

Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann

– resultater 2015

Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Pål Brettum, Arne Fjellheim, Godtfred Anker Halvorsen, Trygve Hesthagen, Atle Hindar, Randi Saksgård, Susanne Schneider, Liv Bente Skancke, Bjørn Walseng.

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann

- Resultater 2015

Thomas Correll Jensen, Terje Bongard, Pål Brettum, Arne Fjellheim, Godtfred Anker Halvorsen, Trygve Hesthagen, Atle Hindar, Randi Saksgård, Susanne Schneider, Liv Bente Skancke, Bjørn Walseng.

Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – resultater 2015- NINA
Kortrapport 22. 38 s.

[Oslo, mai 2016]

ISSN: 2464-2797

ISBN: 978-82-426-2928-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

Kontraktsnr 15040039

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

NØKKEWORD

Norge, Atna- og Vikedavassdragene

- Ferskvann, vannkjemi, planteplankton, begroingsalger, dyreplankton, bunndyr, fisk.

KEY WORDS

[se nøkkelord]

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeldgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Innhold

Innhold.....	3
1 Innledning.....	4
2 Atna.....	5
2.1 Begroingsalger Atna	5
2.1.1 Feltarbeid	5
2.1.2 Resultater.....	5
2.2 Bunndyr Atna	9
2.2.1 Metoder og materiale	9
2.2.2 Resultater og diskusjon	9
2.3 Planteplankton Atnsjøen.....	15
2.4 Dyreplankton Atnsjøen	16
2.5 Fisk Atnsjøen	18
2.5.1 Innledning	18
2.5.2 Resultater og diskusjon	18
3 Vikedal	23
3.1 Vannkjemi Vikedal	23
3.2 Begroingsalger Vikedal.....	24
3.2.1 Feltarbeid	24
3.2.2 Resultater.....	24
3.3 Bunndyr og krepsdyr Vikedal.....	26
3.3.1 Feltarbeidet 2015.....	26
3.3.2 Resultater.....	26
3.3.2.1 Bunndyr.....	26
3.3.2.2 Krepsdyr.....	28
3.3.3 Konklusjoner	31
3.4 Fisk Fjellgardsvatnet.....	32
3.4.1 Innledning	32
3.4.2 Resultater og diskusjon	32
4 Referanser.....	36
5 Vedlegg.....	38
5.1 Primærdata – vannkjemi 2015.....	38

1 Innledning

Overvåkingsprogrammet "Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann" er en videreføring av programmer som delvis startet som det såkalte "Forskref"-programmet finansiert av det daværende Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF), delvis som en del av undersøkelsene i "10-års vernede vassdrag". I de senere årene har arbeidet blitt utført med tilskudd fra tidligere Direktoratet for naturforvaltning, men med betydelig egeninnsats fra de deltakende institusjonene, Uni Miljø, NIVA og NINA. Resultatene frem til 2009 ble oppsummert i 2010 (NINA rapport 598). Her oppsummeres kort resultatene fra 2015 som viser arbeidet som er utført.

Alle bidragsyterne takkes for god innsats, og Miljødirektoratet takkes for økonomisk støtte.

Mai 2015

Thomas Correll Jensen

2 Atna

2.1 Begroingsalger Atna

Susanne Schneider, NIVA

2.1.1 Feltarbeid

Ved undersøkelse av begroingsalger i rennende vann benyttes standard metodikk for prøvetaking av kiselalger (NS-EN 13946) og andre bentiske alger (NS-EN 15708: 2009).

På hver stasjon blir en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det tas prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger og disse lagres i separate beholdere (dramsglass). Dekningsgrad av alle makroskopisk synlige elementer estimeres som "% dekning". For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger blir 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversida av hver stein, børstes med en tannbørste, og det avbørstede materialet blandes så med ca. 1 liter vann. Fra blandingen tas det en delprøve som konserveres med formaldehyd. Innsamlede prøver blir senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene, som finnes sammen med de makroskopiske elementene, estimeres som hyp-pig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

For hver stasjon beregnes forsuringsindeksen for begroingsalger AIP (acidification index periphyton) (Schneider & Lindstrøm, 2009). AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 til 7,50, hvor en lav AIP-indeks indikerer sure betingelser, og en høy AIP-indeks indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst tre indikatorarter til stede på en stasjon.

I tillegg beregnes eutrofieringsindeksen PIT (periphyton index of trophic status) for hver stasjon (Schneider & Lindstrøm, 2011). PIT er basert på indikatorverdier for 153 taxa av bentiske alger (ekskludert kiselalger). Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker PIT indeks, må det være minst to indikatorarter til stede på en stasjon.

2.1.2 Resultater

Begroingsalger ble undersøkt 14./15. juli og 29./30. august 2015 på 7 stasjoner i Atnvassdraget, og resultatene er gitt i tabell 1. Vi ønsker å påpeke at kun 4 stasjoner ble finansiert gjennom prosjektet, men at de øvrige stasjonene ble analysert likevel.

	DAN A01;2015_07 _14;Atna Vidjedalsbek ken	DAN A01;2015_08 _29;Atna Vidjedalsbek ken	DAN A02;2015_07 _14;Atna, Døralen	DAN A02;2015_08 _29;Atna, Døralen	DAN A03;2015_07 _14;Atna, Elgvassli	DAN A03;2015_08 _29;Atna, Elgvassli	DAN A04;2015_07 _15;Atna, utl. Atnasjø	DAN A04;2015_08 _29;Atna, utl. Atnasjø	DAN A05;2015_07 _15;Atna o_saml_Setni nga	DAN A05;2015_08 _30;Atna o_saml_Setni nga	DAN A06;2015_07 _15;Setninga før Atna	DAN A06;2015_08 _29;Setninga før Atna	DAN A11;2015_07 _15;Atna, Solbakken	DAN A11;2015_08 _30;Atna, Solbakken
Cyanophyceae (Cyanobakterier)														
Calothrix braunii														xx
Capsosira brebissonii													1	x
Chamaesiphon confervicola				xx	x	xx					xx			
Chamaesiphon incrustans		xx												
Chamaesiphon polonicus		<1		<1	<1	<1					<1			
Chamaesiphon rostratus							x	xx	x	xx	xx	xx	x	xx
Clastidium setigerum								xx	xx	xx			xxx	xx
Cyanophanon mirabile								xxx	xxx	xx			xx	xxx
Heteroleibleinia spp.						x								
Leptolyngbya gloeophila	xx					xx								
Leptolyngbya spp.				x		<1	x			x				
Oscillatoria spp.				x										
Phormidium autumnale	<1	<1	x		x	<1					1			
Phormidium heteropolare				xx									xxx	xxx
Phormidium spp.							x	x				x		<1
Rivularia beccariana														
Rivularia spp.							x	x						
Schizothrix spp.				xx		xx		<1	<1	xx	xx	<1	xxx	xx
Stigonema mamillosum							xx	1	1				1	<1
Tolypothrix penicillata							x		<1	<1	x	x	x	<1
Tolypothrix spp.						x								
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Actinotaenium cruciatum		x		x		x			x	x				
Binuclearia tectorum							x	x	x	x				
Bulbochaete spp.					x		x	<1	1	<1			2	1
Closterium spp.						x	x	x	x	x			x	x
Cosmarium spp.		x				x		x	x	x		x		x
Cylindrocapsa brevissonii			x	x			x	x	x	x				
Draparnalia glomerata									<1	<1			xx	x
Euastrum spp.								x	x			x		x
Horridum rivulare		x	<1	<1		x	5	5	x	xx		x		
Microspora amoena		<1		xx	<1	1	x		x	x	xxx	3		x
Microspora palustris						x	<1							
Microspora palustris var minor							x							
Microspora spp.								x						
Mougeotia a (6-12u)			x					xx	x	x	x	x	xx	x
Mougeotia d (25-30u)												x		
Mougeotia e (30-40u)									x	xx			x	xx
Mougeotiopsis calospora									xx	1			x	
Oedogonium a (5-11u)									x	x				x
Oedogonium b (13-18u)						x	x	x	x	x				xx
Oedogonium c (23-28u)							x	xxx	x	x			2	5
Oedogonium e (35-43u)										4				xx
Spirogyra a (20-42u,1K,L)						x				x		x		xxx
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)													x	xx
Spirogyra sp (70-75u,2K,L)													xx	x
Staurastrum spp.		x		x			x	x	x	x		x		x
Tellingia excavata														
Tellingia granulata								x	x	x		x		
Tetraspora gelatinosa									xx	xx	<1			
Udenticillaria coccinea grønnalger							x	x						
Ulothrix zonata											<1	<1	xx	xx
Zygnema b (22-25u)							x	20	3	x	<1	x	3	x
Chrysophyceae (Gullalger)														
Hydrurus foetidus	5	<1	xx	<1	x	<1								
Bacillariophyceae (Kiselalger)														
Didymosphenia geminata											3	5		x
Tabellaria flocculosa (agg.)			x				x	xx	xxx	xx	xx	x	xx	xx
Rhodophyceae (Rødalger)														
Audouinella hermannii												<1	<1	
Batrachospermum spp.														x
Lemanea fluviatilis		<1	<1		3	<1				<1	<1	<1	1	<1
Udenticillaria Rhodophyceae				x	x	x								
Phaeophyceae (Brunalger)														
Heribaudinia fluviatilis													<1	

Tabell 2.1.1 Begroingsorganismer (ikke kiselalger bortsett fra Tabellaria flocculosa og Didymosphenia geminata) i Atnavassdraget i 2015. Hyppigheten av artene er angitt som dekningsgrad. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

PIT (periphyton index of trophic status) og AIP (acidification index periphyton) ble beregnet for alle stasjoner. PIT indeksen er generelt lav (= indikerer svært god tilstand) på alle stasjoner. Den øverste stasjonen (DAN01) hadde en litt høyere PIT indeks enn i tidligere år. Det kan skyldes tilfeldige variasjoner, men også klimaforandringer eller flere sau som beiter i området, og bør dermed overvåkes videre. Nedstrøms Atnasjøen (DAN04) øker PIT indeksen jevnt og trutt. Det er ikke uvanlig, men tyder likevel på en liten eutrofiering i de nedre delene av vassdraget og bør dermed overvåkes videre.

AIP indeksen tyder på at Atnavassdraget ikke er forsuret. Setninga (DAN A06) har, som i tidligere år, den høyeste AIP indeksen, noe som kan forklares med at Setninga har en litt høyere kalsiumkonsentrasjon enn Atna. Stasjonen ved utløpet av Atnasjøen (DAN A04) har, som i tidligere år, en lavere AIP indeks enn de andre stasjonene, og derfra øker AIP indeksen i retning nedstrøms (mot DAN A05 og DAN A11). Vi har ingen forklaring på hvorfor AIP indeksen ved utløpet av Atnasjøen er lavere enn på de andre stasjonene. Som det ble antydnet i en tidligere rapport, gikk AIP indeksen på denne stasjonen ned siden 1988. Denne trenden er merkelig og bør kanskje undersøkes nærmere.

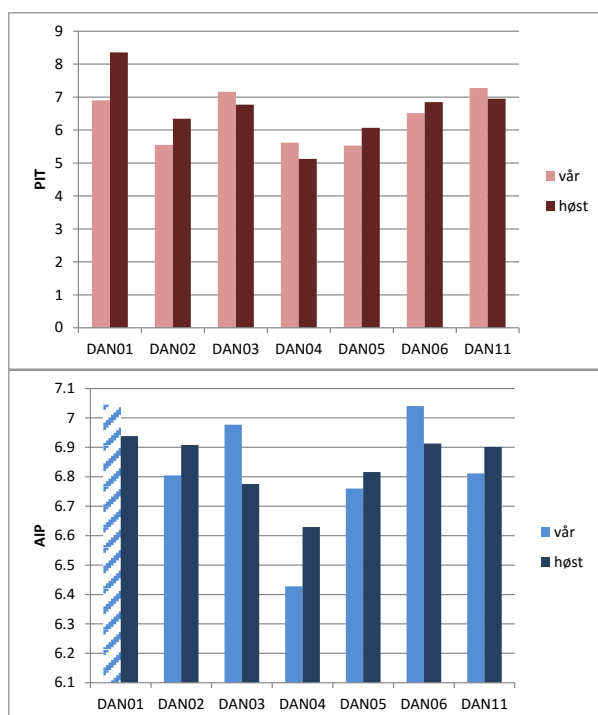


Fig. 2.1.1 PIT og AIP indeks på 7 stasjoner i Atnvassdraget i 2015. AIP indeksen på stasjon A01 om våren er usikker pga for få indikatorarter.

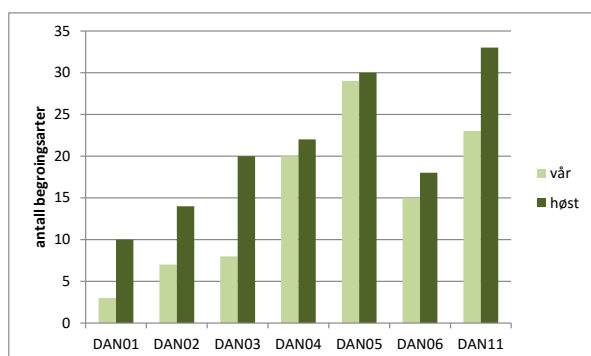


Fig. 2.1.1 antall arter begroingsalger på 7 stasjoner i Atnvassdraget i 2015.

I forbindelse med et annet prosjekt ble dataene fra DAN03 og DAN04 analysert nærmere. Hovedfunnene var at begroingsalger på DAN04 først og fremst påvirkes av temperatur (klima), mens det er partikkelkonsentrasjonen (hydrologi) som er viktigst på DAN03. Resultatene er publisert i Schneider (2015). Et sammendrag av resultatene på engelsk er:

Excessive biomass development of benthic algae is often considered undesirable, but understanding the causes is confounded by complex interactions among driving factors. Pristine rivers allow a benchmark where human interference should be limited to climate change. In this study a time series comprising > 20 years of annual benthic algae surveys from two pristine, soft water, boreal stream sites is used to determine whether year-to-year variations in benthic algal assemblages and cover were related to climate (temperature, precipitation, North Atlantic Oscillation) or hydrological regime. Total benthic algal cover ranged from 6 to 100% at Atna (the outflow of the Atna River from Lake Atnasjø), and from 3 to 50% at the headwater stream Li. Climate and hydrological regime explained 18 - 74% of the variability in benthic algal assemblages and cover. Generally, more variance was explained at Li than at Atna, possibly because i) aquatic bryophytes blurred nutrient-mediated effects of climate and hydrology at Atna, and ii) the upstream lake buffered hydrological variation. Temperature was more important for explaining benthic algal assemblages and cover at Atna, while hydrology

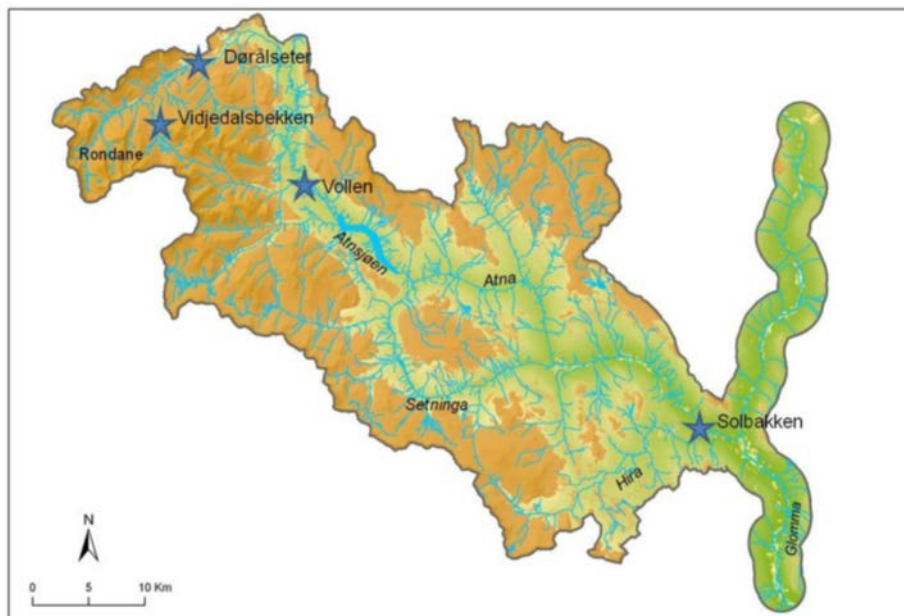
*was more important at Li. Climate and hydrological regime had no major impact on benthic algal taxon richness. High temperatures were associated with high benthic algal cover, particularly at Atna, while high suspended particle concentrations were associated with reduced benthic algal cover at Li, possibly due to scouring. Cover of the cyanobacterium *Phormidium* sp. increased at Li with increasing temperature, and decreased with prolonged periods of high discharge. Current predictions of climate change would lead to a “greener” Atna (increased cover of benthic algae), while Li would become more “bluegreen” (more *Phormidium* sp. but less filamentous green algae). It would also lead to a slightly more “eutrophic” algal assemblage at Atna (as indicated by the PIT-index for ecological status assessment), while a possible drift of the PIT-index is less clear at Li. The differences between Atna and Li likely reflect differences among river types, and it seems possible to make some generalizations: climate will likely affect benthic algae in lake outlets primarily via temperature, while headwater streams will primarily be affected via altered hydrology and particle concentrations.*

2.2 Bunndyr Atna

Terje Bongard, NINA

2.2.1 Metoder og materiale

Bunndyrundersøkelsene i Atna har pågått hvert år siden 1986, og representerer derfor en av de lengste dataseriene fra urørte vassdrag i Norge (Aagaard, Solem, Bongard, & Hanssen, 2004). Fra 2003 har det vært tatt prøver på fire faste stasjoner: Vidjedalsbekken, Dørålseter, Vollen og Solbakken (Figur 2.2.1). Kartlegging (inventering) av biologisk arts mangfold er krevende på ulike måter. Bunnfaunaens arter har livssykluser som krever prøvetaking gjennom året, i praksis isfri sesong, for å registrere flest mulig arter. Resultatenes kvalitet øker med økende prøvetakingsinnsats, antall prøver under og stasjonsantall (Bongard, Diserud, Sandlund, & Aagaard, 2011; A. Iversen, 2009; A. Iversen, 2009).



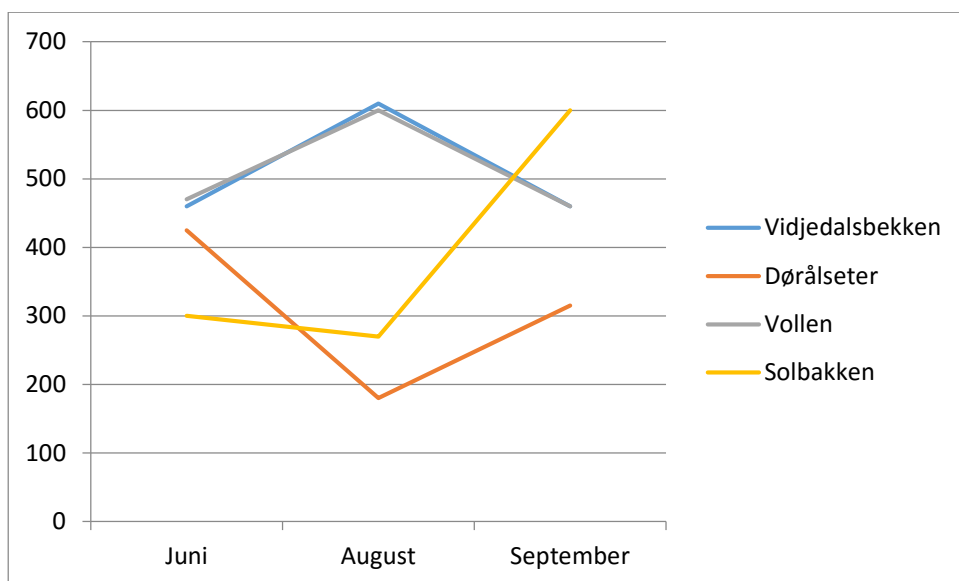
Figur 2.2.1 Kart over bunndyrstasjonene i Atnavassdraget fra 2003 til nå.

På hver stasjon tas sparkeprøver mellom 4-6 minutters varighet på tre tidspunkter gjennom sesongen. Prøvene plukkes for dyr til det ikke lenger oppdages nye bunndyrgrupper eller arter innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Biller, døgnfluer, steinfluer og vårfluer artsbestemmes på laboratoriet. Hvis det er forhold til det utføres håvslaging i vegetasjonen på hver stasjon for å finne voksne individer av de tre sistnevnte gruppene. Den kvantitative registreringen av artenes mengdeforekomst baseres på subsampling under plukking i felt.

2.2.2 Resultater og diskusjon

Omtrent 10500 organismer er gjennomgått i de 24 prøvene fra 2014 og 2015. Av disse utgjorde gruppen fjærmygg 3300, ekte knott 1600 og døgnfluen *Baetis rhodani* alene 2600 individer. De resterende 3000 individene fordelte seg på de andre gruppene og artene.

De totale forekomster av antall per minutt sparkeprøve for de ulike stasjonene for disse to årene er framstilt i **Figur 2.2.2**.



Figur 2.2.2. Totale forekomster av bunndyr per minutt sparkeprøve fra Atna 2014-15.

Figuren viser at forekomstene av antall individer per minutt med noen unntak er som forventet. Begge årene var preget av store variasjoner i nedbør og vannføringer. Prøvetaking i rennende vann gir generelt lavere antall og mer usikre artsregistreringer under høye vannføringer. Tidspunktene for prøvetaking forsøkes derfor lagt til perioder med lav vannføring. Generelt høyere og mer uforutsigbar vannføring de siste tre årene har vanskeliggjort prøvetakingen.

Døgn- og steinfluearter som ble påvist i 2014-15 er framstilt i **Tabell 2.2.1**

Tabell 2.2.1. Påviste døgn-, stein- og vårflyearter i Atna 2014-15, sammenlignet med artsregistreringene siden 1986.

Stasjon:	Vidjedalsbekken		Dørålseter		Vollen		Solbakken	
År:	1986-	2014-15	1986-	2014-15	1986-	2014-15	1986-	2014-15
Døgnflyearter	2013		2013		2013		2013	
<i>Ameletus inopinatus</i>			X		X		X	X
<i>Siphonurus sp.</i>			X		X		X	
<i>S. lacustris</i>							X	
<i>S. aestivalis</i>					X			
<i>Baetis rhodani</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. scambus</i>			X		X		X	X
<i>B. muticus</i>			X	X	X		X	X
<i>B. subalpinus</i>	X				X	X	X	X
<i>Acentrella lapponica</i>	X	X	X		X		X	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>				X	X		X	X
<i>H. joernensis</i>			X		X		X	
<i>H. sulphurea</i>							X	X
<i>Kageronia fus-cogrisea</i>							X	X
<i>Leptophlebiidae</i>							X	
<i>Ephemerella aroni</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>E. mucronata</i>				X	X	X	X	X
<i>Serratella ignita</i>							X	
Antall arter:	4	2	8	5	11	4	15	10

Tabell 2.2.1 fortsatt. Påviste døgn-, stein- og vårfluearter i Atna 2014-15, sammenlignet med artsregistreringene siden 1986.

Stasjon:	Vidjedalsbekken		Dørålseter		Vollen		Solbakken	
År:	1986-	2014-15	1986-	2014-15	1986-	2014-15	1986-	2014-15
Steinfluearter	2013		2013		2013		2013	
<i>Arcynopteryx compacta</i>	X	X	X	X	X			
<i>Dinocras cephalotes</i>				X			X	
<i>Diura nanseni</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>Isoperla grammatica</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>I. obscura</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>I. difformis</i>							X	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>			X		X		X	X
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	X	X	X		X	X	X	X
<i>Brachyptera risi</i>	X	X	X		X	X		X
<i>Amphinemura borealis</i>	X		X	X	X		X	X
<i>A. standfussi</i>	X		X	X	X		X	
<i>A. sulcicollis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nemoura cinerea</i>	X	X	X	X	X		X	
<i>N. avicularis</i>	X				X			
<i>Nemurella pictetii</i>	X	X	X	X	X		X	
<i>Protonemura meyeri</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Capnia bifrons</i>	X						X	X
<i>C. atra</i>	X		X	X	X		X	
<i>Leuctra digitata</i>	X		X	X	X		X	X
<i>L. fusca</i>	X		X		X		X	X
<i>L. hippopus</i>	X		X	X	X		X	
<i>L. nigra</i>	X		X	X	X		X	X
Antall arter:	19	8	18	14	19	7	19	12

Tabell 2.2.1 fortsatt Påviste døgn-, stein- og vårfluearter i Atna 2014-15, sammenlignet med artsregistreringene siden 1986.

Stasjon:	Vidjedalsbekken		Dørålseter		Vollen		Solbakken	
År:	1986-2013	2014-2015	1986-2013	2014-2015	1986-2013	2014-2015	1986-2013	2014-2015
Vårfluearter								
<i>Rhyacophila nubila</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Glossosoma spp.</i>			X		X		X	X
<i>G. intermedia</i>					X	X	X	
<i>Agapetus ochripes</i>	X						X	
<i>Hydroptila spp.</i>							X	X
<i>Ithytrichia lamellaris</i>							X	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>							X	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	X			X	X		X	X
<i>Hydropsyche spp.</i>				X			X	
<i>H. nevae</i>							X	
<i>H. pellucidula</i>							X	X
<i>Arctopsyche ladogensis</i>				X			X	X
<i>Micrasema sp.</i>							X	
<i>M. setiferum</i>							X	X
<i>Lepidostoma hirtum</i>							X	X
<i>Apatania spp.</i>	X	X	X		X		X	
<i>A. hispida</i>	X	X	X	X	X	X		X
<i>A. muliebris/hispida</i>	X		X		X		X	
<i>A. stigmatella</i>	X		X		X	X	X	
<i>A. wallengreni</i>							X	
<i>A. zonella</i>	X		X	X	X		X	
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	X	X	X		X	X	X	
<i>Limnephilidae</i>	X		X		X		X	
<i>Chaetopteryx villosa</i>	X		X		X		X	
<i>Annitella obscurata</i>					X		X	
<i>Halesus radiatus</i>	X	X						
<i>H. digitatus</i>			X					
<i>Limnephilus sp.</i>			X		X			
<i>L. centralis</i>			X					
<i>Potamophylax spp.</i>	X				X			
<i>P. cingulatus</i>	X	X	X	X	X		X	X
<i>P. latipennis</i>		X			X	X	X	X
<i>Sericostoma personatum</i>					X		X	X
<i>Silo pallipes</i>							X	X
<i>Agrypnia varia</i>					X			
<i>Athripsodes sp.</i>							X	X
<i>A. cinereus</i>							X	
<i>A. commutatus</i>							X	
Antall arter:	10	6	10	7	14	6	25	13

Metodeomleggingen i 2003 førte til at de vanligste artene innen gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer registreres årvisst, så også for årene 2014-15. De fleste steinfluer er kaldtvannsspesialister og har høyest diversitet på Dørålseter. Bortsett fra for steinfluene registreres det derfor som regel en økning i artsantall nedover vassdraget, men artsregistreringene øker fremdeles på år for år. To nye

arter ble registrert på Dørålseter i 2014, nemlig døgnfluene *Baetis muticus* og *Ephemerella mucronata*. Vårfluen *Apatania hispida*, som er dominerende øverst i Vidjedalsbekken, ble for første gang registrert nederst ved Solbakken.

Bunndyrfaunaen domineres ofte av noen få arter som opptre i svært store antall. Døgnfluene *Baetis rhodani* og *Ephemerella aroni* utgjør alene hovedmengden av EPT-artene gjennomgående for alle år. Artsdiversiteten består derfor av et flertall arter med lave forekomster. Registrering av arter med lave forekomster er svært ressurskrevende, fordi et stort prøvemateriale som regel er nødvendig for å påvise artene.

Døgnfluer

På Solbakken i 2013 ble det registrert et eksemplar av en ny art for Atna, *Kageronia fuscogrisea*. Den ble gjenfunnet med fem individer i 2015. Arten er vanlig forekommende på Østlandet, men er tilpasset saktere strøm, og er sannsynligvis vanligere i Glomma. Sannsynligvis har arten vært til stede i nedre deler av Atna hele tiden, men er altså ikke funnet i de foregående 28 årene undersøkelsene har pågått. Dette viser igjen hvor krevende det er å kartlegge arter med lave bestander. Det ble registrert 11 av totalt 17 arter døgnfluer i 2013. Dette er som forventet tatt i betraktning vanskelige prøvetakingsforhold og bare tre prøvetakingsrunder. Som vanlig dominerer *Baetis rhodani* hele vassdraget, mens *Ephemerella aroni* er vanlig lenger ned.

I 2012 ble *Ephemerella aroni* registrert i Vidjedalsbekken for første gang, men den er ikke gjenfunnet i de tre påfølgende år. Dette er den fjerde døgnfluearten som til nå er funnet så høyt oppe. *Baetis rhodani* og *Acentrella lapponica* var de eneste to artene som ble funnet i 2014-15 i Vidjedalsbekken. Etter 1997 har *B. rhodani* etablert seg med jevnt over høye antall individer per minutt. Døgnfluer er dårlige flygere og trenger rolige vindforhold og god temperatur for å forflytte seg oppstrøms og etablere bestander i bekken. Etableringen av disse døgnflueartene kan være en indikasjon på at klimaet blir varmere, eller det kan også skyldes mindre sur nedbør de senere år. Søsterarten *B. subalpinus*, som ble registrert i Vidjedalsbekken for første gang i 2003, er ikke funnet igjen siden. Denne arten har hatt lave og uregelmessige forekomster i hele vassdraget gjennom alle år.

Steinfluer

Leuctra hippopus ble i 2013 for første gang registrert med ett individ øverst i Vidjedalsbekken. Den ble ikke funnet igjen i 2014-15.

Det ble funnet 20 av 25 steinfluearter i 2014-15. Dette er som forventet tatt i betraktning vanskelige prøvetakingsforhold og bare tre prøvetakingsrunder. Steinfluene har generelt jevnere forekomster enn døgn- og vårfluer, men særlig *Capnia*-artene som tidligere forekom i store antall har gått tilbake de senere årene. De er erstattet av de større rovformene *Isoperla obscura* og *Diura nanseni*. Steinfluer er kaldtvannstilpasset, og man kan forvente at eventuelle klimaendringer vil slå mer ut på denne gruppen.

Vårfluer

I 2014-15 ble det fanget 20 arter vårfluer av totalt 41 arter som er påvist i bunnprøver og flygefeller i hele overvåkingsperioden i Atna (Aagaard et al., 2004). Antallet er som forventet tatt i betraktning vanskelige prøvetakingsforhold og tre prøvetakingsrunder. Det er *Rhyacophila nubila* og *Apatania*-artene som igjen dominerer, slik de har gjort siden undersøkelsene startet. Registrering av vårfluefauna i rennende vann ved hjelp av bunnprøver er mer usikkert enn for stein- og døgnfluer, fordi husbyggende arter har dårligere fangbarhet. Det er derfor viktigere med store prøver for denne gruppen.

Andre grupper

Generelt er det få andre grupper av bunndyr i Atna (Lindstrøm et al., 2002; Sandlund et al., 2010). Fjærmygg er den mest artsrike og vanligst forekommende bunndyrgruppa i rennende vann generelt. I bunndyrmaterialet fra Atna svinger antallet fjærmygg mye mellom stasjoner og år, og de kan noen ganger være nesten borte, særlig i de nedre deler av elva. *Radix balthica*, snegl, registreres som regel på nederste stasjon hvert år, men ble kun funnet i 2015. Det er lavt kalkinnhold i vassdraget, og det er funnet svært lite muslinger og snegler av familien *Planorbidae* i løpet av undersøkelsene.

Konklusjon

Artsregistreringene er generelt som forventet. På Solbakken ble det funnet fem eksemplarer av døgnfluen *Kageronia fuscogrisea*, en art som ble registrert med ett individ i 2013. De senere årene er det en tendens til at vannføringen er blitt høyere og mer uforutsigbar. Dette gjør prøvetakingen vanskeligere, og har innvirkning på registreringer av både artsantall og forekomster. I tillegg til stadig økende variasjoner i vannføring kan årsakene til ulikheter i registreringer og forekomster også skyldes at artenes økologi og fenologi responderer ulikt på vær og vannføringsforhold. Detaljene i været under klekking kan dermed ha avgjørende betydning for om arter slår til i store antall i neste generasjon.

2.3 Planteplankton Atnsjøen

Pål Brettum, NIVA

Kvantitative plankteplanktonprøver ble tatt 5 ganger i vekstsesongen, og resultatene er gitt i tabell 3. Prøvene var, som i tidligere år, blandprøver fra vannsjiktet 0-10 m. De innsamlete prøvene ble undersøkt ved hjelp av "sedimenteringsmetoden" utarbeidet av Utermöhl (1958) og planteplanktonvolumene er beregnet ved hjelp av de anbefalinger som er gitt av Rott (1981). Alle metoder som brukes for kvantitative undersøkelser av planteplanktonprøver, i det minste i Norden, er nå samlet i Olrik et al. (1998).

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2015	2015	2015	2015	2015
	Måned	6	7	8	8	10
	Dag	11	8	4	30	4
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Crucigenia quadrata		.	.	1.1	.	.
Elakalothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	0.5	.	0.5
Koliella sp.		5.6	3.4	7.0	3.3	1.3
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	0.8	11.5	0.8
Sphaerocystis Schroeteri		.	.	.	6.6	0.9
Ubest.cocc.gr.alge		0.4
Sum - Grønnalger		5.6	3.4	9.3	21.4	3.9
Chrysophyceae (Gullalger)						
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		1.6	1.2	1.4	15.5	1.8
Cyster av chrysophyceer		.	0.4	.	0.8	1.2
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0.2	0.1	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		.	1.3	0.7	2.7	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		0.6	2.4	2.3	1.4	1.6
Ochromonas spp.		1.2	.	2.3	4.5	.
Små chrysomonader (<7)		8.8	12.9	32.2	20.2	7.9
Store chrysomonader (>7)		12.9	18.9	46.5	34.5	12.9
Sum - Gullalger		25.3	37.2	85.3	79.5	25.5
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes spp.		.	0.4	.	.	.
Aulacoseira alpigena		.	.	.	0.4	.
Eunotia sp.		.	.	.	0.2	.
Tabellaria flocculosa		.	0.3	0.3	.	0.4
Sum - Kiselalger		0.0	0.7	0.3	0.5	0.4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptaulax vulgaris		.	.	.	0.3	.
Cryptomonas cf.erosa		.	.	2.2	.	4.6
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		0.8	4.2	2.0	0.9	.
Cryptomonas marssonii		2.7
Cryptomonas sp. (l=15-18)		0.6	0.5	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)		7.2	3.6	.	2.2	.
Cryptomonas sp. (l=24-30)		2.8	2.0	3.0	3.5	3.5
Katablepharis ovalis		1.2	0.7	4.1	4.1	0.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		19.7	7.9	65.2	19.7	20.1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		.	3.2	4.6	8.2	2.7
Sum - Svelgflagellater		32.3	22.0	81.0	38.8	33.8
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre		3.2	.	0.4	0.4	0.2
Gymnodinium cf.uberrimum		.	.	12.5	4.7	4.7
Ubest.dinoflagellat		0.4
Sum - Fureflagellater		3.6	0.0	12.9	5.0	4.9
My-alger						
My-alger		4.8	14.9	18.8	14.5	10.3
Sum - My-alge		4.8	14.9	18.8	14.5	10.3
Sum total :		71.5	78.3	207.5	159.8	78.8

Tabell 2.3.1: Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Atnsjøen i 2015.

2.4 Dyreplankton Atnsjøen

Thomas Correll Jensen, NINA

Til tross for reduksjon av ressursene til dyreplanktonundersøkelsene i 2015 er alle prøvene analysert likevel. Dessuten er også hjuldyr (Rotatoria) opparbeidet til tross for at det bare er bevilget penger til vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) gjennom prosjektet. Totalt er det i 2015 påvist 3 arter hoppekreps og 7 arter/slekter vannlopper og 16 arter/slekter hjuldyr i dyreplanktonet i Atnsjøen (tabell 2.4.1). Det er ingen store forandringer i artssammensetningen i forhold til tidligere år.

Temperatur og oksygen-innhold i Atnsjøen i 2015 er vist i tabell 2.4.2. Siktedyp og farge fremgår av tabell 2.4.3.

Tabell 2.4.1. Dyreplankton i Atnsjøen, 2015 (antall/liter) fra kvantitative prøver tatt med 14 liters Schindler henter. Det ble også tatt prøver med planktonhov på hver prøvedato. «X» angir at arten forekom i hovtrekkene men ikke i de kvantitative prøver.

Dyreplankton Atnsjøen 2015 (antall individer per liter)						
	Dato	10.06.2015	08.07.2015	04.08.2015	30.08.2015	04.10.2015
Copepoda	<i>Cyclops scutiter</i>	5,905	6,952	11,434	6,844	17,631
	<i>Arctodiaptomus laticipes</i>	1,195	0,614	1,864	0,349	1,691
	<i>Heterocope saliens</i>		0,001	X		
Cladocera	<i>Bosmina longispina</i>	0,647	4,440	3,652	0,078	0,214
	<i>Daphnia longispina</i>	0,181	0,075	0,945	0,379	1,823
	<i>Holopedium gibberum</i>	0,238	0,061	2,094	0,839	0,017
	<i>Polyphemus pediculus</i>	0,001		0,001	0,230	0,377
	<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,001	0,001	0,030	0,010	0,005
	<i>Chydorus sp.</i>		0,003			
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			0,005		
Rotatoria	<i>Keratella cochlearis</i>	2,965	3,864	7,171	2,851	5,782
	<i>Keratella hiemalis</i>	3,118	4,482	5,397	3,595	1,821
	<i>Keratella serrulata</i>	0,004				
	<i>Kellicotia longispina</i>	3,043	8,366	14,075	7,918	6,683
	<i>Lecane sp.</i>	0,008	0,031			
	<i>Ascomorpha sp.</i>	0,008			0,001	
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	2,847	1,071	27,265	33,592	80,490
	<i>Polyarthra remata</i>				0,477	0,348
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		0,003			0,008
	<i>Asplanchna sp.</i>	0,001	0,006	0,079	0,355	8,626
	<i>Conochilus unicornis</i>	0,166	0,842	4,170	3,184	4,506
	<i>Synchaeta pectinata</i>	0,083	0,010			0,021
	<i>Synchaeta oblonga</i>				0,005	
	<i>Collotheca mutabilis</i>	0,022	0,006	0,277	4,331	0,138
	<i>Brachinus rubens</i>					0,012
	<i>Notholca sp.</i>		0,003			0,008
Total antall		20,432	30,835	78,271	65,286	130,200

Tabell 2.4.3. Temperatur, oksygen-innhold og konduktivitet målt på forskjellige dyp i Atnsjøen i 2015

	Dyp (m)	10.06.2015	08.07.2015	04.08.2015	30.08.2015	04.10.2015
Temperatur (°C)	0	5,7	8,1	10,3	13,5	7,9
	1	5,6	8,2	10,3	13,5	8,0
	4	5,6	7,8	10,2	13,5	8,0
	6	5,6	7,5	10,2	13,2	8,0
	10	5,6	7,1	9,5	10,4	8,0
	15	5,6	6,8	7,9	8,3	7,9
	20	5,5	6,4	7,1	7,5	7,9
	25	5,5	6,1	6,8	6,9	7,8
	50	5,5	5,8	6,4	6,5	6,6
Oksygen (mg O ₂ /l)	0	11,29	10,99	10,80	9,99	10,68
	1	11,24	10,93	10,70	9,95	10,56
	4	11,22	10,91	10,59	9,90	10,50
	6	11,21	10,9	10,53	9,85	10,46
	10	11,15	10,87	10,43	9,83	10,38
	15	11,07	10,81	10,29	9,92	10,30
	20	11,02	10,74	10,24	9,94	10,22
	25	10,94	10,66	10,20	9,97	10,10
	50	10,54	10,19	9,87	9,61	9,30
Oksygen (% metning)	0	97,6	102,5	104	105,5	98,0
	1	97,3	102,1	103,1	105,3	96,8
	4	96,9	100,6	102	104,8	96,2
	6	96,7	100,1	101,4	103,6	95,9
	10	96,3	98,6	98	96,9	95,2
	15	95,6	97,6	93,6	93,0	94,2
	20	94,9	96,0	91,5	91,1	93,4
	25	94,2	94,6	90,5	90,2	92,2
	50	90,7	89,7	86,7	86,1	82,4

Tabell 2.4.3. Siktedyp og farge i Atnsjøen for de fem prøvedatoer i 2015.

Dato	10.06.2015	08.07.2015	04.08.2015	30.08.2015	04.10.2015
Siktedyp (m)	6,6	6,0	6,75	7,2	9,0
Farge	grønn	grønn	grønn	grønn	grønn

2.5 Fisk Atnsjøen

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen, NINA

2.5.1 Innledning

Hensikten med undersøkelsen i Atnsjøen er å følge fiskesamfunnet over tid for å (i) dokumentere naturlige svingninger og om mulig årsakene til disse, og (ii) eventuelle endringer som skyldes menneskelig påvirkning eller forurensning. Det har vært prøvefisket i Atnsjøen hvert år siden 1985. Fiskesamfunnet i innsjøen består av røye, aure, steinsmett og en sparsom bestand av ørekyt. Huitfeldt-Kaas (1918) antar at røya har spredt seg naturlig til Atnsjøen. Dette gjelder med all sannsynlighet også for aure og steinsmett (Hesthagen & Sandlund 2004). Ørekyt ble introdusert tidlig på 1960-tallet, sannsynligvis i forbindelse med at det ble fisket med levende agn.

2.5.2 Resultater og diskusjon

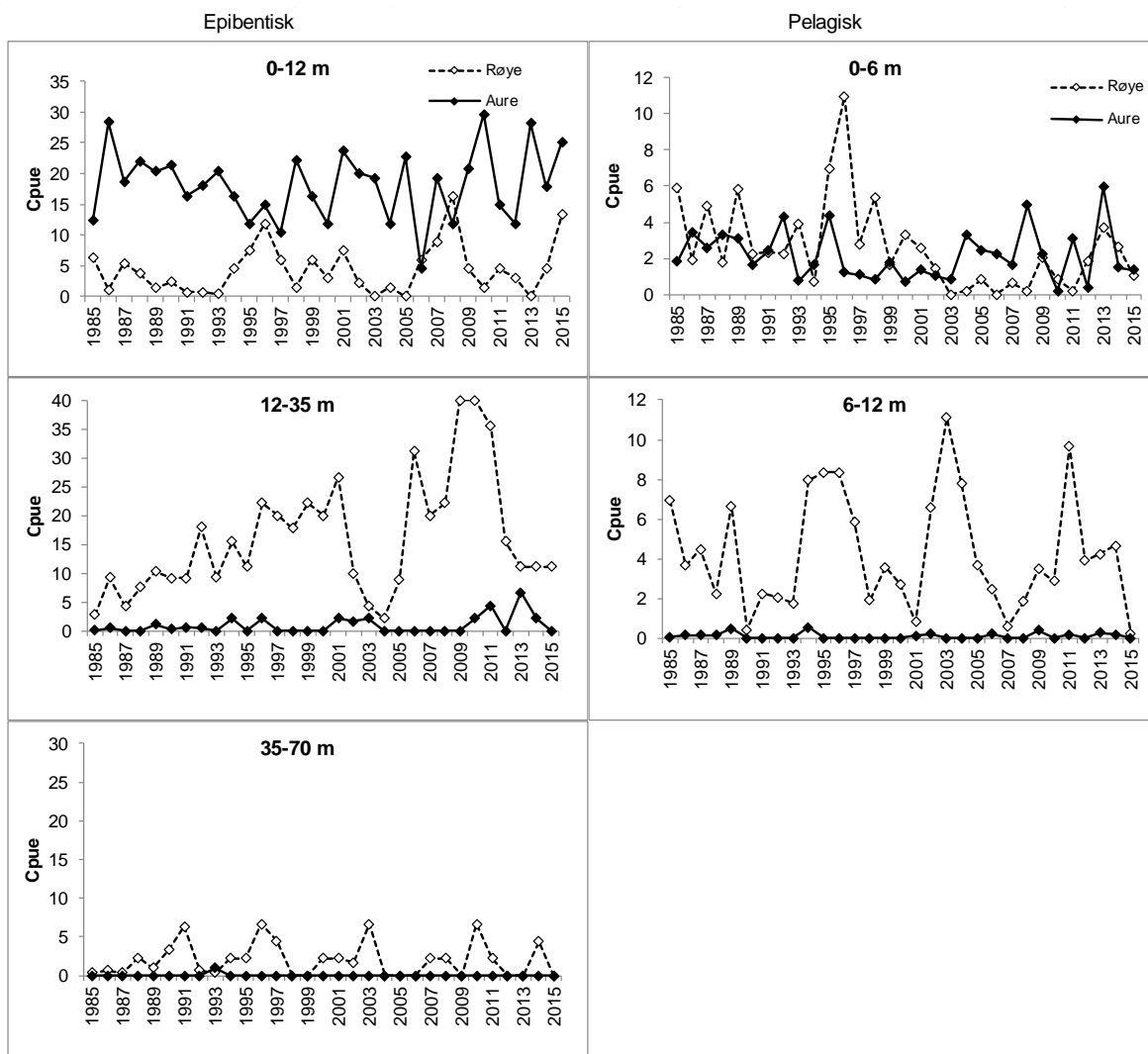
For beskrivelse av metodikk henvises det til Sandlund m.fl. 2010 (red.). Antallet av de ulike fiskeartene som er fanget på bunn- og flytegarn i august i perioden 1985-2015 er vist i **tabell 2.5.1**. Steinsmett ble første gang registrert i garnfangstene i 1990. Siden 1994 har det vært benyttet Nordisk oversiktsgarn, og steinsmett har vært fanget hvert år med unntak av 2004 og 2010. Ørekyt er siden 2004 registrert hvert år med unntak av i 2006.

Tabell 2.5.1 Antall røye, aure, steinsmett og ørekyt fanget på bunn-garn (BG) på stasjon 2 og samlet på alle stasjoner fra og med 1994, og på flytegarn (FG) i Atnsjøen, august 1985-2015.

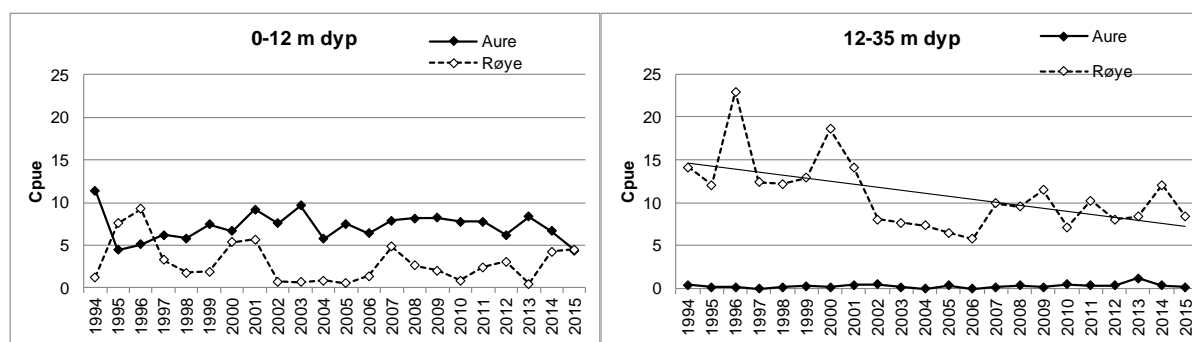
År	Røye			Aure			Steinsmett	Ørekyt
	BG St.2	BG (totalt)	FG	BG St.2	BG (totalt)	FG	BG (totalt)	BG (totalt)
1985	37		154	38		23		
1986	62		67	88		43		
1987	43		113	56		33		
1988	64		48	66		42		
1989	68		150	68		43		
1990	72		43	66		34	14	
1991	80		51	53		29	3	
1992	112		52	57		52	4	
1993	58		8	63		9		
1994	46	129	65	13	157	19	4	
1995	40	193	116	10	61	32	10	
1996	58	301	144	14	70	10	4	
1997	37	146	63	11	84	8	2	
1998	18	126	40	21	79	4	3	
1999	38	126	39	24	102	13	4	
2000	32	215	48	10	91	6	5	
2001	36	188	27	22	127	11	1	
2002	11	61	39	19	85	6	1	
2003	9	65	54	14	105	5	5	
2004	5	53	41	19	62	18		1
2005	10	51	22	21	83	12	2	1
2006	24	53	12	3	69	12	4	
2007	27	111	6	18	86	9	5	3
2008	41	89	10	11	90	15	2	4
2009	34	90	28	18	90	13	3	7
2010	34	55	18	23	87	3		6
2011	35	89	52	23	86	16	8	3
2012	19	86	31	14	69	2	5	5
2013	9	54	28	28	97	22	19	5
2014	35	72	39	17	48	9	5	6
2015	34	65	9	19	38	9	9	4
Totalt	1228	2418	1617	927	1866	562	122	45

I epibentisk sone (st. 2) dominerer auren i littoralen (0-12 m dyp), mens tettheten av røye er størst i dypere områder (12-35 m dyp) (**figur 2.5.1**). I de dypere områdene av epibentisk sone (12-35 m dyp) var det i perioden 1985-2001 en gradvis økning i fangstutbyttet av røye, til 27 individ pr. 100 m² garnareal (Cpue). Deretter var det en 4-årsperiode med en kraftig nedgang i Cpue hos røye på alle dyp, lavest i 2004 med to individ pr. 100 m² garnareal (**figur 2.5.1**, 12-35 m dyp). I perioden 2006-2011 var det en markant økning i fangstene av røye (12-35 m dyp). Fangstutbyttet i de fire siste årene har derimot vist en markant nedgang sammenlignet med perioden før. Det totale fangstutbyttet av røye viser en tilsvarende nedgang (12-35 m dyp) i 2002 som på st. 2, og deretter har Cpue ligget mellom 5-10 individ (**figur 2.5.2**). Auren dominerer i strandsona og blir sjeldent fanget dypere enn 12 m (**figur 2.5.2**). Undersøkelsen viser at det kan være til dels store forskjeller i Cpue mellom ulike områder i innsjøen (**figur 2.5.3**). I perioden 2008-2011 ble mellom 36 og 60 % av røyene fanget på st. 2, mens fangstutbyttet av røye på denne stasjonen i perioden 1994-2005 sjeldent utgjorde over 20 % av artens totale fangst. Det er flere faktorer som kan ha betydning for fangstutbyttet av fisk. Temperatur- og nærings-forholdene i de ulike områdene kan ha betydning for hvor fisken oppholder seg ved ulike tidspunkt, mens en eventuell rekrutteringssvikt vil kunne gi en direkte innvirkning på det totale fangstutbyttet. Aurefangstene på st. 2 varierer også en del mellom år (**figur 2.5.1**), mens det totale fangstutbyttet av aure i perioden 1994-2015 er mer stabilt (**figur 2.5.2**). Hos aure er det mindre forskjell i fangstutbyttet mellom de ulike stasjonene sammenlignet med røye (**figur 2.5.3**). Fangstutbyttet hos aure på en enkelt stasjon utgjør sjelden over 25 % av totalen i Atnsjøen.

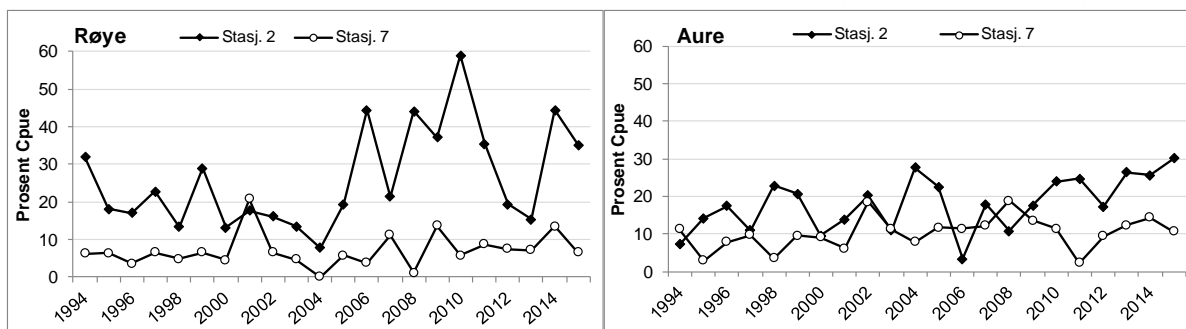
Røye dominerer fangstene i pelagisk sone, men de varierer en del mellom år (**figur 2.5.1**). I likhet med de epibentiske fangstene var det en økning i fangstutbyttet i perioden 1993-96. Deretter har fangstene av pelagisk røye avtatt noe, og i de øvre vannlagene av pelagisk sone (0-6 m) har utbyttet holdt seg på et lavt nivå. I dypere områder (6-12 m) har fangstene av røye vært mer variable, med størst utbytte i 2003. Pelagisk aure har hovedsakelig vært fanget nær overflaten (0-6 m), med Cpue på 1-6 individ (0-6 m).



Figur 2.5.1 Fangstene av aure og røye pr. 100 m² garnareal (Cpue) i ulike dyp av epibentisk sone (bunngarn st. 2) og pelagisk sone (flytegarn) i Atnsjøen, august 1985-2015.

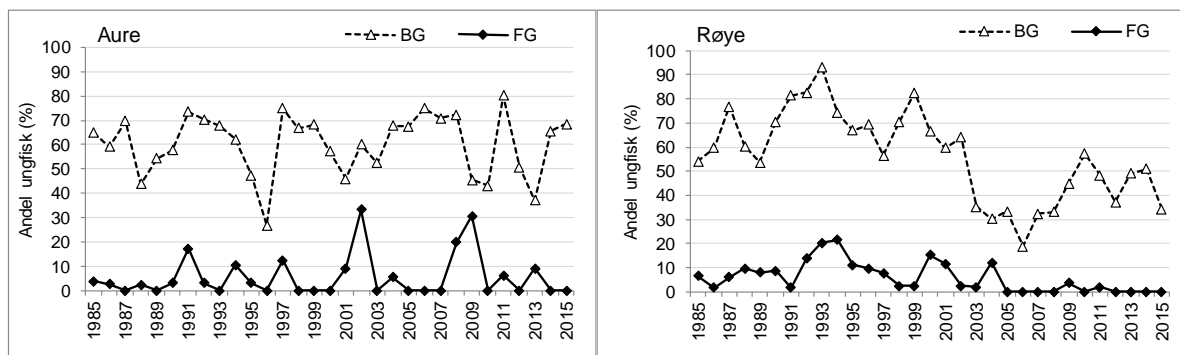


Figur 2.5.2 Fangstene av aure og røye pr. 100 m² garnareal (Cpue) i to ulike dyp av epibentisk sone (bunngarn alle stasjoner) i Atnsjøen, august 1994-2015.



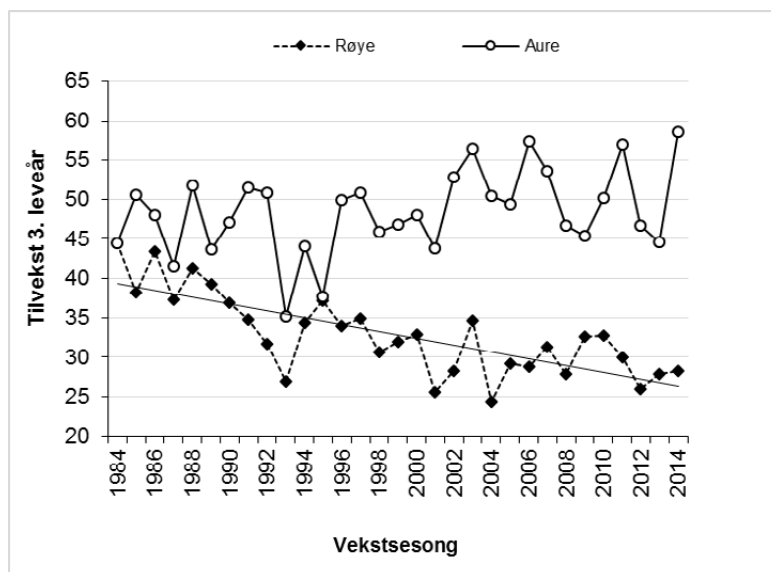
Figur 2.5.3 Prosentvis fangstutbytte av aure og røye i epibentisk sone (bunngarn, 0-50 m dyp) på to av totalt 10 (1994-2001) og 8 (2002-2015) ulike stasjoner i Atnsjøen.

Andelen ungfisk av aure i aldersgruppene 1 til 3 år i bunngarnfangstene ligger hovedsakelig på 50-70 % (**figur 2.5.4**). Den lave andelen i 1996 kan skyldes den ekstremt høye vassføringen i vassdraget i juni ett år tidligere (Tvede 2004). Denne flommen kan ha ført til høyere dødelighet hos ungfisken i Atna sammenlignet med år uten flom. Hos røye var det også en høy andel ungfisk i bunngarnfangstene fram til og med 2002, med 54-93 %. Deretter sank den til under 50 %, med unntak av i 2010 (**figur 2.5.4**). I pelagisk sone er andelen ungfisk lav både hos aure og røye. Dette er "normalt" da ungfisk er mer avhengig av skjulmuligheter grunnet større risiko for predasjon fra større individer.



Figur 2.5.4 Andel ungfisk (1-3 år) fanget i epibentisk (BG) og pelagisk (FG) sone i Atnsjøen, 1985-2015.

Tilveksten i 3. leveår viser til dels store årlige vekstforskjeller hos både aure og røye, men med størst tilvekst hos aure (**figur 2.5.5**). Det er vanlig at røye har en dårligere vekst og blir seinere kjønnsmoden enn aure (Elliott & Barody 1995). Hos røye i Atnsjøen har det vært en klar reduksjon i veksten gjennom undersøkelsesperioden. Auren hadde en svært dårlig vekstsesong i 1993, og i motsetning til hos røya var dette også tilfelle i 1995 (**figur 2.5.5**). Veksten hos fisk er i stor grad bestemt av temperaturforhold og næringstilgang, samt fiskens størrelse (Elliott 1976, Forseth & Jonsson 1994). Hos auren i Atnsjøen er tilveksten i det tredje leveåret sterkest korrelert til antall dager over 11 °C, men viser også en god sammenheng med antall dager over både 9 og 10 °C (Sandlund m.fl. 2010). Resultatene tyder på at faktorer knyttet til flommen i vassdraget i 1995 har påvirket aurens tilvekst i Atnsjøen. Hos røye fant vi ingen tilsvarende korrelasjon mellom tilvekst og antall dager med temperaturer over 9, 10 eller 11 °C. En av forklaringene til økt tilvekst hos auren i Atnsjøen kan være en signifikant økning i temperaturen i seinere år, og at vekstsesongen har blitt lenger. Beregninger for perioden 1983-2009 viser en signifikant økning i temperaturen i utløpet av Atnsjøen (Sandlund m.fl. 2010). Dette gir en gjennomsnittlig temperaturøkning i august på ca. én grad. Antall dager uten isdekke på Atnsjøen har også økt, noe som har ført til lenger vekstsesong (Sandlund m.fl. 2010). Manglende vekstøkning hos røye kan skyldes at den ikke er påvirket av denne temperaturøkningen fordi den lever på dypere områder i Atnsjøen.



Figur 2.5.5 Årlig tilvekst hos røye og aure i Atnsjøen i årene 1984-2014, vist som tilbakeberegnet lengdevekst (mm) i 3. leveår hos treåringer.

3 Vikedal

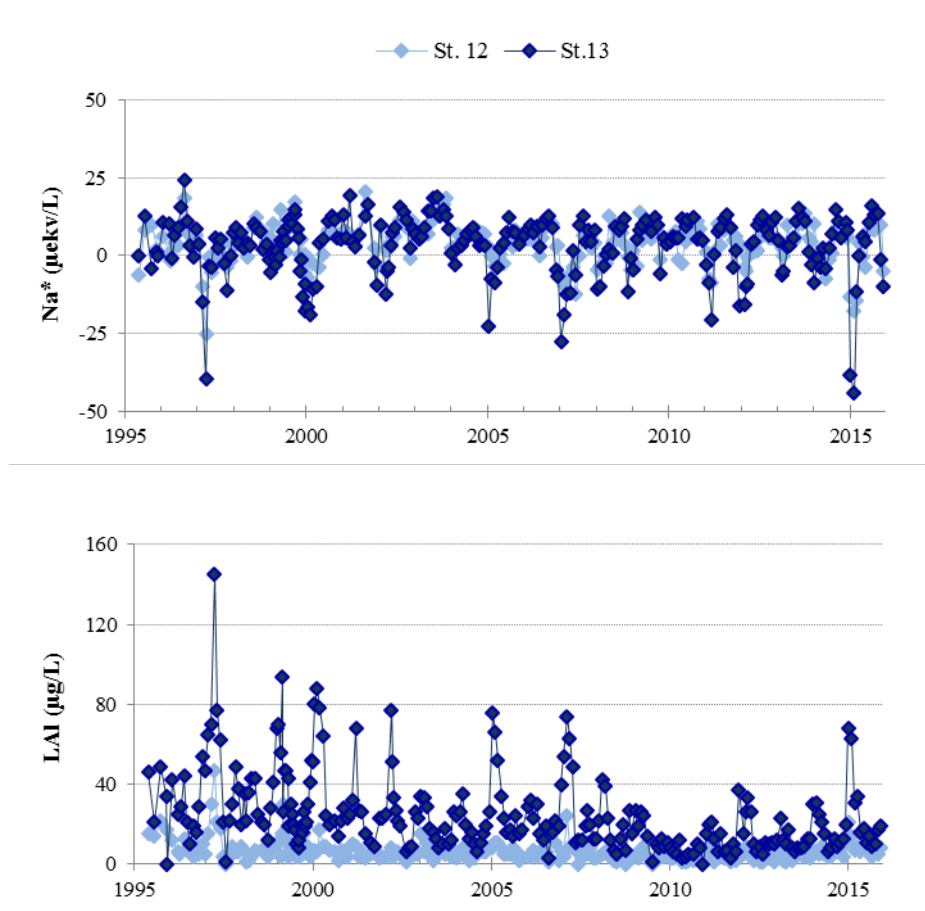
3.1 Vannkjemi Vikedal

A. Hindar og L.B. Skancke, NIVA

Det ble tatt månedlige prøver for vannkjemi på st. 12 Utløp Fjellgardsvatn og st. 13 Bekk fra Røyrvatn i 2015.

Årets seks første måneder hadde alle nedbørmengder godt over månedsnormal på meteorologisk stasjon 46930 Vats i Vindafjord, og spesielt mye nedbør kom det i januar (474 mm). Også på slutten av året ble det registrert mye nedbør (november 354 mm og desember 403 mm). Årsnedbør for 2015 var 2690 mm, og det er om lag 300 mm mer enn året før (met.no 2016).

Med reduserte tilførsler av langtransporterte forurensninger, er det nå sjøsaltepisodene som gir dårligst vannkvalitet i Vikedalsvassdraget. I januar og februar 2015 ble det registrert kloridkonsentrasjon på 10-12 mg/L i bekken fra Røyrvatn. Beregnede verdier for ikke-marin natrium på hhv. -38 og -44 $\mu\text{ekv/L}$ viste at dette var en alvorlig sjøsaltepisode og på nivå med den i 1997. Det gav de laveste pH-verdiene i løpet av 2015 (pH 4,9-4,97). Verdi for labilt aluminium på 63-68 $\mu\text{g/L}$ og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på -25 og -31 $\mu\text{ekv/L}$ gjenspeilet også den dårlige vannkvaliteten. Først i mai ble det igjen målt pH > 5,3, LAI-verdien hadde sunket til 16 $\mu\text{g/L}$ og ANC-verdien var lav, men positiv. Vannkvaliteten ble bedre utover sommeren før den igjen ble noe redusert mot slutten av året.



Figur 3.1.1 Konsentrasjoner av ikke-marin natrium (øvre panel) og labilt aluminium (nedre panel) for st. 12 Utløp Fjellgardsvatn og st. 13 Bekk fra Røyrvatn i perioden 1995-2015. For 1995 er datagrunnlaget kun fire-fem prøver/stasjon, i 1999 var det 24 prøver/stasjon, mens for de øvrige årene er verdiene basert på 10-12 prøver/stasjon.

3.2 Begroingsalger Vikedal

Susanne Schneider, NIVA

3.2.1 Feltarbeid

Se avsnitt 2.1.1

3.2.2 Resultater

Begroingsalger ble undersøkt 8./9. juli og 19./20. august 2015 på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget, og resultatene er gitt i tabell 2. På grunn av uvanlige snømengder som var igjen på fjellet var vannføringen i Vikedalsvassdraget svært høy om våren 2015. Selv om vi ventet med prøvetakingen til begynnelsen av juli var det ikke mulig å ta prøver på de to øverste stasjonene grunnet for høy vannføring. Alle stasjoner ble tatt prøver på om høsten. Vi ønsker å påpeke at kun 4 stasjoner ble finansiert gjennom prosjektet, men at de øvrige stasjonene ble analysert likevel.

	KVI 20;2015_08_ 20;Vikedal, utløp	KVI 21;2015_08_ 20;Vikedal, Sørrelva	KVI 22;2015_07_ 09;Vikedal, ved sti til Sjurstølen	KVI 22;2015_08_ 20;Vikedal, ved sti til Sjurstølen	KVI 11;2015_07_ 08;Vikedal, nedstrøms	KVI 11;2015_08_ 19;Vikedal, nedstrøms	KVI 12;2015_07_ 08;Vikedal, bekk fra Røyrvatn	KVI 12;2015_08_ 19;Vikedal, bekk fra Røyrvatn	KVI 14;2015_07_ 08;Vikedal, nedstr_	KVI 14;2015_08_ 19;Vikedal, nedstr_	KVI 17;2015_07_ 08;Vikedal, Ørnes	KVI 17;2015_08_ 19;Vikedal, Ørnes
	Bjørndalsvatn	Sørrelva	Sjurstølen	Sjurstølen	Fjellgardsvatn	Fjellgardsvatn	Røyrvatn	Røyrvatn	Låka fossen	Låka fossen	Ørnes	Ørnes
Cyanophyceae (Cyanobakterier)												
Armatolidea normanii				x	x		xx					
Calothrix spp.						x						
Chamaesiphon rostratus									x	xx	x	
Chamaesiphon spp.											x	
Coleodesmium sagarmathae									<1	xx		
Cyanophanion mirabile	xx		xx	x	xx	xx			xxx	xx	xx	x
Dichothrix orsiana	xx									<1		
Gloeocapsopsis magna												
Homoeothrix grenet (gulbrun hul skjede)	2	2	<1	x	x	x	x					
Homoeothrix janthina										x	5	xx
Leptolyngbya gloeophila											xx	
Leptolyngbya spp.	x		xx		x	x	x	x		x		
Phormidium heteropolare	x											
Phormidium spp.				x		x				x	x	x
Schizothrix spp.	x	xx		x			x		xx	x	xx	
Scytonema mirabile	<1		x	<1	1	5	1	xx	x	<1		x
Scytonematopsis starmachii		x	x	xx		x						
Stigonema mammosum						xx						
Stigonema multipartitum	3	<1	1	1	1	xx	1	1	5	5		
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Actinotaenium cruciferum											xx	
Binuclearia tectorum	xxx	xxx	<1	5	xx	<1	5	x	x	xx		
Bulbochaete spp.			<1	x	x	<1			x	<1		<1
Closterium spp.											x	x
Cosmarium spp.		x	x	x		x			x	x	x	x
Cylindrocapsa brevissonii	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	x	xx	x	x
Desmidium spp.											x	
Euastrum spp.		x										
Homidium rivulare	x	xx	xx	1	50	10	xxx	xx	x	x	2	x
Klebsormidium flaccidum	<1	<1	<1	<1							<1	5
Microspora palustris		x	x	3	xx	x	xx	x	xx	x		
Microspora palustris var minor				1	xx	xx			1	x	<1	<1
Mougeotia a (6-12u)	x	x	xxx	x	3	xx	xxx	xx	x	x	x	x
Mougeotia b (10-18u)												
Oedogonium b (13-18u)												
Spirogyra a (20-42u,1K,L)			x									
Staurastrum spp.											x	
Uidentifiserte coccale grønnalger	x	x									x	x
Zygnema b (22-25u)					x							
Zygonium spp (16-20u)	10	5	<1	25			1	5		xxx		
Chrysophyceae (Gullalger)												
Hydrurus foetidus											5	<1
Bacillariophyceae (Kiselalger)												
Tabellaria flocculosa (agg.)	xxx	10	xxx	xxx	3	xxx	5	<1	20	3	xx	xx
Rhodophyceae (Rødalger)												
Batrachospermum confusum												<1
Batrachospermum spp.						x					xx	
Batrachospermum turatosum							<1	<1				
Lemanea fluviatilis											2	<1
Uidentifiserte Rhodophyceer											x	xx
Saprophyta (Nedbrytere)												
Opniyolium versatilis						<1						

Tabell 3.2.1 Begroingsorganismer (ikke kiselalger bortsett fra *Tabellaria flocculosa*) i Vikedalsvassdraget i 2013. Hyppigheten av artene er angitt som dekningsgrad. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig

PIT (periphyton index of trophic status) og AIP (acidification index periphyton) ble beregnet for alle stasjoner. PIT indeksen tyder på at ingen av stasjonene er alvorlig eutrofiert, men det er en økning nedover i vassdraget. Dette har vært slik også i tidligere år, og har sin forklaring mest sannsynlig i jordbruket i de nederste delene av Vikedalsvassdraget, som fører til en liten eutrofiering.

AIP indeksen viser at Vikedalsvassdraget fortsatt er påvirket av forurengning. KVI 21 (Sørrelva) og KVI12 (bekk fra Røyrvatn) er surest, og AIP indeksen indikerer moderat tilstand med hensyn til forurengning. Det tyder på at kalking av vassdraget fortsatt er nødvendig. Både stasjon 14 og 17 ligger nedstrøms doseringen, mens alle andre stasjonene ligger oppstrøms. Stasjon 14 ligger imens såpass nært doseringen, at kalkingen kun har liten virkning på begroingsalgene. Derimot har stasjon 17 en klart høyere AIP indeks, noe som mest sannsynlig er en konsekvens av kalkingen. Det viser at kalkingen fungerer som den skal.

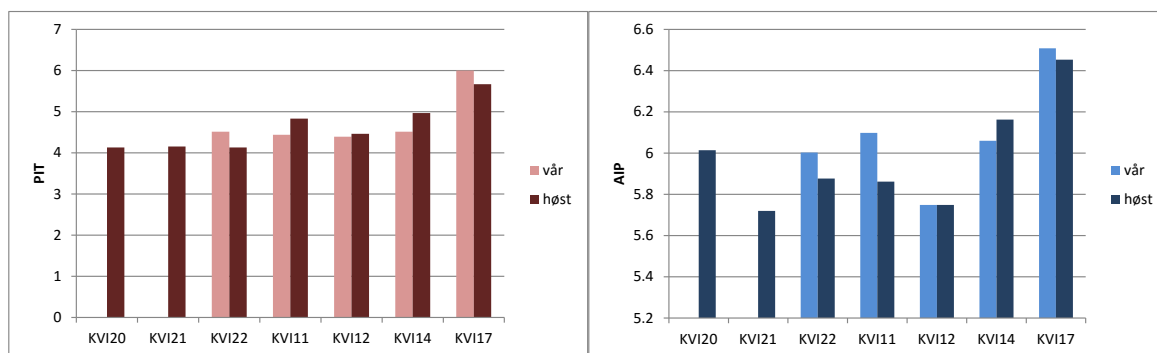


Fig. 3.2.1 PIT og AIP indeks på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget i 2015. På KVI20 og 21 var det ikke mulig å ta prøver om våren grunnet høy vannføring.

Antall arter begroingsalger var lavest på KVI 12, stasjonen «bekk fra Røyravatn» som også er mest forsuret. Utover det var artsantallet på et normalt nivå.

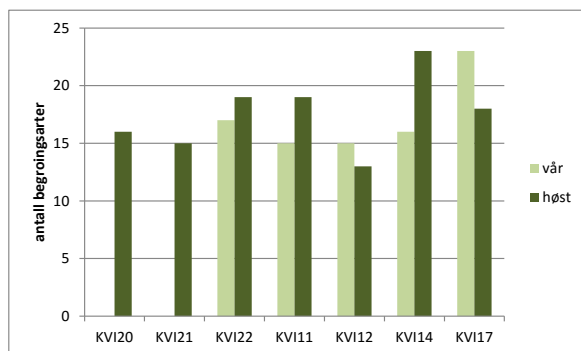


Fig. 3.2.2 antall arter begroingsalger på 7 stasjoner i Vikedalsvassdraget i 2015. På KVI20 og 21 var det ikke mulig å ta prøver om våren grunnet høy vannføring.

3.3 Bunndyr og krepsdyr Vikedal

Godtfred A. Halvorsen* og Bjørn Walseng**

*: Uni Miljø, **: NINA

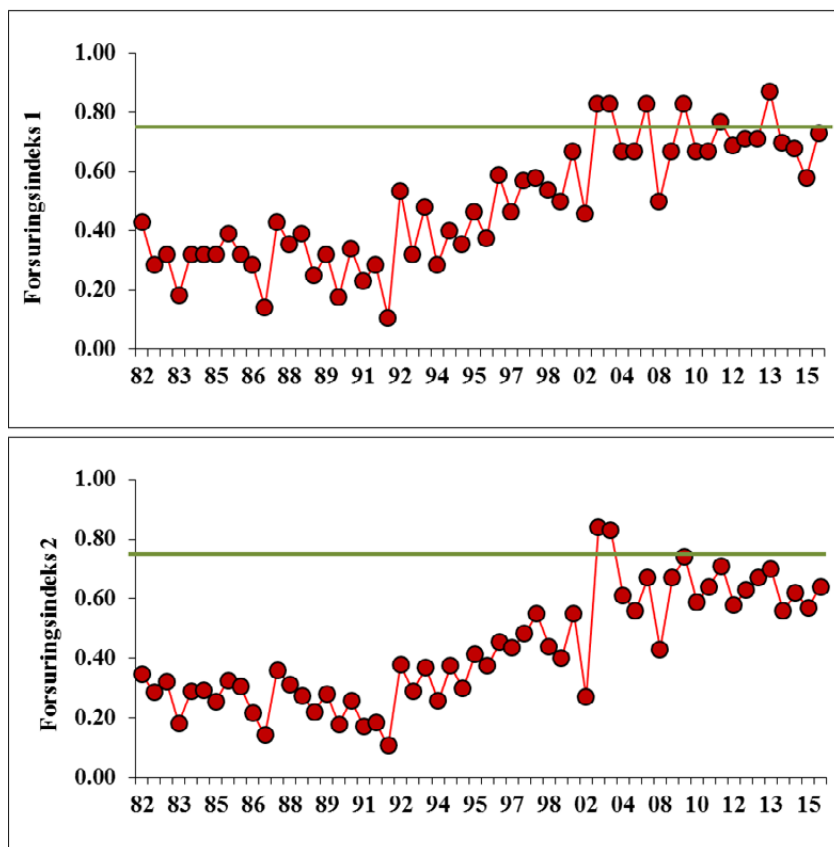
3.3.1 Feltarbeidet 2015

Feltarbeidet i Vikedalselva gikk ikke helt etter planen i 2015. På grunn av mye snø i nedslagsfeltet og kontinuerlig høy vannføring på våren og forsommeren ble ikke vårprøvene tatt før i begynnelsen av juli. Det ble samlet inn kvalitative og kvantitative bunnprøver i juli og november 2015. Prøvetakingen av dyreplankton og littorale krepsdyr ble utført vår (3.06.2015), sommer (7.08.2015) og høst (23.09.2015). Kvantitativ prøvetaking av Fjellgardsvatnet ble utført den 28.10.2015. Prøvene fra rennende vann er ferdig behandlet med unntak av kvantitative bunnprøver fra en elvestasjon. Denne er forventet ferdig i juni.

3.3.2 Resultater

3.3.2.1 Bunndyr

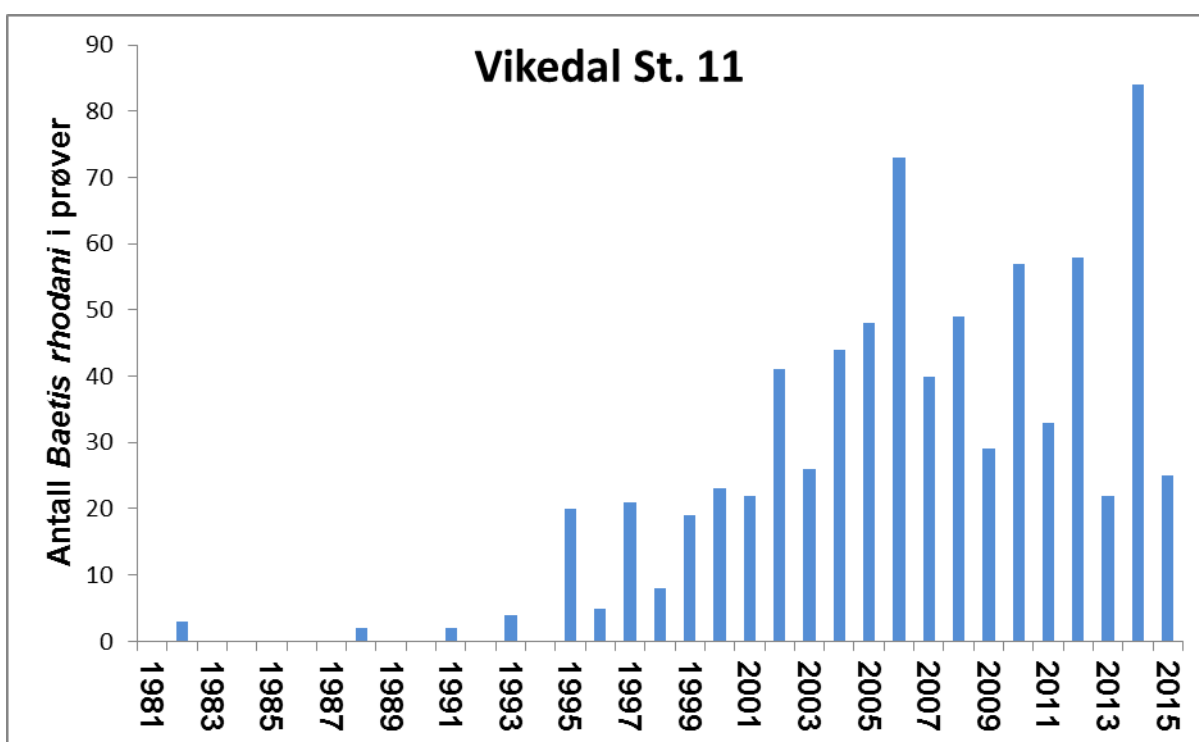
Samlet viser det biologiske overvåkingsprogrammet i Vikedalsvassdraget en markert positiv utvikling for bunndyrfaunaen i elva. Forsuringsindeksene viser at vassdraget var markert forsuret de første ti årene av overvåkingen (Figur 3.3.1). I perioden 1990 – 2002 steg indeksene markert, for å stabilisere seg på et høyere nivå på 2000-tallet. Det framgår av figuren at indeksverdiene varierer gjennom året, med vårverdier lavere enn høstverdiene. Dette skyldes at surt smeltevann, ofte i kombinasjon med sjøsaltepisoder, fører til dødelighet av sensitive bunndyr. Forsuringsindeks 2 viser stagnasjon og en viss nedgang fra rundt 2008, og indeksverdiene ligger fremdeles under miljømålet (god økologisk tilstand) jfr. klassifiseringsveilederen i vannforskriften (Veileder, 02:2013) både om våren og høsten.



Figur 3.3.1. Gjennomsnitt forsuringsindeks for referansestasjonene i Vikedalselva 1982 - 2013. For detaljert beskrivelse av metodikken henvises til Fjellheim & Raddum 1990 (forsuringsindeks 1) og Raddum 1999 (forsuringsindeks 2). Horisontal linje angir miljømålet (god økologisk tilstand) jfr. vannforskriften.

Forskjellene mellom Indeks 1 og 2 tyder på at det periodevis er subletale effekter på populasjonen av døgnfluen *Baetis rhodani* i vassdraget. De lave verdiene på begge indekser våren 2015 kan være påvirket av den seine innsamlingen, men det er verdt å merke seg at også 2014 hadde lave verdier. Dette tyder på at den naturlige gjenhenting i de ukalkede delene av Vikedalselva har flatet ut, og at bunndyrsmiljøet i elva fremdeles har forsuretsskader.

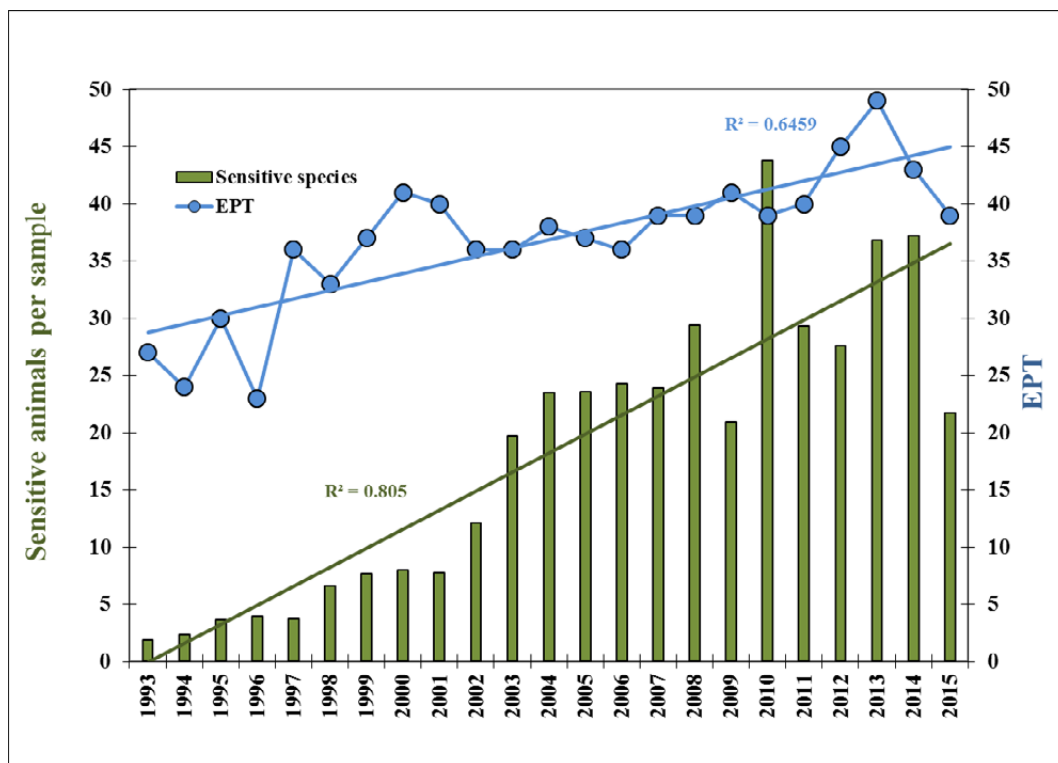
Arter som er blitt begünstiget av forbedringen i vannkvalitet er den sterkt forsuringssensitive døgnfluen *Baetis rhodani*, arter innen vårflueslekten *Hydropsyche*, vårfluearten *Lepidostoma hirtum*, og flere arter av ferskvannssnegl av hvilke vanlig damsnegl, *Radix balthica* er den vanligste. Samlet viser utviklingen av forsuringssindeksen en positiv utvikling. Den naturlige rekoloniseringen av døgnfluen *Baetis rhodani* på St. 11 er vist ved to årlige kvalitative prøver fra 1982 til dags dato (Figur 3.3.2). Denne serien viser at *B. rhodani* vandret naturlig inn i hovedvassdraget i 1995. Det var omtrent på denne tid at artens tålegrense ble nådd. Antallet individer pr. prøve varierer imidlertid ganske kraftig mellom år.



Figur 3.3.2. Antall *B. rhodani* i kvalitative prøver fra stasjon 11 i perioden 1982 – 2015. Prøvene fra vår og høst er slått sammen.

I tillegg til *B. rhodani* har også mange andre arter av sensitive bunndyr fått bedret sine livsvilkår i vassdraget (Figur 3.3.3). Antallet forsuringssensitive bunndyr i prøvene har steget. Den relativt lave verdien i 2015 kan skyldes den seine vårinnsamlingen dette året. Det samme gjelder også for antallet EPT-taksa. Flere arter har klekket og er ute av elva i begynnelsen av juli.

Gjenhenting i den øvre, ukalkete delen av vassdraget er et resultat av en generell forbedring av vannkvaliteten som følge av reduserte mengder forsuringsskomponenter i nedbøren.

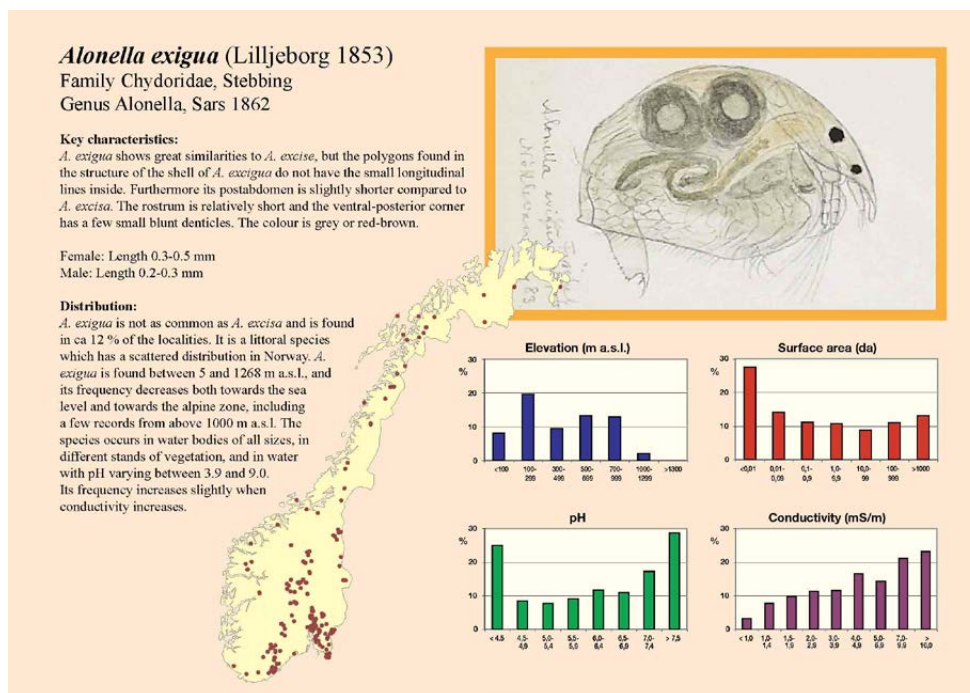


Figur 3.3.3 Total diversitet av EPT-taxa, og gjennomsnitt antall forsureingssensitive bunndyr per prøve i referansestasjonene i Vikedalselva 1993 - 2015.

3.3.2.2 Krepssdyr

Fjellgardsvatn 2015

I Fjellgardsvatn ble det i 2015 registrert 27 arter (19 arter vannlopper og 8 arter hoppekreps), noe som er mer enn snittet for lokaliteten (25,0 i perioden 1996-2015), men samtidig noen færre arter enn i 2014 (31 arter). *Alonella exigua* (Figur 3.3.4) var ny art for Fjellgardsvatn i 2015. Den er en vanlig art og er funnet i 12 % av undersøkte vannforekomster i Norge. I Rogaland er den riktignok kun funnet i Eiavtn i Sokndalsvassdraget (Spikkeland 1983). I Bjerkreimvassdraget, der seks vann har vært overvåket siden 1996, er den aldri blitt påvist. Den kan fort forveksles med slektningen *Alonella excisa*, som er ennå vanligere. Denne er karakterisert ved markerte striper i polygonmønsteret på carapax. *A. exigua* synes å være favorisert i de mer næringsrike lokalitetene. I motsetning til *A. excisa* som er mest vanlig ved lav pH, synes *A. exigua* å trives best i nøytrale vann.



Figur 3.3.4. *Alonella exigua* (Liljeborg). Faktaark NINA 2014

Liksom i 2013 og 2014 ble de to forsurestolerante artene *Alona rustica* og *Diacyclops nanus* også påvist i 2015. Den førstnevnte har i nesten alle år vært til stede, mens *D. nanus* har forekommet kun i enkelte år.

Paralona pigra, *Monospilus dispar*, *Bythotrephes longimanus* (Figur 3.3.5), *Macracyclops albidus* og *Eucyclops serrulatus* er regnet som moderat forurensfølsomme arter og som ble funnet i 2015. *M. dispar* er en art alltid blir funnet fåtallig, noe som også var tilfelle i 2015. Året før var et unntak da den forekom tallrikt. Enkeltindivider av *P. pigra* er funnet nesten årlig siden 1998. *E. serrulatus* har vært vanlig forekommende i alle år siden overvåkingen av Fjellgardsvatn startet i 1996, og den har ved enkelte besøk kunnet dominere. *M. albidus*, som er en relativt stor hoppekreps, har også vært vanlig forekommende i undersøkelsesperioden, men mindre tallrik enn *E. serrulatus*.



Figur 3.3.5. *Bythotrephes longimanus* (tegning G.O. Sars)

B. longimanus er en planktonisk rovform som også har vært påvist i alle år. Den pleier sjelden å forekomme i større tettheter. Planktonet i Fjellgardsvatn er som i tidligere år, dominert av vannloppene *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*, samt hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer*. I tillegg forekommer *Heterocope saliens* fåtallig.

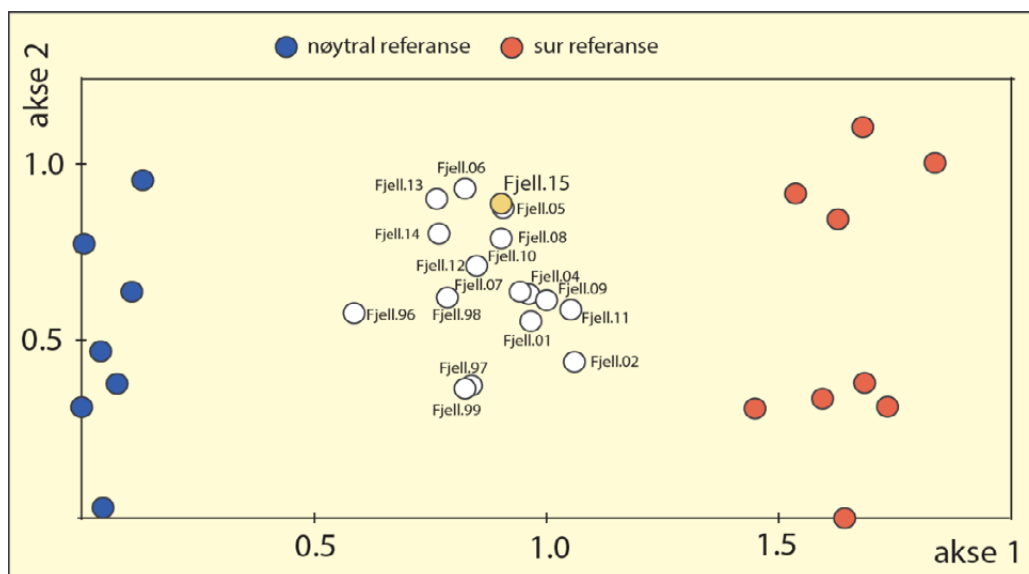
H. gibberum er en sommerform og har i alle år utgjort minst andel i oktober. I 2015 var den dominant i juni, mens den var vanlig i august og september. Den har alltid utgjort lavest andel ved det siste besøket. *B. longispina* ble funnet fåtallig i august mens den dominerte ved de to andre besøkene.

Eudiaptomus gracilis dominerte ved alle besøk og det ble alltid registrert voksne individer. Siden undersøkelsene startet i 1996 er det kun i noen få tilfelle at den ikke har vært dominerende art. Voksne individer av *C. scutifer*, ble også funnet ved samtlige besøk. I juni dominerte større copepoditter, mens mindre copepoditter var mest vanlig i september. I august var det kun nauplier i tillegg til voksne individer.

Med hensyn til hjuldyr var det i 2015 sterk dominans av *Conochilus unicornis/Rousselet/hippocrepes* ved alle besøk, mens *Kellicottia longispina* var vanlig forekommende. Også året før, det vil si i 2014, ble det registrert høye tettheter av førstnevnte art. *Polyarthra dolichoptera* som har kunnet dominere i enkelte tidligere år, ble i 2015 kun registrert fåtallig i august. *Pleusoma* sp., som siden 2007 vært vanlig/dominant ved minst ett av besøkene, (oktober) har blitt mer sjelden de to siste årene.

Vannloppene *Sida crystallina*, *Bosmina longispina*, *Alonella excisa*, *Chydorus sphaericus* og *Polypheumus pediculus* ble registrert som dominante ved minst ett av besøkene i 2015. Det samme var tilfelle for calanoidene *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope saliens* som begge dominerte i august. Selv om dette er typisk planktoniske arter, er det ikke uvanlig at de også kan dominere inne i littoralsonen. I juni var den cyclopoide hoppekrepsen *Eucyclops serrulatus* dominant. Størst tetthet ble registrert i september.

I DCA-plottet for 2015 (Figur 3.3.6) legger Fjellgardsvatn seg midt i plottet i forhold til akse 1, noe som reflekterer innslag av både forsuretolerante og følsomme arter. Ljosvatn og Oslandsvatn er respektive sur og nøytral referanselokalitet og er brukt aktivt i DCA-analysen, mens Fjellgardsvatn er behandlet passivt. Erfaring fra andre undersøkelser med lokaliteter som representerer et spenn med hensyn til pH, er at variasjonen langs 1-aksen er sterkt korrelert med pH. Lengden til 1-aksen er 1,84 og den forklarer 51,0 % av variasjonen i materialet, mens 2-aksen forklarer ytterligere 8,2% av variasjonen. Hva som bestemmer plasseringen langs 2-aksen er usikkert, men det er interessant at de tre siste årene er samlet i øvre del av akse 2.



Figur 3.3.6. DCA plot med Fjellgardsvatn inkludert som passiv variabel.

3.3.3 Konklusjoner

Bunndyrfaunaen i Vikedalsvassdraget viser store variasjoner i tetthet. Disse tetthetsvariasjonene kan bare delvis tilskrives vannføringsvariasjoner. En faktor som har vært positiv for bunndyrsamfunnet, er at kalkingsmålet ble trappet opp mot 1998 og har vært stabilt i de senere år. Også den ukalkete delen av hovedelva viser sterke tegn til bedring, *B. rhodani* vandret naturlig inn i det ukalkete hovedvassdraget i 1995, omtrent på det tidspunkt artens tålegrense var nådd. Fremdeles er flere sideelver i vassdraget markert forsuret. Disse lokalitetene er nå kolonisert av enkelte moderat sensitive arter, men sterkt sensitive bunndyr har ennå ikke dannet levedyktige bestander.

Selv om survannstolerante krepsdyrarter er påvist i Fjellgardsvatnet er det i de seinere årene innslag av arter som indikerer at vannkvaliteten i littoralsonen er blitt bedre. Vannnloppen *Daphnia longispina* er ikke registrert i vannet. Dagens situasjon med hensyn til den øvrige krepsdyrfaunaen tilsier at arten skulle ha vært funnet i vannet. Analyse av sedimentpropper ville kunne avgjort om arten har vært i vannet tidligere.

3.4 Fisk Fjellgardsvatnet

Randi Saksgård og Trygve Hesthagen, NINA

3.4.1 Innledning

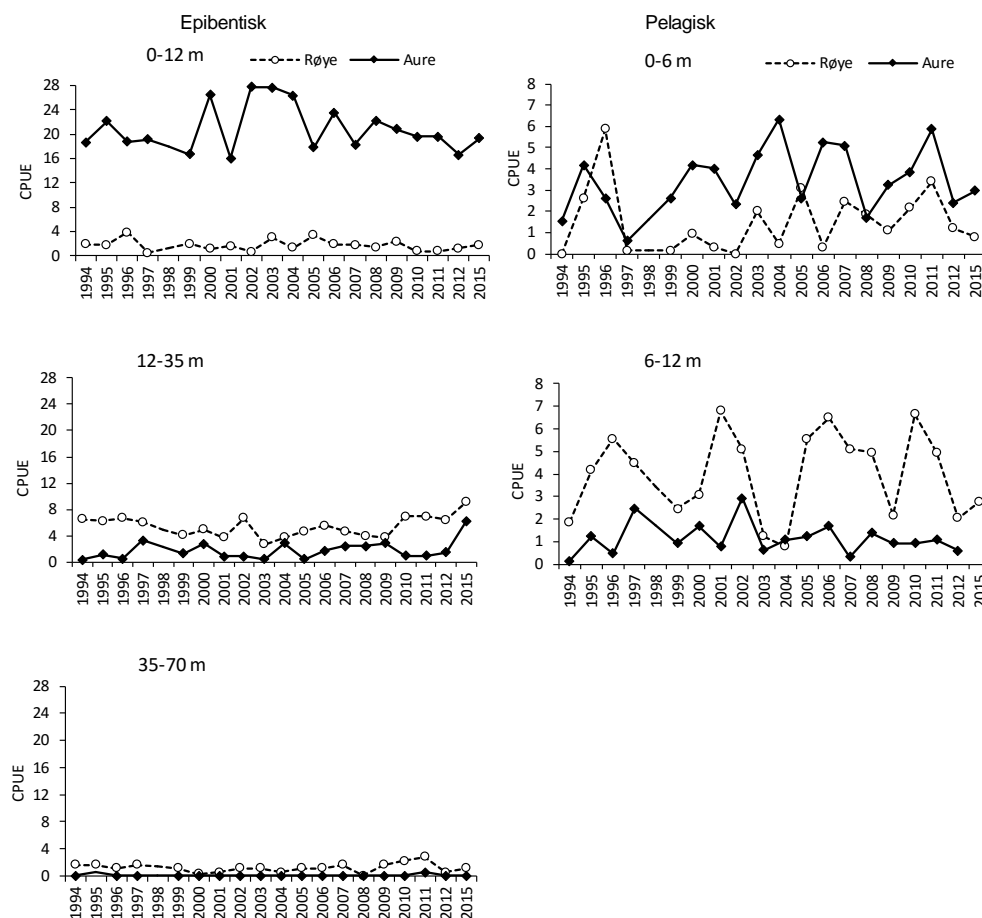
Hensikten med undersøkelsen i Fjellgardsvatnet er å følge fiskesamfunnet over tid for å dokumentere naturlige svingninger og om mulig årsaken til disse, og påvise eventuelle endringer som skyldes menneskelige inngrep eller forurensning. Fiskesamfunnet i Fjellgardsvatnet består av røye, aure og ål. Røye ble innført fra Røyrvatnet på 1940-tallet, lokalisert i samme vassdrag. Fjellgardsvatnet er lokalisert på 158 moh. i nedre deler av Vikedalsvassdraget, og det er rapportert om forsureningskader på fiskebestander i innsjøer i øvre deler (Hesthagen m.fl. 1995).

Tabell 3.4.1. Antall aure og røye fanget på bunngarn (BG) og flytegarn (FG) i Fjellgardsvatnet, 1994-2015. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998, 2013 og 2014.

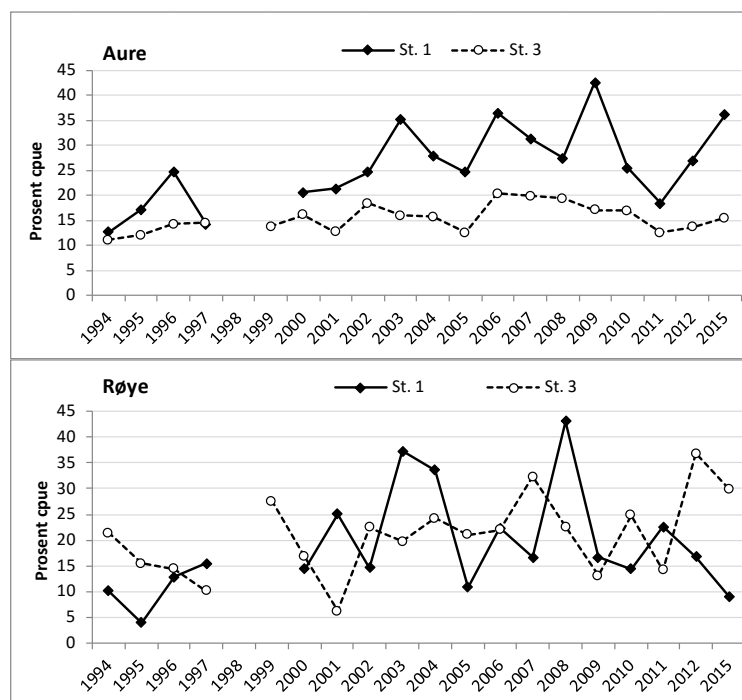
År	Røye		Aure	
	BG	FG	BG	FG
1994	58	12	170	11
1995	56	44	207	35
1996	75	74	172	21
1997	43	30	190	20
1999	44	14	157	23
2000	39	26	252	38
2001	36	46	149	31
2002	36	33	179	34
2003	33	21	176	34
2004	26	8	179	48
2005	44	56	114	25
2006	39	44	156	45
2007	35	49	126	35
2008	27	44	151	20
2009	35	21	144	27
2010	32	57	172	31
2011	38	54	137	45
2012	35	27	118	25
2015	51	18	155	19
Totalt	782	678	3104	567

3.4.2 Resultater og diskusjon

For beskrivelse av metodikk henvises det til Sandlund m.fl. 2010 (red.). I Fjellgardsvatnet er det fanget røye og aure på bunn – og flytegarn hvert år siden 1994, bortsett fra i 1998, 2013 og 2014 (**tabell 3.4.1**). Det var en klar fordeling i dyp mellom aure og røye både langs bunnen (epibentisk sone) og i de frie vannmassene (pelagisk sone). I epibentisk sone ble de fleste aurene fanget fra strandsona og ned til 12 m dyp (littoralen), mens røya dominerer mellom 12-35 m dyp (**figur 3.4.1**). Noen røyer ble også fanget i dypere vannlag. Hovedmengden av pelagisk aure ble fanget nær overflaten (0-6 m), mens røya dominerer på 6-12 m dyp. I likhet med i Atnsjøen er det dels stor variasjon i fangstutbytte mellom ulike områder i sjøen (**figur 3.4.2**).

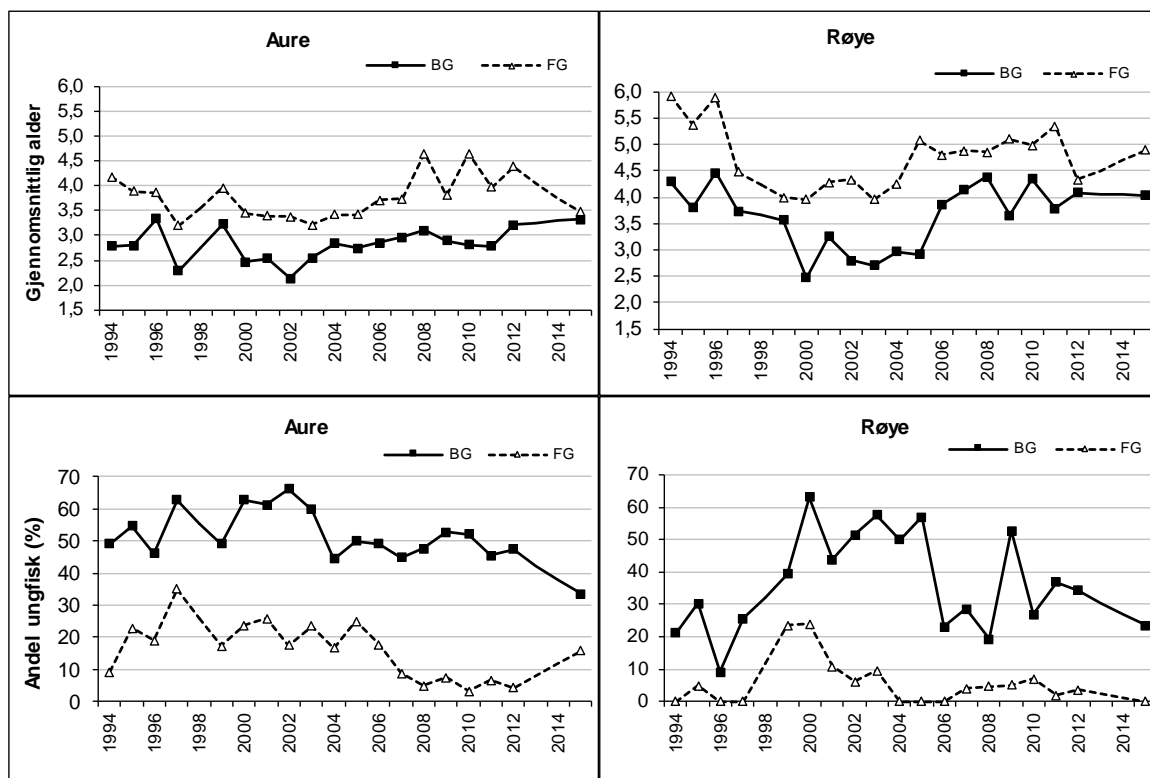


Figur 3.4.1. Fangst (CPUE) av røye og aure pr. 100 m² garnareal i ulike dybdeintervall i epibentisk og pelagisk sone av Fjellgardsvatnet i 1994-2015. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998, 2013 og 2014.



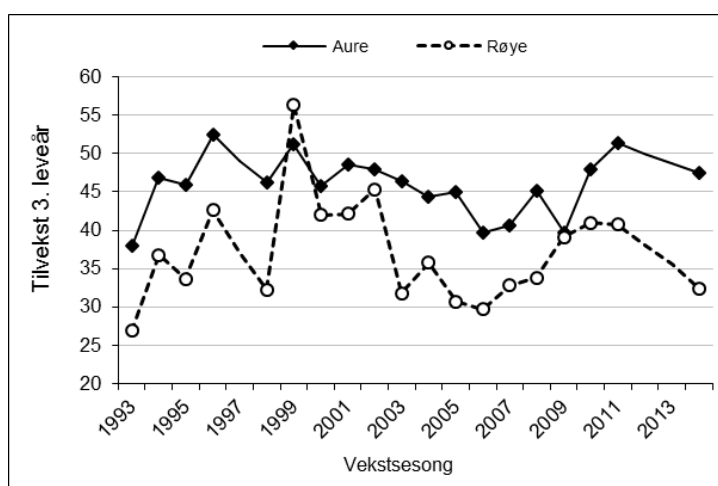
Figur 3.4.2 Prosentvis fangstutbytte av aure og røye i epibentisk sone (bunngarn, 0-35 m dyp) på to av totalt sju (1994-2001) og fem (2002-2015) ulike stasjoner i Fjellgardsvatnet.

Gjennomsnittlig alder og andel ungfisk hos auren i Fjellgardsvatnet indikerer god og jevn rekruttering, med en dominans av unge individ (**figur 3.4.3**). I de frie vannmassene er det en dominans av eldre individ, og andelen ungfisk utgjør stort sett mindre enn 25 % av fangstene. Det totale antall individ fanget i pelagisk sone er imidlertid lavt i forhold til i epibentisk sone (**tabell 3.4.1**). Gjennomsnittlig alder hos epibentisk røye gikk ned fra 4,3 år i 1994 til under 2,9 år i 2002. I de åtte siste årene har gjennomsnittlig alder økt til samme nivå som ved starten av undersøkelsen. Det har vært stor variasjon i andelen yngre individ av røye i bunnære områder, fra 10 til over 60 %. Det ble fanget svært få unge individ i de frie vannmassene.



Figur 3.4.3 Gjennomsnittlig alder og andel ungfish ($\leq 2+$) hos aure og røye i epibentisk (BG) og pelagisk (FG) sone av Fjellgardsvatnet i 1994-2015. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998.

Tilbakeberegnet lengdevekst i det 3. leveåret hos aure og røye i Fjellgardsvatnet viser at begge artene hadde dårlig vekst i 1993 (**figur 3.4.4**). Auren har generelt bedre tilvekst enn røya, og den varierer også mindre mellom år. Dette kan ha sammenheng med at auren har høyere vann-temperatur i sine levesteder enn røya, som stort sett lever i dypere områder av sjøen. Hos røye er det imidlertid en viss usikkerhet mht. variasjonen mellom år fordi materialet i enkelte år er lite (**tabell 3.4.1**).



Figur 3.4.4 Tilvekst i 3. leveår hos 3+ aure og røye i vekstsesongene 1993-2014. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 1998, 2013 og 2014.

4 Referanser

Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Tapir forlag.

Aagaard, K., Solem, J. O., Bongard, T., & Hanssen, O. (2004). Studies of aquatic insects in the Atna river 1987-2002. In O. T. Sandlund & K.Aagaard (Eds.), The Atna river: Studies in an Alpine-Boreal Watershed. Hydrobiologia 521 (Vol. 521, pp. 87-105): Kluwer Academic Publ.

Bongard, T., Diserud, O. H., Sandlund, O. T., & Aagaard, K. (2011). Detecting Invertebrate Species Change in Running Waters: An Approach Based on the Sufficient Sample Size Principle. Bentham Open Environmental & Biological Monitoring Journal 4, 72-82.

Elliott, J. M. 1976. The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. J. Anim. Ecol. 45: 923-948.

Elliott, J. M. & Baroudy, E. 1995. The ecology of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*, in Windermere (northwest England). Nordic J. Freshw. Res. 71:33-48.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. The Science of the Total Environment, 96, 57-66.

Forseth, T. & Jonsson, B. 1994. The growth and food of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). Funct. Ecol. 8: 171-177.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2004. Fish distribution in a mountain area in south-eastern Norway: human introductions overrule natural immigration. Hydrobiologia 521: 49-59.

Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.

Iversen, A. (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet.

Iversen, A. (2009). Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i Vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet.

Lindstrøm, E.-A., Bongard, T., Brettum, P., Bønsnes, T., Fjellheim, A., Halvorsen, G., . . . Aagaard, K. (2002). FORSKREF – Forsknings- og referansevassdrag. Årsrapporter Atna og Vikedal 1997-1999 DN-utredning.

met.no 2016. Nedbørhøyder for 2015 fra meteorologisk stasjon 46930 Vats, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.

NINA 2014. <http://www.nina.no/Temasider/Krepsdyriferskvann.aspx>

Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. & Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr.4860. 86 s.

Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43. 34-62.

Raddum, G. G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. In Raddum, G. G., Rosseland, B. O. & Bowman, J. (eds.) Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. ICP-Waters Reoprt 50/99, pp.7-16, NIVA, Oslo.

Sandlund, O. T. (red.), Bongard, T., Brettum, P., Finstad, A.G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Hindar, A., Papinska, K., Saksgård, R., Schartau, A.K., Schneider, S., Skancke, L.B., Skjelbred, B. & Walseng, B. 2010. Nettverk for biologisk mangfold i ferskvann – samlerapport 2010. Atna- og Vikedalsvassdragene. NINA Rapport 598, 146 s.

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

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

Schneider, S.C. (2015): Greener rivers in a changing climate?—Effects of climate and hydrological regime on benthic algal assemblages in pristine streams. *Limnologia* 55: 21–32.

Spikkeland, I. 1983. Hydrografi og evertebratfauna i Sokndalsvassdraget. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp.65: 1-79.

Tvede, A.M. 2004. Hydrology of Lake Atnsjøen and River Atna. *Hydrobiologia* 521: 21-34.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. int. Verein. Limnol.* 9. 1-38.

Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. - Direktoratgruppen for gjennomføring av vanndirektivet: 263 s.

5 Vedlegg

5.1 Primærdata – vannkjemi 2015

Forkortelser:

Ca	Kalsium	LAI	Labilt aluminium	K	Kalium	Tot-N	Total nitrogen
Alk	Alkalitet i mmol/L	TOC	Totalt organisk karbon	Cl	Klorid	Tot-P	Total fosfor
Alk-E	Alkalitet i μ ekv/L	Kond	Konduktivitet	SO ₄	Sulfat	ANC	Syrenøytraliserende kapasitet
Al/R	Reaktivt aluminium	Mg	Magnesium	NO ₃ -N	Nitrat		
Al/II	Ikke-labilt aluminium	Na	Natrium	NH ₄ -N	Ammonium		

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca mg/L	Alk mmol/L	Alk-E μ ekv/L	Al/R μ g/L	Al/II μ g/L	LAI μ g/L	TOC mg C/L	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L	NO ₃ -N μ g N/L	NH ₄ -N μ g N/L	Tot-N μ g N/L	Tot-P μ g P/L	ANC μ ekv/L
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/01/15	5,74	0,83	0,044	14	39	18	21	1,2	2,91	0,49	3,08	0,22	6,07	1,50	110	7	195	2	11
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/02/15	5,64	0,91	0,042	12	31	17	14	0,87	3,37	0,58	3,88	0,23	7,70	1,50	120	6	190	2	11
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/03/15	5,97	0,89	0,047	18	28	21	7	0,84	2,95	0,51	3,39	0,22	6,68	1,54	120	6	195	2	10
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/04/15	6,03	0,96	0,055	26	22	13	9	0,85	2,56	0,47	2,88	0,21	5,01	1,57	110	8	195	2	35
12	Utløp Fjellgardsvatn	19/05/15	5,93	0,95	0,044	14	24	18	6	1,0	2,58	0,47	2,97	0,21	5,36	1,41	100	7	195	3	33
12	Utløp Fjellgardsvatn	15/06/15	5,98	0,77	0,047	18	28	19	9	0,88	2,32	0,40	2,64	0,20	4,90	1,33	85	7	143	1	19
12	Utløp Fjellgardsvatn	13/07/15	5,86	0,71	0,042	12	20	13	7	0,94	1,99	0,35	2,34	0,19	3,87	1,20	75	18	165	3	31
12	Utløp Fjellgardsvatn	17/08/15	6,37	0,41	0,053	24	23	16	7	1,2	1,76	0,31	2,05	0,15	3,25	1,07	61	11	165	<1	21
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/09/15	5,95	0,43	0,049	20	25	21	4	1,6	1,74	0,29	2,00	0,17	3,26	1,09	67	22	245	3	17
12	Utløp Fjellgardsvatn	12/10/15	6,12	0,53	0,050	21	22	16	6	1,2	1,90	0,36	2,17	0,16	3,47	1,18	76	7	180	3	27
12	Utløp Fjellgardsvatn	16/11/15	5,93	0,59	0,049	20	26	21	5	1,4	2,10	0,33	2,38	0,23	3,87	1,19	96	15	235	1	25
12	Utløp Fjellgardsvatn	14/12/15	5,92	0,67	0,048	19	22	14	8	1,0	2,23	0,35	2,41	0,18	4,54	1,23	91	4	170	2	11
12	Utløp Fjellgardsvatn	Mid	5,92	0,72	0,048	18	26	17	9	1,1	2,37	0,41	2,68	0,20	4,83	1,32	93	10	189	2	21
		Min	5,64	0,41	0,042	12	20	13	4	0,84	1,74	0,29	2,00	0,15	3,25	1,07	61	4	143	<1	10
		Max	6,37	0,96	0,055	26	39	21	21	1,6	3,37	0,58	3,88	0,23	7,70	1,57	120	22	245	3	35
		N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
13	Bekk fra Røyrvatn	12/01/15	4,93	0,59	<0,03	0	88	20	68	1,1	4,59	0,74	4,91	0,21	10,4	1,60	100	4	185	1	-25
13	Bekk fra Røyrvatn	16/02/15	4,97	0,67	0,032	0	77	14	63	0,77	5,04	0,80	5,89	0,22	12,4	1,57	140	2	195	<1	-31
13	Bekk fra Røyrvatn	16/03/15	5,14	0,51	0,031	0	52	21	31	0,82	3,44	0,49	4,01	0,20	7,68	1,42	150	14	240	2	-12
13	Bekk fra Røyrvatn	13/04/15	5,13	0,45	0,032	0	62	28	34	1,3	3,15	0,46	3,71	0,19	6,67	1,36	150	13	265	4	-1
13	Bekk fra Røyrvatn	19/05/15	5,36	0,38	0,034	3	40	24	16	1,2	2,26	0,33	2,74	0,15	4,67	1,10	120	10	225	2	6
13	Bekk fra Røyrvatn	15/06/15	5,49	0,33	0,045	15	36	18	18	0,88	1,74	0,25	2,06	0,11	3,51	0,93	80	4	129	<1	5
13	Bekk fra Røyrvatn	13/07/15	5,55	0,42	0,038	8	27	16	11	1,1	1,50	0,23	1,80	0,09	2,80	0,88	65	9	148	2	19
13	Bekk fra Røyrvatn	17/08/15	5,90	0,26	0,044	14	45	31	14	2,2	1,49	0,24	1,82	0,08	2,61	0,90	52	13	200	<1	18

St.nr.	St.navn	Dato	pH	Ca mg/L	Alk mmol/L	Alk-E µekv/L	Al/R µg/L	Al/II µg/L	LAI µg/L	TOC mg C/L	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L	NO ₃ -N µg N/L	NH ₄ -N µg N/L	Tot-N µg N/L	Tot-P µg P/L	ANC µekv/L
13	Bekk fra Røyrvatn	14/09/15	5,61	0,27	0,039	9	41	32	9	2,4	1,48	0,22	1,79	0,08	2,68	0,94	64	9	215	1	12
13	Bekk fra Røyrvatn	12/10/15	5,64	0,31	0,040	10	33	23	10	1,6	1,66	0,27	2,05	0,10	3,12	0,99	84	8	215	4	15
13	Bekk fra Røyrvatn	16/11/15	5,31	0,36	0,035	4	47	30	17	1,7	2,26	0,36	2,58	0,16	4,68	1,03	91	4	190	1	4
13	Bekk fra Røyrvatn	14/12/15	5,26	0,39	0,033	2	36	17	19	1,0	2,55	0,36	2,83	0,13	5,49	1,04	110	3	180	2	-9
13	Bekk fra Røyrvatn	Mid	5,27	0,41	0,036	5	49	23	26	1,3	2,60	0,40	3,02	0,14	5,56	1,15	101	8	199	2	0
		Min	4,93	0,26	<0,03	0	27	14	9	0,77	1,48	0,22	1,79	0,08	2,61	0,88	52	2	129	<1	-31
		Max	5,90	0,67	0,045	15	88	32	68	2,4	5,04	0,80	5,89	0,22	12,4	1,60	150	14	265	4	19
		N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

ISSN: 2464-2797
ISBN: 978-82-426-2928-9

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger