

RAPPORT LNR 3896-98

Bruk av silikat som
alternativ til kalking -
feltforsøk med flytende
og fast silikat i 1997

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Bruk av silikat som alternativ til kalking - feltforsøk med flytende og fast silikat i 1997	Løpenr. (for bestilling) 3896-98	Dato 02.07.1998
	Prosjektnr. O-97155/O-97141	Sider 59
Forfatter(e) Åtland, Åse (NIVA) Kvellestad, Agnar (NVH) Lindstrøm, Eli Anne (NIVA) Pedersen, Helge B. (Akershus Jeger- og Fiskerforbund) Raddum, Gunnar G. (LFI, UiB) Salbu, Brit (NLH) Teien, Hans Christian (NLH)	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland, Akershus	Trykket NIVA 1998

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for Naturforvaltning (DN) Fylkesmannen i Akershus Fylkesmannen i Hordaland Akzo-pq Silica	Oppdragsreferanse Kalk 66/97 (1) Kalk 45/97 (2)
--	--

Sammendrag

Feltforsøk med dosering av flytende silikat-lut som et alternativ til kalking har tidligere vært utprøvd i Tangedalselva. Med tanke på videre bruk av silikat i naturen var det viktig å få undersøkt hvorvidt dosering av silikat kunne ha uønskede negative sideeffekter på den naturlige fauna og flora i et elvesystem. Prosjektet i Tangedalselva i 1997 hadde derfor som målsetning, i tillegg til de kjemiske studiene, å undersøke effektene av silikatdosering på villfisken i elva (aure), på bunndyrsamfunnet, og på artssammensetning og mengde av påvekststalger. Når det gjelder prosjektet med bruk av fast silikat i Aurtjernbekken i Akershus, hadde det sin bakgrunn i behovet for nye metoder for avsyring av bekkesystemer. Resultatene fra Tangedalselva var lovende, og viste ingen klare negative effekter på noen av organismegruppene som ble undersøkt. Eksponeringsforsøk med den sensitive døgnfluarten *Baetis rhodani* viste sterkt redusert dødelighet i silikthatbehandlet vann. De kjemiske studiene viste at en dose på mellom 0,6 og 2 mg SiO₂ pr. liter var nødvendig for å redusere konsentrasjonen av Al₃ i Tangedalselva. Forsøkene med fast silikat i Aurtjernbekken var mindre lovende, og viste minimale effekter av utlegging av fast silikat både på aluminiumskjemien og på aure eksponert i bur. Lav løselighet på silikatklumpene er den sannsynlige årsaken til dette.

Fire norske emneord 1. Surt vann 2. Nøytralisering 3. Silikat 4. Aure	Fire engelske emneord 1. Acid water 2. Neutralization 3. Silicate 4. Brown trout
--	---



Åse Åtland
Prosjektleder

ISBN 82-577-3842-9



Bjørn Olav Rosseland
Forskningssjef

**Bruk av silikat som alternativ til kalking - feltforsøk
med flytende og fast silikat i 1997**

Forord

Den foreliggende rapporten er sluttrapport for prosjektene "Effekter av silikatdosering på biologisk mangfold i Tangedalselva" og "Forsøk med fast vannglass (silikat) som avsyngsmiddel i bekk". Førstnevnte prosjekt er gjennomført på oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN) og Fylkesmannens miljøvernavdeling i Hordaland, mens prosjektet i Akershus var finansiert av Fylkesmannens miljøvernavdeling i Akershus og Akzo-PQ Silica i tillegg til DN. Prosjektene ble startet i august 1997. Feltarbeidet i Tangedalselva ble gjennomført i perioden 24. september til 3. november 1997, mens hoveddelen av feltarbeidet i Akershus foregikk i perioden 12. september til 6. oktober 1997. Prosjektene har vært et samarbeid mellom NIVA og Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. Undertegnede har vært ansvarlig for prosjektet. Hans Christian Teien fra LAK hadde i samarbeid med Brit Salbu ansvaret for aluminiumsanalyser både av vann og fiskegjeller. Eli Anne Lindstrøm hadde ansvaret for den botaniske undersøkelsen i Tangedalselva. Histologiske vurderinger av gjellene ble gjort av Agnar Kvellestad ved Norges Veterinærhøgskole (NVH). Helge B. Pedersen fra Akershus Jeger og Fiskerforbund deltok under planlegging og feltarbeid i Aurtjernbekken i Akershus. Anders Haavik fra Akzo-PQ Silica hadde ansvar for levering av silikat og doseringsutstyr til begge forsøkene. I forbindelse med forsøket i Tangedalselva bidro også Morten Willbergh fra NIVA med styring av dosering. Gunnar G. Raddum ved LFI-Bergen var ansvarlig for undersøkelse av bunndyr og invertebrat-drift, mens Jon Gladsø gjennomførte feltarbeidet knyttet til eksponering av døgnfluearten *Baetis rhodani* og undersøkelser av invertebrat-drift. Marianne Daae bidro med daglig ettersyn under forsøket i Tangedalselva. Forfatterne benytter anledningen til å takke alle som har bidratt, samt grunneierne og oppdragsgiverne for godt samarbeid i løpet av prosjektperioden.

Bergen, juni 1998

Åse Åtland

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Innledning	7
3. Tangedalselva i Hordaland	9
3.1 Materiale og metoder	9
3.1.1 Områdebeskrivelse	9
3.1.2 Dosering	10
3.1.3 Prøvetaking og analyser av vann	11
3.1.4 Fisk	13
3.1.5 Bunndyr og drivundersøkelser	13
3.1.6 Begroingsundersøkelse	14
3.2 Resultater og diskusjon	16
3.2.1 Vannkjemiske resultater	16
3.2.2 Fisk	20
3.2.3 Bunndyr og driv	24
3.2.4 Begroing	27
4. Aurtjernbekken i Akershus	35
4.1 Materiale og metoder	35
4.1.1 Områdebeskrivelse	35
4.1.2 Utlegging av silikat	35
4.1.3 Prøvetaking og analyser av vann	36
4.1.4 Eksponering og prøvetaking av fisk	37
4.1.5 Studier av oppløsningshastighet/fare for overdosering	37
4.2 Resultater og diskusjon	37
4.2.1 Vannkjemiske resultater	37
4.2.2 Eksponering av fisk	40
4.2.3 Oppløsningshastighet og faren for overdosering	43
5. Samlet vurdering og konklusjon	44
5.1 Forsøk med dosering av flytende silikat-lut i Tangedalselva	44
5.2 Utlegging av fast silikat i Aurtjernbekken	44
6. Litteratur	45
Vedlegg A. Rådata - vannkvalitetsdata fra Tangedalselva og Aurtjernbekken	47
Vedlegg B. Rådata - fisketetthet i Tangedalselva	52
Vedlegg C. Rådata - bunndyr/driv Tangedalselv	53
Vedlegg D. Rådata - begroing Tangedalselv	57

1. Sammendrag

Feltforsøk med dosering av flytende silikat-lut som et alternativ til kalking har tidligere vært utprøvd i Tangedalselva. Med tanke på videre bruk av silikat i naturen var det viktig å få undersøkt hvorvidt dosering av silikat kunne ha uønskede negative sideeffekter på den naturlige fauna og flora i et elvesystem. Prosjektet i Tangedalselva i 1997 hadde derfor som målsetning, i tillegg til de kjemiske studiene, å undersøke effektene av silikatdosering på villfisken i elva (aure), på bunndyrsamfunnet, og på artssammensetning og mengde av påvekstlger.

Ulike doser av silikatlut ble utprøvd: 200, 600 og 2000 $\mu\text{g SiO}_2$ pr. liter. Dette ble gjort for å kunne studere de kjemiske effektene ved ulike nivåer av SiO_2 i vannet. De laveste dosene ble valgt ut fra at det kan bli et aktuelt og økonomisk lønnsomt alternativ å dosere silikat i kombinasjon med kalk. De biologiske responsene på villfisk, bunndyr og begroing er et resultat av en måned med SiO_2 dosering på ulike nivåer.

Totalkonsentrasjonen av aluminium i Tangedalselva oppstrøms doseringspunktet er høy og varierte fra 175 til 255 $\mu\text{g/L}$. Konsentrasjonen v den totale høymolekylære Al fraksjonen er relativt stabil (100-119 $\mu\text{g/L}$), mens de lavmolekylære formene varierer med de ulike prøvetakingstidspunktene (55-155 $\mu\text{g/L}$). Det var en signifikant reduksjon i lavmolekylær Al_i nedstrøms doseringspunktet ved dosering av 2000 $\mu\text{g SiO}_2$ pr. liter, mens det var en tendens til redusert Al_i ved dosering av 600 $\mu\text{g SiO}_2$ pr. liter. Tilsvarende fraksjonering som for aluminium viste at silisium i all hovedsak foreligger på lavmolekylær negativ/uladd tilstandsform.

Resultatene fra Tangedalselva var lovende, og viste ingen klare negative effekter på noen av organismegruppene som ble undersøkt: Tettheten av aure på de to stasjonene nedstrøms doseringspunktet synes ikke å ha endret seg som en følge av silikatdoseringen. Det var heller ingen endringer lengdefordelingen i fiskefangstene, bortsett fra at et noe større innslag av gytefisk på den ene stasjonen. Gjelleprøvene viste ingen signifikante forskjeller i konsentrasjonen av verken aluminium eller silisium i gjellehomogenat mellom fisk som var eksponert nedstrøms doseringsstedet sammenlignet med oppstrøms, og dette har trolig sammenheng med de forholdsvis lave dosene silikatlut som ble brukt. De histologiske resultatene samsvarte godt med kvantitativ Al-bestemmelse.

Det var ingen forskjeller i forekomst av bunndyr mellom stasjonen opp og nedstrøms doseringsstedet ved avslutningen av forsøket. Eksponeringsforsøk (72 timers eksponering) med den sensitive døgnfluearten *Baetis rhodani* (500 $\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$) viste sterkt redusert dødelighet i silikatbehandlet vann (7-8% dødelighet) sammenlignet med ubehandlet råvann (24-25% dødelighet). Når det gjelder undersøkelsen av driv skjedde det en økning i drivet etter oppstart av silikatdoseringen, men det er vanskelig å trekke noen klar konklusjon om årsaken til dette ettersom betydelige nedbørsmengder medførte en kraftig økning i vannføringen samtidig som doseringen ble startet.

Begroingsundersøkelsene bekrefter vassdragets sure næringsfattige karakter. På stasjonene nedstrøms silikatdoseringen viste de kvantitative algeprøvene økt prosentvis forekomst av kiselalger etter en måned dosering. På referansestasjonen oppstrøms dosereren var prosentvis forekomst halvert i samme periode. Det tilsier positiv virkning av silikattilsetningen på vekst av kiselalger. Analyser av silisiuminnholdet i de kvantitative algeprøvene ga overraskende resultat, i det innholdet var lavest i prøver fra de silikattilsatte stasjonene. Selv om resultatene er vanskelige å tolke, er det verdt å merke seg at prøver fra begge stasjonene nedstrøms doseringspunktet hadde samme uventede resultat. Aluminiuminnholdet var som forventet lavest i prøver fra de silikattilsatte stasjonene. Kvantitative analyser av aluminium og silisium i vannmose (*Nardia compressa*) og en rødalge (*Batracospermum*

cf. turfosum) viste tendenser til redusert Al konsentrasjon og økt silisiumkonsentrasjon etter en måned med silikat-dosering, men forskjellene var ikke signifikante.

Når det gjelder prosjektet med bruk av fast silikat i Aurtjernbekken i Akershus, hadde det sin bakgrunn i behovet for nye metoder for avsyring av bekkesystemer. SFT anmoder om å finne alternativer til korallgrus pga. at den har forholdsvis høye kadmiumverdier. På denne bakgrunn er en derfor interessert i å undersøke alternative metoder for å gjenopprette en levelig vannkvalitet for fisk i forsurede bekkesystemer med høye aluminiums-konsentrasjoner. Prosjektet i Aurtjernbekken hadde derfor som målsetning å undersøke om fast vannglass (silikat) er egnet som avsyrimiddel ved utlegging i bekk. Resultatene viste minimale effekter av utlegging av fast silikat både på aluminiumskjemien, og på aure eksponert i bur. Den lave dosen som ble brukt i kombinasjon med lav løselighet på silikatklumpene er den sannsynlige årsaken til dette.

2. Innledning

Fra litteraturen er det rapportert at silikat kan eliminere de toksiske effektene av aluminium for fisk (Birchall *et al.* 1989). Dette skyldes trolig at silikat har evne til å reagere med uorganisk aluminium, og danner hydroxy-aluminium-silikat forbindelser som reduserer aluminiums giftighet allerede ved en moderat tilsetning av silikat.

NIVAs forsøksvirksomhet knyttet til bruk av silikat som vannbehandlingsmetode ble startet på Syrtveit Fiskeanlegg i 1995 (Rosseland *et al.* 1996). De første forsøkene med dosering av flytende silikat viste tendenser til positive effekter utover ordinær lutbehandling (Rosseland *et al.* 1996). På bakgrunn av disse resultatene satte NIVA i gang mere kontrollerte forsøk for å undersøke effekten av silikatdosering i forhold til dosering av lut ved ulike oppholdstider (Åtland *et al.* 1997a). Resultatene viste klare fordeler med bruk av silikat i forhold til lutbehandling, spesielt ved korte oppholdstider etter avsyring (10 min). Det som gav de tydeligste forskjellene mellom lut og silikat var kvantitative målinger av mengden utfelt aluminium på gjellene. Det var gjennomgående mye mer aluminium på gjellene til fisk som gikk i kar med lut i forhold til silikat (opptil 6 ganger mer).

Ettersom erfaringene med silikat fra Syrtveit var så positive, var det naturlig å vurdere om dosering av silikat også kunne være egnet til bruk i naturlige elvesystemer. En var spesielt interessert i den tilsynelatende raske avgiftningen av aluminium som ble observert, og hvorvidt denne metoden kunne brukes til å kompleksbinde aluminium og dermed forhindre giftige blandsoner i laksevassdrag. Tangedalselva i Frøysetvassdraget i Masfjorden kommune i Hordaland ble valgt ut på grunn av at dette er en sur, svært aluminiumsrik sideelv som renner ut nederst i et kalket hovedvassdrag. På oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning ble det i november 1996 gjennomført et forsøk med dosering av silikatlut i Tangedalselva (Åtland *et al.* 1997b). Ved hjelp av pH-styrt dosering av silikatlut ble pH i Tangedalselva justert fra pH 5,0 til pH 5,8, og dette tilsvarte en dose på omkring 2 mg SiO₂ per liter. Høstsmolt av laks fra Matre Havbruksstasjon ble eksponert i kar på tre stasjoner i Tangedalselva: i ubehandlet vann, i silikatbehandlet vann 10 min etter innblanding av silikat, og ved utløpet av Tangedalselva til Frøysetelva. I tillegg ble fisk eksponert i kalket vann fra Frøysetelva, og i en renne hvor de to vannkvalitetene ble blandet 50:50.

Resultatene viste at laksen døde i det sure ubehandlede vannet, og at dødeligheten i råvannet ble eliminert ved tilsetning av silikat. Plasmakloridmålinger viste også normale verdier for fisk i kar med 10 minutters oppholdstid etter silikattilsetning. Fisk eksponert i vann fra Tangedalselva ved Frøyset hadde noe redusert klorid, sannsynligvis fordi det tok noe tid før en fikk effekt av doseringen på denne stasjonen. Til tross for dette hadde fisk i blandsonen ved Frøyset normale blodverdier og heller ingen dødelighet i løpet av forsøksperioden. Denne blandsonen har ved tidligere forsøk vist seg å ha vannkjemiske forhold som kan være skadelige for fisk (Bjerknes *et al.* 1996). Konsentrasjoner av aluminium bestemt på gjellene viste også gode og entydige resultater. Mengde utfelt aluminium på gjellene var sterkt redusert på begge stasjonene hvor det ble dosert silikat, men ikke så lave som i fisk i den kalkede Frøysetelva. Fisk i blandsonen ved Frøyset hadde like lave Al konsentrasjoner på gjellene som fisk i Frøysetelva. Gjellehistologien samsvarte godt med de kvantitative Al-målingene, og det var mindre omfattende histologiske forandringer på gjellene til fisk som var eksponert i det silikatbehandlede vannet.

Med tanke på videre bruk av silikat i naturen var det viktig å få undersøkt hvorvidt dosering av silikat kan ha uønskede negative sideeffekter på den naturlige fauna og flora i et elvesystem. Prosjektet i Tangedalselva i 1997 hadde derfor som målsetning, i tillegg til de kjemiske studiene, å undersøke effektene av silikatdosering på bestandstetthet og fysiologi hos villfisken av aure i elva, på bunndyrsamfunnet og på den sensitive døgnfluearten *Baetis rhodani*, og på artssammensetning og mengde av påvekstalter.

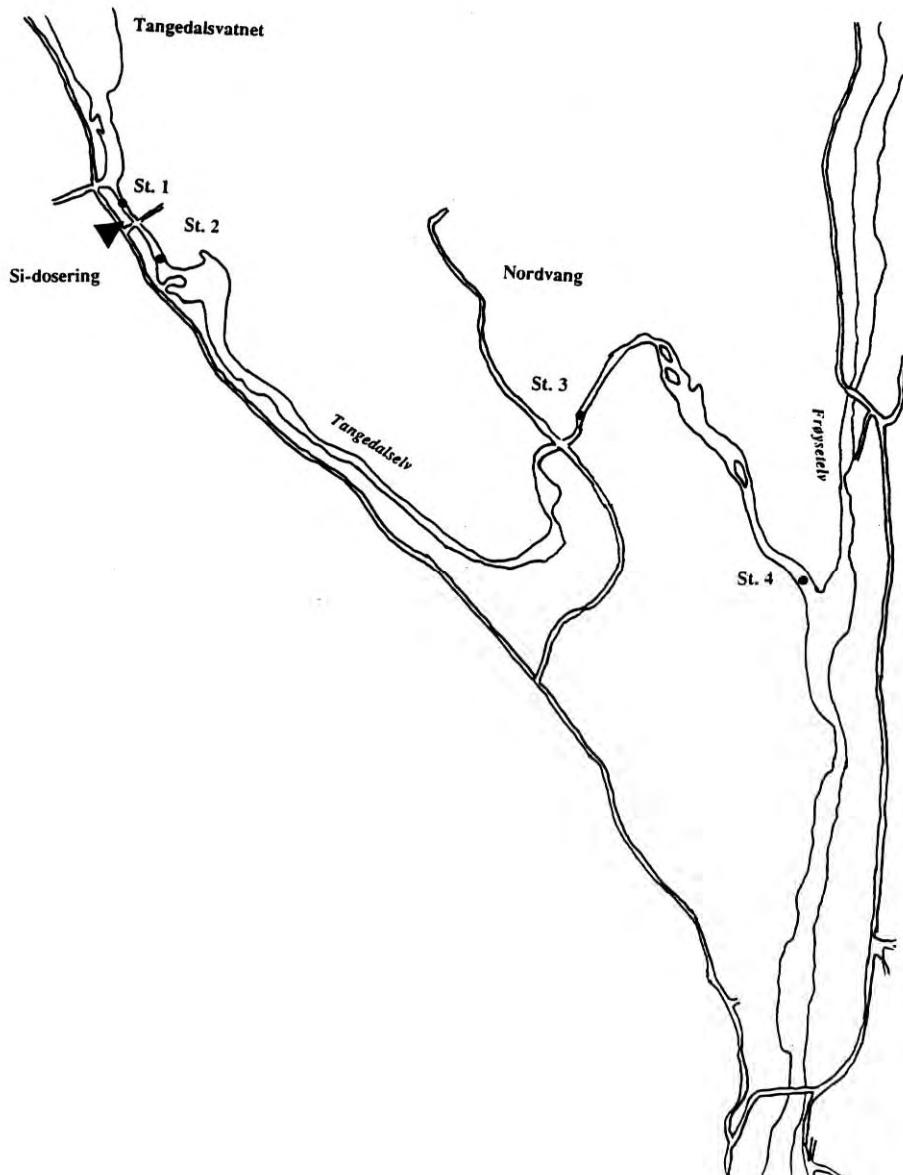
Når det gjelder prosjektet med bruk av fast silikat i Aurtjernbekken i Akershus, hadde det sin bakgrunn i behovet for nye metoder for avsyring av bekkesystemer. Jeger- og Fiskerforbundet i fylket har lang erfaring med kalking av bekkesystemer. Sammenliknet med bruk av skjellsand og kalksteinsgrus har de kommet fram til at korallgrus er det beste avsyrimidlet. For at korallgrus skal gi ønskede effekter, trengs det forholdsvis store mengder, og i tillegg er en del lokaliteter uegnet for bruk av korallgrus. I slike tilfelle finnes det ingen fullgode avsyrimidter. SFT anmoder også om å finne alternativer til korallgrus pga. at den har forholdsvis høye kadmiumverdier. På denne bakgrunn er en derfor interessert i å undersøke alternative metoder for å gjenopprette en levelig vannkvalitet for fisk i forsurede bekkesystemer med høye aluminiums-konsentrasjoner. Prosjektet i Aurtjernbekken hadde derfor som målsetning å undersøke om fast vannlass (silikat) er egnet som avsyrimiddel ved utlegging i bekk.

3. Tangedalselva i Hordaland

3.1 Materiale og metoder

3.1.1 Områdebeskrivelse

Forsøkene ble gjennomført i det kalkede Frøysetvassdraget som ligger i Masfjorden kommune i Hordaland. Tangedalselva er ei sur, ukalket sideelv som munner ut i den nederste delen av det kalkede hovedvassdraget (**Figur 1**).



Figur 1. Kart over nedre del av Frøysetvassdraget med Tangedalselva. Doseringsstedet er vist med en pil mellom stasjon 1 og 2. Referanseprøver for påvekstalger og driv ble tatt opp i den lille sidebekken like oppstrøms det som er markert som St.1.

3.1.2 Dosering

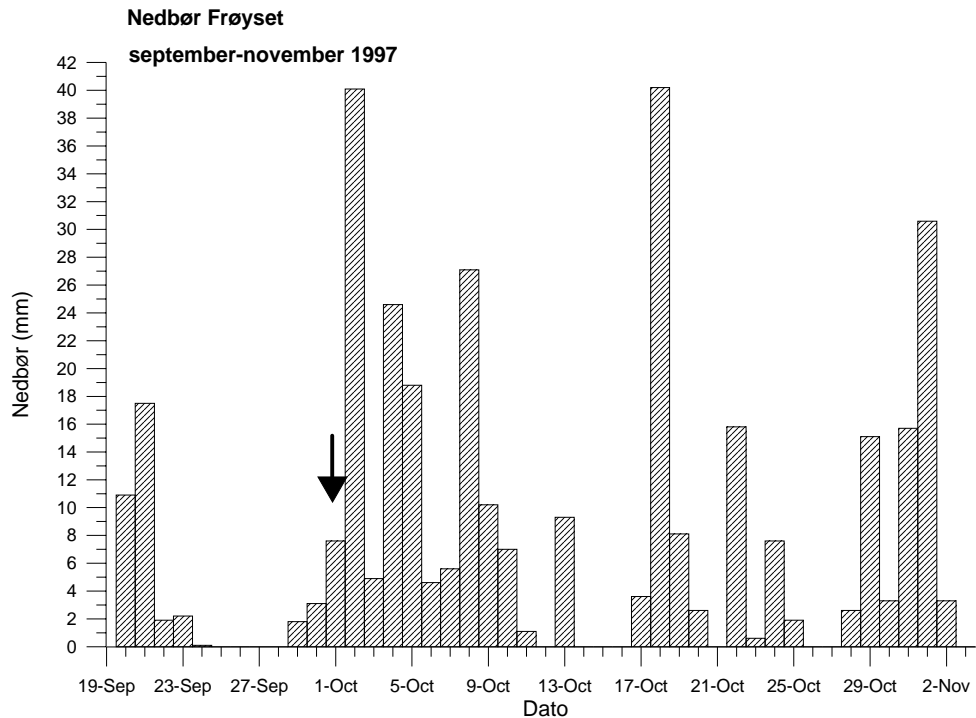
Doseringsstedet like nedstrøms utløpet av Tangedalsvatnet er markert i **Figur 1**. NIVA's mobile laboratorium var plassert ved doseringsstedet, og brukt til hus for doseringspumpe, pH-logging, og styringsenhet for doseringen. Dosering av flytende silikat-lut ("natronvannglass", dvs. $\text{SiO}_2:\text{Na}_2\text{O}$ i molratio 3:4) ble startet opp kl. 16.00 den 1. oktober, og ble avsluttet den 3. november 1997.

Dosen silikat-lut ble i utgangspunktet valgt å tilsvare ca. 1 mg SiO_2 pr. liter. Denne dosen tilsvarte en pH-økning fra pH 4,8 til 5,1. Den valgte dosen er noe lav dersom en ville ønske å behandle en elv med ren silikat. Imidlertid ser det ut for at den typen vannbehandling som kommer til å bli mest aktuelt er bruk av silikat i kombinasjon med kalk. Ved denne typen behandling er 1 mg SiO_2/L trolig noe i overkant av den dosen en da ville velge. For å teste mulige negative effekter av silikatdosering fant vi at dette derfor var en fornuftig dose.

Målsettingen med silikatdoseringen var som nevnt å dosere 1 mg SiO_2 pr. liter, men på grunn av problemer knyttet til store og raske endringer i vannføring varierte silikatdosen fra $200\mu\text{g SiO}_2$ pr. l til vel 2 mg SiO_2 pr. liter. Dette var ikke tilsiktet, men ut fra målsettingen om å studere mulige negative sideeffekter av silikatdosering var det greit også å få testet ut effektene etter en såpass høy dose som 2 mg/l.

Doseringen av silikat var pH-styrt. Ubehandlet råvann fra Tangedalselva ble pumpet inn til en overløps-tank inne i mobillaboratoriet. Herfra ble vann fordelt til kar for eksponering av bunndyr, pH-logging og til utdosering av silikat. Konsentrert silikat-lut ble pumpet fra en utendørs 1 m^3 tanker ved hjelp av en Sera doseringspumpe av typen RF 409.1-90e, og ble så fortynnet med ubehandlet råvann før den gikk ut gjennom et perforert rør som var lagt tvers over Tangedalselva. For å kontrollere effekten av denne dosen umiddelbart etter tilsetning, ble vann fra Tangedalselva pumpet tilbake til mobillaboratoriet fra et punkt ca. 50 meter lengre nede i elva. Vannet ble pumpet opp i en overløpstank, og gikk derfra til kar for bunndyreksponeering og automatisk registrering av pH og ledningsevne. Ved å måle pH når silikatdoseringen ble slått av eller på, fant en ut at dette vannet var ca. 10 minutter gammelt etter tilsetning av silikat ved den vannføringen som var på det tidspunktet når prøvene til Al-analyse ble tatt.

Nedbørsdata for forsøksperioden er vist i **Figur 2**. Som en ser av denne figuren var det mye nedbør i løpet av forsøksperioden. Dette gjaldt spesielt dagen etter at doseringen ble startet, og en ny nedbørtopp kom et par uker seinere. Nedbørtoppene på opp mot 40 mm i løpet av 24 timer er om lag dobbelt så høye som de en hadde i forbindelse med forsøker i Tangedalselva i 1996, og i løpet av hele 1997 var det bare 3 dager til hvor nedbøren kom opp mot 40 mm.



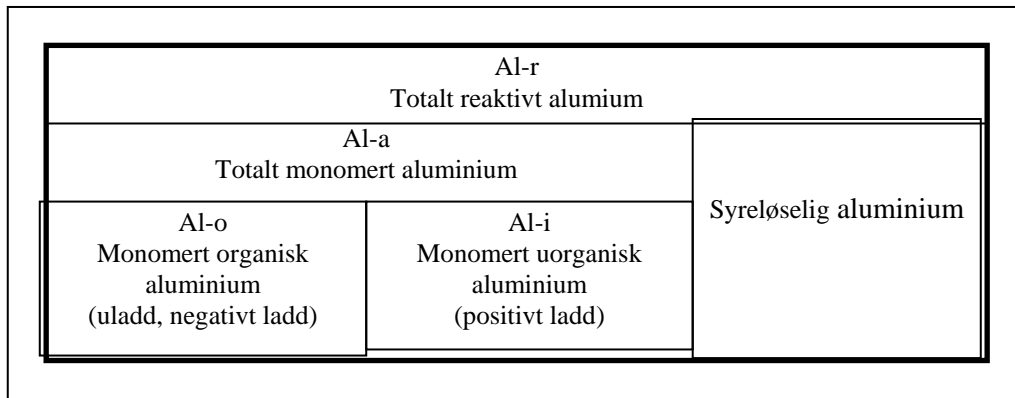
Figur 2. Nedbørsdata for Frøyset nedbørstasjon (52750) i løpet av forsøksperioden høsten 1997. Nedbøren kom som regn gjennom hele perioden bortsett fra den 24.-25. oktober og den 3. november hvor det kom snø. Data fra Meteorologiske institutt. Oppstart av silikatdosering er vist med en pil.

3.1.3 Prøvetaking og analyser av vann

Det ble tatt vannprøver 5 ganger i løpet av forsøksperioden på stasjonene 1 til 4 (30. september, 7. og 22. oktober, samt 1. og 3. november). Ved den siste prøvetakingen ble det ikke tatt prøver på stasjon 4. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium med hensyn på følgende parametre: pH, konduktivitet, alkalitet, silikat (SiO_2), kalsium, magnesium, natrium, jern, reaktivt aluminium og TOC (totalt organisk karbon).

Al kan foreligge i ulike tilstandsformer som varierer med hensyn på molekylvekt størrelse og ladningsforhold (reaktivitet). Det er spesielt de reaktive Al-tilstandsformene som er av betydning for negative Al-effekter på biologiske organismer. For å få informasjon om de enkelte Al-tilstandsformene ble det gjort *in situ* fraksjonering av Al i felt, og tilsvarende fraksjonering av Si for å få informasjon om hvilke tilstandsformer dosert silikat ville foreligge på, og hvilken effekt Si-formene ville ha på fordelingen av de enkelte Al-tilstandsformene. *In situ* fraksjonering av aluminium og silisium ble gjort på samtlige stasjoner, før oppstart av dosering (30. Sept.) og deretter ved tre ulike doseringsnivåer: lav dose (200 $\mu\text{g/L}$) den 1. nov., middels dose (600 $\mu\text{g/L}$) den 2. okt. og høy dose (2300 $\mu\text{g/L}$) den 3. okt.

For å få informasjon om molekylvektfordeling benyttes *in situ* hul-fiber ultrafiltrering. På hver stasjon ble vannet pumpet direkte til hul-fiberen ved hjelp av en peristaltisk pumpe (kort transporttid, *in situ* prøvetakning og fraksjonering). Det ble brukt fibre med nominell molekylvekt grense på 10000 Dalton for å skille lavmolekylært (LMW) fra høymolekylært (HMW) aluminium og silisium. Ionebytting og ekstraksjon ble gjort etter Barnes-Driscoll metoden (Barnes 1975, Driscoll 1984). I følge Driscoll kan monomert aluminium deles inn i to grupper: monomere uladde og negativt ladde aluminiums-organiske komplekser og monomere positivt ladde aluminiums-forbindelser. Den fraksjonen av aluminium som ikke er monomert, er syreløselig aluminium. Syreløselig aluminium utgjøres av kolloidalt aluminium, polymert aluminium og sterkt bundet organisk aluminium. Syreløselig aluminium og monomert aluminium utgjør til sammen totalt aluminium. Dette er illustrert i **Figur 3**.



Figur 3. Oppdeling av aluminiums tilstandsformer (Driscoll, 1984).

Bestemmelse av totalt reaktivt aluminium, Al_r

Al_r omfatter aluminium som løses ved $pH < 2$ og som lar seg ekstrahere. Til bestemmelse av totalt aluminium ble det tatt ut 100 ml prøve i 100 ml plastflasker av polyetylen. Prøvefraksjonen ble surgjort med 1 ml konsentrert saltsyre til $pH 1$ på labben 2 dager etter feltarbeidet. Prøven ble lagret i 10 dager ved $4^{\circ}C$ før videre ekstraksjon og fotometrisk bestemmelse.

Bestemmelse av totalt monomert aluminium, Al_a

Totalt monomert aluminium er positivt ladd, uladd og negativt ladd aluminium som lar seg ekstrahere. Prøvefraksjonen blir direkte ekstrahert i felt, lagret 2 dager ved $4^{\circ}C$ før fotometrisk aluminiumsbestemmelse. Ved ekstraksjonen vil også polymert aluminium komme med. Dette fører til at polymert aluminium også inkluderes i fraksjonen Al_a .

Bestemmelse av syreløselig reaktivt aluminium, $Al_r - Al_a$

Syreløselig aluminium lar seg ekstrahere. Denne fraksjonen beregnes ut fra totalt aluminium minus totalt monomert aluminium, og denne fraksjonen representerer en aluminiumsfraksjon som løses med syre. Fraksjonen vil inkludere kolloidalt aluminium og aluminium som desorberes fra partikkeloverflater.

Bestemmelse av monomert organisk aluminium, Al_o

Al_o er uladd og negativt ladd aluminium som lar seg ekstrahere. Al_o er ofte kalt organisk monomert aluminium. De uladde eller de negativt ladde formene av aluminium holdes ikke tilbake ved ionebytting av prøven. For å bestemme denne fraksjonen av aluminium, ble den aktuelle vannprøven ionebyttet gjennom en kolonne med kationbyttermedie Amberlit i felt. På denne ionebytteren holdes positivt ladd aluminium tilbake i ionebyttermassen, og kun fraksjoner som er uladd eller negativt ladd vil passere gjennom (elueres). Ionebyttede prøver ble ekstrahert i felt og lagret 2 dager ved $4^{\circ}C$ før fotometrisk Al_o -bestemmelse.

Bestemmelse av monomert uorganisk aluminium, Al_i

Al_i er kationbytte-reaktivt aluminium som lar seg ekstrahere. Denne positivt ladde aluminium fraksjonen er ofte kalt uorganisk monomert aluminium. Differansen mellom Al_a og Al_o vil angi konsentrasjonen av monomert positiv ladd aluminium (ligning 1). Al_i tilsvarer den fraksjonen som ved analyser på NIVAs laboratorium benevnes som labilt aluminium (LAl), og som tradisjonelt sett har vært ansett som den mest giftige fraksjonen for fisk.

Monomert uorganisk aluminium = Totalt monomert aluminium - Monomert organisk aluminium

$$(1) \quad Al_i = Al_a - Al_o$$

Positivt ladd aluminium = Positivt, uladd og negativt ladd aluminium - uladd og negativt ladd aluminium.

Al-konsentrasjonene i de ulike ekstraherte prøvene ble bestemt på laboratoriet med spektrofotometer, og ekstraktet ble absorbert for bølgelengde 395 og 600 nm.

3.1.4 Fisk

Det ble gjort elektrofiske for å undersøke tettheten av aure på tre stasjoner: en stasjon oppstrøms doseringspunktet (St.1) og to stasjoner nedstrøms (St. 2 og 3). Elektrofiske ble gjennomført på alle stasjonene før dosering den 24. september og etter at doseringen hadde pågått i en måned den 3. november. Det ble tatt gjelleprøver både for histologisk undersøkelse og for kvantitativ bestemmelse av aluminium og jern ved begge tidspunktene. Ved den første prøvetakingen var det ikke mulig å ta blodprøver av fisken ettersom de var svært små, mens ved den siste prøvetakingen var innslaget av gytefisk større, og det ble derfor tatt blodprøver av disse.

Før prøvetaking ble fisken drept med et slag i hodet. Lengde og vekt ble bestemt. Blod fra kaudal-årene ble samlet i hepariniserte tuber, sentrifugert og plasma ble deretter frosset ned. Blodplasmaklorid-nivå ble senere bestemt med en Radiometer CMT-10 klorid-titrator. Hematokritt ble fastsatt direkte etter sentrifugering (Compur M 1100 mikrosentrifuge).

Det ble tatt prøver av fiskegjeller som senere ble analysert histologisk ved Norges veterinærhøgskole. Andre gjellebue på fiskens venstre side ble dissekert ut og fiksert i fosfatbufret formalin. Vevet ble så etter standard metode dehydrert og støpt i parafin for skjæring av tynne snitt. Fra hver gjelle ble ett snitt farget etter standard hemalun-eosin metode, og ett med solokrom azurin i sur løsning (ASA) for påvisning av metaller, blant annet aluminium og jern (Denton *et al.* 1984). Metaller som reagerer med fargestoffet benevnes som ASA-positivt materiale. Gjellesnittene ble undersøkt ved lysmikroskopi, og de mest fremtredende og mest gjennomgående forandringer ble gradert etter en skala som er satt opp ut fra den variasjonsbredde som vanligvis kan påvises i fiskegjeller (Vedlegg A).

Andre gjellebue på fiskens høyre side ble prøvetatt og lagt på forhåndsveide, syrevaskede telleglass til senere kvantitativ bestemmelse av aluminiums- og silisiumkonsentrasjon ved LAK. Etter ankomst til laboratoriet ble gjellene frysetørket, veid og deretter oppsluttet i 10% HNO₃. Aluminiums- og silisiuminnholdet ble bestemt ved hjelp av ICP, og er angitt som konsentrasjon: (µg) pr g gjelle i tørrvekt.

3.1.5 Bunndyr og drivundersøkelser

Det ble tatt semikvantitative bunndyrprøver ved sparkemetoden (Frost *et al.* 1971) på de samme stasjonene som det ble elektrofisket; en stasjon oppstrøms (St. 1) og to nedstrøms doseringsstedet (St. 2 og 3). Prøvene ble tatt både før oppstart av dosering (Stasjon 2) og etter en måneds doseringsperiode (samtlige stasjoner). Stasjon 1 har inngått i den ordinære overvåkingen av bunndyr i Frøysetvassdraget siden 1994.

Videre ble det også gjort et forsøk med eksponering av den sensitive døgnfluen *Baetis rhodani*. Levende *Baetis rhodani* ble hentet i Ekso dagen før oppstart av eksponeringsforsøket. To rør, hvert med 100 dyr, ble eksponert i tre døgn inne i mobillaboratoriet i kar med henholdsvis ubehandlet råvann og silikatbehandlet vann. Det var kontinuerlig vanngjennomstrømming i karene. Dødelighet

ble registrert hver 6. time, og døde dyr ble samlet opp for Al- og Si-analyse. Ved avslutningen av forsøket ble alle de gjenlevende dyrene samlet opp til analyse av aluminium og silisium. Metodikken for dette var den samme som ble brukt for kvantitative analyser av aluminiumsinnhold på fiskegjeller.

I forbindelse med oppstart av doseringen ble det gjort en undersøkelse av driv i elva for å se om det var en tendens til at noen av invertebratene "slapp seg" som en følge av silikatdosen. Prøvene ble tatt på stasjon 1 og 2 hver time over en 9 timers periode (kl. 1400 til kl. 2300) dagen før oppstart av dosering, og i samme tidsperiode dagen etter i forbindelse med oppstart av dosering.

3.1.6 Begroingsundersøkelse

Generelle begroingsobservasjoner

For å gi en karakteristikk av vassdraget ble det gjort en generell undersøkelse av begroingssamfunnet. En undersøkelse før og etter forsøket ville dessuten vise eventuelle endringer i samfunnsstrukturen. Metoden er standardisert (Jarlman *et al.* 1996). Ved prøvetaking vurderes elveleiets prosentvise dekning av makroskopisk synlige begroingsorganismer. Alle elementer prøvetas og bringes til laboratoriet for analyse. Her identifiseres organismene og mengde/frekvens vurderes. Basert på artssammensetning, mangfold og mengde gis en generell karakteristikk av vassdraget.

Kvantitative prøver av epilittiske alger (samfunn som vokser direkte på stein)

I rennende vann består glatte belegg på stein for det meste av kiselalger. For å få et kvantitativt mål på dette samfunnet ble et gitt areal (hvert på 45 cm²) av 10 stein børstet rene for begroing. Steinene ble valgt tilfeldig fra elveleiet. Materialet ble overført til en beholder med 1 L vann og delprøver tatt ut.

- En delprøve ble frysetørket, veid og analysert for innhold av klorofyll *a*, total organisk karbon (TOC), total nitrogen (totN), aluminium (Al) og silisium (Si). Analysemetode for klorofyll, TOC og totN følger Norsk Standard. Analysemetode for Al og Si var den samme som beskrevet for gjelleprøvene av fisk, og ble utført ved LAK
- Tre delprøver ble undersøkt i mikroskop og de ulike organismenes mengde ble bestemt ved optelling. Minst 400 celler i hver prøve ble talt.

I tillegg til å få et mål på konsentrasjoner av de målte stoffene i algematerialet, gir dataene grunnlag for å beregne mengde av alger og målte stoffer pr. areal i elva. Metodikk for å beregne mengde av alger er gitt i Lindstrøm (1996).

Begroing på kunstig substrat

I tillegg til kvalitativ og kvantitativ analyse av begroingssamfunnet på naturlig substrat ble det forberedt et eksperiment med utsetting av kunstig substrat for etablering av begroing. Syrevaskede keramikkpottar ble anvendt. Disse fungerer godt som substrat for begroing, og har dessuten den fordel at de kan fylles med næringstilsatt agar, slik at næringssaltene senere diffunderer ut gjennom pottene og anriker vannet rundt begroingen (Fairchild m.fl. 1989, Lindstrøm 1996). Hensikten med forsøket var:

- å få et standardisert mål på vekstareal
- å starte med en ukolonisert vekstflate. Det ser ut til å være sterk konkurranse om plassen og lite rom for etablering av nye organismer på vekstflater som allerede er kolonisert. Dette kan forsinke/hindre at effekter av endrede miljøforhold synes i organismesamfunnet.
- å tilføre næringssaltet fosfor for å motvirke eventuell næringsbegrensning som hemmer celledelingen og blokkerer assimilasjonen av silisium.

I løpet av forsøket var det to kraftige flommer som endevendte mye av dekk sjiktet i elveleiet og de fleste pottene forsvant, deriblant alle som var tilsatt fosfor. Denne delen av undersøkelsen, som ble vurdert som den mest interessante, ble derfor "tatt av flommen".

Akkumulering av Al og Si i makroskopiske begroingsorganismer

For å se på effekter av silikattilsetning på bioakkumulering av aluminium og silikat ble det samlet skuddprøver (ytre vitale deler av skuddene) av vannmosen *Nardia compressa* og av rødalgen *Batrachospermum cf. turfosum*. Prøver ble tatt på referansestasjonen (St. 1) og på stasjonen like nedstrøms utløp av silikatdosereren (St. 2). Prøver ble tatt den 24/9 før start av dosering og ved avslutning, den 3/11. Materialet ble analysert ved LAK etter samme metode som gjelleprøvene.

Materiale

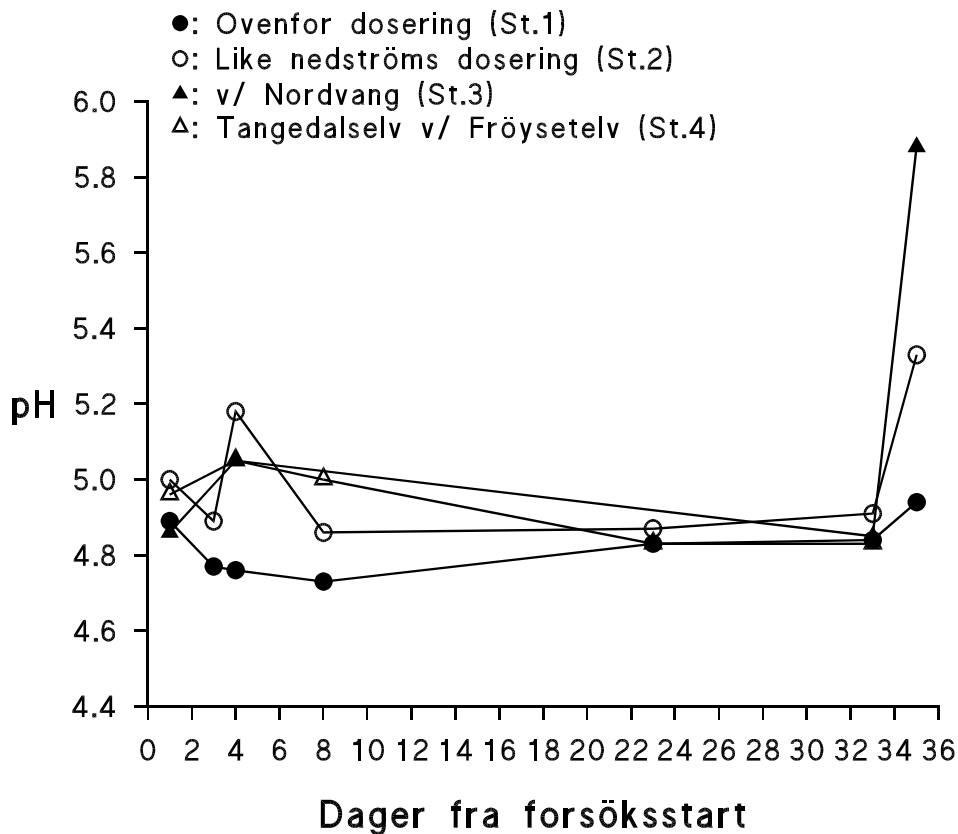
Begroingsprøver ble samlet på tre stasjoner ved forsøkstart 24. sept. og ved forsøkslutt 3. nov. Ved forsøkstart ble det på grunn av forventet interessante data fra potteforsøkene, bare samlet prøver av epilitisk begroing til telling av organismene og ikke til analyse av klorofyll- og elementinnhold. Ved forsøkets slutt ble begge typer delprøver samlet. Stasjonsplasseringen fremgår av **Figur 1**. Referansestasjonen er i det følgende benevnt som Stasjon1R, og ble tatt opp i den lille sidebekken som vist på kartet.

3.2 Resultater og diskusjon

3.2.1 Vannkjemiske resultater

De vannkjemiske resultatene viser en kraftig forsuret vannkvalitet med negative ANC-verdier på samtlige stasjoner før oppstart av silikatdoseringen. Vannkvaliteten i Tangedalselva oppstrøms doseringsstedet (St.1) viser liten variasjon mellom de ulike prøvetakings-tidspunktene, og pH er stabil (4,7-4,9) (**Figur 4, Tabell 1**).

Stasjon 3 skiller seg ut med å være noe mere næringsrik enn de øvrige stasjonene ved et av prøvetakingstidspunktene. Både tot-N og tot-P konsentrasjonene tilsier tilstandsklasse II (God), mens for de øvrige stasjoner var alle konsentrasjoner innenfor tilstandsklasse I (Meget god) (SFT 1997). Dette kan ha påvirket resultatene mhp. begroing. Rådata er gjengitt i **Tabell 9** i vedlegget.



Figur 4. pH på de fire stasjonene i Tangedalselva i løpet av forsøksperioden. Målingene er gjort ved NIVAs laboratorium.

Tabell 1. pH samt totalkonsentrasjoner av silikat og aluminium på de ulike stasjonene i Tangedalselva.

	tidspunkt	pH	total Al µg/l	total SiO ₂ µg/l	dose SiO ₂ µg/l
Før doseringsstart					
St. 1	30.09.97 20:00	4,75	201	1665	
St. 2	30.09.97 19:00	4,81	191	1627	0
St. 3	30.09.97 18:00	4,86	201	1646	
St. 4	30.09.97 15:00	4,89	191	1632	
Etter doseringstart					
St. 1	02.10.97 17:00	4,77	220	1747	
St. 2	02.10.97 18:00	4,89	216	2346	600
St. 1	03.10.97 11:00	4,76	255	1722	
St. 2	03.10.97 10:00	5,18	230	4062	2000
St. 3	03.10.97 12:00	5,05	228	3145	
St. 4	03.10.97 14:00	5,05	234	3144	
St. 1	01.11.97 14:00	4,80	175	1262	
St. 2	01.11.97 15:00	4,85	173	1497	200
St. 3	01.11.97 13:30	4,85	181	1430	
St. 4	01.11.97 11:00	4,93	187	1400	

In situ fraksjonering av aluminium og silikat ble gjort før oppstart av dosering (30. sept.) og deretter ved tre ulike doseringsnivåer: lav dose (200 µg/l) den 1. nov., middels dose (600 µg/l) den 2. oktober og høy dose (2300 µg/l) den 3. oktober. Den målte SiO₂-konsentrasjonen foreligger på en lavmolekylær negativ/uladd tilstandsform (**Tabell 2**).

Tabell 2. Konsentrasjonen av ulike SiO₂ -fraksjoner (µg/l) i Tangedalselva oppstrøms doseringspunktet (St.1) ved fire prøvetakningstidspunkter.

Tid	Totalt SiO ₂			Lavmolekylær SiO ₂			Høymolekylær SiO ₂		
	Total	negativt/ uladd	positivt ladd	Total	negativt/ uladd	positivt ladd	Total	negativt/ uladd	positiv t ladd
30.09.97	1665	1669	<20	1686	1646	40	<20	<20	<20
02.10.97	1747	1719	27	1712	1695	17	34	24	<20
03.10.97	1722	1678	45	1726	1682	44	<20	<20	<20
01.11.97	1262	1276	<20	1245	1205	39	<20	<20	<20

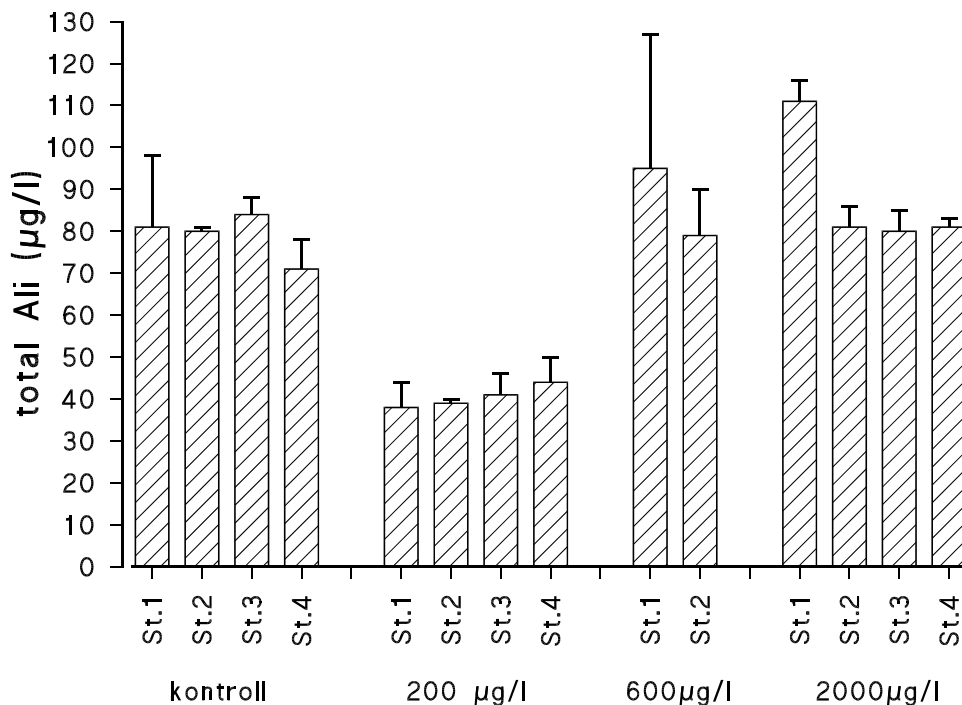
Total konsentrasjonen av Al i Tangedalselva varierte fra 175 til 255 µg/l. Den totale høymolekylære Al- fraksjonen er relativt stabil (100-119µg/l), mens den totale lavmolekylære Al-fraksjonen varierer (55-155 µg/l) mellom de enkelte prøvetaknings tidspunktene. Av de lavmolekylære Al tilstandsformene er det Ala og Ali som varierer, mens Alc og Alo er mer stabile. Total Ali har en stor spredning; 38-111 µg/l, hvor den lavmolekylære Ali fraksjonen varierte 21 til 90 µg/l. Det var god samvariasjon mellom total Al og totalt lavmolekylært Al.

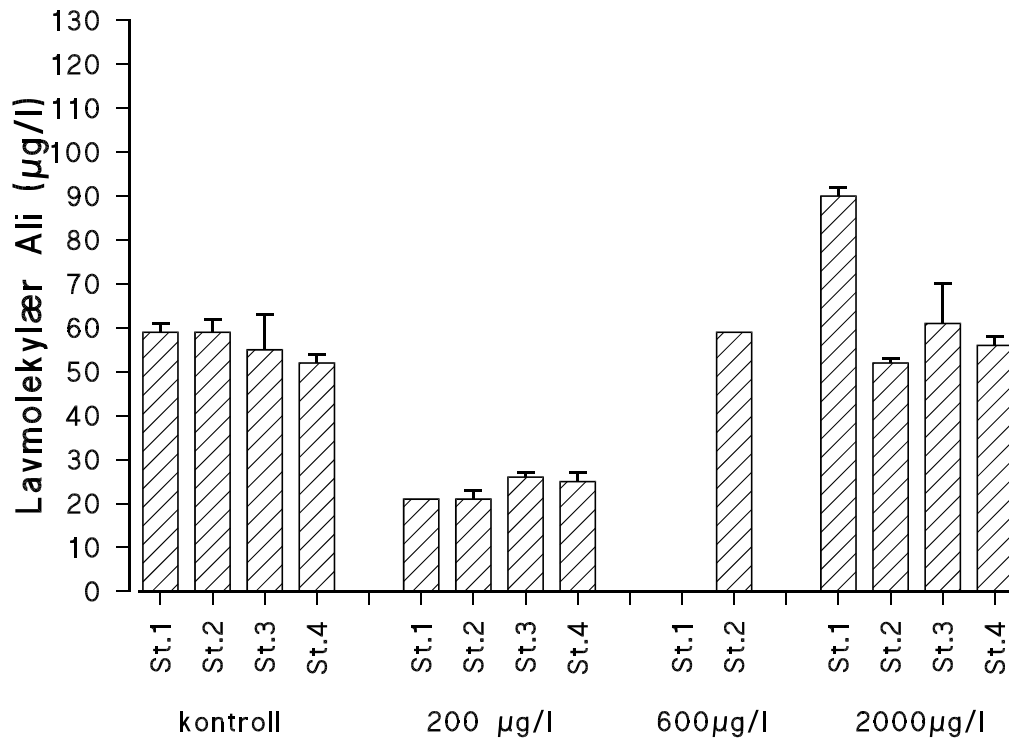
Tabell 3. Konsentrasjonen av ulike Al-fraksjoner ($\mu\text{g/l}$) i Tangedalselva oppstrøms doseringspunktet (St.1) ved fire prøvetakningstidspunkter.

Totale Al tilstandsformer					Lavmolekylære former					Høymolekylære former				
totAl	Alc	Ala	Alo	Ali	totAl	Alc	Ala	Alo	Ali	totAl	Al	Ala	Alo	Ali
ICP					ICP					ICP ^c				
30.09.97:														
201	57	145 \pm 18	64 \pm 1	81 \pm 17	102	15	87 \pm 1	28 \pm 1	59 \pm 2	100	42	58 \pm 18	35 \pm 1	23 \pm 16
02.10.97:														
220	60	160 \pm 30	69 \pm 2	90 \pm 32	118			31 \pm 3		102			38 \pm 3	
03.10.97:														
255	55	200 \pm 3	88 \pm 3	111 \pm 5	155	15	140 \pm 2	51 \pm 1	90 \pm 2	100	41	59 \pm 1	38 \pm 3	21 \pm 4
01.11.97:														
175	70	104 \pm 4	66 \pm 3	38 \pm 6	56	12	44 \pm 1	23 \pm 0	21 \pm 0	119	58	61 \pm 3	43 \pm 3	18 \pm 6

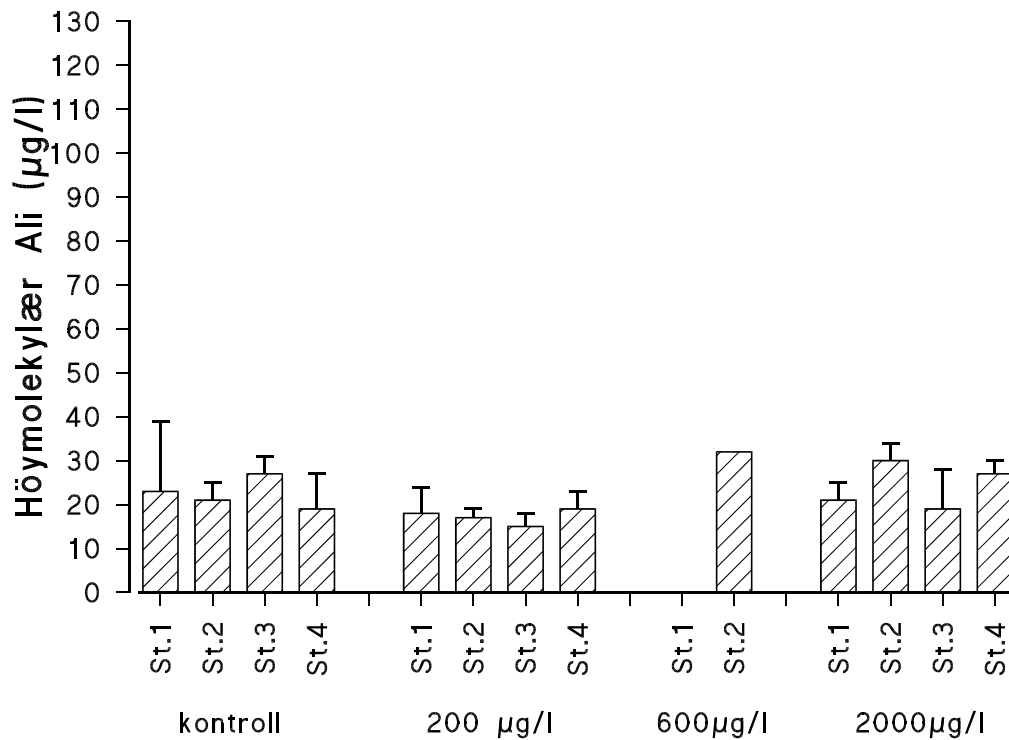
Konsentrasjonene av total Ali på de ulike stasjonene nedover i elva er presentert for de ulike doseringsregimene (**Figur 5**). Før doseringsstart var det ingen signifikante forskjeller i konsentrasjonen av total Ali, og heller ikke ved den laveste dosen silikat (200 $\mu\text{g/l}$). Ved middels høy dose (600 $\mu\text{g/l}$) var det en tendens til reduksjon i total Ali fra stasjon 1 til stasjon 2, men denne forskjellen var ikke signifikant. Ved høy silikatdose (2000 $\mu\text{g/l}$) var det en signifikant (ANOVA, $p < 0,001$) reduksjon i total Ali fra stasjon 1 og videre nedover i elva.

Ali forelå for det meste på lavmolekylær form (**Tabell 3**, **Figur 6** og **Figur 7**). For den lavmolekylære delen av Ali var det også tydelig at den høyeste silikatdosen forårsaket en signifikant (ANOVA, $p < 0,001$) reduksjon av konsentrasjonen på stasjonene nedstrøms doseringspunktet .

**Figur 5.** Konsentrasjon av total Ali (snitt og SD) på de ulike stasjonene før oppstart av dosering, og ved ulike doser av silikatlut. Antallet parallelle prøver var 3 per stasjon.



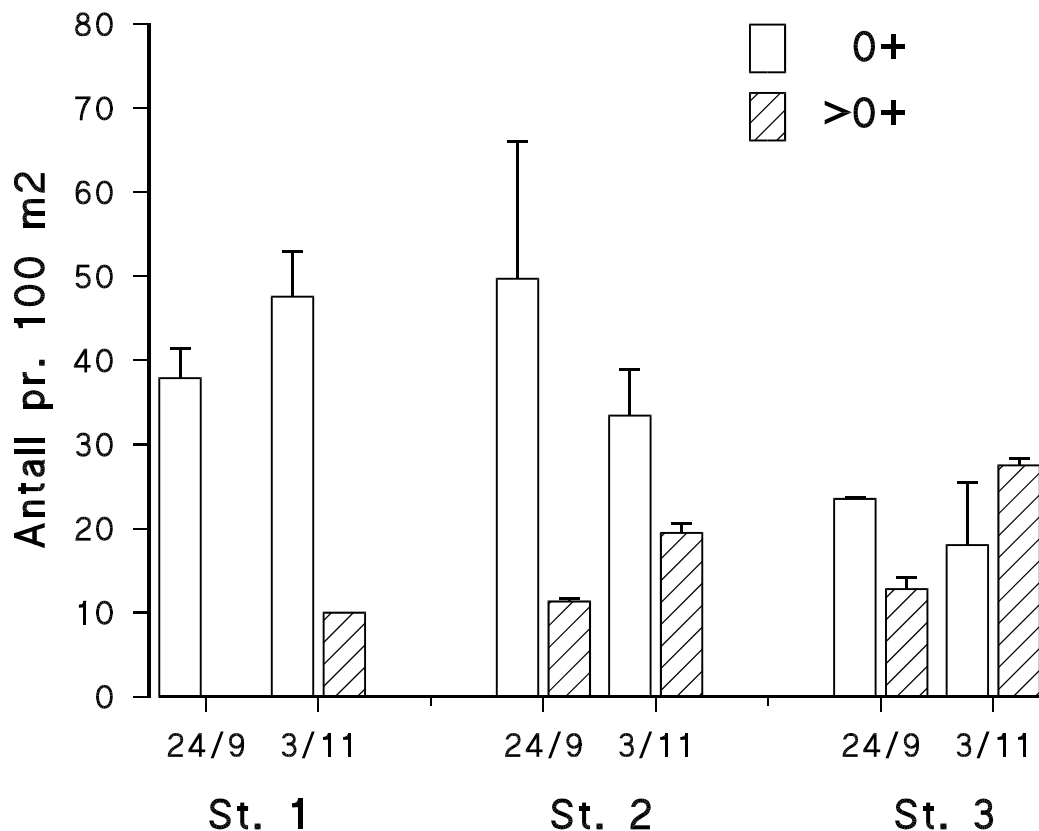
Figur 6. Konsentrasjon av lavmolekylær Ali (snitt og SD) på de ulike stasjonene før oppstart av dosering, og ved ulike doser av silikatlut. Antallet parallelle prøver var 3 per stasjon.



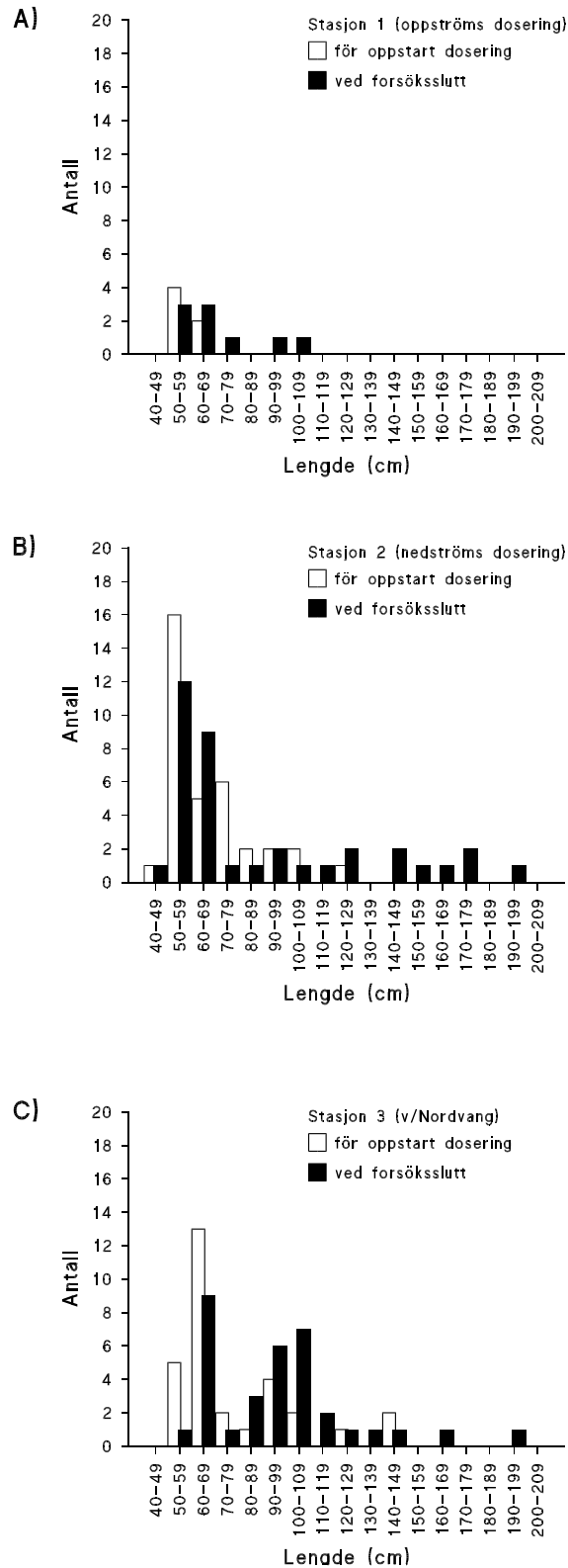
Figur 7. Konsentrasjon av høymolekylær Ali (snitt og SD) på de ulike stasjonene før oppstart av dosering, og ved ulike doser av silikatlut. Antallet parallelle prøver var 3 per stasjon.

3.2.2 Fisk

Elektrofiske for bestemmelse av fisketetthet ble gjort på stasjonene 1, 2 og 3 før oppstart av silikatdoseringen og ved avslutningen av forsøket etter vel en måned (**Figur 8**). Det var ingenting som tydet på at en måned med dosering av silikat hadde hatt negative effekter på tetthetene av aure, verken med hensyn på årsyngel eller eldre fisk. Resultatene viser en viss økning i tettheten av eldre fisk på samtlige stasjoner, men dette skyldes større innslag av gytefisk. Den tilsynelatende reduserte tettheten av årsyngel på stasjon 2 etter en måned med silikatdosering ligger innenfor det som må karakteriseres som naturlig variasjon. Lengdefordelingen av fisk på de tre stasjonene før og etter silikatdosering viser større innslag av eldre fisk (gytefisk), men for øvrig var det ingen endringer i lengdefordelingen (**Figur 9**).

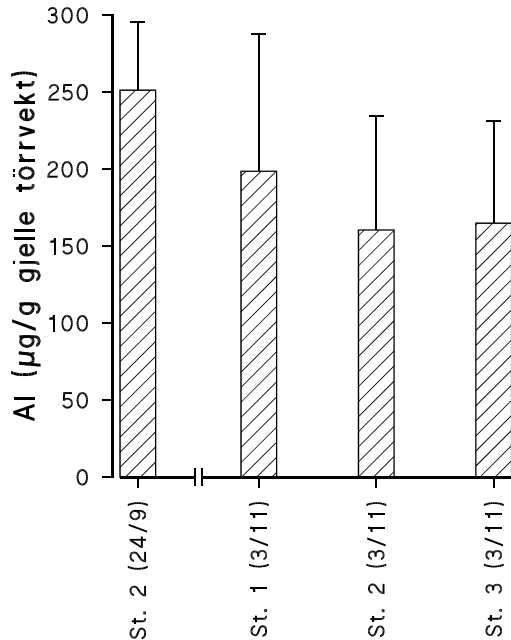


Figur 8. Tettheter av årsyngel (0+) og eldre fisk på de tre stasjonene i Tangedalselva før og etter en periode med silikatdosering. Stasjon 1 var like oppstrøms doseringsstedet, stasjon 2 like nedstrøms og stasjon 3 ved Nordvang.

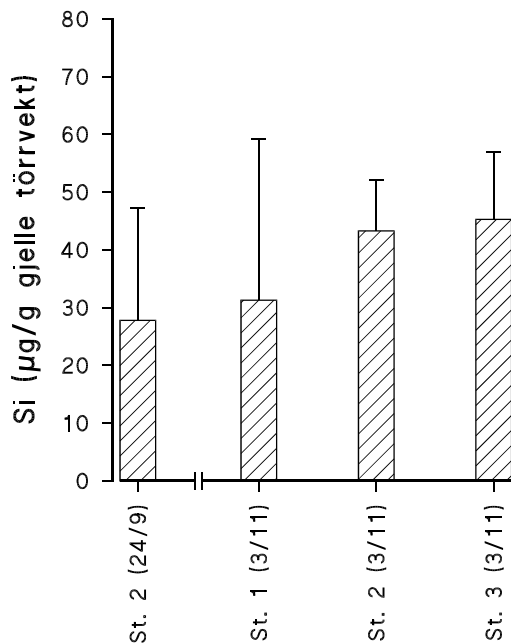


Figur 9. Lengdefordeling av aure på stasjonene 1, 2 og 3 før oppstart av silikatdosering den 24. september, og etter en måned med dosering den 3. november 1997.

Resultatene av kvantitative bestemmelser av aluminium og silisium på fiskens gjeller er presentert i (Figur 10 og Figur 11). Det var ingen signifikante forskjeller mellom gruppene, verken med hensyn på aluminium ($p=0,14$) eller med hensyn på silikat ($p=0,30$) (ANOVA). Det var imidlertid en tendens til redusert aluminiumsinnhold og økt silisiuminnhold på stasjonene nedstrøms doseringspunktet sammenlignet med oppstrøms.



Figur 10. Kvantitative målinger av gjennomsnittlig mengde Al på gjellene (+/- standardavvik) til villfisk (aure) på stasjon 2 før oppstart av silikatdoseringen, og på samtlige stasjoner etter en måned med silikatdosering. Verdiene er basert på 5 fisk i hver gruppe. Analysene er utført ved LAK/NLH.



Figur 11. Kvantitative målinger av gjennomsnittlig mengde Si på gjellene (+/- standardavvik) til villfisk (aure) på stasjon 2 før oppstart av silikatdoseringen, og på samtlige stasjoner etter en måned med silikatdosering. Verdiene er basert på 5 fisk i hver gruppe. Analysene er utført ved LAK/NLH.

Resultatet av den histologiske undersøkelsen er gjengitt i **Tabell 4**. På samtlige stasjoner ble det funnet særdeles sparsomme til sparsomme mengder metaller på epiteloverflaten. Prøvene som ble tatt på stasjon 2 før oppstart av doseringen viste noe mindre omfattende utfellinger enn det som ble funnet på samtlige stasjoner ved den siste prøvetakingsdatoen. Dette har trolig sammenheng med at det var lav vannføring i perioden før den første prøvetakingen, mens det var flom og høyere Al konsentrasjoner i vannet i perioden før den siste prøvetakingen. Ved den siste prøvetakingen var det en svak tendens til mindre metallutfellinger på stasjonene 2 og 3 nedstrøms silikatdoseringen sammenlignet med oppstrøms (St.1). Når det gjelder ASA-positivt materiale intraepitelt, var det uttalte mengder på fisk fra alle de tre stasjonene.

Lamelladhesjoner fantes ikke hos fisk fra den første prøvetakingsdatoen, men i alle gruppene ved den siste dato. Det var også for denne parameteren en tendens til noe mindre omfattende forandringer på fisk fra stasjonene nedstrøms silikatdoseringen. Det samme var tilfellet mhp. lamelladhesjoner.

Til tross for at det synes å være noe mindre omfattende gjelleforandringer på fisk fra stasjonene nedstrøms silikatdoseringen, er forandringene i alle grupper såpass omfattende at en skulle vente at fisken ville få problemer med osmoreguleringen.

Tabell 4. Resultater av den histologiske undersøkelsen av gjeller hos fisk prøvetatt i Tangedalselva. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer finnes i metodekapitlet. Antall fisk i hver gruppe var 5 bortsett fra den 24.09 hvor kun 4 fisk ble undersøkt. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med forandringer i de ulike kategoriene.

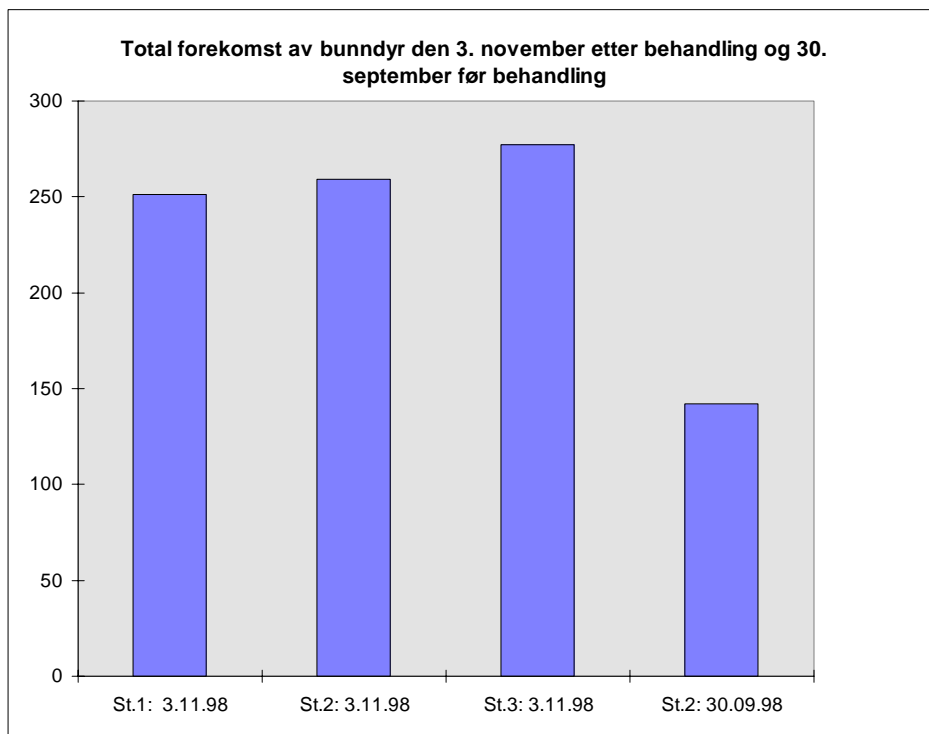
Type forandring:	Dato:	Stasjon:	Grad av forandring:					
			0	(1)	1	2	3	4
ASA-positivt materiale, overflate (%)	24.09.97	St. 2	0	50	50	0	0	-
	03.10.97	St. 1	0	0	100	0	0	-
	03.10.97	St. 2 små	20	0	80	0	0	-
	03.10.97	St. 2 store	0	20	80	0	0	-
	03.10.97	St. 3	20	0	80	0	0	-
ASA-positivt materiale, intraepitelt (%)	24.09.97	St. 2	0	0	0	25	75	-
	03.10.97	St. 1	0	0	0	0	100	-
	03.10.97	St. 2 små	0	0	0	0	100	-
	03.10.97	St. 2 store	0	0	0	0	100	-
	03.10.97	St. 3	0	0	0	0	100	-
Adhesjoner mellom lameller (%)	24.09.97	St. 2	100	-	0	0	0	0
	03.10.97	St. 1	0	-	80	20	0	0
	03.10.97	St. 2 små	0	-	100	0	0	0
	03.10.97	St. 2 store	60	-	40	0	0	0
	03.10.97	St. 3	40	-	60	0	0	0
Lamellfortykkelser (%)	24.09.97	St. 2	0	-	0	50	50	0
	03.10.97	St. 1	0	-	0	20	0	80
	03.10.97	St. 2 små	0	-	0	20	0	80
	03.10.97	St. 2 store	40	-	0	60	0	0
	03.10.97	St. 3	40	-	60	0	0	0
Hyperplasi av filamentepitel (%)	24.09.97	St. 2	75	-	25	0	0	-
	03.10.97	St. 1	100	-	0	0	0	-
	03.10.97	St. 2 små	100	-	0	0	0	-
	03.10.97	St. 2 store	100	-	0	0	0	-
	03.10.97	St. 3	60	-	40	0	0	-

3.2.3 Bunndyr og driv

Forekomsten av bunndyr i roteprøver var meget lik på de tre undersøkte stasjonene, ovenfor -, like nedenfor og ca. 2 km nedenfor behandlingspunktet den 3. november. Sammenlignet med prøven tatt den 30. sept. ved behandlingspunktet, hadde mengdene tilsynelatende økt i behandlingsperioden. Grunnen er mest sannsynlig at mange insekter har klekking til larver i denne perioden, slik at økningen er naturlig og neppe kan tilskrives silikatlut.

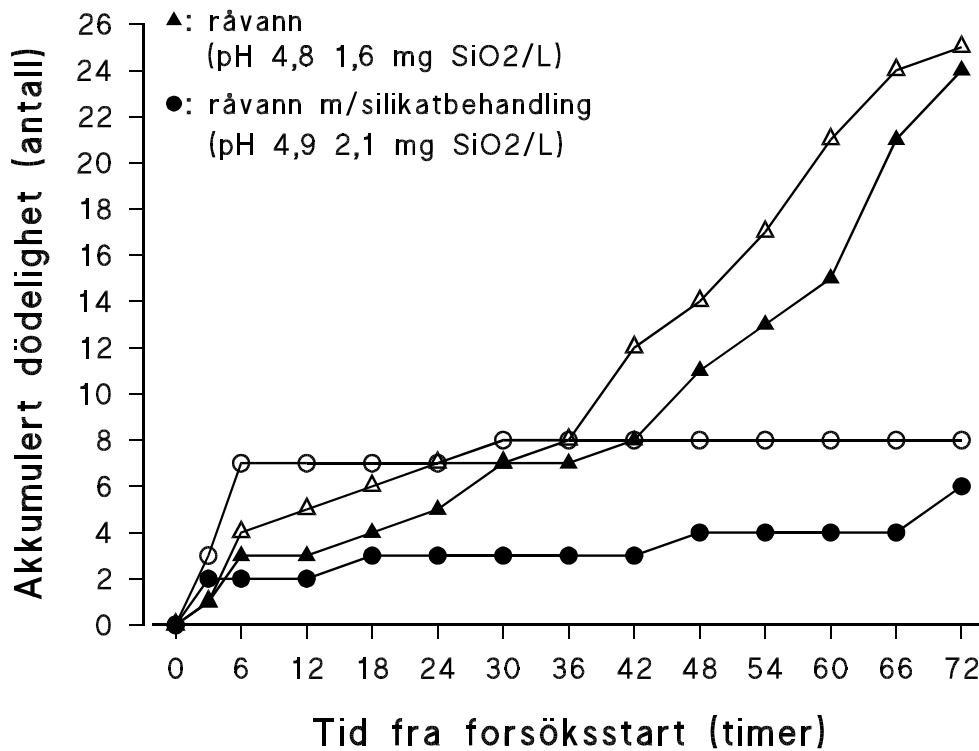
Drivprøvene inneholdt en moderat sensitiv vårflue under behandlingen. Bunnprøvene den 3. nov. inneholdt en moderat følsom steinflue 2 km nedenfor behandlingspunktet. Den 30. sept. forekom den samme arten på behandlingsstasjonen.

Forekomstene av sensitive arter er sporadisk og det er ingen holdepunkter for at disse har blitt påvirket av silikabehandlingen.



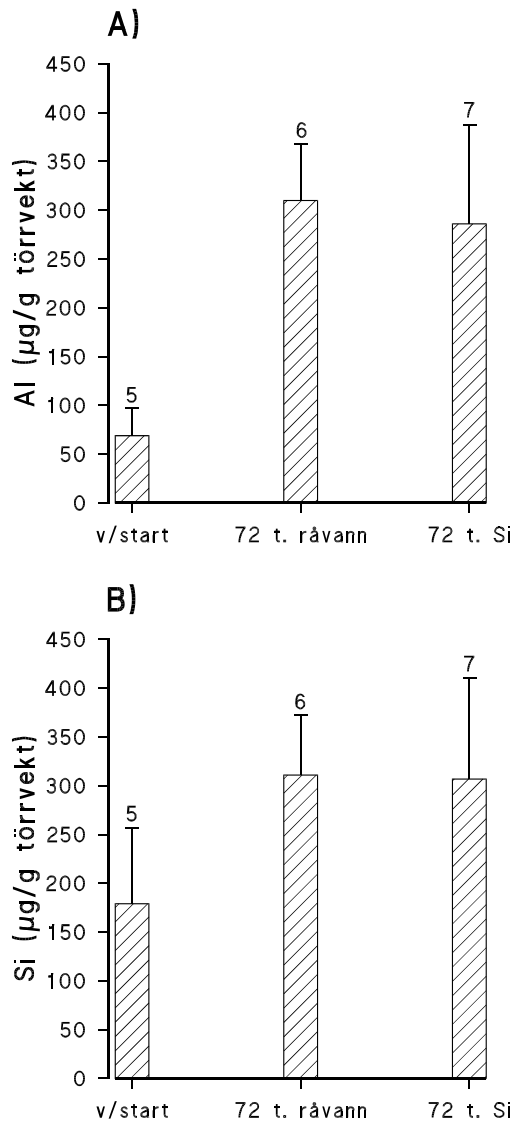
Figur 12. Total forekomst av bunndyr (2 min. roteprøve) på stasjonene 1, 2 og 3 etter en måned med silikatdosering, og på stasjon 2 før oppstart av silikatbehandlingen.

Eksponeringsforsøk med den sensitive døgnfluen *Baetis rhodani* viste stor forskjell i dødelighet mellom gruppene; ved avslutningen av forsøket var det henholdsvis 7 og 8 % dødelighet i gruppene som hadde vært eksponert i silikatbehandlet vann, mens det var 24 og 25% dødelighet på gruppene som hadde vært eksponert i ubehandlet råvann (**Figur 13**).



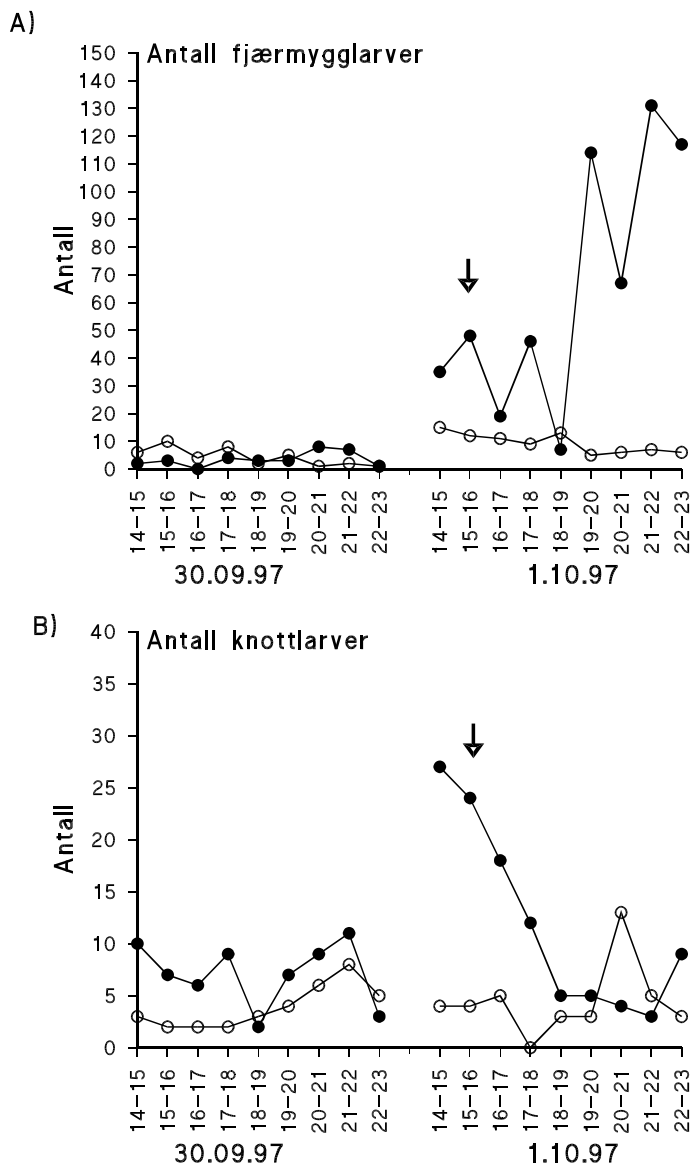
Figur 13. Akkumulert dødelighet hos grupper av *Baetis rhodani* eksponert i henholdsvis ubehandlet råvann og silikatbehandlet vann. To grupper à 100 dyr var eksponert i hver av de to vannkvalitetene slik at antall på y-aksen også representerer % dødelighet.

Al-og Si-konsentrasjoner bestemt i syreoppløst *Baetis rhodani* viser lavere konsentrasjoner av begge elementene før forsøkstart (etter transport) enn det som måles i begge gruppene ved avslutningen av forsøket (**Figur 14**). *Baetis rhodani* eksponert i surt råvann og i silikat-behandlet vann har høye Al-konsentrasjoner (250-350 µg/g) sammenlignet med konsentrasjonen ved oppstart av forsøket (69 µg/g). Silikat konsentrasjoner øker også under eksponering fra 179 µg/g (etter transport) til 250-340 µg/g (surt råvann og silikat behandlet råvann). Det er ingen signifikante forskjeller i aluminium eller silikat konsentrasjonen i ubehandlet og silikatbehandlet vann ved avslutningen av forsøket.



Figur 14. Gjennomsnittlig konsentrasjon av A) aluminium og B) silisium (+/- standard avvik) i døgnfluer av arten *Baetis rhodani*. Konsentrasjonene er angitt for prøver tatt før eksponering, og etter 72 timer eksponering i henholdsvis ubehandlet råvann og silikatbehandlet vann. Antall grupper à 20 dyr er angitt på toppen av søylene.

Undersøkelsen viser at det på begge stasjoner skjedde en kraftig økning i drivet på stasjonen nedstrøms doseringsstedet den 1. oktober (**Figur 15**). Det ble imidlertid ikke påvist noen spontan økning i drivet like etter at behandlingen startet slik det er observert ved rotenonbehandling. For fjærmygglarvene kom drivøkningen 3-4 timer etter oppstart av doseringen, mens for knottlarvene var drivet høyt før doseringen startet, og avtok utover ettermiddagen og kvelden etter oppstart av doseringen klokken 16.00. Disse endringene i drivet er ikke påfallende forskjellig tatt i betraktning at vannføringen økte betydelig utover ettermiddagen den 1. oktober. Det ser ikke ut til at behandlingen har skapt noen katastrofedrift, men når det gjelder fjærmyggene er det vanskelig å kunne trekke noen klar konklusjon om årsaken til drivøkningen siden vannføringen i stor grad forstyrret bildet.



Figur 15. Antall A) fjærmygglarver og B) knottlarver i drivprøver oppstrøms (★) og nedstrøms (✎) doseringsstedet i Tangedalselva i en tidsperiode på 9 timer døgnet før oppstart av silikatdosering og i samme periode den dagen silikatdoseringen ble startet. Doseringsstart er indikert med en pil (kl. 16.00 den 1. oktober).

3.2.4 Begroing

Ettersom det ikke har vært gjort begroingsundersøkelser i denne sammenhengen før, er det naturlig å gi en litteraturgjennomgang som bakgrunn for resultatene:

De fleste alger har bare behov for silisium i små mengder, i forbindelse med protein- og karbohydratsyntesen. Et viktig unntak er kiselalgene. De har et kraftig ytre skall, som i alt vesentlig består av amorfe silisium polymerer. For at silisium skal assimileres og akkumuleres i kiselalgene må cellene være i vekst (Paasche 1980, Reynolds 1984). Kiselalgene tar bare opp silisium like etter celledeling, når nye skall dannes. De vil derfor ikke assimilere silisium dersom andre vekstforhold begrenser dannelsen av nye celler. De har heller ikke, som for de viktige næringssaltene nitrogen og

særlig fosfor, nevneverdig "luksusopptak" av silisium (Paasche 1980, Reynolds 1984). De tar bare opp det de trenger for å danne nye skall, og vil derfor ikke ha noen reserve å ta av dersom vannets silisiuminnhold blir lavt.

De fleste studier av betydningen av silisium for algesamfunnet er gjort i innsjøer av planktoniske former, oversikter er gitt i Paasche (1980) og Reynolds (1984). Studier i rennende vann er, så langt vi kan se, bare gjort i elver med høyt silisiuminnhold (Lam 1979, Duncan & Blinn 1989, Garnier *et al.* 1995). Også her er oppmerksomheten vesentlig viet planktoniske former. Informasjon om opptaksbetingelser og begrensende nivåer er derfor fra plankton og ikke fra fastsittende former.

Gitt at de øvrige vekstbetingelser *ikke* er begrensende, kan kiselalgesamfunnet danne nye celler ved lave nivåer av silikat. Halvmetningskonstanten for opptak av silikat i samfunn med flere arter er angitt fra 0,5 til 2 mg L⁻¹ (Kilham 1975, Reynolds 1984). Det er stor variasjon fra art til art. Laboratorieforsøk viste at arter innen slekten *Melosira* var silisiumbegrenset når SiO₂ kom under 4 mg L⁻¹ (Kilham & Kilham 1980). *Asterionella formosa* er rapportert å fortsette veksten helt ned mot 0,5 mg SiO₂ L⁻¹ (Reynolds 1984). Det har ikke lyktes å finne opplysninger om kiselalger i surt, næringsfattig vann.

Det er rapportert om betydelige reduksjoner i vannets silisiuminnhold som følge av kiselalgeoppblomstringer. Slike oppblomstringer skjer gjerne om våren, når lysforholdene er gode, vanntemperaturen lav og de øvrige næringssaltene ikke begrenser veksten. Da kan innholdet av SiO₂ gå ned mot 0,25 mg L⁻¹. Det skjer såvel i innsjøer (Reynolds 1984) som i stilleflytende elver (Swale 1969, Garnier *et al.* 1995). Opplysningene er hentet fra vannforekomster som i utgangspunktet, før kiselalgeoppblomstringene, har høyere silikatinnhold enn Frøysetvassdraget, gjerne 10-15 mg L⁻¹. Samtidig med minimum i silikatkonsentrasjonen inntreffer markerte avtak i kiselalgepopulasjonene, som gjerne tilskrives silikatbegrensning.

Man kan tenke seg at dersom silikatinnholdet er så lavt som i Frøysetvassdraget, vel 1 mg L⁻¹, kan et kiselalgesamfunn i god vekst raskt redusere dette ned mot meget lave nivåer. På den måten kan kiselalgene "beslaglegge" det meste av silikatinnholdet i vannet, da særlig om våren når kiselalgeveksten vanligvis er størst. Stort opptak av silikat i kiselalgesamfunnet kan videre bety at rollen til silikat som buffer mot uønsket høye aluminiumskonsentrasjoner svekkes i denne viktige fasen om våren.

Sett fra en motsatt synsvinkel kan lavt silikatinnhold virke begrensende på veksten av kiselalgene. Ettersom kiselalgene utgjør et viktig ledd i næringsomsetningen i ferskvann, kan det bety dårlig næringstilbud for organismer høyere opp i næringskjeden. I rennende vann gjelder det særlig for mindre beitende invertebrater.

Målsettingen med begroingsundersøkelsene var å studere effekter av økt innhold av silikat i en sur næringsfattig elv på begroingssamfunnet, da særlig kiselalgesamfunnet. Ville det på grunnlag av mengde og artssammensetning av kiselalger, isolert sett og i forhold til resten av samfunnet, være mulig å spore at silikat begrenset veksten før/oppstrøms tilsetning? Ville innholdet av silisium og aluminium eller andre stoffer endres i begroingsorganismene? Eller ville det oppstå andre endringer som kan tilskrives silikat-doseringen?

Resultatene av de generelle begroingsobservasjonene er gitt i **Tabell 19** og de kvantitative analysene av det epilittiske algesamfunnet **Tabell 20** i Vedlegg D.

Karakteristikk av vassdraget

De generelle begroingsobservasjonene bekrefter at Tangedalselva og sidebekken oppstrøms silikat-doseren, referansestasjonen 1R, er sure og næringsfattige. Algesamfunnet bestod utelukkende av

arter som trives i surt, forholdsvis næringsfattig vann (Lindstrøm 1992, Stevenson *et al.* 1991). Arter med stor forekomst, som blågrønnalgen *Scytomematopsis starmachii*, grønnalgene *Binuclearia tectorum*, *Hormidium flaccidum*, *Microspora palustris* og *Zygonium* sp3, er alle vanligst når pH er ca 5.0. Mosen *Nardia compressa*, som hadde stor forekomst på alle lokaliteter, har samme pH-preferanse. Kiselalgesamfunnet var sterkt preget av slekten *Eunotia*. Denne preger de fleste forsurede vassdrag som er undersøkt i Norge (Lindstrøm 1992). Optimal pH for identifiserte kiselalger i Tangedalselva er noe over 5,0 (Stevenson *et al.* 1991).

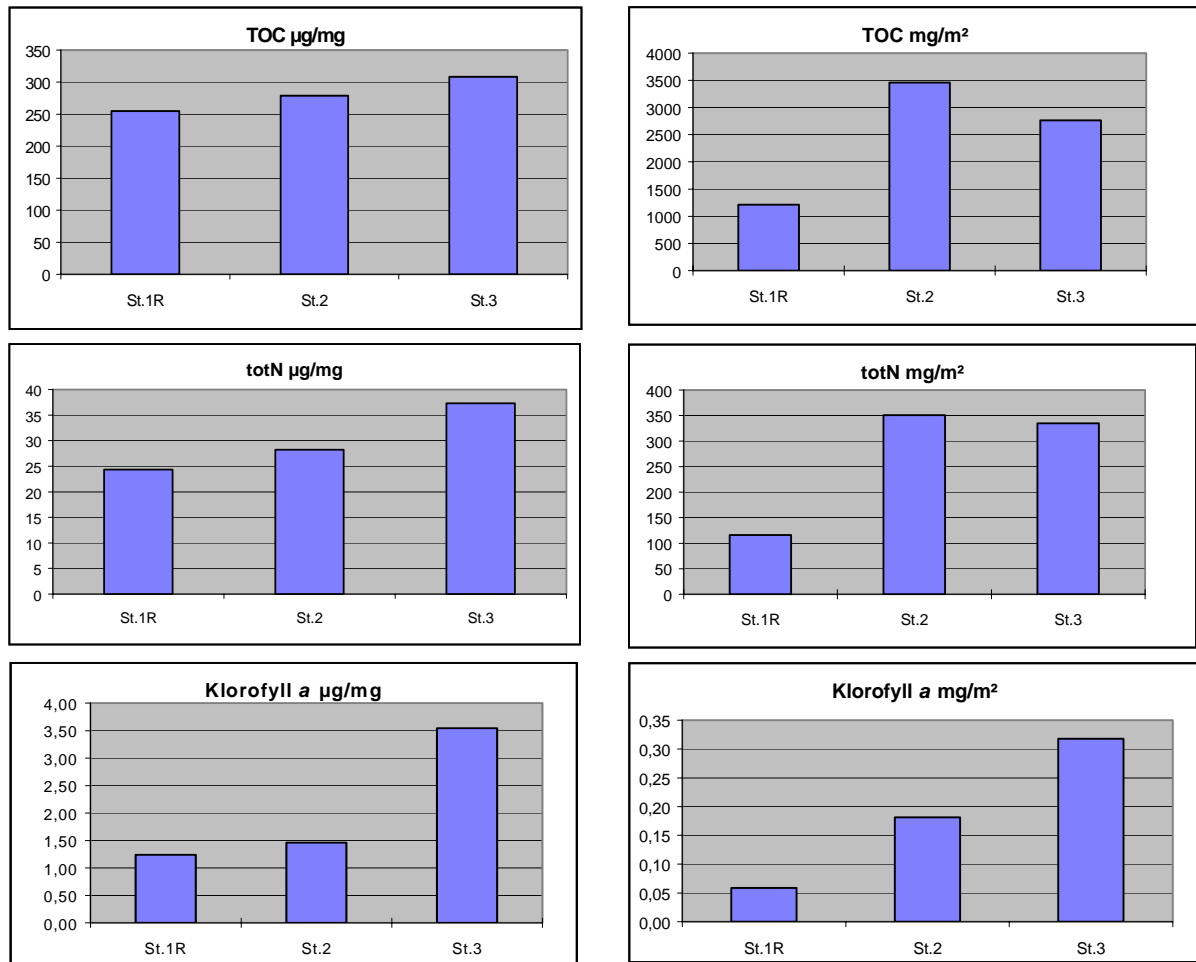
Tangedalselva hadde større forekomst av makroskopisk synlige alger og noe større mangfold enn sidebekken st. 1R., se **Tabell 19**. Rødalgen *Batrachospermum cf. turfaceum*, som vanligvis vokser i noe humøst vann, ble dessuten bare observert i Tangedalselva. Dette tilsier høyere næringsnivå i Tangedalselva enn i referansebekken.

De generelle observasjonene ga ingen indikasjoner på endrede forhold for begroingsorganismene før og etter silikatlut-dosering.

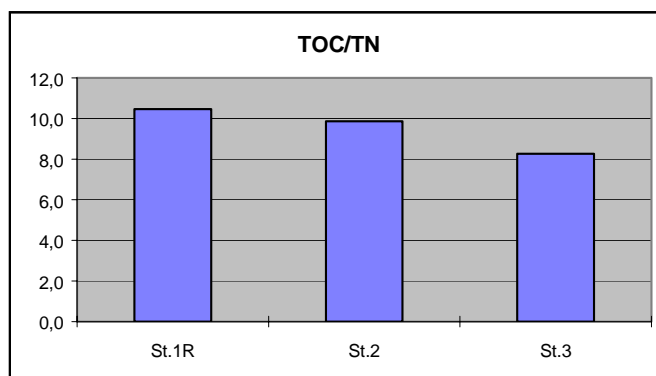
Innhold av klorofyll *a* og næringssalter i epilittisk begroing

Analyser av næringsinnhold i epilittiske algeprøver bekrefter det noe høyere næringsinnholdet i Tangedalselva. Tørrvekt av kvantitative begroingsprøver samt innhold av organisk bundet karbon (TOC), nitrogen (totN), klorofyll *a* er vist i **Tabell 21** i vedlegg D. Prøvene hadde økende innhold pr. vektenhet av organisk karbon, nitrogen og klorofyll *a* fra referansebekken, st. 1R, og nedover vassdraget, se **Figur 16** (venstre). Høyere tørrvekt av begroing på stasjonene i Tangedalselva, st. 2 og 3, bidrar dessuten til at forskjellene blir særlig tydelige når de uttrykkes som mengde pr m², **Figur 16** (høyre). Fra st. 1R i referansebekken til st. 2 i Tangedalselva er det særlig mengden av organisk karbon som øker. Fra st. 2 til 3 øker innholdet av nitrogen og klorofyll *a*.

I følge teorien skal vektforholdet mellom organisk karbon og nitrogen i tørket algemateriale være vel 6 (Redfield 1958). Høyere forholdstall tilsier lavt nitrogeninnhold i algene og en viss nitrogenbegrensning. Slike forhold vil alltid variere og man sier at C/N-forholdet må være over 12 før nitrogen regnes som primært begrensende for veksten. At C/N-forholdet avtar fra st. 1R til 3 tilsier økt tilgjengelighet av nitrogen fra st. 1 til 3 (**Figur 17**). Derved bekreftes at det er økende næringsinnhold nedover vassdraget som ikke har sammenheng med silikatdoseringen.



Figur 16. TOC (total organisk karbon), totN (total nitrogen) og klorofyll *a* i epilitiske algeprøver, pr vektenhet (venstre) og pr m² elvebunn (høyre), n=3. Frøysetvassdraget 3. nov. 1997.



Figur 17. Forholdet mellom innhold av organisk karbon og nitrogen (TOC/N) i epilitiske algeprøver (n=3). Frøysetvassdraget 3. nov. 1997.

Kiselalger i kvantitative begroingsprøver

Innhold av kiselalger og andre organismer i de epilitiske begroingsprøvene er angitt som celler/enheter pr m², se **Tabell 20** i vedlegg D. Selv om materialet er lite og erfaringene med denne type undersøkelser er små, kan det se ut til at silikattilsetningen har hatt en viss positiv effekt på

kiselalgeveksten. Mens antall kiselalgeskall pr m² avtok fra forsøkstart til forsøkslutt på referansestasjonen, økte det på stasjonene nedstrøms silikatlut-dosereren, **Figur 18** (øverst). I løpet av forsøket økte også prosentvis forekomst av kiselalger i forhold til det øvrige samfunnet på stasjonene nedstrøms dosereren, **Figur 18** (midten). På referansestasjonen ble prosentvis forekomst av kiselalger halvert i løpet av forsøket. At det før silikatlut-dosering var prosentvis størst forekomst av kiselalger i referansebekken, st. 1R skulle for øvrig tilsi at det i utgangspunktet var vel så høyt silisiuminnhold her som i Tangedalselva.

Resultatene er beheftet med usikkerheter. Selv om det er samlet materiale fra 10 stein og 3 delprøver er tatt ut og talt, har vi liten kunnskap om variasjonsbredden i slike prøver. Steinene som materialet er samlet fra vil variere i form og beliggenhet i forhold til bl.a. strømhastighet, bevegelser i elveleiet, lystilgang og beiting. Vi har også liten kunnskap om betydningen av andre faktorer som næringsinnhold, lysforhold o.l. Hva betyr den noe dårligere lystilgangen i referansebekken, især sent på høsten når lysklimaet generelt blir dårligere og sannsynligvis begrenser primærproduksjonen det meste av døgnet? Hva betyr det høyere næringsinnholdet i Tangedalselva, på en årstid da synkende temperatur medfører langsommere metabolisme? Gir høyere næringsnivå mulighet for bedre vekst og derved større forekomst av kiselalger i Tangedalselva på slutten av vekstperioden? Vi har heller ikke nok kunnskap til å bedømme betydningen av at steinene var kolonisert ved starten av forsøket.

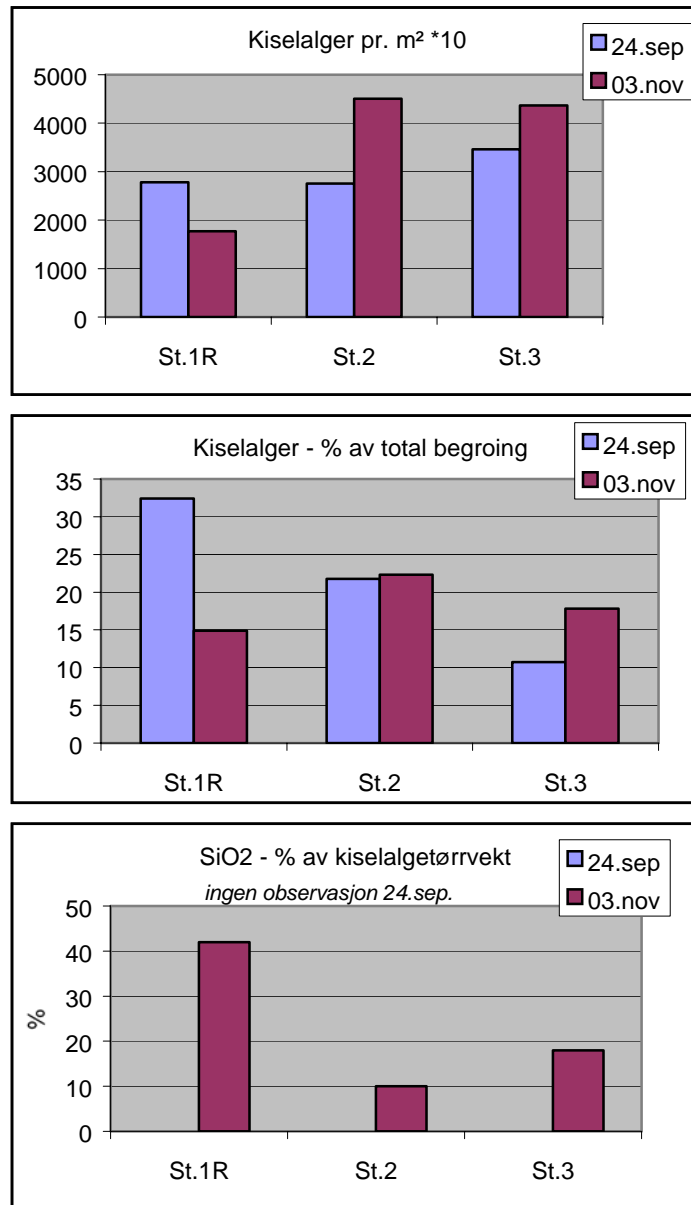
Silisium og aluminium i kvantitative prøver

Innholdet i de epilitiske prøvene av elementært silisium og aluminium er vist i **Tabell 21** i vedlegg D. For å få nok materiale til å analysere Si og Al måtte de tre parallelle prøvene slås sammen til en. Analyseresultatene var noe overraskende idet innholdet av silisium var lavere i prøver fra den silikattilsatte Tangedalselva enn fra referansebekken. Begge prøver fra Tangedalselva, st. 2 og 3, viste samme lave silisiuminnhold.

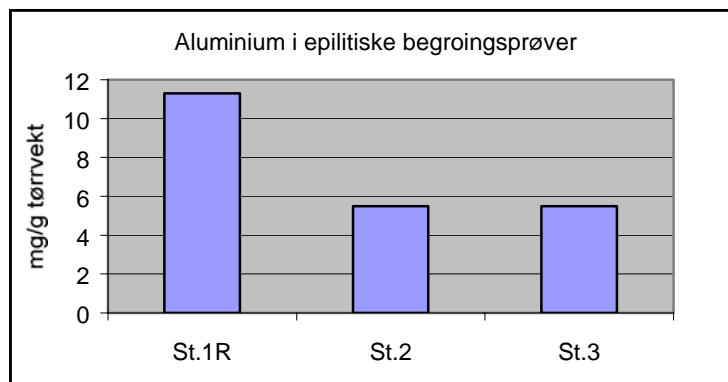
Tar man utgangspunkt i tørrvekt av epilitiske begroingsprøver og prosentvis forekomst av kiselalger i disse, kan man på grunnlag av prøvens innhold av elementært silisium, beregne hvor stor prosentdel av kiselalgetørrvekten som utgjøres av silikat. Resultatene er vist i **Figur 18** nederst. Her utgjør silikat vel 40 % av tørrvekten på referansestasjonen 1B. Det er i overensstemmelse med en rekke laboratorieforsøk som alle viser at vekten av silikat er ganske konstant og utgjør mellom 30 og 60 % av kiselalge-tørrvekten (Reynolds 1984). På stasjonene i Tangedalselva utgjør silikat ifølge beregningene 10 til 18 % av kiselalgetørrvekten. Det er langt mindre enn hva laboratorieforsøkene tilsier.

Hva som er årsak til disse noe overraskende/avvikende resultatene er ikke lett å si. Det kan være vanskelig å spore bundet Si med den analysemetoden som benyttes, og det er mulig at oppslutningsprosessen ikke får løst alt som er bundet (M. N. Pettersen pers. medd.). Å analysere på ulike former av silisium i biologisk bundet materiale har vist seg å være vanskelig (Wetzel 1982, Reynolds 1984). Konsentrasjonene er dessuten så lave at de nærmer seg deteksjonsgrensen.

I likhet med silisium foreligger det bare en analyse av aluminium i de epilitiske algeprøvene. Disse viser klart lavest aluminiuminnhold i prøver samlet nedstrøms silikatlut-dosereren (**Figur 19**). Materialet er for lite til å tillegges særlig vekt. Det gir imidlertid en interessant indikasjon på at algesamfunnet, i likhet med de andre organismesamfunnene som er undersøkt, i mindre grad tar opp aluminium ved tilførsel av silikat.

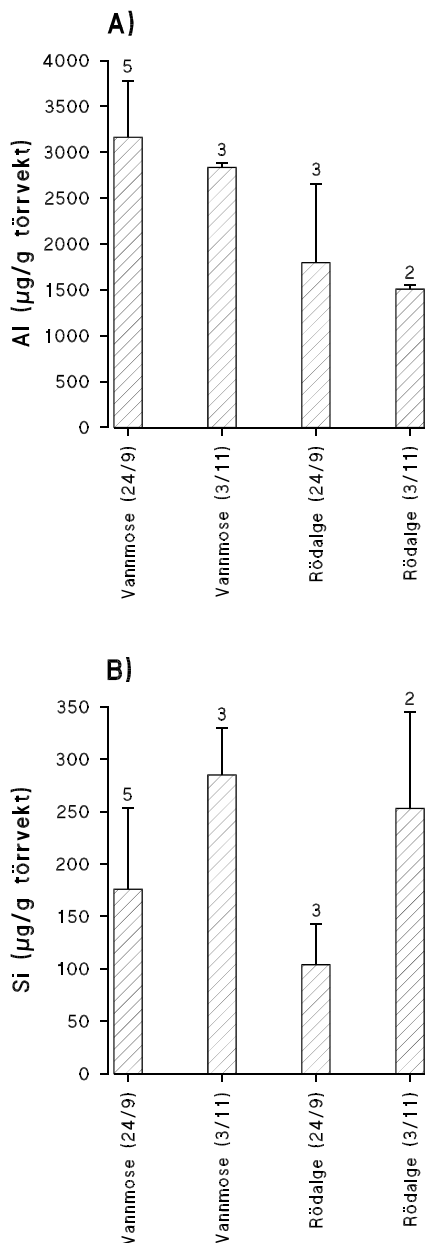


Figur 18. Antall kiselalgeceller ($\cdot 10^6$) pr. m² (øverst, n=3), kiselalger som prosent av totalt antall celler (midten, n=3) og vekt av silisium som prosent av beregnet kiselalgetørrvekt (nederst, n=1). Eplilitiske begroingsprøver, Frøysetvassdraget 1997.



Figur 19. Innhold av aluminium i epilittiske begroingsprøver (n=1). Frøysetvassdraget 3.nov. 1997.

Syreoppløstede prøver av mose og alger gir høye Al-konsentrasjoner (ca 3165 $\mu\text{g/l}$ og 1795 $\mu\text{g/l}$) (**Figur 20**). Prøvene har en relativ høy totalvekt (varierer fra 0,11 til 0,55 g), og de bestemte konsentrasjonene har derfor en lav usikkerhet. Før doseringstart har mose og alger en høyere Al-konsentrasjon enn 1 mnd. etter start av dosering. I mosen er det registrert en reduksjon på 10 % og i algene er det en reduksjon på 16 % i totalt Al. Forskjellene i aluminiums- og silikatkonsentrasjon i vannmose og rødalge før og etter oppstart av silikatdosering var ikke signifikante, men det var klare tendenser i materialet.



Figur 20. Gjennomsnittlig konsentrasjon av A) aluminium og B) silisium (+/- standard avvik) i vannmose av arten *Nardia compressa* og rødalgen *Batrachospermum cf. turfosum*. Prøvene ble tatt før oppstart av silikatdosering den 24. september 1997, og etter en måned med silikatdosering den 3. november 1997.

Resultatene av begroingsundersøkelsene er beheftet med mange usikkerheter. Vi har liten erfaring med denne type undersøkelser. Det er heller ikke funnet at andre har arbeidet med akkurat denne problemstillingen. Referansebekken har ifølge begroingsobservasjonene noe lavere næringsinnhold enn selve Tangedalselva, dette influerer på kiselalgesamfunnets evne til vekst og derved på evnen til assimilasjon av silisium. Undersøkelsene ble dessuten gjort på en årstid da betingelsene for vekst (primærproduksjon) ikke er optimale. I tillegg ble en forventet viktig del av undersøkelsen avbrutt på grunn av kraftige flommer i forsøksperioden. Å analysere på silisium i biologisk materiale ser også ut til å by på problemer.

På tross av alle usikkerheter: Resultatene tilsier økt prosentvis forekomst av kiselalger etter silikatlut-dosering. Resultatene tilsier også mindre innhold av aluminium i begroingsprøver samlet på stasjoner som har hatt silikatlut-dosering enn på referansestasjonen. Resultatene av silisiumanalysene er vanskelige å tolke, det er imidlertid verdt å merke seg at prøver fra begge de silikattilsatte stasjonene hadde samme uventede resultat.

Totalt sett er både problemstillingen og resultatene så interessante, at det anses som vel verdt å gjøre liknende mer kontrollerte undersøkelser dersom nye forsøk med silikatlut-dosering skal gjøres.

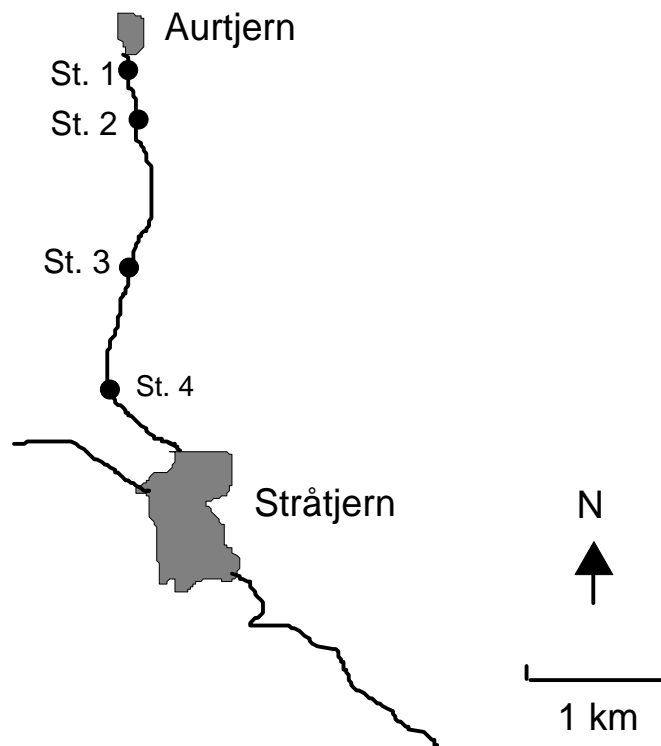
4. Aurtjernbekken i Akershus

4.1 Materiale og metoder

4.1.1 Områdebeskrivelse

Aurtjernbekken ligger i Nannestad kommune i Akershus (**Figur 21**). Denne bekken er kraftig forsuret: pH ble målt til 5,0 og innholdet av uorganisk monomert (labilt) aluminium (Al_i) var hele 140 µg/L ved prøvetaking i august 1988. Det fantes tidligere en aurebestand i bekken, men denne er nå utdødd grunnet forsuringen (Helge Pedersen, pers.komm.). For å bøte på dette ble det høsten 1996 lagt ut skjellsand i innløpsbekkene til Aurtjern. Dosen var på kun 450 kg i hver av de to innløpsbekkene, og en skulle derfor ikke vente at dette hadde noen særlig effekt på vannkvaliteten på utløpsbekken ved forsøktidspunktet.

Vannføringsmålinger ble foretatt ved stasjon 4, og viser først en økning og deretter en reduksjon i vannføringen i løpet av forsøksperioden (**Figur 22**).

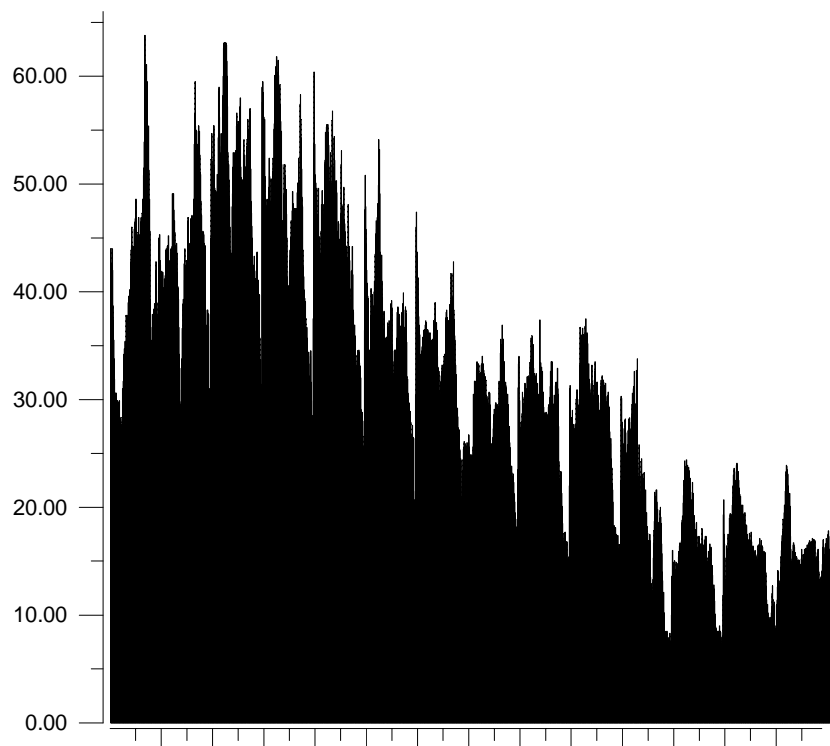


Figur 21. Kart over Aurtjernbekken hvor de ulike stasjonene er vist. Fisk ble eksponert på St. 1 og 2, mens det ble tatt vannkjemiske prøver på samtlige stasjoner. Silikat var utlagt i området mellom St. 1 og 2. Vannføringsmålinger ble gjort ved St. 4.

4.1.2 Utlekking av silikat

Forsøket i Aurtjernbekken startet med befaring av området den 26. august. Vannglass ble lagt ut i flere omganger for å unngå overdosering. Ved starten av fiskeforsøket og den vannkjemiske prøvetakingen

var det totalt lagt ut 117 kg fast vannglass i klumper, hovedsakelig av 1x1 cm størrelse, spredt over et 10 meter langt område mellom St. 1 og St. 2 i bekken (**Figur 21**).



Figur 22. Vannføring (L/sek) ved i Aurtjernbekken i løpet av forsøksperioden fra 15. til 29. september.

4.1.3 Prøvetaking og analyser av vann

Det ble tatt daglige vannkjemiske prøver i løpet av den perioden fiskeforsøket varte for analyse av pH, ledningsevne, alkalitet, TOC, silikat (SiO_2) reaktivt og ikke-labilt aluminium samt kalsium. Disse prøvene er analysert ved NIVAs laboratorium.

I tillegg ble det, i regi av Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK), gjort *in situ* fraksjonering og ekstraksjon av aluminium den 18. og den 29. september. Vann ble prøvetatt og fraksjonert ved fire stasjoner: en oppstrøms utleggingsstedet (St. 1), en like nedstrøms (St. 2) og to fordelt nedover i bekken (St. 3 og 4). Ved de aktuelle stasjonene ble pH, ledningsevne og temperatur målt og det ble gjort *in situ* fraksjonering av aluminium for å bestemme fordelingen av de ulike tilstandsformene, for mulig å se effekter av silikat nedover i bekken og med tid etter utlegging. Vann ble fraksjonert etter størrelse ved hjelp av ultrafiltrering med hulfiber og etter reaktivitet vha ionebytter (Amberlite 120 Na) og ekstraksjon med metylisobutylketon, totalt 12 Al-fraksjoner (**Tabell 5**).

Tabell 5. Ulike Aluminium fraksjoner som ble bestemt i Aurtjernbekken.

Al-fraksjoner			
Total Alr	Total Ala	Total Alo	Total Ali
HMW Alr	HMW Ala	HMW Alo	HMW Ali
LMW Alr	LMW Ala	LMW Alo	LMW Ali

4.1.4 Eksponering og prøvetaking av fisk

Aure (Slidre-stamme) til fiskeforsøket ble hentet på Reinsvoll den 12. september, og transportert til Aurtjern. Det ble tatt blod- og gjelleprøver av fisken ved anlegget før transport. Transporten fra Reinsvoll til Aurtjern tok to timer. Etter 5 dagers akklimatisering av fisken i bur i Aurtjernet ble burene den 18. september satt ut på en stasjon oppstrøms og en stasjon nedstrøms stedet hvor det var lagt ut silikat. Det ble tatt blod- og gjelleprøver av fisken like før utsetting på de to stasjonene, og i tillegg på begge stasjonene etter at fisken hadde vært eksponert i 11 dager. Fiskeforsøket ble avsluttet den 6. oktober med prøvetaking av gjeller etter 18 dagers eksponering.

4.1.5 Studier av oppløsningshastighet/fare for overdosering

For å studere oppløsningshastighet av silikatklumpene ble det lagt ut fire sekker/bur laget av finmasket ståltrådnetting. To av disse ble lagt i et område med rennende vann, mens to ble lagt i mer stillestående kulper. På hver av lokalitetene ble det lagt ut en sekk med klumper med 2 cm diameter, og en med klumper med 5 cm diameter.

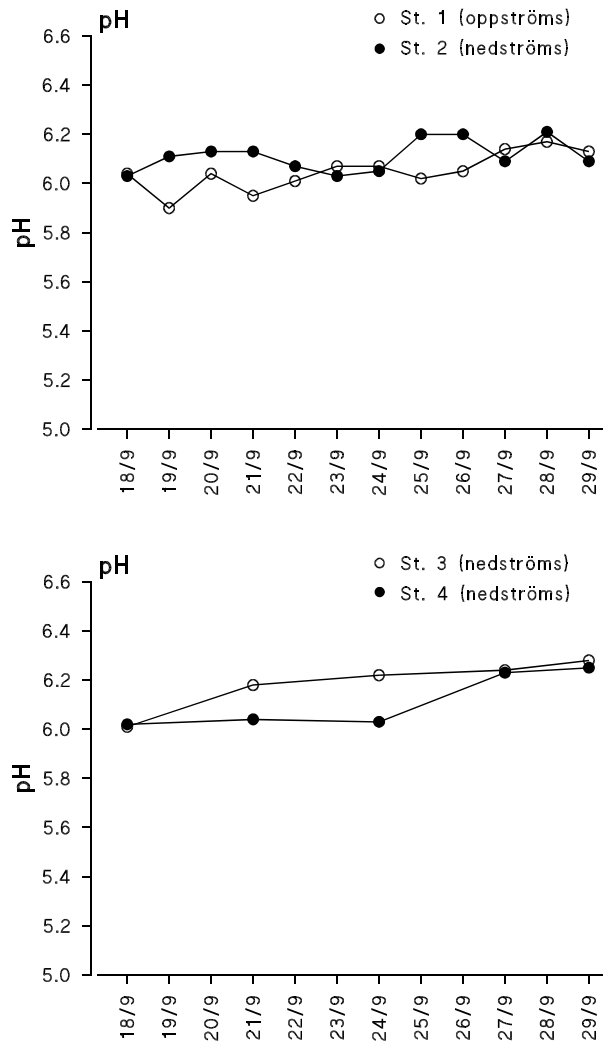
For å undersøke faren for overdosering og dermed for høy pH ble det gjort et enkelt oppløsningsforsøk i en plastbalje innendørs ved ca. 20°C. I baljen med et volum på ca. 20 liter ble det lagt et 1 cm tykt lag med silikat av partikkelstørrelse 0 til 5 cm. vann ble fylt opp, og det ble foretatt pH målinger umiddelbart, og etter 3 uker.

4.2 Resultater og diskusjon

4.2.1 Vannkjemiske resultater

Aurtjernbekken var tidligere karakterisert som kraftig forsuret: pH ble målt til 5,0 og innholdet av positivt ladd (labilt) aluminium (Al_i) var hele 140 µg/L ved prøvetaking i august 1988. I løpet av den perioden fiskeforsøket pågikk var råvannskvaliteten uventet god. Prøvene som ble tatt på utløpet av Aurtjern den 12. september viste pH 5,2 og labilt aluminium på 88 µg/L (NIVA-analyser). Den 18. september, da fiskeforsøket ble startet, var pH økt til 6,04, og konsentrasjonen av labilt aluminium redusert til 14 µg/L. Den gode vannkvaliteten seg gjennom hele forsøksperioden. Prøvetaking under flom den 14. november viste igjen lav pH (5,07) og svært høy konsentrasjon av labilt aluminium (85 µg/L). Rådataene fra analysene ved NIVAs laboratorium er gjenitt i **Tabell 9** i Vedlegg A.

pH økte svakt nedover i bekken i løpet av perioden med fiskeforsøk (**Figur 23**). Ledningsevnen og silikatkonsentrasjonen i bekkevannet økte fra stasjon 2 til 3 (**Tabell 6**), mens konsentrasjonen av de ulike Al-tilstandsformene avtok tilsvarende (**Tabell 7**).



Figur 23. pH i løpet av forsøksperioden på stasjonene 1 til 4.

Tabell 6. Temperatur, ledningsevne og pH målt i felt 18. og 29. september 1997 ved fire stasjoner i Aurtjernbekken.

Stasjon nr.	Lokalitet	Tid	Temperatur (C ⁰)	Ledningsevne (µs/cm)	pH	SiO ₂ (mg/l)
18.09.97						
1	Råvann	14:00	10,2	16,4	6,02	2,9
2	20 m nedenfor silikat utlegg	15:30	10	16,2	6,07	2,9
3	midtveis i bekken	16:30	8,8	18,1	6,01	4,6
4	innløp av rør ved fylkesvei	17:30	8	18,6	6,14	4,9
29.09.97						
1	Råvann	13:00	9,4	16,4	6,06	2,7
2	20 m nedenfor silikat utlegg	15:00	9	16,3	6,18	2,5
3	midtveis i bekken	16:00	8,6	19,9	6,23	4,8
4	innløp av rør ved fylkesvei	17:00	8,3	19,6	6,25	5,3

Ali konsentrasjonen var 60-70µg/l øverst i bekken, konsentrasjonen er relativt jevnt fordelt mellom høymolekylære og lavmolekylære former. Ved den nederste stasjonen i bekken var Ali konsentrasjonen redusert til ca. 30µg/l og tilnærmet alt var på lavmolekylær form. Det var uventet at økningen i silikat og reduksjonen i aluminium kom mellom stasjon 2 og 3, og ikke fra stasjon 1 til stasjon 2 hvor silikatklumpene var utlagt. Dette tyder på at denne endringen har sammenheng med naturlige forhold i bekken, og ikke er relatert til silikatklumpene. Ved nærmere gjennomgang av gamle vannkjemiske data fra bekken viste det seg at det var tatt en serie i 1988 som viste den samme tendensen: SiO₂-konsentrasjonen økte fra 3,4 mg/l ved utløpet av Aurtjernet til 5,6 mg/l helt nederst ved innløpet til Stråtjern og den tilsvarende reduksjon i Ali var fra 140 µg/L ved utløpet av Aurtjern til 76 µg/L nederst i bekken ved innløpet til Stårtjern (Helge Pedersen, pers. komm.). Følgelig kan vi tolke det slik at utleggingen av 117 kg silikatklumper ikke hadde noen særlig effekt på vannkvaliteten nedstrøms.

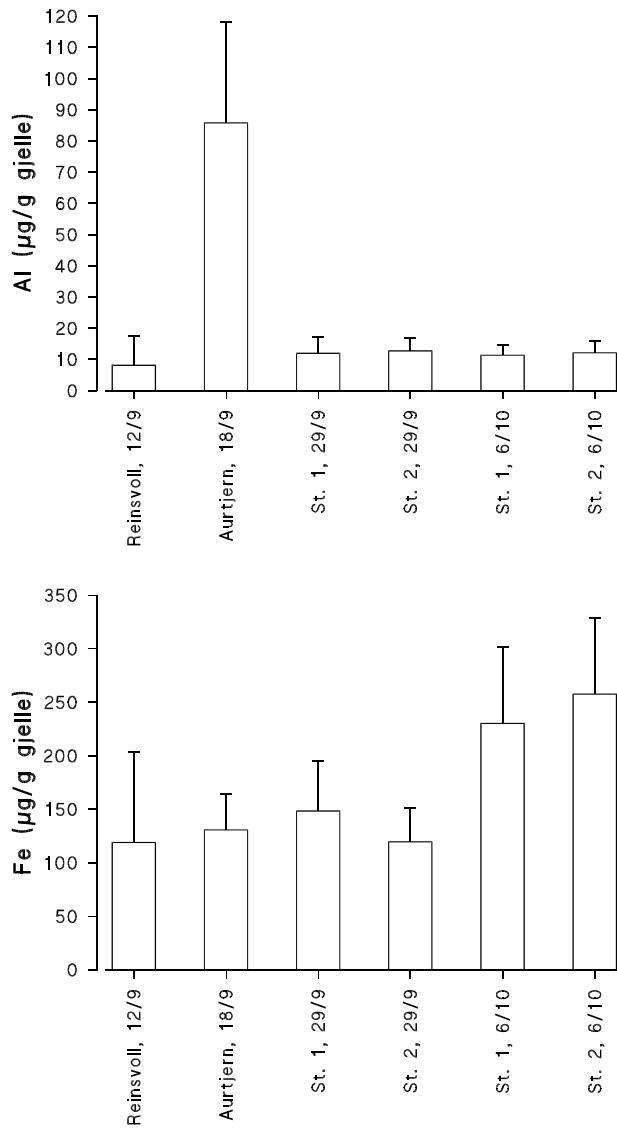
Tabell 7. Konsentrasjonen av ulike Al-tilstandsformer ved fire stasjoner i Aurtjernbekken. Prøvene er fraksjonert i felt den 18. og 29. september 1997.

Stasjon nr.	Lokalitet	SiO ₂ mg/l	tot-Al µg/l	Alc	Ala	Alo	Ali
18.09.97							
TOTAL							
1	Råvann	2,9	252				
2	20 m nedenfor utlegg	2,9	238	59	178 ±15	108 ±9	71 ±22
3	midtveis i bekken	4,6	157	65	92 ±6	56 ±2	36 ±8
4	innløp av rør ved fylkesvei	4,9	129	52	77 ±7	45 ±2	32 ±9
LMW							
1	Råvann		101			40 ±3	
2	20 m nedenfor utlegg		118	38	80 ±4	48 ±4	32 ±8
3	midtveis i bekken		95	33	62 ±5	33 ±3	30 ±8
4	innløp av rør ved fylkesvei		73	23	49 ±2	25 ±1	25 ±1
HMW							
1	Råvann		151				
2	20 m nedenfor utlegg		119	21	98 ±16	60 ±11	39 ±23
3	midtveis i bekken		62	32	29 ±2	23 ±2	7 ±4
4	innløp av rør ved fylkesvei		56	28	28 ±8	21 ±2	7 ±9
29.09.97							
TOTAL							
1	Råvann	2,7	212	51	160 ±4	104 ±6	57 ±2
2	20 m nedenfor utlegg	2,5	196	49	146 ±13	92 ±5	55 ±8
3	midtveis i bekken	4,8	82	33	49 ±2	28 ±3	20 ±2
4	innløp av rør ved fylkesvei	5,3	72	19	52 ±1	25 ±1	27 ±1
LMW							
1	Råvann		73	8	65 ±4	30 ±3	36 ±1
2	20 m nedenfor silikat utlegg		50	0	55 ±5	24 ±0	32 ±5
3	midtveis i bekken		30	3	27 ±2	12 ±0	15 ±2
4	innløp av rør ved fylkesvei		32	1	31 ±1	12 ±1	20 ±0
HMW							
1	Råvann		139	44	95 ±2	74 ±3	21 ±4

2	20 m nedenfor silikat utlegg	145	54	91	±9	68	±5	23	±7
3	midtveis i bekken	52	30	22	±1	17	±3	5	±2
4	innløp av rør ved fylkesvei	39	18	21	±2	13	±1	8	±1

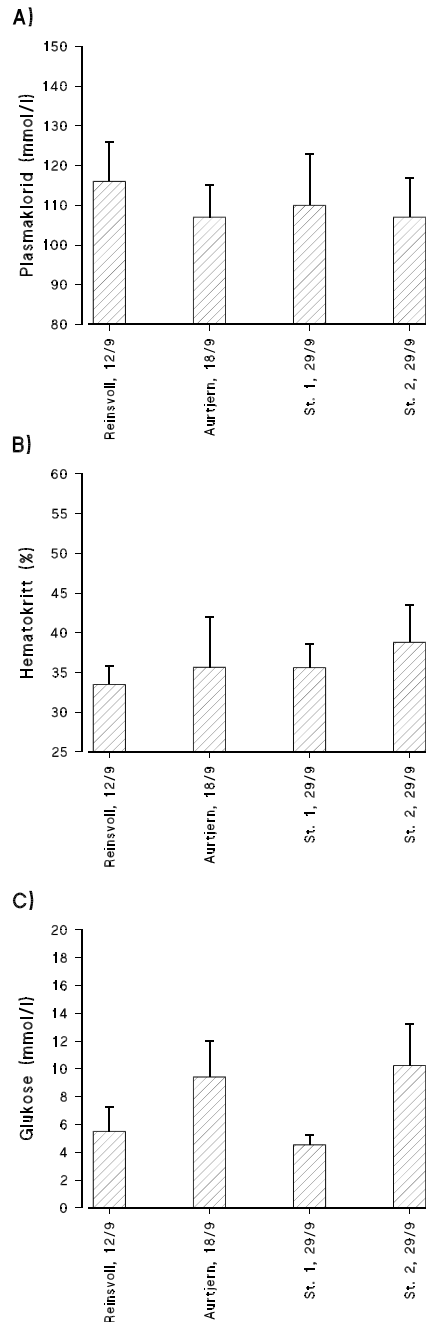
4.2.2 Eksponering av fisk

Det var ingen dødelighet hos fisken verken under transporten, akklimeringsperioden, eller i løpet av forsøket. Resultatene av gjelleanalysene er vist i **Figur 24**. Prøvene som ble tatt på Reinsvoll viste lave konsentrasjoner av aluminium på gjellene, mens en betydelig konsentrasjon ble akkumulert på gjellene i løpet av den seks dager lange akklimeringsperioden når fisken var plassert ved utløpet av Aurtjernet like oppstrøms stasjon 1. Dette gjenspeiles også i vannprøven: prøven som ble tatt i forbindelse med utsettingen av fisk den 12. september viste lavere pH (5,17) og høyere konsentrasjon av labilt aluminium (88 µg/l) enn på stasjon 1 den 18. september (pH 6,04, 14 µg labilt Al/l). Etter at fisken var utplassert på stasjon 1 og 2 avtok Al konsentrasjonen på gjellene, og det var ingen forskjeller mellom fisk som var plassert oppstrøms og nedstrøms utleggingsstedet for silikat. Når det gjelder jern var det en tendens til høyere jernkonsentrasjon på gjellene hos fisk på begge stasjonene ved den siste prøvetakingsdatoen.



Figur 24. Konsentrasjoner av aluminium og jern på gjellene til aure før transporten fra Reinsvoll, ved starten av forsøket og etter 10 og 17 dagers eksponering.

Blodprøvene viste noe lave verdier av plasmaklorid, men ingen forskjeller mellom gruppene. Fisken fra Reinsvoll hadde bleke gjeller, og var trolig noe stresset allerede i anlegget. Hematokrittverdiene var normale, mens glukoseverdiene viste noe forhøyet konsentrasjon ved starten av forsøket og på stasjon 2 etter en ukes eksponering.



Figur 25. Blodplasmaklorid, hematokritt og plasma glukose hos aure før transporten fra Reinsvoll, ved starten av forsøket, og etter 10 dagers eksponering på de to stasjonene i Aurtjernbekken.

Samlet sett viser fiskeresultatene at vannkvaliteten ved utløpet av Aurtjernet periodevis kan være ugunstig for fisk, og forårsake betydelige aluminiumsutfellinger på gjellene. Utleggingen av 117 kg silikat hadde ingen positive effekter på fisken, noe en heller ikke skulle forvente på bakgrunn av de kjemiske resultatene.

4.2.3 Oppløsningshastighet og faren for overdosering

Resultatene viste ingen vektreduksjon av silikatklumper som ble utlagt i perforerte nettingposer (**Tabell 8**). Dette viser at oppløseligheten av silikatklumpene var svært lav. Det ble observert både knott-larvekolonier, døgntfluenymfer og en vårfluelarve på silikatklumpene.

Pilotforsøket for å vurdere faren for overdosering i en plastbakke innendørs viste imidlertid effekter på pH. Ved å fylle på vann til 1 cm over klumpene var pH etter 10 minutter økt fra 7,1 til 11,0. Påfylling av vann til 5 cm vannstand resulterte i pH 10,7 etter ytterligere 10 minutter. Ved påfylling til 10 cm vannstand var pH omtrent uforandret (10,7), men var falt til 9,6 etter 3 uker. For å simulere naturlig substrat ble det gjort et nytt forsøk hvor det ble lagt et 3 cm tykt lag av jord/mold/småstein i bunnen av plastbaljen, deretter ble det lagt et 1 cm lag silikatklumper og fylt på et 5 cm lag med vann (pH 5,9). Etter 10 minutter var pH økt til 9,3, og etter 3 uker var pH økt til 10,0.

Den foreløpige konklusjonen på dette pilotforsøket er at overdosering kan være et reelt problem. Dette blir å betrakte som en verst tenkelig situasjon f.eks. i en stillestående kulp på sommerstid.

Tabell 8. Resultater av forsøk med utlegging av innveide silikatklumper i nettingposer i Aurtjernbekken.

Stasjon	Partikkeldiameter	Vekt før utlegging	Vekt etter 1/2 år
Stasjon 2	5 cm	8,5 kg	*
Stasjon 2	5 cm	8,5 kg	*
Stasjon 3	2 cm	5,9 kg	5,9
Stasjon 3	2 cm	6,7 kg	6,8

* Ble ikke veid ettersom 2-cm partiklene ikke var blitt mindre.

5. Samlet vurdering og konklusjon

5.1 Forsøk med dosering av flytende silikat-lut i Tangedalselva

Basert på de foreliggende resultatene er det ikke noe som tyder på at dosering av flytende silikat-lut i et surt, aluminiumsrikt elvesystem bør frarådes på grunn av vesentlige, uønskede sideeffekter. Undersøkelsen har gitt ny kunnskap om effektene av silikat-dosering på en rekke organismer.

For bunndyr og fisk var det ingen særlige endringer å spore ved de dosene som ble brukt, men det var en tendens til at fisk fanget nedstrøms doseringsstedet hadde noe lavere Al- og noe høyere Si-konsentrasjon i gjellehomogenat. De histologiske forandringene på gjellene var omfattende på samtlige stasjoner, men også her var det en tendens til mindre histologiske forandringer på fisk fanget nedstrøms doseringsstedet. Eksponeringsforsøk (72 timers eksponering) med den sensitive døgnfluearten *Baetis rhodani* (500 µg SiO₂/L) viste sterkt redusert dødelighet i silikatbehandlet vann (7-8% dødelighet) sammenlignet med ubehandlet råvann (24-25% dødelighet). Dette er svært interessante resultater sett på bakgrunn av at den tilsvarende pH-økningen bare var på 0,1 pH-enhet. Slike eksponeringsforsøk er forholdsvis enkle å gjennomføre, og det vil være av stor interesse å inkludere også andre invertebrat-arter i forbindelse med nye forsøk med silikat.

De generelle begroingsobservasjonene ga ingen indikasjoner på endrede forhold for begroingsorganismene, men de kvantitative begroingsprøvene indikerte økt prosentvis forekomst av kiselalger etter en måned dosering på stasjonene nedstrøms doseringspunktet. Resultatene viste videre tendenser til redusert Al-nivå i en vannmose og en rødalgeart med Si-dosering. Studien reiser en rekke nye problemstillinger, og det vil være av interesse å utføre kontrollerte undersøkelser på en tid på året hvor primær-produksjonen er større.

Studien har også gitt ny kunnskap om de kjemiske prosessene knyttet til dosering av silikat. Fraksjonering av Si ble for første gang inkludert, og viste at den tilsatte silikat forelå på lavmolekylær, negativt ladd/uladd tilstandsform. Ulike doser av silikat-lut ble utprøvd, og resultatene viste en signifikant reduksjon i lavmolekylær Al_i nedstrøms doseringspunktet ved dosering av 2000 µg SiO₂ pr. liter, mens det var en tendens til redusert Al_i ved dosering av 600 µg SiO₂ pr. liter. Det var ingen tilsvarende effekter av silikatdoseringen ved lav dose (200µg/L).

5.2 Utlegging av fast silikat i Aurtjernbekken

Utlegging av fast silikat i den dosen som ble utprøvd i Aurtjernbekken viste rask initiell oppløsning av silikatklumpene med pH-økning, og deretter ingen eller svært liten oppløsning. Det var ingen målbare effekter av utleggingen verken på vannkvaliteten eller på aure eksponert i bur like nedstrøms utleggingsstedet. Pilotforsøk i laboratoriet viste reell fare for overdosering (for høy pH) i stillestående kulper ved høy temperatur. Utlagt fast silikat syntes forøvrig ikke å representere negative effekter på invertebrater - knottkolonier og andre invertebrater ble observert fastsittende på silikatklumpene. Forsøkene gir ikke grunnlag for anbefalinger om utlegging av fast silikat som et alternativ til andre metoder for bekkekalking. Studien bør følges opp med laboratorieforsøk hvor kan optimalisere de kjemiske effektene av fast silikat med hensyn på partikkelstørrelse og dose.

6. Litteratur

- Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem. Geol.* 15: 177-191.
- Birchall, J.D., C. Exley, J.S. Chappel, and M.J. Philips. 1989. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338: 146-148.
- Bjerknes, V., Å. Åtland, og A. Hobæk. 1996. Kalking av Yndesdals - Frøysetvassdraget. Situasjonsrapport januar 1996. NIVA-notat V 96/01, 7 sider.
- Bjerknes, V., Å. Åtland, og M. Berntssen. In press. Frøysetvassdraget. Blanding av vann fra kalket hovedvassdrag og sure sideelver. Effekter av H⁺ og aluminium på laks og aure. Trykkes i DN-rapport.
- Denton, J. A.J. Freemont, and J. Ball. 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. *Journal of Clinical Pathology* 37: 136-142.
- Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *J. Environ. Anal. Chem.* 16: 267-283.
- Duncan, S.W. and Blinn, D.W. 1989. Importance of physical variables on the seasonal dynamics of epilithic algae in a highly shaded canyon stream. *J. Phycol.* 25 (3), pp. 455-461.
- Fairchild, G.W., Shermann, J.W. and Acker, F.W., 1989. Effects of nutrient (N, P, C) enrichment, grazing and depth upon littoral periphyton of a softwater lake. *Hydrobiologia*, 173: 69-83.
- Frost, S., A. Huni, and W.E. Kershaw. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Gariner, J., Billen, G. and Coste, M. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River. *Observations and modeling. Limnol. Oceanogr.* 40(4), pp. 750-765.
- Jarlman, A., Lindstrøm, E-A., Eloranta, P. and Bengtsson, R. 1996. Nordic standard for assessment of environmental quality in running water. I: Use of algae for monitoring rivers. II (red. Whiton, B.A. and Rott, E.) pp. 143-148. *Inst. für Botanik, Univ. Innsbruck.*
- Kilham, P. and Kilham, S.S.: 1980. The evolutionary ecology of phytoplankton. I: The Physiological Ecology of Phytoplankton, ed. I Morris, pp. 571-591. Oxford, Blackwell.
- Lam, C.W.Y. 1979. Dynamics of phytoplankton growth in the Waikato River, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia* 66(3), pp. 237-244.
- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport nr 27. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport 2. 49 sider.
- Lindstrøm, E-A., 1996. The Humic Lake Acidification Experiment (Humex): Impacts of acid treatment on periphyton growth and nutrient availability in Lake Skjervatjern, Norway. *Environment International*. 22, 4: 629-642.
- Lydersen, E., F. Kroglund, M. Nandrup Pettersen, A.B.S. Polø, B.O. Rosseland, G. Riise, and B. Salbu. 1994. The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.* 3: 357-365.
- Mazeaud, N.M., and F. Mazeaud. 1981. Adrenergic responses to stress in fish. pp. 49-75. In: A.D. Pickering (ed.). *Stress and Fish*. Academic Press 1981.
- Polø, A.B.S., E. Lydersen, B.O. Rosseland, F. Kroglund, B. Salbu, R. Vogt og A. Kvellestad. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.* 75: 339 - 351.
- Paasche, E. 1980. Silicon. *The Physiological Ecology of Phytoplankton*, ed. I. Morris, pp. 259-84. Oxford, Blackwell.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Scientist* 46, pp. 205-221.
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge, Univ. Press. 384 sider.

- Rosseland, B.O., I.A. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes, and R. Vogt. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Env. Poll.* 78: 3-8.
- Rosseland, B.O., E. Lydersen, og F. Kroglund. 1996. Overvåking av vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg og forsøk med dosering av lut og kisel. NIVA rapport nr. 3446.
- Salbu, B., E.Lydersen, D.H. Oughton, A. Poléo, G. Riise and M.N Pettersen. 1995. Part B. Detailed report of the contractors and sub-contractors Agricultural University of Norway. European Commission Environment research programme. Contract No. EV5V - CT92- 0073 Final report
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04. 31 sider.
- Stevenson, A.C., Juggins, S., Birks, H.J.B., Anderson, D.S., Battarbee, R.W., Berge, F., Davis, R.B., Flower, R.J., Haworth, E.Y., Jones, V.J., Kingston, J.C., Kreiser, A.M., Line, J.M., Munro, M.A.R. and Renberg, I., 1991. The Surface Waters Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern Diatom/Lake-Water Chemistry Data-Set. *Ensis*, London.
- Swale, E.M.F. 1969. Phytoplankton in two English rivers. *Journal of Ecology*, 57: 1-23.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. CBC College Publishing, New York. 767 sider.
- Åtland, Å., H. Hektoen, J. Håvardstun, E. Lydersen, og B.O. Rosseland, 1997a. Forsøk med dosering av silikat-lut ved Syrtveit Fiskeanlegg. NIVA rapport nr. 3625.
- Åtland, Å., V. Bjercknes, H. Hektoen, J. Håvardstun, B. Salbu, og H.C. Teien. 1997b. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangedalselva. NIVA rapport nr. 3714.

Vedlegg A. Rådata - vannkvalitetsdata fra Tangedalselva og Aurtjernbekken

Tabell 9. Resultater av vannprøver tatt på de ulike stasjonene i Tangedalselva og i Aurtjernbekken. Prøvene er analysert ved NIVAs laboratorium.

Tangedal

Nr	Dato	St.	pH	Kond mS/mmmol/l	Alk	ALK-E µekv/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/l	Tot-N µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Al/R µg/l	Alil µg/l	Al/labi µg/l	TOC mg/l	SiO2 mg/l	TOTP µg/l	ANC µekv/l
1	30/09/97	1	4.89	3.76	0.024	-8	7.8	2.0	6	135	0.33	0.45	4.03	0.12	140	78	62	3.7	1.5		-30.2
2	07/10/97	1	4.73	5.00	0.017	-15	10.9	2.1	12	122	0.46	0.67	5.22	0.19	166	84	82	3.4	1.5		-42.1
3	22/10/97	1	4.83	3.59	0.015	-17	7.2	2.0	13	149	0.36	0.45	3.64	0.20	143	99	44	4.5	1.6		-27.2
4	01/11/97	1	4.84	2.76	0.021	-11	4.9	2.0	29	155	0.31	0.30	2.89	0.16	111	87	24	4.1	1.2		-12.0
5	03/11/97	1	4.94	2.82	0.025	-7	5.1	2.1	21	155	0.38	0.32	3.20	0.14	120	98	22	4.1	1.3	4	-1.0
6	30/09/97	2	5.00	4.73	0.029	-3	10.9	2.2	12	123	0.43	0.66	5.77	0.19	154	99	55	3.6	3.2		-22.5
7	07/10/97	2	4.86	3.93	0.022	-10	8.0	2.1	11	135	0.39	0.47	4.21	0.14	148	92	56	4.2	1.6		-25.3
8	22/10/97	2	4.87	3.72	0.019	-13	8.0	2.1	13	140	0.42	0.50	4.13	0.20	143	98	45	4	2.1		-23.5
9	01/11/97	2	4.91	2.92	0.024	-8	5.5	2.1	29	155	0.28	0.34	3.23	0.16	114	92	22	3.8	1.5		-14.4
10	03/11/97	2	5.33	2.97	0.037	5	6.2	2.2	29	140	0.31	0.39	3.95	0.15	118	102	16	3.7	3.1	5	0.4
11	01/11/97	3	4.85	2.98	0.020	-12	5.6	2.0	29	160	0.34	0.35	3.21	0.16	116	92	24	4	1.3		-12.2
12	03/11/97	3	5.88	3.09	0.059	27	5.6	2.2	160	375	1.16	0.42	3.63	0.39	133	139	-6	6.4	2.2	7	45.1
13	30/09/97	4	4.96	3.81	0.029	-3	7.8	2.1	12	141	0.44	0.48	3.90	0.16	135	88	47	3.9	1.6		-29.4
14	07/10/97	4	5.00	4.70	0.029	-3	10.7	2.2	20	135	0.53	0.67	5.70	0.21	153	102	51	3.5	3		-14.2
15	22/10/97	4	4.83	3.74	0.016	-16	7.8	2.1	17	149	0.40	0.49	4.01	0.22	143	100	43	4.2	1.9		-24.6
16	01/11/97	4	4.83	2.96	0.020	-12	5.5	2.1	29	210	0.38	0.35	3.20	0.17	123	96	27	4.7	1.3		-9.6

Aurtjernbekken

Nr	Dato	St.	pH	Kond mS/mmmol/l	Alk	ALK-E µekv/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/l	Tot-N µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Al/R µg/l	Alil µg/l	Al/labi µg/l	TOC mg/l	SiO2 mg/l	TOTP µg/l	ANC µekv/l	
12/09/97	1	5.17	2.32	0.080	48						1.74				184	96	88	10.2	2.6			
18/09/97	1	6.04	1.82	0.068	36						1.66				123	109	14	7.8	2.9			
19/09/97	1	5.90	1.81																			
20/09/97	1	6.04	1.84												114	105	9		2.8			
21/09/97	1	5.95	1.85																			
22/09/97	1	6.01	1.84	0.067	35						1.67				124	107	17	7.4	2.8			
23/09/97	1	6.07	1.82																			
24/09/97	1	6.07	1.88												114	103	11		2.7			
25/09/97	1	6.02	1.86																			
26/09/97	1	6.05	1.85	0.068	36						1.69				109	100	9	7.2	2.7			
27/09/97	1	6.14	1.88																			
28/09/97	1	6.17	1.84	0.071	39						1.68				109	100	9	6.9	2.7			
29/09/97	1	6.13	1.81																			
06/10/97	1	6.10	1.84												97	80	17					
14/11/97	1	5.07	1.91												238	153	85					
18/09/97	2	6.03	1.82	0.067	35						1.65				123	114	9	7.6	2.9			
19/09/97	2	6.11	1.86																			
20/09/97	2	6.13	2.11												114	107	7		2.8			
21/09/97	2	6.13	1.92																			
22/09/97	2	6.07	1.83	0.069	37						1.63				114	99	15	7.2	2.8			
23/09/97	2	6.03	1.84																			
24/09/97	2	6.05	1.84												105	97	8		2.6			
25/09/97	2	6.20	1.87																			
26/09/97	2	6.20	1.84	0.069	37						1.67				92	86	6	6.7	2.6			
27/09/97	2	6.09	1.88																			
28/09/97	2	6.21	1.84												98	92	6		2.6			
29/09/97	2	6.09	1.86																			
06/10/97	2	6.13	1.82												96	80	16					
14/11/97	2	5.09	1.98												244	162	82					
18/09/97	3	6.01	2.04	0.060	28						1.59				88	75	13	4.6	4.5			
21/09/97	3	6.18	2.13																			
24/09/97	3	6.22	2.33												42	35	7		4.7			
27/09/97	3	6.24	2.23																			
29/09/97	3	6.28	2.21	0.066	34						1.69				42	33	9	2.4	4.8			
06/10/97	3	6.11	2.10																			
14/11/97	3	5.26	2.06																			
18/09/97	4	6.02	2.09	0.058	26						1.66				69	57	12	3.8	4.9			
21/09/97	4	6.04	2.16																			
24/09/97	4	6.03	2.18												39	33	6		5.2			
27/09/97	4	6.23	2.31																			
29/09/97	4	6.25	2.19	0.064	32						1.63				34	26	8	2.2	5.2			
06/10/97	4	6.10	2.15												35	28	7					
14/11/97	4	5.36	2.10												215	141	74					

Tabell 10. Konsentrasjoner av ulike SiO₂ -fraksjoner i Tangedalselva ved fire prøvetaknings tidspunkter med ulik dose silikat-lut.

Stasjon	Tid	Totalt SiO ₂			Lavmolekylær SiO ₂			Høymolekylær SiO ₂		
		totalt	ikke kation-utbyttbar	kation-utbyttbar	totalt	ikke kation-utbyttbar	kation-utbyttbar	totalt	ikke kation-utbyttbar	kation-utbyttbar
30.09.97										
St. 1	20:00	1665	1669	<20	1686	1646	40	<20	<20	<20
St. 2	19:00	1627	1629	<20	1676	1640	36	<20	<20	<20
St. 3	18:00	1646	1591	56	1631	1631	<20	<20	<20	<20
St. 4	15:00	1632	1658	<20	1664	1650	<20	<20	<20	<20
02.10.97										
St. 1	17:00	1747	1719	27	1712	1695	17	34	24	<20
St. 2	18:00	2346	2321	25	2258	2231	28	88	91	<20
Økning 1-2		600	602							
03.10.97										
St. 1	11:00	1722	1678	45	1726	1682	44	<20	<20	<20
St. 2	10:00	4062	3871	191	3510	3477	33	552	394	158
St. 3	12:00	3145	3185	<20	2982	2894	89	163	292	<20
St. 4	14:00	3144	3154	<20	2895	2875	20	249	279	<20
Økning 1-2		2340	2193							
01.11.97										
St. 1	14:00	1262	1276	<20	1245	1205	39	<20	<20	<20
St. 2	15:00	1497	1508	<20	1520	1489	31	<20	<20	<20
St. 3	13:30	1430	1374	56	1339			91		
St. 4	11:00	1400	1349	51	1362	1352	<20	38	<20	<20
Økning 1-2		236	232							

Tabell 11. Prosent av de ulike SiO₂ -fraksjonene som ande av total SiO₂-konsentrasjonen i Tangedalselva ved fire prøvetaknings-tidspunkter.

Lokalitet	Tid	Totale SiO ₂ fraksjoner			LMW SiO ₂ fraksjoner			HMW SiO ₂ fraksjoner		
		totalt (µg/l)	negativ -uladd % av tot.	positivt ladd % av tot.	totalt % av tot.	negativ -uladd % av tot.	positivt ladd % av tot.	totalt % av tot.	negativ -uladd % av tot.	positivt ladd % av tot.
30.09.97										
St. 1	20:00	1665	100	0	101	99	2	0	0	0
St. 2	19:00	1627	100	0	103	101	2	0	0	0
St. 3	18:00	1646	97	3	99	99	1	0	0	0
St. 4	15:00	1632	102	0	102	0	0	0	0	0
02.10.97										
St. 1	17:00	1747	98	2	98	97	1	2	1	1
St. 2	18:00	2346	99	1	96	95	1	4	4	0
03.10.97										
St. 1	11:00	1722	97	3	100	98	3	0	0	0
St. 2	10:00	4062	95	5	86	86	1	14	10	4
St. 3	12:00	3145	101	0	95	92	3	5	9	0
St. 4	14:00	3144	100	0	92	91	1	8	9	0
01.11.97										
St. 1	14:00	1262	101	0	99	96	3	0	0	0
St. 2	15:00	1497	101	0	102	99	2	0	0	0
St. 3	13:30	1430	96	4	94			6		
St. 4	11:00	1400	96	4	97	97	0	3	0	0

Tabell 12. Konsentrasjoner av ulike aluminiums tilstandsformer ($\mu\text{g/l}$) ved fire forskjellige prøvetakings tidspunkt nedover Tangedalselva.

Lokalitet	Tid	Totalte Al-tilstandsformer									LMW Al-tilstandsformer							HMW Al-tilstandsformer										
		Alr	Alc	Ala	Alo	Ali	Ali	Ali	Alr	Alc	Ala	Alo	Ali	Ali	Alr	Alc	Ala	Alo	Ali	Ali								
30.09.97																												
St. 1	20:00	201	57	145	± 18	64	± 1	81	± 17	94	102	15	87	± 1	28	± 1	59	± 2	63	100	42	58	± 18	35	± 1	23	± 16	32
St. 2	19:00	191	47	144	± 1	63	± 2	80	± 1	78	116	26	90	± 3	31	± 0	59	± 3	72	75	21	53	± 2	32	± 1	21	± 4	6
St. 3	18:00	201	53	148	± 2	64	± 3	84	± 4	92	107	20	87	± 4	33	± 3	55	± 8	62	94	33	61	± 4	32	± 0	27	± 4	30
St. 4	15:00	191	54	137	± 3	66	± 5	71	± 7	85	105	22	83	± 2	31	± 1	52	± 2	58	86	32	54	± 5	35	± 4	19	± 8	27
02.10.97																												
St. 1	17:00	220	60	160	± 30	69	± 2	90	± 32	95	118			31	± 3			76	102				38	± 3			19	
St. 2	18:00	216	66	151	± 7	71	± 4	79	± 11	87	118	29	89		33	± 3	59		73	99	28	70		39	± 4	32		14
03.10.97																												
St. 1	11:00	255	55	200	± 3	88	± 3	111	± 5	133	155	15	140	± 2	51	± 1	90	± 2	104	100	41	59	± 1	38	± 3	21	± 4	29
St. 2	10:00	230	60	170	± 1	89	± 4	81	± 5	105	108	9	98	± 1	47	± 1	52	± 1	74	122	50	72	± 1	42	± 3	30	± 4	31
St. 3	12:00	228	62	166	± 3	86	± 2	80	± 5	99	120	13	107	± 10	46	± 2	61	± 9	79	108	49	59	± 8	40	± 4	19	± 9	20
St. 4	14:00	234	90	144	± 4	71	± 12	81	± 2	105	120	39	80	± 0	24	± 2	56	± 2	87	114	50	64	± 4	47	± 14	27	± 3	18
01.11.97																												
St. 1	14:00	175	70	104	± 4	66	± 3	38	± 6	48	56	12	44	± 1	23	± 0	21	± 0	23	119	58	61	± 3	43	± 3	18	± 6	26
St. 2	15:00	173	70	103	± 1	65	± 1	39	± 1	44	69	25	44	± 1	22	± 1	21	± 2	38	105	45	60	± 2	42	± 1	17	± 2	6
St. 3	13:30	181	71	110	± 5	68	± 2	41	± 5	54	78	26	53	± 1	27	± 1	26	± 1		102	45	57	± 4	41	± 1	15	± 3	54
St. 4	11:00	187	71	116	± 5	72	± 0	44	± 6	62	82	26	56	± 2	31	± 2	25	± 2	28	105	45	60	± 5	41	± 2	19	± 4	34

Tabell 13. Total Al konsentrasjon med prosentvis fordeling i andre tilstandsformer.

Lokalitet	Tid	Totale Al-tilstandsformer						LMW Al-tilstandsformer						HMW Al-tilstandsformer					
		Alr (µg/l)	Alc (% av totalt)	Ala	Alo	Ali	Ali	Alr (% av totalt)	Alc	Ala	Alo	Ali	Ali	Alr (% av totalt)	Alc	Ala	Alo	Ali	Ali
30.09.97																			
St. 1	20:00	201	28	72	32	40	47	50	7	43	14	29	31	50	21	29	18	11	16
St. 2	19:00	191	25	75	33	42	41	61	14	47	16	31	38	39	11	28	17	11	3
St. 3	18:00	201	26	74	32	42	46	53	10	43	16	27	31	47	16	31	16	14	15
St. 4	15:00	191	28	72	35	37	45	55	11	44	16	27	30	45	17	28	18	10	14
02.10.97																			
St. 1	17:00	220	27	73	32	41	43	54			14		35	46			17		8
St. 2	18:00	216	30	70	33	37	40	54	13	41	15	27	34	46	13	33	18	15	7
03.10.97																			
St. 1	11:00	255	22	78	35	44	52	61	6	55	20	35	41	39	16	23	15	8	11
St. 2	10:00	230	26	74	39	35	46	47	4	43	20	22	32	53	22	31	18	13	14
St. 3	12:00	228	27	73	38	35	43	53	6	47	20	27	35	47	22	26	17	8	9
St. 4	14:00	234	38	62	30	35	45	51	17	34	10	24	37	49	22	27	20	11	8
01.11.97																			
St. 1	14:00	175	40	60	38	22	28	32	7	25	13	12	13	68	33	35	25	10	15
St. 2	15:00	173	40	60	37	22	25	40	14	25	13	12	22	60	26	34	24	10	3
St. 3	13:30	181	39	61	38	23	30	43	14	29	15	14	0	57	25	31	23	8	30
St. 4	11:00	187	38	62	39	23	33	44	14	30	17	13	15	56	24	32	22	10	18

Vedlegg B. Rådata - fisketetthet i Tangedalselva

Tabell 14. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og eldre ungfisk (>0+) på de tre stasjonene i Tangedalselva før oppstart av silikatdosering (24/9/97) og etter en måned med dosering (3/10/97). Fangbarhet og usikkerhet (standard error - SE) er oppgitt.

Lokalitet	Dato	Areal	Alders- gruppe	1 omg.	2 omg.	3 omg.	Ant./100m ²	SE	Fang- barhet
Stasjon 1	24/9/97	20 m ²	0+	3	2	1	37,9	3,5	0,40
			>0+	0	0	0	0	-	-
Stasjon 2	24/9/97	80 m ²	0+	13	6	7	49,7	16,3	0,30
			>0+	8	0	1	11,3	0,3	0,80
Stasjon 3	24/9/97	85 m ²	0+	18	2	0	23,5	0,1	0,91
			>0+	6	3	1	12,8	1,7	0,56
Stasjon 1	3/11/97	20 m ²	0+	4	1	2	47,6	5,3	0,36
			>0+	1	1	0	10,0	-	-
Stasjon 2	3/11/97	80 m ²	0+	12	6	4	33,5	5,5	0,43
			>0+	10	4	1	19,5	1,2	0,65
Stasjon 3	3/11/97	85 m ²	0+	6	2	3	18,0	7,4	0,34
			>0+	17	5	1	27,5	0,8	0,73

Vedlegg C. Rådata - bunndyr/driv Tangedalselv

Tabell 15. Antall bunndyr i 2 min. roteprøve på stasjon 2 før oppstart av silikatbehandling, og på stasjonene 1, 2 og 3 etter en måned med silikatdosering.

YNESDAL - TANGEDALSELV

Gruppe/art	St.1: 3.11.98	St.2: 3.11.98	St.3: 3.11.98	St.2: 30.09.98
Nematoda	1			
Oligocheta	7	8	2	
Acari	16	12	23	4
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebia</i> sp	13	1	8	1
Plecoptera				
<i>Brachyptera risi</i>	17	24	10	3
<i>Amphinemura borealis</i>	5	2	16	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	5	3	13	1
<i>Protonemura meyeri</i>	1	4	13	6
<i>Leuctra hippopus</i>	17	19	14	10
<i>Leuctra</i> sp	4	1		
<i>Nemoura cinerea</i>	1	2	2	2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		2	1	6
<i>Sphonoperla burmeisteri</i>	1	3	5	
** <i>Isoperla</i> sp.			1	2
Trichoptera				
<i>Rhyacophila nubila</i>		1		4
<i>Polycentropodidae</i> ind	2		1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4	5	10	9
<i>P. irroratus</i>				1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1		2	
<i>Limnephilidae</i> ind.	1		3	1
<i>Oxyethira</i> sp	11		12	2
<i>Hydropsyche siltalai</i>				2
Chironomidae l.	125	126	102	38
Chironomidae p.		1		
Ceratopogonidae	1			
Smulidae l.	13	27	21	45
Tipulidae				1
Diptera	4	2	2	4
Collembola			1	
Crustacea				
<i>Bosmina</i>	1	15	10	
<i>Calanoidae</i>		1	1	
<i>Chydoridae</i>			4	
Sum	251	259	277	0
Forsuringsindeks 1				
Forsuringsindeks 2				

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 16.

Gruppe/art	Stasjon 2, behandlet		Stasjon 1, referanse	
	Sum før behandl.	Sum etter behandl.	Sum før behandl.	Sum etter behandl.
Nematoda			0	3
Oligocheta	0	2	0	4
Acari	14	27	26	26
Ephemeroptera	0	0	0	0
<i>Leptophlebia</i> sp	19	82	0	3
Plecoptera	0	0	0	0
<i>Brachyptera risi</i>	12	16	39	56
<i>Amphinemura borealis</i>			4	0
<i>Amphinemura</i> sp			5	11
<i>Protonemura meyeri</i>	0	1	2	7
<i>Leuctra fusca</i>	1	0		
<i>Leuctra hippopus</i>	0	4	4	54
<i>Nemoura cinerea</i>	6	4	0	4
<i>Nemouridae</i> ind	1	3	5	18
<i>Nemoura</i> sp	0	4		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1	2		
<i>Sphonoperla burmeisteri</i>	0	2	1	0
<i>Plecoptera</i> ind	1	3	1	5
Trichoptera	0	0	0	0
<i>Rhyacophila nubila</i>	1	0		
<i>Polycentropodidae</i> ind	0	2	2	1
<i>Polycentropus flavomaculatu</i>	8	23	0	0
<i>Polycentropus iriratus</i>	0	1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	1		
<i>Limnephilidae</i> ind.	1	10	1	4
<i>Halesus</i> sp	0	1		
<i>Cymus flavidus</i>	0	3		
<i>Adicella reducta</i>			0	2
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0	6		
<i>Oxyethira</i> sp	0	12	8	2
Trichoptera puppe indet.	0	2	2	0
Chironomidae l.	31	584	39	84
Chironomidae p.	7	5	0	5
Ceratopogonidae			0	5
Simuliidae l.	64	107	35	40
Tipulidae	0	1	0	1
Diptera	0	1	0	6
Zygoptera	0	5	1	0
Coleoptera	0	6	0	2
Collembola	3	10	3	2
<i>Calanoidae</i>	2	3		
<i>Cyclopidae</i> ind	0	1		
<i>Sda crystalina</i>	0	1		
Sum	0	172	935	178
				340

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 17. Artssammensetning i drivprøvene på stasjonen oppstrøms doseringspunktet i en-times intervaller i forbindelse med oppstart av silikatdoseringen. Doseringen ble startet klokken 16.00 den 1. oktober.

St. 1	30.09.97												1.10.97						Sum før behandl.	Sum etter behandl.
	KL. 1400 - 1500	KL. 1500 - 1600	KL. 1600 - 1700	KL. 1700 - 1800	KL. 1800 - 1900	KL. 1900 - 2000	KL. 2000 - 2100	KL. 2100 - 2200	KL. 2200 - 2300	KL. 1400 - 1500	KL. 1500 - 1600	KL. 1600 - 1700	KL. 1700 - 1800	KL. 1800 - 1900	KL. 1900 - 2000	KL. 2000 - 2100	KL. 2100 - 2200	KL. 2200 - 2300		
Gruppe/art																				
Nematoda												1	1	1					0	3
Oligocheta													2	2					0	4
Acani	5	4	3	4	1	5		3	1	7	1	2	7	3					26	26
Ephemeroptera																			0	0
<i>Leptophlebia</i> sp																1	2		0	3
Plecoptera																			0	0
<i>Brachyptera risi</i>	6	4	3	5	5	2	2	6	6	19	9	7	4	3	3	2	5	4	39	56
<i>Amphinemura borealis</i>				1				1	2										4	0
<i>Amphinemura</i> sp								1	1	3	1			1		4	3	2	5	11
<i>Protonemura meyeri</i>	1							1	1		1			1	1	1		3	2	7
<i>Leuctra hippopus</i>	1					1		1	1	1	2	5		1	1	20	9	15	4	54
<i>Nemoura cinerea</i>															1	2		1	0	4
<i>Nemoura</i> sp		1	1				2		1	2		2	2				8	2	5	18
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>								1											1	0
Plecoptera ind									1			2					3		1	5
Trichoptera																			0	0
<i>Polycentropodidae</i> ind	1	1												1					2	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>																			0	0
<i>Limnephiliidae</i> ind.								1		1	2	1							1	4
<i>Adicella reducta</i>												1	1						0	2
<i>Oxyethira</i> sp		1	2	1				1	3			1	1						8	2
Trichoptera puppe indet.							1	1											2	0
Chironomidae l.	6	10	4	8	2	5	1	2	1	15	12	11	9	13	5	6	7	6	39	84
Ceratopogonidae												1				4			0	5
Smulidae l.	3	2	2	2	3	4	6	8	5	4	4	5		3	3	13	5	3	35	40
Tipulidae												1							0	1
Diptera										2		2				1		1	0	6
Zygoptera					1														1	0
Coleoptera												1				1			0	2
Collembola	1				1					1	2								3	2
Sum	24	23	15	21	12	18	14	28	23	55	34	39	29	27	16	58	44	38	178	340
Forsuringindeks1																				
Forsuringindeks2																				

Tabell 18. Artssammendsetning i drivprøvene på stasjonen like nedstrøms doseringspunktet (St. 2) i en-times intervaller i forbindelse med opstart av silikatdoseringen. Doseringen ble startet klokken 16.00 den 1. oktober.

Stasjon 2	30.09.97											01.10.97							Sum før behandl.	Sum etter behandl.	
	KL. 1400 - 1500	KL. 1500 - 1600	KL. 1600 - 1700	KL. 1700 - 1800	KL. 1800 - 1900	KL. 1900 - 2000	KL. 2000 - 2100	KL. 2100 - 2200	KL. 2200 - 2300	KL. 1400 - 1500	KL. 1500 - 1600	KL. 1600 - 1700	KL. 1700 - 1800	KL. 1800 - 1900	KL. 1900 - 2000	KL. 2000 - 2100	KL. 2100 - 2200	KL. 2200 - 2300			
<i>Gruppe/art</i>																			Sum før behandl.	Sum etter behandl.	
Oligocheta																			0	2	
Acari	2		3	6	2	1				6	3	9	2	4	2			1	14	27	
Ephemeroptera																			0	0	
<i>Leptophlebia</i> sp	1						9	6	3	5	3	6	3	1	2	18	25	19	19	82	
Plecoptera																			0	0	
<i>Ba chyp tera risi</i>		2	1	1	3	1	4			2	4	1	4	1		2		2	12	16	
<i>Protonemura meyeri</i>																1			0	1	
<i>Leuctra fusca</i>				1															1	0	
<i>Leuctra hippopus</i>																3		1	0	4	
<i>Nemoura cinerea</i>	1			1		1	3					2						2	6	4	
<i>Nemouridae</i> ind				1								1	1		1				1	3	
<i>Nemoura</i> sp															2	2			0	4	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		1									2								1	2	
<i>Sphonoperla bumeisteri</i>																		2	0	2	
<i>Plecoptera</i> ind	1									1		1		1					1	3	
Trichoptera																			0	0	
<i>Rhyacophila nubila</i>				1															1	0	
<i>Polycentropodidae</i> ind												2							0	2	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		1			1		4	2		7	1	3	2	2	1	5	2		8	23	
<i>Polycentropus irritatus</i>															1				0	1	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>															1				0	1	
<i>Limnephilidae</i> ind.								1				1		3	3		1	2	1	10	
<i>Halesus</i> sp															1				0	1	
<i>Cymus flavidus</i>											2		1						0	3	
<i>Lepidostoma hirtum</i>																3	1	2	0	6	
<i>Oxyethira</i> sp										3	2	2				3	2		0	12	
Trichoptera puppe indet.																	2		0	2	
Chironomidae l.	2	3		4	3	3	8	7	1	35	48	19	46	7	114	67	131	117	31	584	
Chironomidae p.			4			3				5									7	5	
Simuliidae l.	10	7	6	9	2	7	9	11	3	27	24	18	12	5	5	4	3	9	64	107	
Tipulidae											1								0	1	
Diptera												1							0	1	
Zygoptera																1	2	2	0	5	
Coleoptera										1			3		1	1			0	6	
Collembola				1		1	1			1		1	2	4	1		1		3	10	
<i>Calanoidae</i>					1			1										3	2	3	
<i>Cyclopidae</i> ind														1					0	1	
<i>Sida crystalina</i>										1									0	1	
Sum	17	14	16	24	12	17	38	24	10	0	94	90	68	76	29	135	110	172	161	172	935

Vedlegg D. Rådata - begroing Tangedalselv

Tabell 19. Begroingsorganismer observert i Frøysetvassdraget 24.sept. og 3.nov. 1997.

Organismer, latinske navn	24.sep			03.nov		
	Frø 1	Frø 2	Frø 3	Frø 1	Frø 2	Frø 3
Cyanobakterier (Cyanophyceae)	5	6	7	4	6	7
<i>Aphanocapsae sp.</i>	xx	x		x	x	x
<i>Aphanothece palida</i>	xx		x	x	xx	xx
<i>Aphanothece sp.</i>		x				xxx
<i>Goloeocapsae sanguinea</i>			x			
<i>Homoeothrix margalefii</i>	x	x	xx	x	x	xxx
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	x		x			xxx
<i>Stigonema multipartitum</i>		1 %	3 %		3 %	
Uident. Cyanobakterier, coccale	x	x	x	x	xx	xx
Uident. Cyanobakterie (1.5-2µ)		x	xx		x	xxx
Grønnalger (Chlorophyceae)	4	7	8	2	6	4
<i>Binuclearia tectorum</i>	3 %	5 %	2 %	xx	10 %	5 %
<i>Bulbochaete sp.</i>			xx			
<i>Cosmarium sp.</i>						
<i>Hormidium flaccidum</i>		xxx	20 %	5 %	xx	25 %
<i>Hormidium rivulare</i>		3 %	5 %			
<i>Microspora palustris</i>		2 %	xx			
<i>Microspora palustris var minor</i>	xx				xx	
<i>Mougotia a (8-10µ)</i>		xx	xx		xxx	3 %
<i>Mougotia sp.(14µ)</i>	x					
<i>Oedogonium a</i>			x			
<i>Penium sp.</i>		xx	xx		xx	x
<i>Zygogonium sp3</i>	3 %	3 %			xxx	
Kiselalger (Bacillariophyceae)	6	8	8	6	10	11
<i>Eunotia bactriana</i>						x
<i>Eunotia bilunaris</i>	xx	xx	x	xx	xx	xx
<i>Eunotia exigua</i>		xx	xx		xx	xx
<i>Eunotia incisa</i>		xx	xx	xx	x	x
<i>Eunotia pectinalis</i>						x
<i>Eunotia spp.</i>	xx	xx	x	x	x	xx
<i>Frustulia rhomboides var saxonica</i>	x	x		x	x	x
<i>Navicula sp.</i>			x		x	x
<i>Peronia fibula</i>	x	x	xx		x	x
<i>Tabellaria flocculosa</i>	3 %	xxx	xx	xx	xxx	5 %
<i>Tabellaria quadrisepitata</i>			xx		x	x
<i>Uidentifisere pennate</i>	x			x	x	
Rødalger (Rhodophyceae)	0	1	1	0	1	1
<i>Batrachospermum cf. turfocum</i>		7 %	5 %		7 %	12 %
Diverse	2	6	6	4	6	5
Monader (2-5µ)	xx	xxx	xx	xx	xxx	xx
Uident. liten alge "Sigar"	xx	xxx	xx	x	x	xxx
Bakterie kolonier, små		xxx	xx		xx	xx
Sopphyfer		xx	xx	x	xx	
Fargeløse flagellater		xx	xx	x	xx	xx
Ciliater		xx	xx		x	x
Moser (Bryophyta)	3	3	3	3	2	2
<i>Marsupella sp.</i>		xxx	x			xxx
<i>Nardia compressa</i>	50 %	50 %	50 %	50 %	40 %	40 %
<i>Scapania undulata</i>	xx			x		
<i>Racomitium aciculare</i>	2 %	xxx	3 %	2 %	xxx	

Tegnforklaring: Makroskopisk synlige organismer angitt ved % dekning av elveleiet.

Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=sparsom forekomst, xx=vanlig, xxx=hyppig

Tall på linje med hovedgruppene viser antall taksa innen gruppen.

Tabell 20. Epilitisk begroing; celler/enheter pr. m²*10⁶. Frøysetvassdraget 1997.

Organismer - latinske navn	24.sep			03.nov		
	St.1R	St.2	St.3	St.1R	St.2	St.3
Cyanobakterier (Cyanophyceae) - totalt	0	63	190	221	806	569
<i>Aphanothece palida</i>	0	63	0	158	474	0
<i>Homoeothrix margalefii</i>	0	0	142	63	237	569
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	0	0	47	0	95	0
Grønnalger (Chlorophyceae) - totalt	832	1265	7306	2467	1803	7828
<i>Binuclearia tectorum</i>	832	791	5550	0	0	7021
<i>Cosmarium sp.</i>	0	0	0	0	0	142
<i>Hormidium flaccidum</i>	0	0	332	2467	1566	664
<i>Hormidium rivulare</i>	0	0	1423	0	0	0
<i>Microspora palustris var minor</i>	0	127	0	0	0	0
<i>Mougotia a (8-10µ)</i>	0	316	0	0	237	0
<i>Penium sp.</i>	0	32	0	0	0	0
Kiselalger (Bacillariophyceae) - totalt	2781	2752	3463	1771	4507	4364
<i>Eunotia bactriana</i>		32	0	0	0	0
<i>Eunotia bilunaris</i>	428	538	1423	1486	2467	1566
<i>Eunotia exigua</i>	48	0	474	0	190	1755
<i>Eunotia incisa</i>	1569	474	95	63	142	332
<i>Eunotia pectinalis</i>	24	0	0	0	0	95
<i>Eunotia spp.</i>	24	63	142	32	95	0
<i>Frustulia rhomboides var saxonica</i>	0	63	47	0	0	0
<i>Navicula sp.</i>	0	95	0	0	0	0
<i>Peronia fibula</i>	24	95	0	63	47	142
<i>Tabellaria flocculosa</i>	666	1360	1233	127	1281	427
<i>Tabellaria quadriseptata</i>	0	32	0	0	0	0
<i>Uidentifisere pennate</i>	0	0	47	0	285	47
Rødalger (Rhodophyceae) - totalt	0	411	901	0	237	474
<i>Batrachospermum cf. turfocum</i>	0	411	901	0	237	474
Diverse - toalt	4968	8160	20399	7084	12334	10627
Monader (2-5µ)	4659	6989	17932	5724	10674	8065
Uident. liten alge "Sigar"	190	411	1898	633	617	190
Bakterie kolonier, små	119	759	569	727	1044	2372
Sopphyfer	0	63	474	0	95	0

Tabell 21. Epilitiske algeprøver: tørrvekt (DW) pr. m² og innhold av klorofyll *a*, TOC, totN, aluminium og silisium, samt TOC/totN-forholdet. Frøysetvassdraget 3. nov. 1997.

Prøve	DW g/m ²	Chl <i>a</i> µg/mg	TOC µg/mg	totN µg/mg	TOC/TN	Al µg/mg	Si µg/mg
St.1R-a	3,55	1,300	262,0	28,2	9,3		
St.1R-b	5,39	1,250	264,0	21,6	12,2		
St.1R-c	5,33	1,160	239,0	23,3	10,3		
St.1R	4,76	1,237	255,0	24,4	10,5	11,3	3
St.2-a	13,55	1,380	269,0	27,2	9,9		
St.2-b	14,09	1,490	264,0	26,5	10,0		
St.2-c	9,62	1,510	303,0	31,0	9,8		
St.2	12,42	1,460	278,7	28,2	9,9	5,5	1,1
St.3-a	8,31	3,500	312,0	38,4	8,1		
St.3-b	9,63	3,460	311,0	36,4	8,5		
St.3-c	8,95	3,680	302,0	37,1	8,1		
St.3	8,96	3,547	308,3	37,3	8,3	5,5	1,4