vedlegg C. Artslister – bunndyr

Tabell 23. Arter

	2	2	2	3	3	3
	Langvatn	Langvatn	Langvatn	Glimmervatnet	Glimmervatnet	Glimmervatnet
	156 moh, NV Kvaløya	157 moh, NV Kvaløya	158 moh, NV Kvaløya	NV Kvaløya	NV Kvaløya	NV Kvaløya
	St 1	St 2	St 3	St 1	St 2	St 3
	Innløp	Strand	Utløp	Innløp	Strand	Utløp
DØGNFLUER						
Ameletus inopinatus				8		
Baetis sp	40		128	32		36
Baetis rhodani	8		24	64		36
Baetis subalpinus			32	112		
Acentrella lapponica				88		
Siphonurus sp						
E	2	0	3	5	0	2
STEINFLUER						
Diura sp			8			4
Isoperla sp						
Isoperla difformis						
Amphinemura sp						
Nemoura sp	100					
Leuctra sp						
Leuctra digitata						
Leuctra hippopus						
P	1	0	1	0	0	1
VÅRFLUER						
Rhyacophila nubila			8	8		
Oxyethira sp						
Polycentropodidae indet				4		24
Plectrocnemia conspersa	36		72	4		20
Polycentropus						
flavomaculatus						
Micrasema gelidum				8		4
Limnephilidae indet		4	8			4
Mystacides azurea		24				
T	1	2	3	4	0	4

Tabell 23. Arter forts.

	4	4	4	5	5	5
	Storvikvatn	Storvikvatn	Storvikvatn	Russelvatn	Russelvatn	Russelvatn
	NØ Kvaløya St 1 Innløp	NØ Kvaløya St 2 Strand	NØ Kvaløya St 3 Utløp	S Seiland St 1 Innløp	S Seiland St 2 Strand	S Seiland St 3 Utløp
DØGNFLUER						
Ameletus inopinatus						
Baetis sp	48		4			8
Baetis rhodani	32		4			
Baetis subalpinus			4			
Acentrella lapponica						
Siphonurus sp						
E	2	0	3	0	0	1
STEINFLUER						
Diura sp	16	16	40			8
Isoperla sp						
Isoperla difformis				4		
Amphinemura sp						
Nemoura sp				4		
Leuctra sp						
Leuctra digitata	8		4	4		16
Leuctra hippopus						
P	2	1	2	3	0	2
VÅRFLUER						
Rhyacophila nubila	8		12			
Oxyethira sp						
Polycentropodidae indet					8	
Plectrocnemia conspersa			4		32	24
Polycentropus flavomaculatus					8	
Micrasema gelidum						
Limnephilidae indet		68		8		
Mystacides azurea						
T	1	1	2	1	3	1

Tabell 23. Arter forts.

	6	6	6	7	7	7
	Langvatnet	Langvatnet	Langvatnet	Ersvikvatn	Ersvikvatn	Ersvikvatn
	285 moh, V Sørøya	285 moh, V Sørøya	285 moh, V Sørøya	N Seiland	N Seiland	N Seiland
	St 1	St 2	St 3	St 1	St 2	St 3
	Innløp	Strand	Utløp	Innløp	Strand	Utløp
DØGNFLUER						
Ameletus inopinatus						
Baetis sp	590		4	50	32	56
Baetis rhodani	40		36	24		
Baetis subalpinus	50			18		
Acentrella lapponica	32			4		
Siphonurus sp						
E	4	0	2	4	1	1
STEINFLUER						
Diura sp	24		12			8
Isoperla sp						
Isoperla difformis					8	
Amphinemura sp				20		
Nemoura sp						
Leuctra sp				4		
Leuctra digitata				28		48
Leuctra hippopus					12	
P	1	0	1	3	2	2
VÅRFLUER						
Rhyacophila nubila			8			
Oxyethira sp						
Polycentropodidae indet		16				32
Plectrocnemia conspersa	32	4			32	24
Polycentropus flavomaculatus						
Micrasema gelidum	8		4		8	8
Limnephilidae indet		12		60	12	32
Mystacides azurea						
T	2	3	2	1	3	4

Tabell 23. Arter forts.

	8	8	8	9	9	9
	Langvatn	Langvatn	Langvatn	Straumsvatn	Straumsvatn	Straumsvatn
	95 moh, NV Kvaløya	95 moh, NV Kvaløya	95 moh, NV Kvaløya	V Sørøya	V Sørøya	V Sørøya
	St 1	St 2	St 3	St 1	St 2	St 3
	Innløp	Strand	Utløp	Innløp	Strand	Utløp
DØGNFLUER						
Ameletus inopinatus	24				4	
Baetis sp	8		960	192		
Baetis rhodani			40	48		
Baetis subalpinus			256			
Acentrella lapponica				544		
Siphonurus sp	8				12	
E	2	0	3	3	2	0
STEINFLUER						
Diura sp		4		40		
Isoperla sp						192
Isoperla difformis						80
Amphinemura sp						
Nemoura sp					4	
Leuctra sp		4				
Leuctra digitata				88		
Leuctra hippopus						
P	0	2	0	2	1	2
VÅRFLUER						
Rhyacophila nubila			32			
Oxyethira sp						
Polycentropodidae indet			8			
Plectrocnemia conspersa	32		16	16	8	64
Polycentropus flavomaculatus						4
Micrasema gelidum	8					
Limnephilidae indet						
Mystacides azurea						
T	2	0	3	1	1	2

Tabell 24. Hovedgrupper

		2	2	2	3	3	3
		Langvatn 156 moh, NV Kvaløya St 1 Innløp	Langvatn 157 moh, NV Kvaløya St 2 Strand	Langvatn 158 moh, NV Kvaløya St 3 Utløp	Glimmervatnet NV Kvaløya St 1 Innløp	Glimmervatnet NV Kvaløya St 2 Strand	Glimmervatnet NV Kvaløya St 3 Utløp
Oligochaeta	Fåbørstemark		64			ikke prøvetatt	4
Gastropoda	Snegler						
Sphaeriidae	Småmuslinger	4	16	8			432
Hydrachnidia	Vannmidd	4	4	64	8		12
Gammaridae	Marflo						
Ephemeroptera	Døgnfluer	52		184	304		72
Plecoptera	Steinfluer	100		8			4
Coleoptera	Billelarver						
Coleoptera adult	Biller voksne						
Trichoptera	Vårfluer	36	28	88	24		52
Simuliidae	Knott	56		384	24		8
Chironomidae	Fjærmygglarver	336	312	5248	1984		1344
Chironomidae pupae	Fjærmyggpupper				128		8
Andre diptera	Andre tovinger	24		96	16		

		4	4	4	5	5	5
		Storvikvatn NØ Kvaløya St 1 Innløp	Storvikvatn NØ Kvaløya St 2 Strand	Storvikvatn NØ Kvaløya St 3 Utløp	Russelvatn S Seiland St 1 Innløp	Russelvatn S Seiland St 2 Strand	Russelvatn S Seiland St 3 Utløp
Oligochaeta	Fåbørstemark	24	96	4	8		24
Gastropoda	Snegler		8				
Sphaeriidae	Småmuslinger	128		128			48
Hydrachnidia	Vannmidd	2	16	32			24
Gammaridae	Marflo						
Ephemeroptera	Døgnfluer	80		12			8
Plecoptera	Steinfluer	24	16	44	12		24
Coleoptera	Billelarver						
Coleoptera adult	Biller voksne						
Trichoptera	Vårfluer	8	68	16	8	48	24
Simuliidae	Knott	128		48	8		608
Chironomidae	Fjærmygglarver	576	224	1232	448	192	1024
Chironomidae pupae	Fjærmyggpupper		64				128
Andre diptera	Andre tovinger	56	2	32			4

Tabell 24. Hovedgrupper forts.

		6	6	6	7	7	7
		Langvatnet	Langvatnet	Langvatnet	Ersvikvatn	Ersvikvatn	Ersvikvatn
		285 moh,	285 moh,	285 moh,	N Seiland	N Seiland	N Seiland
		V Sørøya	V Sørøya	V Sørøya	St 1	St 2	St 3
		St 1	St 2	St 3	St 1	St 2	St 3
		Innløp	Strand	Utløp	Innløp	Strand	Utløp
Oligochaeta	Fåbørstemark			8	4		32
Gastropoda	Snegler						
Sphaeridae	Småmuslinger	16	4	96		192	256
Hydrachnidia	Vannmidd	128	4	48	12		16
Gammaridae	Marflo						
Ephemeroptera	Døgnfluer	712		40	96	32	56
Plecoptera	Steinfluer	24		12	56	20	56
Coleoptera	Billelarver				8		
Coleoptera adult	Biller voksne						
Trichoptera	Vårfluer	40	32	12	60	52	96
Simuliidae	Knott	384		192	8	8	
Chironomidae	Fjærmygglarver	896	224	1536	864	1408	1472
Chironomidae pupae	Fjærmyggpupper	32		128	8		
Andre diptera	Andre tovinger	24					

		8	8	8	9	9	9
		Langvatn	Langvatn	Langvatn	Straumsvatn	Straumsvatn	Straumsvatn
		95 moh,	95 moh,	95 moh,	V Sørøya	V Sørøya	V Sørøya
		NV Kvaløya	NV Kvaløya	NV Kvaløya	St 1	St 2	St 3
		St 1	St 2	St 3	St 1	St 2	St 3
		Innløp	Strand	Utløp	Innløp	Strand	Utløp
Oligochaeta	Fåbørstemark	32	96	48	8	192	16
Gastropoda	Snegler						
Sphaeridae	Småmuslinger					8	48
Hydrachnidia	Vannmidd		8	16			8
Gammaridae	Marflo					4	
Ephemeroptera	Døgnfluer	40		1256	784	16	
Plecoptera	Steinfluer		8		128	4	272
Coleoptera	Billelarver					4	
Coleoptera adult	Biller voksne						
Trichoptera	Vårfluer	40		56	16	8	68
Simuliidae	Knott			576	192		24
Chironomidae	Fjærmygglarver	5504	320	768	704	352	576
Chironomidae pupae	Fjærmyggpupper	256					
Andre diptera	Andre tovinger					4	

Vedlegg D. Analyser av fisk

Tabell 25. Kvikksølv og stabile isotoper i fisk, september 2008.

1. Langvatn, 220 moh, N Seiland Røye				2. Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya Ørret				3. Glimmervatnet, NV Kvaløya Røye			
Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N
LS 241	0,048	-24,896	7,468	LK 271	0,078	-22,523	10,616	G 288	0,190	-24,120	9,341
LS 242	0,025	-26,096	6,510	LK 272	0,080	-22,071	10,513	G 289	0,180	-22,595	9,355
LS 243	0,020	-22,850	6,000	LK 273	0,077	-21,109	10,487	G 290	0,160	-22,601	9,428
LS 244	0,038	-25,034	7,621	LK 274	0,054	-20,728	10,335	G 291	0,110	-23,406	9,045
LS 245	0,028	-21,633	6,273	LK 275	0,078	-20,684	10,565	G 292	0,085	-23,810	8,572
LS 246	0,032	-21,243	6,274	LK 276	0,140	-21,019	10,842	G 293	0,087	-24,083	8,475
LS 247	0,033	-23,832	6,850	LK 277	0,130	-20,743	10,801	G 294	0,110	-22,294	8,489
LS 248	0,039	-24,285	7,059	LK 278	0,140	-21,746	11,044	G 295	0,140	-22,388	8,430
LS 249	0,024	-22,441	6,284	LK 279	0,062	-21,859	10,142	G 296	0,130	-21,895	8,533
LS 250	0,034	-23,702	6,984	LK 280	0,093	-20,876	10,725	G 297	0,120	-23,639	9,111

4. Storstvatn, NØ Kvaløya Ørret				5. Russelvatn, S Seiland Røye				6. Langvatn, 285 moh, V Sørøya Ørret			
Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve- nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N
S 251	0,064	-21,670	7,182	R 221	0,028	-25,821	6,694	L 201	0,054	-20,046	6,688
S 252	0,044	-21,020	6,331	R 223	0,035	-20,594	5,907	L 203	0,092	-23,883	7,188
S 253	0,081	-22,201	7,621	R 224	0,038	-25,478	6,764	L 204	0,064	-21,967	6,406
S 254	0,072	-22,507	7,505	R 225	0,036	-25,800	6,832	L 207	0,076	-20,473	6,533
S 255	0,082	-22,338	7,867	R 226	0,040	-26,924	6,607	L 209	0,070	-23,527	7,344
S 256	0,072	-22,153	7,042	R 227	0,052	-23,958	6,754	L 210	0,110	-21,539	6,746
S 257	0,077	-22,988	7,508	R 228	0,026	-24,766	6,391	L 211	0,084	-20,255	6,533
S 258	0,066	-22,806	7,344	R 230	0,037	-25,238	6,973	L 212	0,070	-21,352	6,622
S 259	0,059	-21,801	7,683	R 231	0,042	-25,307	6,866	L 213	0,140	-23,064	8,008
S 260	0,061	-23,785	7,428	R 232	0,035	-24,662	6,575	L 214	0,058	-20,530	5,734

Tabell 26. *Kvikksølv og stabile isotoper i fisk, september 2006.*

1. Langvatn, 220 moh, N Seiland Røye				2. Langvatn, 156 moh, NV Kvaløya Ørret				3. Glimmervatnet, NV Kvaløya Røye			
Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N
LS23	0,021	-21,2	6,2	LK96	0,086	-18,3	9,9	G134	0,120	-21,3	10,0
LS27	0,025	-21,7	6,5	LK97	0,041	-17,7	10,8	G135	0,110	-22,0	9,3
LS29	0,022	-22,3	7,5	LK103	0,051	-17,6	10,8	G136	0,100	-21,9	9,3
LS30	0,035	-21,7	7,7	LK104	0,048	-19,0	11,5	G137	0,130	-22,3	9,4
LS31	0,019	-22,4	6,5	LK105	0,053	-18,9	10,7	G138	0,150	-21,8	9,8
LS32	0,030	-21,7	6,2	LK107	0,055	-18,6	10,6	G140	0,100	-21,9	9,1
LS37	0,020	-21,4	6,6	LK110	0,064	-19,0	10,4	G141	0,140	-20,6	9,7
LS38	0,033	-21,8	6,9	LK111	0,059	-17,7	10,6	G143	0,290	-21,0	9,6
LS39	0,028	-22,2	6,9	LK112	0,039	-17,7	10,6	G145	0,220	-21,2	9,2
LS40	0,016	-22,4	6,6	LK154	0,082	-18,9	9,9	G147	0,320	-21,0	9,7

4. Storkvikvatn, NØ Kvaløya Ørret				5. Russelvatn, S Seiland Røye				6. Langvatn, 285 moh, V Sørøya Ørret			
Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N	Prøve-nummer	Hg µg/g vv	d13C	d15N
S61	0,083	-21,2	8,9	B1	0,039	-25,3	6,9	L41	0,052	-18,9	7,1
S62	0,086	-22,4	9,0	B2	0,041	-25,1	7,8	L42	0,073	-21,5	8,3
S63	0,080	-22,1	8,2	B5	0,030	-26,2	7,2	L43	0,068	-21,1	8,3
S64	0,083	-20,7	8,3	B6	0,044	-27,3	6,0	L44	0,100	-22,1	8,8
S65	0,130	-21,3	9,0	B10	0,046	-23,2	7,7	L47	0,077	-21,2	8,5
S66	0,160	-20,8	7,5	B11	0,039	-25,7	8,2	L48	0,082	-21,1	8,2
S67	0,064	-20,0	6,3	B13	0,043	-26,5	7,3	L49	0,082	-21,3	8,7
S69	0,092	-21,0	8,3	B16	0,046	-25,1	7,8	L52	0,081	-19,3	7,4
S74	0,059	-20,2	7,2	B18	0,047	-24,5	8,1	L53	0,053	-18,9	7,4
S77	0,052	-20,9	7,7	B20	0,054	-23,3	7,0	L54	0,052	-19,3	6,7

Tabell 27. PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vv) i muskel fra fisk, september 2008.

	1. Langvatnet, N Seiland	2. Langvatn, NV Kvaløya	2. Langvatn, NV Kvaløya	3. Glimmervatnet, NV Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	4. Storvikvatn, NØ Kvaløya	5. Russelv, S Seiland	6. Langvatnet, V Sørøya
	Røye	Ørret	Røye	Røye	Ørret	Røye	Røye	Ørret
Naftalen	1,01	0,495	0,336	0,498	0,448	0,685	2,30	0,687
C1-naftalen	2,25	0,818	1,18	1,80	0,937	0,989	19,8	5,87
C2-naftalen	0,394	0,578	0,693	0,907	0,409	< 0,376	3,18	1,92
C3-naftalen	2,37	2,61	< 0,657	< 0,657	2,29	2,28	11,5	5,41
Fenantren	< 0,132	0,422	0,394	< 0,132	0,515	1,94	0,670	0,836
Antracen	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	0,112	0,508	< 0,036	0,098
C1-fenantren/antracen	< 0,111	0,233	0,192	< 0,111	0,415	1,21	0,957	0,658
C2-fenantren/antracen	< 0,180	< 0,180	0,253	< 0,180	0,542	1,69	0,990	0,907
C3-fenantren/antracen	< 0,107	< 0,107	0,116	< 0,107	0,395	1,11	0,118	0,354
Dibenzotiofen	< 0,113	< 0,113	< 0,113	< 0,113	< 0,113	0,178	0,116	< 0,113
C1-dibenzotiofen	< 0,109	< 0,109	< 0,109	< 0,109	0,178	0,410	0,368	0,200
C2-dibenzotiofen	< 0,147	< 0,147	< 0,147	< 0,147	0,832	3,42	0,853	< 0,147
C3-dibenzotiofen	< 0,118	< 0,118	< 0,118	< 0,118	1,40	3,98	< 0,118	< 0,118
Acenaftylen	< 0,090	< 0,090	< 0,090	< 0,090	< 0,090	< 0,090	< 0,090	< 0,090
Acenaften	< 0,094	< 0,094	< 0,094	< 0,094	< 0,094	< 0,094	0,286	< 0,094
Fluoren	0,112	0,239	0,144	< 0,098	0,115	0,264	0,345	0,304
Fluoranten	< 0,101	< 0,101	0,275	< 0,101	0,803	3,69	0,138	0,891
Pyren	< 0,099	< 0,099	0,253	< 0,099	0,877	2,93	< 0,099	0,624
Benzo[a]antracen	< 0,035	< 0,035	< 0,035	< 0,035	0,314	0,834	< 0,035	0,356
Krysen	< 0,044	< 0,044	0,166	< 0,044	0,415	0,781	0,082	0,416
Benzo[b]fluoranten	< 0,040	< 0,040	0,066	< 0,040	0,379	0,418	0,091	0,275
Benzo[k]fluoranten	< 0,039	< 0,039	0,040	< 0,039	0,383	0,433	0,049	0,213
Benzo[a]pyren	< 0,029	< 0,029	0,097	< 0,029	0,321	0,357	0,077	0,247
Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0,031	< 0,031	< 0,031	< 0,031	0,308	0,223	0,216	0,149
Benzo[ghi]perylen	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	0,280	0,183	0,113	0,205
Dibenzo[a,h]antracen	< 0,057	< 0,057	< 0,057	< 0,057	0,167	0,057	0,213	0,211
SUM 16 EPA	1,55	1,52	1,96	0,976	5,53	13,4	4,71	5,60
SUM NPD	6,55	5,56	3,76	4,06	8,53	18,6	40,9	17,1

Tabell 28. PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vv) i muskel fra fisk, september 2006.

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

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no