

Skogbrannen i Mykland 2008 Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i vann



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

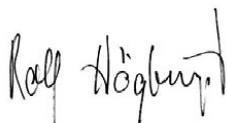
Tittel Skogbrannen i Mykland 2008 Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i vann	Løpenr. (for bestilling) 5979-2010	Dato 05.05.2010
	Prosjektnr. Undernr. 28479	Sider Pris 44
Forfatter(e) Rolf Høgberget	Fagområde Kalking og forsuring	Distribusjon Fri
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsreferanse
-------------------------------------------------------	-------------------

Sammendrag

Brannen i Mykland, i Aust-Agder i juni 2008 er den hittil største registrerte skogbrannen i Norge (26000 dekar) i nyere tid. Brannen omfattet hele nedbørfelter til flere innsjøer, og var derfor et godt utgangspunkt for å studere branneeffekter på hele akvatiske systemer. NIVA la opp et bredt prøvetakingsprogram for å fange opp disse effektene. Denne rapporten omhandler kun de kjemiske effektene. De kjemiske reaksjonene i innsjøer og bekker ble meget tydelige på ettersommeren 2008. Da oppsto en kraftig forsuring av innsjøer og bekker med høye konsentrasjoner av giftig aluminium. Næringsinnholdet i innsjøer og bekker økte også etter brannen, men ble de fleste steder raskt redusert igjen. Konsentrasjonene av sink og i noen grad bly økte rett etter brannen. Ellers ble det sporet få endring i metallkonsentrasjoner. Økningen i konsentrasjonene av sulfat og bly i avrenningsvannet etter brannen kan skyldes utlekking fra lagre av disse stoffene i jordsmonnet. Lagrene er forårsaket av mange års deponering av lufttransporterte forurensninger. Det ble også samlet inn biologisk materiale. Av økonomiske grunner er dette ennå ikke bearbeidet. For å forstå mekanismene som kontrollerer biologisk respons i området er det viktig at vi får analysert alt innsamlet biologisk materiale. Videre bør også mulige effekter fra PAH fra brannen undersøkes.

Fire norske emneord 1. Skogbrann 2. Forsuring 3. Miljøgifter 4. Fisk	Fire engelske emneord 1. Forest fire 2. Acidification 3. Contaminants 4. Fish
----------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------



Rolf Høgberget
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Skogbrannen i Mykland 2008

Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i
vann

Forord

Den store skogbrannen som startet 9. juni 2008 i Froland kommune i Aust-Agder brant av ca. 26000 dekar med ut- og innmark. Brannen ble i løpet av en uke til den hittil største registrerte skogbrannen i Norge i historisk tid. Brannen omfattet 24500 dekar skog/myr og 1500 dekar med innsjøer.

Den store andelen med bekker og innsjøer i brannfeltet resulterte i en enestående mulighet til å studere effekter av skogbrann på naturlige vannsystemer. NIVA tok derfor umiddelbart initiativ ved å etablere et feltinnsamlingsprogram for innsamling av vannkjemiske og biologiske prøver. Det ble samlet inn prøver månedlig i sommerhalvåret gjennom to år.

Alt feltarbeid gjennom begge år ble gjennomført med god hjelp av medhjelper Grunde Høgberget. Sedimentundersøkelsene er foretatt av Sigurd Rognerud (NIVA). Alle vannkjemiske prøver er analysert på NIVA kjemilaboratorium med unntak av noen Hg-analyser som er foretatt på IVL (Svenska Miljöinstitutet). To kart er utarbeidet av henholdsvis Anne Christiansen Bjørkenes og Jarle Håvardstun. (begge NIVA) Alle foto er tatt av Rolf Høgberget

Arbeidet med ”Brannfelt Mykland” er finansiert av NIVAs basisbevilgning.

Grimstad, 05.05.10

Rolf Høgberget

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
2. Områdebeskrivelse	9
2.1 Verneområdet	12
3. Materiale og metode	13
3.1 Vannkjemisk prøvetaking og analyser	14
3.2 Innsamling og analyse av innsjøsedimenter for PAH	15
3.3 Innsamling av biologisk materiale	15
4. Resultater	16
4.1 Ledningsevne og hovedioner	16
4.2 Organisk materiale (TOC) og siktedyp	19
4.3 pH og aluminium	19
4.4 ANC – syrenøytraliserende kapasitet	22
4.5 Næringssalter	22
4.6 Tungmetaller og kvikksølv	24
4.6.1 Bly og sink	24
4.6.2 Kvikksølv	24
4.6.3 Arsen, kadmium, krom og nikkel	24
4.6.4 PAH i sedimenter	26
5. Vurdering av resultater	27
5.1 Forsuring som følge av skogbrann	27
5.2 Utlekking av organisk karbon (TOC)	29
5.2.1 TOC og aluminium	30
5.2.2 TOC og kvikksølv	33
5.3 Næringssalter og klorofyll	34
5.4 Metaller	34
5.5 PAH i sedimenter	34
5.6 Biologisk prøveinnsamling	34
5.6.1 Nyoppdaget salamanderbestand i Grunntjenn	34
6. Oppsummering	35
7. Referanser	36
Vedlegg A.	38

Sammendrag

Brannen i Mykland 2008 er den hittil største registrerte skogbrannen i Norge (26000 dekar) i nyere tid. Brannen omfattet hele nedbørfelter til flere innsjøer, og er derfor et godt utgangspunkt for å studere effekter av skogbrann på hele akvatiske systemer. NIVA etablerte umiddelbart etter brannen et prøvetakingsprogram for kjemisk og biologisk oppfølging. Det ble valgt lokaliteter med både helt og delvis nedbrente nedbørfelter.

Det vannkjemiske analyseprogrammet omfattet full ionesammensetning og næringssaltene, samt åtte ulike metaller inkludert kvikksølv. I tillegg ble det analysert på metylkvikksølv. PAH ble analysert i sedimenter sommeren 2009. Biologiske prøver ble tatt av dyre- og planteplankton, bunndyr og fisk.

De kjemiske reaksjonene i innsjøer og bekker ble meget tydelige på ettersommeren 2008. Da oppsto en økt utlekking av oppløste stoffer fra nedbørfeltene. Som følge av stor utlekking av sulfat, men relativt mindre økning av kationer, oppsto forsuring av lokalitetene med meget høye konsentrasjoner av giftig aluminium. De høyeste verdiene ble målt under flommen midt i august. Senere på høsten sank nivåene igjen. I 2009 fortsatte reduksjonen mot en tilstand i nærheten av hva som ble målt i lokalitetene før påvirkning av avrenningsvannet fra de brente områdene. Den store sulfatutlekkingen kan skyldes mineralisering av organisk bundet sulfat opplagret gjennom langt tids deponering fra langtransportert sulfat i sur nedbør.

Som ventet økte næringsinnholdet i innsjøer og bekker etter brannen. I august 2008 økte fosforinnholdet raskt samtidig med utvasking av andre stoffer. I utløpet av Myklandsvatnet (Kvennåna) ble også ortofosfat målt til meget høye verdier. Imidlertid gikk konsentrasjonene raskt tilbake til nivåer fra før brannpåvirkning. Nitratinnholdet økte gjennom sommeren 2008. Konsentrasjonene av total nitrogen og ammonium økte under den kraftigste utlekkingsperioden i august 2008. Innholdet ble raskt redusert utover høsten 2008. I 2009 begynte våren med en del tilgjengelig nitrat i alle undersøkte lokaliteter, men det ble ikke observert høye konsentrasjoner i 2009. Unntaket var Heitjenn, som i 2009 hadde en økende konsentrasjon av total nitrogen og ammonium utover sommeren med derpå økende planktonvekst målt som klorofyll.

Metallundersøkelsene viste varierende reaksjon på brannen mellom de ulike metallene. Sink og i noen grad blykonsentrasjonene økte den første tiden etter brannen for så igjen å bli redusert. I Heitjenn økte blykonsentrasjonen gjennom sommeren 2009 mens sink ble redusert. For arsen, kadmium, kobber, krom og nikkel ble det ikke målt endringer. En liten økning av kadmium, kobber og nikkel oppsto likevel den første tiden etter brannen. Økende innhold av bly i Heitjenn tyder på utlekking av gammelt innlagret bly.

Det var en liten økning i konsentrasjonene av kvikksølv i noen av lokalitetene. I Rasvassvatn var det en positiv korrelasjon mellom metylkvikksølv og TOC.

I Rasvassvatn viser økt aluminiumsutlekking som muligens har bundet seg til sotpartikler i vann fra brannfeltet. Organisk bundet aluminium (ILAL) er noe lavere i brannfeltet enn i tilsvarende lokaliteter andre steder i regionen.

PAH i sedimenter fra flere av innsjøene viser høyere konsentrasjoner enn grenseverdier utarbeidet i forhold til sannsynlige økologiske effekter.

Summary

Title: Forest fire in Mykland, SE Norway in 2008. Results from two years of chemical investigations in water.

Year: 2010

Author: Rolf Hoegberget

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5714-4

A major fire burned down 2600 hectares of forest (mainly pine) in the municipality of Mykland, Aust-Agder county, Norway in June 2008. As the fire affected the whole watershed to several lakes, the fire made it possible to study fire effects on the aquatic ecosystem. NIVA established a monitoring network days after the fire was extinguished to detect chemical and biological responses to the fire. While the whole watershed was affected upstream some stations, other stations represented sites that were more partially affected. Water samples were analyzed for all major ions, nutrients and heavy metals including mercury and methyl mercury. PAH was analyzed on sediment cores. Biological samples include zooplankton and plankton algae and invertebrates. A fish survey was performed days after the fire was extinguished.

To allow studies of natural restoration processes (of land vegetation) following the fire, a large area was declared a nature reserve in 2009. As the boundaries were defined according to property boundaries and not on watersheds, the protection plans are not well suited to exclude unwanted influences from human activities.

There were few immediate responses to the fire apart from clear deposition of soot. There was no observable fish mortality. The water chemical responses to the fire became apparent in the brooks and lakes following the first major rainfall in mid August 2008. The initial response was a massive leaching of dissolved elements from the watershed. Due to high leaching of sulfate and a relative less mobilization of cations, a major pH reduction and a concurrent increase in aluminum was observed at all sites. Following the rain episode in August, concentrations declined and approached pre-fire levels during 2009. This episode may have had devastating effects on the fish populations.

The high mobilization of sulfate can be due to mineralization of sulfate stored in the organic layer, where the source for this sulfate would be long term acid deposition. If this is the case, similar acidification episodes can follow forest fires occurring in other regions affected by acid rain, when critical load is exceeded.

As expected, the concentration of nutrients increased after the fire. In August the concentration of nitrogen and phosphorus increased together with the other elements. In the outlet from Lake Myklandsvatn (Kvennåna), high concentrations of orthophosphate were measured. The levels decrease rapidly towards pre-fire levels the following weeks. Similar increases were not observed in the other lakes. An exception to this episodic increase was observed in Lake Heitjenn. This lake had increased concentrations of nutrients also in 2009, resulting in increased plankton growth measured as increased chlorophyll.

Analysis of heavy metals showed varying responses to the fire. Both zinc and lead increased after the fire. In Heitjenn, the concentration of lead remained high in 2009, while zinc was reduced. The metals arsenic, cadmium, copper, chrome and nickel did not respond to the fire, albeit a minor increase the first weeks. The elevated concentration of lead in Heitjenn suggests mobilization of lead stored in the watershed. Changes to mercury were only minor.

According to classification of the test-fishing catch (CPUE), was *high* (in both number and weight) in Lake Hundsvatn, and *below average* (number) and *high* (weight) in Lake Øyvatn.

1. Innledning

9. juni 2008 starte den største brannen i Norge i nyere tid. Brannen i Mykland startet som en lokal brann ved Ralleivsåna 9. juni 2008. I løpet av de neste 7 dagene før brannen var under kontroll hadde 26 000 dekar brent ned hvorav 19 000 dekar produktiv skog, 3 000 dekar uproduktiv skog, 2 500 dekar myr og 1 500 dekar vannflater. Det var meget tørt, og sterk vestlig vind i området. Derfor utvidet brannen seg raskt. Da man omsider fikk kontroll over brannen den 16. juni, var området utvidet til et stort brannfelt på begge sider av riksvei 42 mellom Arendal og Evje.

Skogbranner er i utgangspunktet naturlige prosesser som inntreffer selv uten innvirkning fra oss mennesker. Likevel er årsaken til nesten alle branner i moderne tid menneskelig aktivitet (Bleken med fl. 1997).

Brann har gjennomgripende effekter på biologien og organisk lagret materiale i naturen. Graden av brannpåvirkning avhenger av fysiske, hydrologiske og metrologiske forhold. Skogbunnens jorddekke vil også av samme årsak være forskjellig påvirket etter en brann. Ved brann under ekstrem tørke kombinert med sterk vind vil en stor del av jorddekke bli oksidert bort. Brannen får da en gjennomgripende effekt på området. Jorddekket blir vesentlig redusert og den totale mineraliseringen vil øke utlekking av kjemiske elementærstoffer fra området. I første omgang vil området tilføres lett tilgjengelige næringsstoffer som enkelt kan utnyttes av næringskrevende arter. Totalt sett vil området tape næringsstoffer og vekstmedium ved at disse blir drenert bort som mineraliserte stoffer i avrenningsvannet.

I Norge har det vært få store skogbranner tidligere som har gitt grunnlag for oppfølging av brannens effekter på akvatiske økosystemer. Brannfeltene har enten vært for små til å omfatte hele nedbørfeltsystemer, eller det har ikke omfattet nedbørfelter med innsjøer innenfor brannfeltet. For eksempel finnes et tilsvarende stort brannfelt som Myklandsbrannen i Elverum, men dette har ingen innsjøer. I en studie fra brannen i Resjemheia ved Notodden i 1976 ble det påvist økt innhold av næringsstoffer og metaller relativt lang tid etter brannen (Hegna 1986). De best dokumenterte effektene i vann finnes fra en brann i Tyresta i Sverige (Ericsson med fl. 2006). Her ble det dokumentert forsurening av vannet etter brannen. Ved Tyresta ble det imidlertid benyttet slukkevann fra lokaliteter påvirket av saltvann. Dette forrykket prosessene i nedbørfeltet slik at de ikke er allmenngyldige.

I Amerika er naturlige skogbranner en større del av miljøfaktorene i skogøkologien enn her i Nord-Europa. Dette gjenspeiles i antall arter som er direkte avhengig av brann (pyrofile arter). Som eksempel er det nordamerikansk motstykket til vår gran (*Picea abies*), arten "Jack Pine" (*Pinus banksiana*) avhengig av å ha 50-70 °C for å kunne åpne kongler for frøspredning, noe som vanskelig kan oppnås uten varme fra ild. Interessen for forskning omkring effekter av skogbrann har derfor vært vesentlig større i Amerika enn her. Studier fra USA viser blant annet at vi kunne forvente økt tilførsel av næringssalter og økt pH og dermed økt produksjon i innsjøene etter skogbranner (Wright 1976). Det kunne også forventes økt tilførsel av miljøgifter og tungmetaller der særlig kvikksølv er relevant. (Biswas mfl. 2007, Sigler mfl. 2002)

Brannen i Mykland oppsto i et område der nedbørfeltet er rikt på små tjern og innsjøer. Dette har gitt oss en enestående mulighet til å studere nøyere hvilke limnologiske effekter vi kan forvente oss ved branner i nordisk natur. Naturtypen er typisk for Sørlandets innlandsheier. Den er preget av fattig og skrinn skogsmark. Berggrunnen består av forskjellige typer gneis (båndgneis, øyegneis og diorittisk gneis). Dette er fattige bergarter som gjør områdene lite motstandsdyktige mot forsurening. Ervervelse av kunnskap om hvordan skogbrann påvirker vannkjemiske og biologiske forhold i slike områder er viktig. Spesielt fordi denne naturtypen utgjør store arealer i Norge.

Frykten for at viktig vannkjemisk og biologisk informasjon skulle gå tapt førte til at NIVA umiddelbart etter brannen startet opp et undersøkelsesprogram. Tidspresset som denne uannonserte situasjonen gav oss utelukket muligheten av ekstern finansiering gjennom ordinære kanaler. Alt materiale publisert i denne rapporten er resultat av internt finansiert arbeid.

Denne rapporten tar for seg vannkjemiske forhold de to første årene etter brannen. Det er også samlet inn biologisk materiale med pga av manglende finansiering er dette materialet ikke foreløpig bearbeidet.

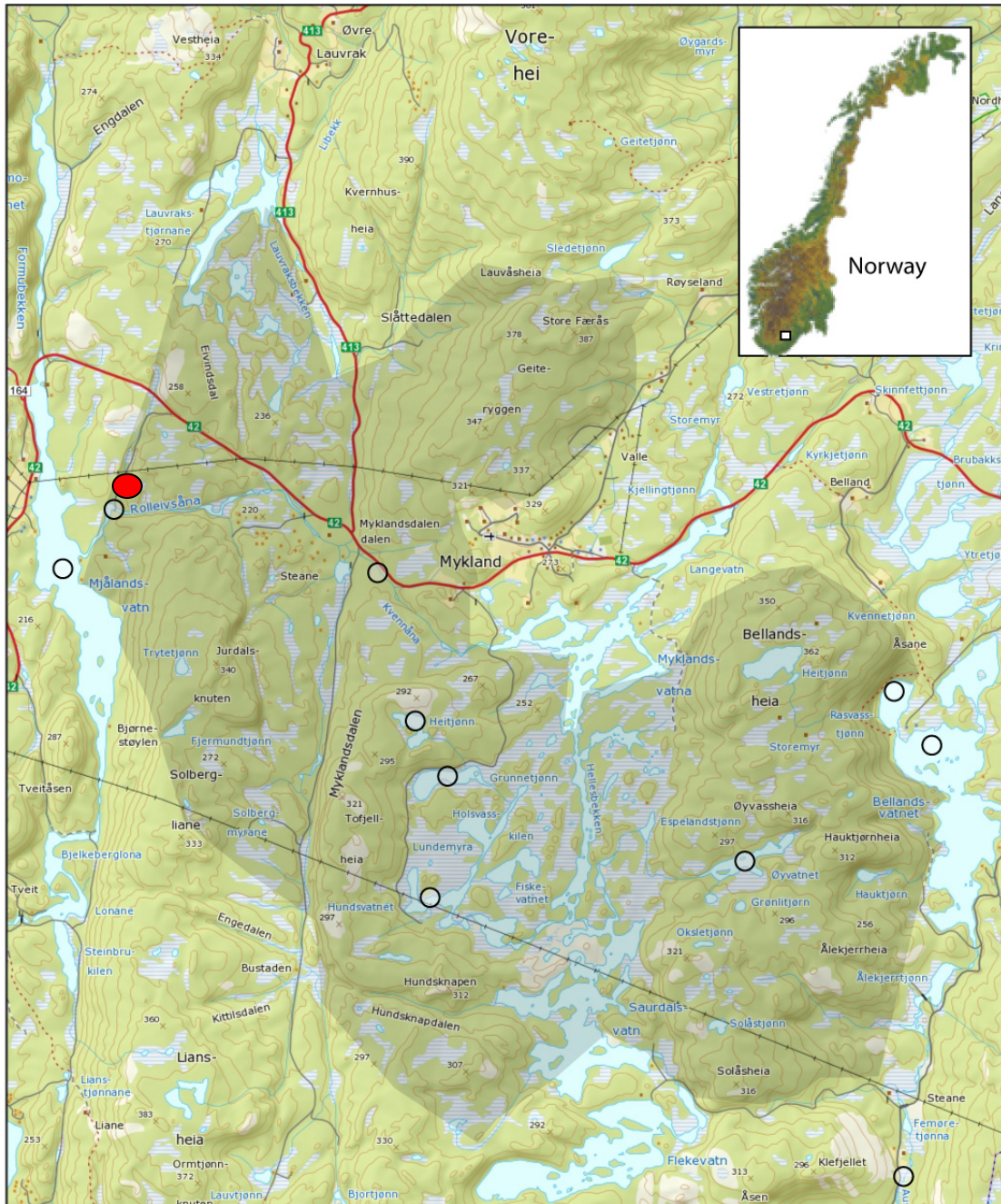
2. Områdebeskrivelse

Hele brannfeltet ligger i Froland kommune. Kart med avgrensinger for brannfeltet og aktuelle stedsnavn er gjengitt i **Figur 1**.

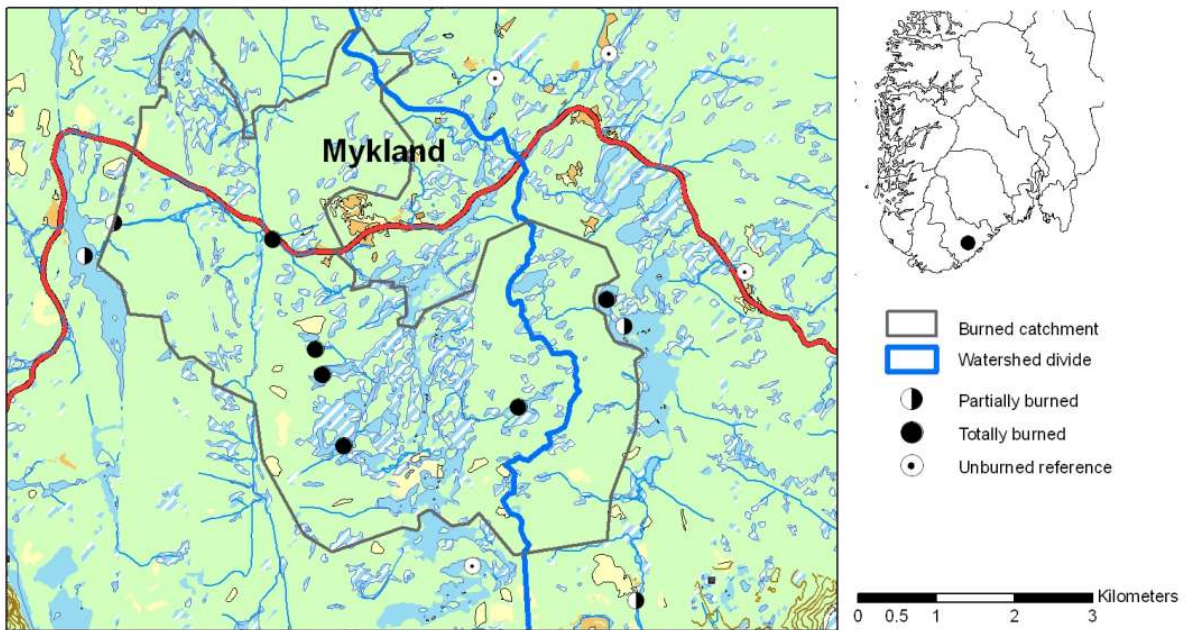
Området ligger i typisk innlandsskogsmark ca. 40 km fra kysten. Av de 26000 dekar som ble brent var 19000 dekar produktiv skog, 3000 dekar uproduktiv skog, 2500 dekar myr og 1500 dekar vannflater. De fleste av disse vannflatene tilhører Myklandsvatnet nedbørfelt (18300 dekar) som begynner med Flekevatnet i sør, renner nordover og ender ut via Ralleivsåna til Mjålandsvatnet. Området var, inntil brannen, et yndet turistområde og ble betegnet som et eldorado for turpadling. Vassdraget er kalket gjennom statlige midler. Flekevatnet og Saurdalsvatnet ble kalket annethvert år fram til år 2002, deretter i 2005. Årsaken til redusert kalking var reduserte kalkbevilgninger (Fylkesmannen i Aust-Agder pers. medd.). Vannene ble kalket på nytt i 2009 som følge av reforsuring etter skogbrannen (Per Øyvind Gustavsen, pers. medd). I øst drenerer alt vannet til del-nedbørfeltet Bellandsvatn. Grensen mellom de to store nedbørfeltene er vist i **Figur 2**.

Et sidefelt i Myklandsvassdraget renner inn fra sørvest. Dette området består blant annet av Heitjenn, Grunnetjenn og Hundsvatn (**Figur 3**). Disse innsjøene har aldri vært kalket og ligger med hele sine nedbørfelter i nedbrente områder. Ut av Myklandsvatnet renner Kvennåna. Kvennåna drenerer hovedsakelig fra brente områder (ca. 75 % brent) før samløpet med Ralleivsåna. Omkring halvparten av Ralleivsåna nedbørfelt drenerer fra brannfeltet. Ralleivsåna har tilløp til Mjålandsvatnet. Mjålandsvatnet får tilførsler også fra andre upåvirkede del-nedbørfelter (ca. 40 % i tillegg til Ralleivsåna). Denne delen av vassdraget oppfattes derfor som delvis påvirket av brannen. Vannet drenerer til Uldalsgreina i Tovdalselva. På åsen mellom Myklandsvatnet og Bellandsvatn ligger Øyvatn. Dette er en lokalitet der alt tilførselsvann drenerer fra totalt brente områder. Øyvatnet er lokalisert noe høyere i terrenget enn Myklandsvatnet og drenerer ned i dette.

Øst i brannfeltet ligger Rasvassvatn (**Figur 3**). Det er en innsjø hvor hele nedbørfeltet er brent. Rasvassvatn ligger ca. 50 m oppstrøms Bellandsvatn med kun få cm fall i bekkestrengen mellom innsjøene. Bellandsvatn er på tilsvarende vis som Myklandsvatnet et system som er delvis påvirket av brannen (ca. 25% av nedbørfeltet fra brannpåvirket område). Vannet fra Bellandsvatn drenerer via Austrebekken til hovedløpet av Tovdalselva ved Gauslåfjorden.



Figur 1. Mykland med brannfeltet i tonet farge. Kartet viser også stasjonsnettet med navn. Andre aktuelle stedsnavn er også fremhevet. Rød markering er startpunktet for brannen. (www.statkart.no)



Figur 2. Kart med grense mellom de to store nedbørfeltene som er berørt av brannen. Påvirkningsgraden i stasjonsnettet er også avmerket. Riksveien mellom Arendal og Evje er merket med rødt.

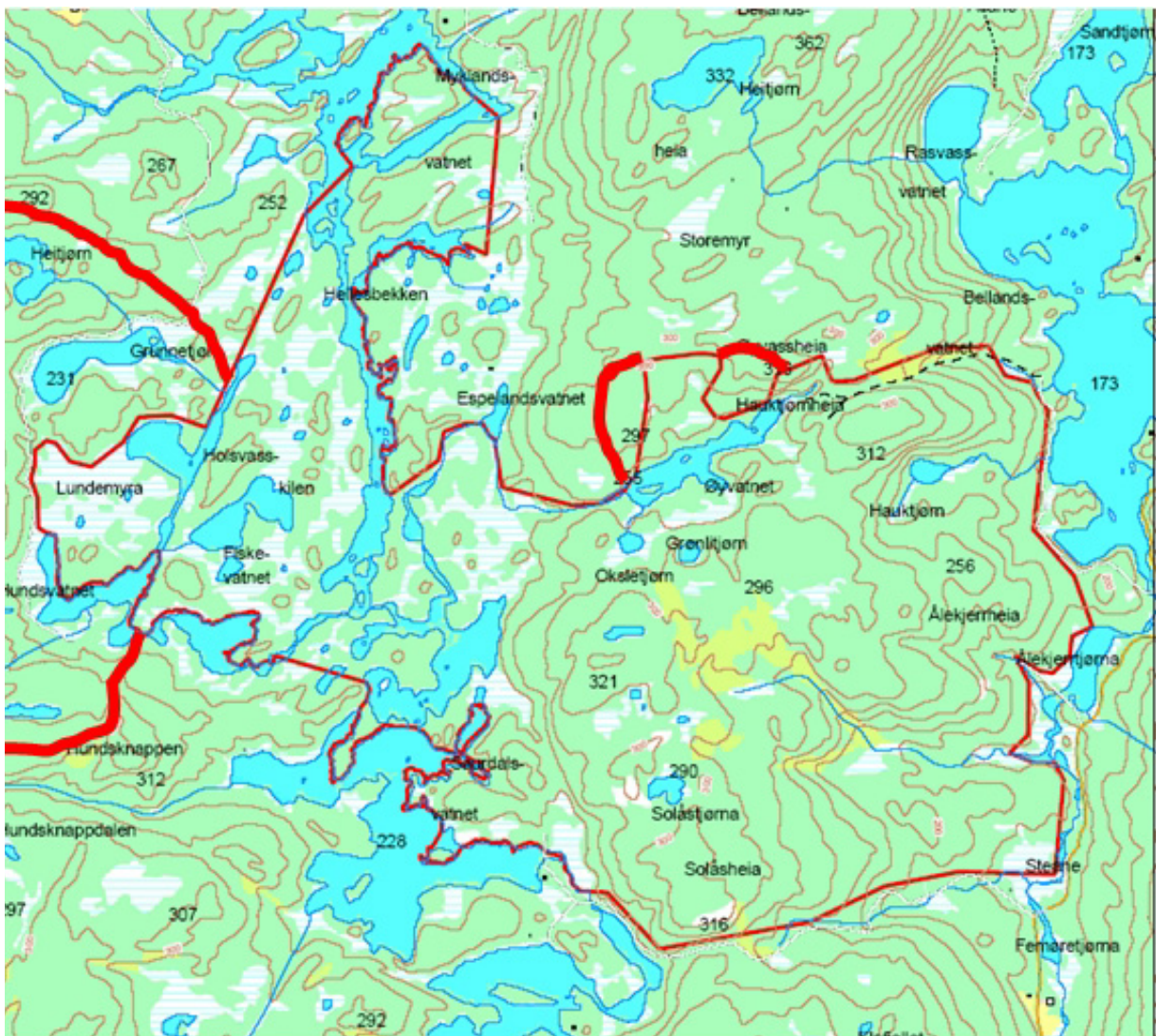


Figur 3. Venstre bilde: Hundsvatn, Høyre bilde: Rasvassvatn. Begge tjern med hele nedbørfeltet brent. De to områdene skiller seg fra hverandre ved at Heitjenn-Hundsvatnfeltet delvis ligger i et nylig opprettet verneområde. Nedbørfeltet til Rasvassvatn ligger derimot utenfor verneområdet. Dette området har blitt utsatt for omfattende hogst etter brannen. Tunge skogsmaskiner er benyttet til dette arbeidet.

2.1 Verneområdet

I 2009 ble det opprettet ca. 10600 dekar med verneområder i skogbrannfeltet. Områdene er vernet som to separate naturreservater, Myklandsvatna og Jurdalsknuten. Verneprosessen fulgte prinsippet om frivillig vern etter initiativ fra grunneiere i området. Man ønsket å verne områdene for menneskelig påvirkning i etterkant av brannen for å bevare skogområdene som økosystemer med alt naturlig plante- og dyreliv. Målet var at det skal være et viktig referanseområde for undervisning og forskning etter skogbrannen i 2008 (Miljøverndepartementet 2009).

En ulempe for oppfølging av effekter i vann er at vernegrensene for naturvernområdet ikke følger nedbørfeltgrenser, men bare eiendomsgrenser. Dette har medført at nedbørfeltene til våre oppfølgingslokaliteter ikke er tilstrekkelig sikret ved vern. NIVA tok disse manglene opp med Fylkesmannen i Aust-Agder under verneprosessen uten at dette fikk følger for utfallet av fredingen. Kart med vernegrenser er gjengitt i *Figur 4*.



Figur 4. Kart over Myklandsvatna naturreservat med verneområders grenser (tynn rød linje). Disse grensene er bestemt ut fra eiendomsgrenser, ikke ut fra faglige kriterier som nedbørfelter. Røde fete linjer viser avgrensningen av delnedbørfelter som ligger utenfor verneområdet, men innenfor de kjemiske oppfølgingslokalitetene.



***Figur 5.** Enorme tømmerlass ble lagret ved veiene etter massivt uttak av tømmer i store deler av Myklandsskogen etter brannen. Områdene innenfor verneområdet skal imidlertid stå med den brannskadete skogen intakt slik at naturlig nedbryting kan ta tak i død biomasse. Dermed innlagres mye organisk materiale i stedet for å fjernes fra området.*

3. Materiale og metode

Det ble raskt etter brannen etablert et prøvetakingsprogram for kjemisk og biologisk prøvetaking i fire innsjøer og fire bekker i brannområdet. Det ble tatt prøver i to innsjøer (Hundsvatn og Rasvassvatn) og to bekker (Kvennåna og utløp Rasvassvatn) innenfor nedbørfelter der hele området er nedbrent, og to innsjøer (Mjålandsvatnet og Bellandsvatn) og to bekker (Ralleivsåna og Austrebekken) innenfor større nedbørfelter som samler vann også fra ubrente områder (**Figur 2**).

Eventuelle påvirkninger i disse feltene vil dermed utgjøre bidraget til de større vannsystemene nedstrøms brannfeltet (Tovdalselva). I alt fire prøvetakingsrunder ble foretatt i 2008. Disse var jevnt fordelt gjennom sommersesongen, og med de første kjemiske og biologiske prøvene allerede en uke etter brannen. Det samme feltprogrammet ble gjennomført i 2009. Unntaket var utløpsprøven fra Rasvassvatn. Denne ble kuttet ut da innsjøprøven fra 1 m dyp viste de samme kjemiske nivåer.

Som følge av at det ble oppdaget en stor bestand av salamander i Grunnetjenn, ble kjemisk og biologisk prøvetaking utvidet til også å gjelde Grunnetjenn og Heitjenn i 2009. Samtlige lokaliteter ble prøvetatt ca. hver måned i sommerhalvåret, i alt fem ganger. I forbindelse med oppdagelsen av salamander ble det også foretatt bunndyrsinnsamling en gang på våren 2009.

Tabell over lokaliteter og prøvetakingsprogram er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Prøvetakingssteder og parametere ved prøvesamling i felt. Heitjønn og Grunnetjønn ble bare prøvetatt i 2008. Prøvetakingsdatoer var: 25.06.08, 09.07.08, 13.08.08, 30.10.08, 19.05.09, 22.06.09, 16.07.09, 11.08.09, og 30.9.09.

	Vannkjemi	Metaller	Klorofyll	Kvantitativ fytoplankton	Kvalitativ zooplankton	Siktedyp	Temperatur
Innsjøer							
Dyp (m)	1	0,1	1	1	1		1
Bellandsvatn	x		x	x	x	x	x
Rasvassvatn	x	x	x	x	x	x	x
Hundsvatn	x		x	x	x	x	x
Grunnetjønn	x	x	x	x	x	x	x
Heitjønn	x	x	x	x	x	x	x
Mjålandsvatn	x		x	x	x	x	x

Elver/bekker		
Austrebekken	x	x
Kverbåa	x	x
Ralleivsåna	x	x

3.1 Vannkjemisk prøvetaking og analyser

Vannprøvene ble tatt på 1 m dyp etter standard metode. Det kjemiske analyseprogrammet omfattet alle parametere hvor det kunne forventes effekter. Det ble analysert for pH, konduktivitet, alkalitet, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, NO₃, NH₄, PO₄, tot Al samt fraksjoner av aluminium. I tillegg ble det analysert på metallene arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og kvikksølv (Hg) både som uorganisk og metyllkvikksølv (Me-Hg) i elvene/bekkene. Alle analysene med unntak av Hg og MeHg i 2009 ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium. (**Tabell 2**).

Tabell 2. Analysemetoder på NIVAs akkrediterte laboratorium som er brukt i dette prosjektet

Kode	Variabelnavn	Enhet	Analysemetode	Deteksjons grense
pH	pH		Potensiometri	-
Kond	Konduktivitet	mS/m 25C	Elektrometri	0,05
Ca	Kalsium	mg/l	Ionkromatografi	0,02
Mg	Magnesium	mg/l	"	0,02
Na	Natrium	mg/l	"	0,02
K	Kalium	mg/l	"	0,02
Cl	Klorid	mg/l	"	0,03
SO ₄	Sulfat	mg/l	"	0,04
NO ₃ -N	Nitrat	µg N/l	"	1
Alk	Alkalitet	mmol/l	Potensiometrisk titrering til pH = 4.5	0,01
TOC	Total organisk karbon	mg C/l	Oksidasjon til CO ₂ med UV/persulfat og måling med IR-detektor	0,10
Al/R, Al/II	Reaktiv og ikke labil	µg/l	Automatisert fotometri	5
LAl	Labil Aluminium	µg/l		5
Tot-N	Total Nitrogen	µg N/l	Automatisert fotometri	10
NH ₄ ⁺	Ammonium	µg N/l	Ionkromatografi	5
Tot-P	Total fosfor	µg P/l	Automatisert fotometri	1

As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn ble analysert på ICP MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry) .

Hg og Me-Hg ble analysert på NIVA i 2008 og ved IVL i 2009. NIVA analyserer kvikksølv etter metoden CV-AAS. Dette innebærer oppkonsentrering på gullfelle. Prøvene ble tatt på spesialvaskede glassflasker. Rapporteringsgrensen er 1,0 ng/l for renvannsprøver. Ved IVL benyttes metode A9 på total Hg og A10 på metylkvikksølv. For MeHg innebærer dette at prøvene ble etylert i vannfase, destillert og deretter separert med gasskromatografi etterfulgt av deteksjon med kalddampatomfluorensens-spektroskopi (CVAFS) (Horvat et al., 1993; Lee et al., 1994). Total-kvikksølv ble også analysert på CV-AFS, etter reduksjon med BaCl₂, reduksjon med SnCl₂ og amalgamering på gullfelle (Bloom and Crecelius, 1983; Iverfeldt, 1991). Måleområdet er henholdsvis 0,1 – 1000ng/l og 0,06 – 1000 ng/l.

Labilt Al (LAL) er beregnet som differansen mellom reaktivt (RAL) og organisk Al (ILAL). ANC er beregnet som differansen mellom sum av kationer og sum av anioner.

Det ble benyttet automatisk datalogging av pH på en lokalitet i en kort periode sommeren 2008.

3.2 Innsamling og analyse av innsjøsedimenter for PAH

Det ble også foretatt sedimentinnsamling for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fire utvalgte lokaliteter innenfor brannfeltet. Analysene ble utført på NIVA ved metode:GC-MS

3.3 Innsamling av biologisk materiale

Biologisk prøveprogram besto av kvantitative plantplanktonprøver fra 1 m dyp og kvalitative prøver av zooplankton fra vertikalt hovtrekk (0-5 m der dette var mulig). Maskevidden var 45 µm.

For å få et estimat av fiskestatus i brannfeltet før branneffekter, ble det foretatt prøvefiske i Øyvattn 16.07.08 og Hundsvattn 1.07.08. Det ble benyttet Nordisk garnserie.

Biologisk materiale av planteplankton, zooplankton og bunndyr er foreløpig ikke analysert, og derfor ikke omtalt i denne rapporten. Fiskedata er bearbeidet, men ikke publisert her.



Figur 6. *Prøvefiske med Nordisk garnserie i Øyvattn gav en fangst av abbor (Perca fluviatilis). Det ble bare registrert en annen art under prøvefisket, aure (Salmo trutta), men da antallet av denne var minimal, ble det bestemt å gå videre med analyse bare av abbor.*

4. Resultater

Alle analyseresultater er presentert i vedlegg A, B og C.

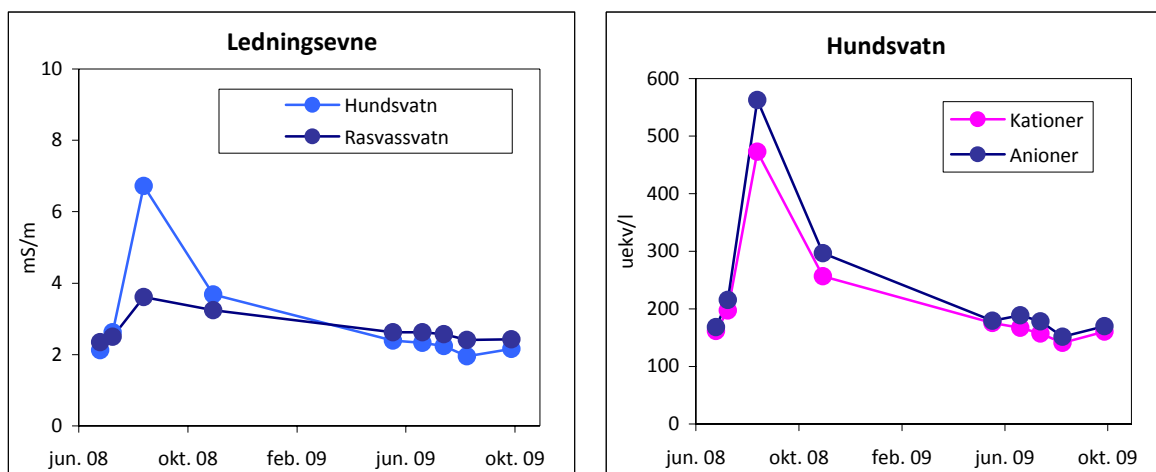
Det er tatt vannprøver i 9 runder etter brannen, fire ganger i 2008 og fem ganger i 2009. Vannprøvene fra første feltdag ble samlet inn 25. juni, 9 dager etter at brannen ble slukket. På grunn av ekstrem tørke, og derfor meget lav avrenning, kan disse analysene mest sannsynlig betraktes som konsentrasjonsnivåer som var typiske verdier før brannen (unntatt Austrebekken, se avsnitt 4.5.1).

4.1 Ledningsevne og hovedioner

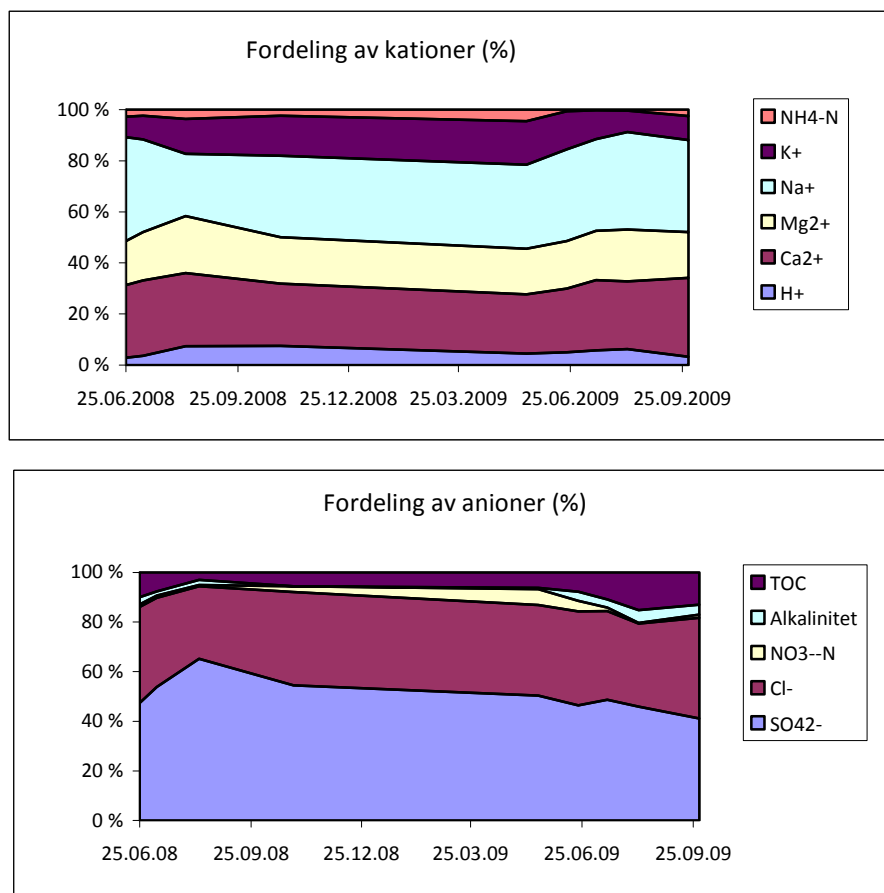
Ledningsevnen i vannet økte i alle de undersøkte innsjøene og bekkene etter brannen (**Figur 7**). Det var langt større økning i Hundsvatn enn i Rasvassvatn. Årsaken til økningen er tilførsel av betydelige mengder kationer og anioner som følge av utvasking av mineraliserte stoffer (oppbrent organisk materiale). **Figur 8** viser hvordan forholdet av kationer og anioner fordelte seg i løpet av undersøkelsesperioden.

De viktigste kationene i vannet var Ca, Mg, Na og K. Totalt økte alle kationer (**Figur 9**). Det var en klar økning i prosentvis bidrag fra kalium og magnesium på bekostning av særlig natrium. På ekvivalentbasis var økningen størst av magnesium og kalsium.

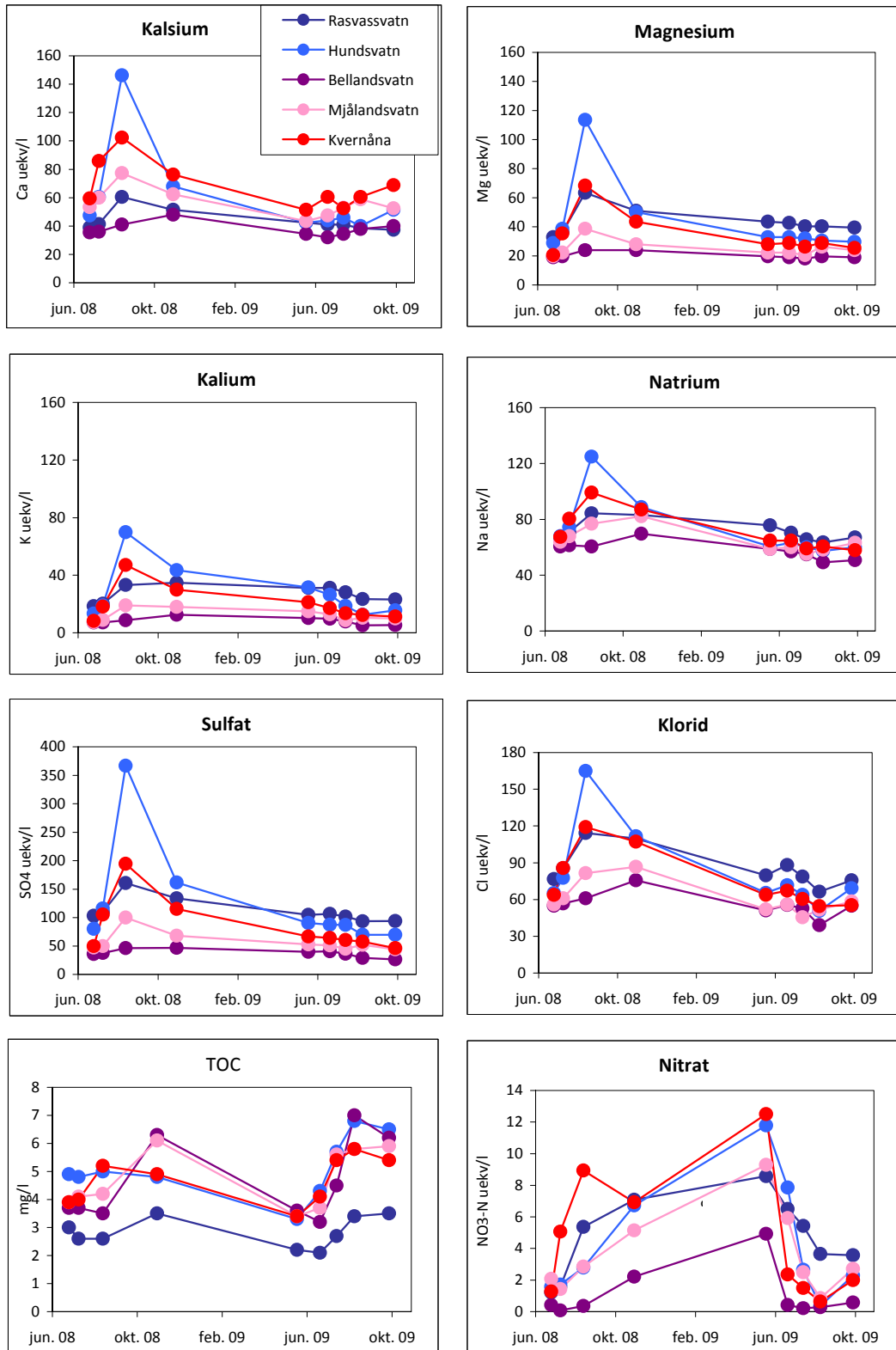
Anionene var dominert av sulfat og klorid. Alle anioner økte etter brannen (**Figur 9**). Ved økt utlekking av anioner etter brannen, bidro sulfat mer i den totale ionebalansen på bekostning av alle de andre anionene (**Figur 8**). Andelen av nitrat var lav rett etter brannen, men andelen økte med tiden. Det var mer nitrat i vannet i august 2009 enn i august 2008, da de fleste andre elementene også hadde høyest konsentrasjon. Sulfatøkningen var betydelig i 2008. I Hundsvatn økte den fra 80 $\mu\text{ekv/l}$ fra de første målingen etter brannen til 367 $\mu\text{ekv/l}$ i august 2008.



Figur 7. Endring i ledningsevnen (venstre figur) i de to fullstendig brannpåvirkete lokalitetene, Hundsvatn og Rasvassvatn. Ledningsevnen økte langt mer i Hundsvatn enn i Rasvassvatn sannsynligvis på grunn av større tilførsel av løste stoffer, her vist som summen av hhv. kationer og anioner (høyre figur). I begge figurer er det gjort fratrekk for bidraget fra H^+ for å vise økning av andre ioner enn H^+ tydeligere.



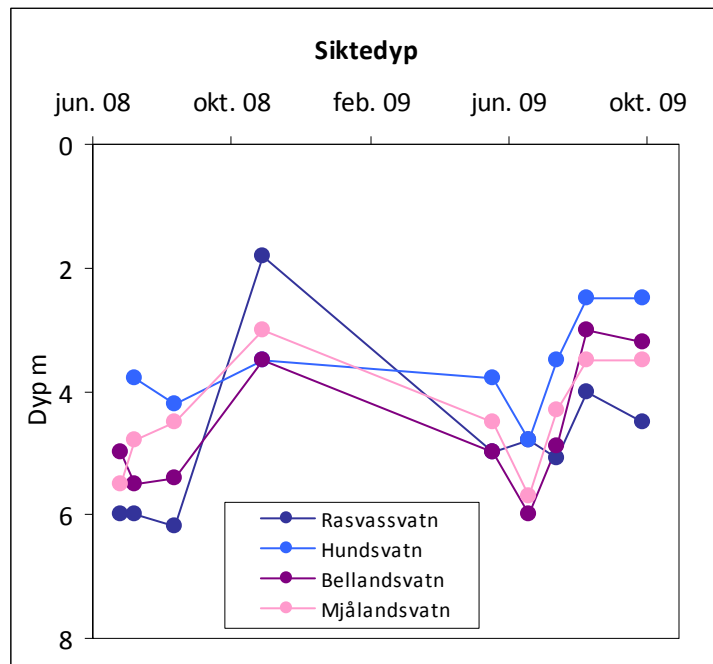
Figur 8. Prosentvis fordeling av kationer og anioner i Hundsvatn gjennom to år med undersøkelser. For kationene var det en prosentvis økning i bidrag fra kalium og magnesium, mens for anionene var det sulfat som økte på bekostning av de andre anionene.



Figur 9. Konsentrasjonen av kationer og anioner som ekvivalenter i to år etter brannen i Mykland. Hundsvatn hadde den kraftigste reaksjonen på brannen. Konsentrasjonen av de fleste ioner ble raskt redusert igjen etter den momentane økningen i perioden etter brannen. Nitrat holdt imidlertid forhøyede konsentrasjoner en lengre periode etter brannen.

4.2 Organisk materiale (TOC) og siktedyp

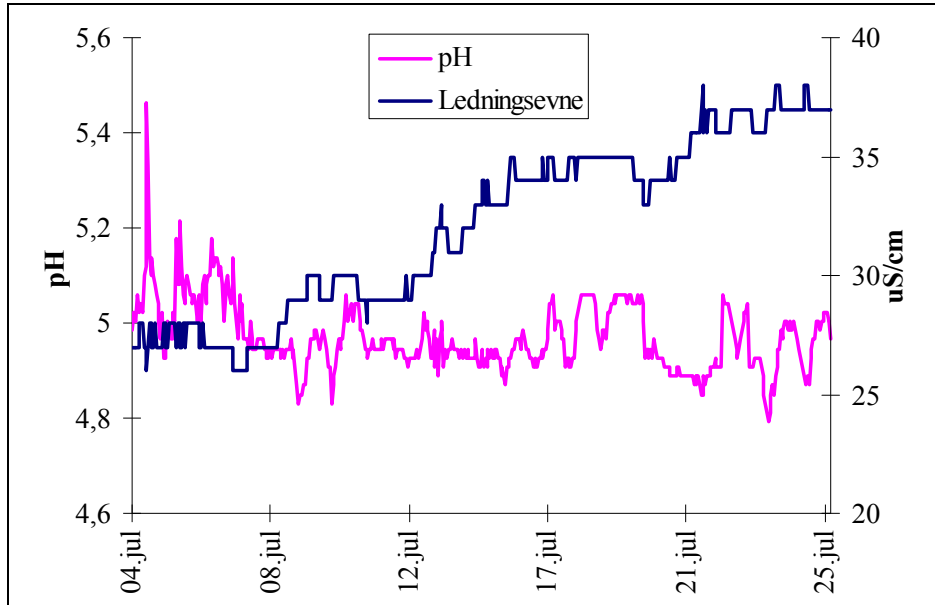
TOC (total organisk karbon) viste ingen klar endring den første tiden etter brannen. Vannkvaliteten i de fleste tjern i området er preget av påvirkning fra store myrområder i nedbørfeltene. Tilførselen av organiske stoffer gjør vannet brunt i farge. I 2009 var det generelt høyere TOC-konsentrasjoner enn i 2008. Unntaket var Rasvassvatn, der TOC ikke viste særlig endring (**Figur 9**). Det var en markert reduksjon i siktedyp høsten 2008 uten at dette er gjenspeilet i TOC-innholdet (Figur 10). Fargen i vannet høsten 2008 ble subjektivt karakterisert som grågul.



Figur 10. Siktedyp i noen lokaliteter ved brannfeltet Mykland. Siktedypet i Rasvassvatn ble mest redusert etter brannen.

4.3 pH og aluminium

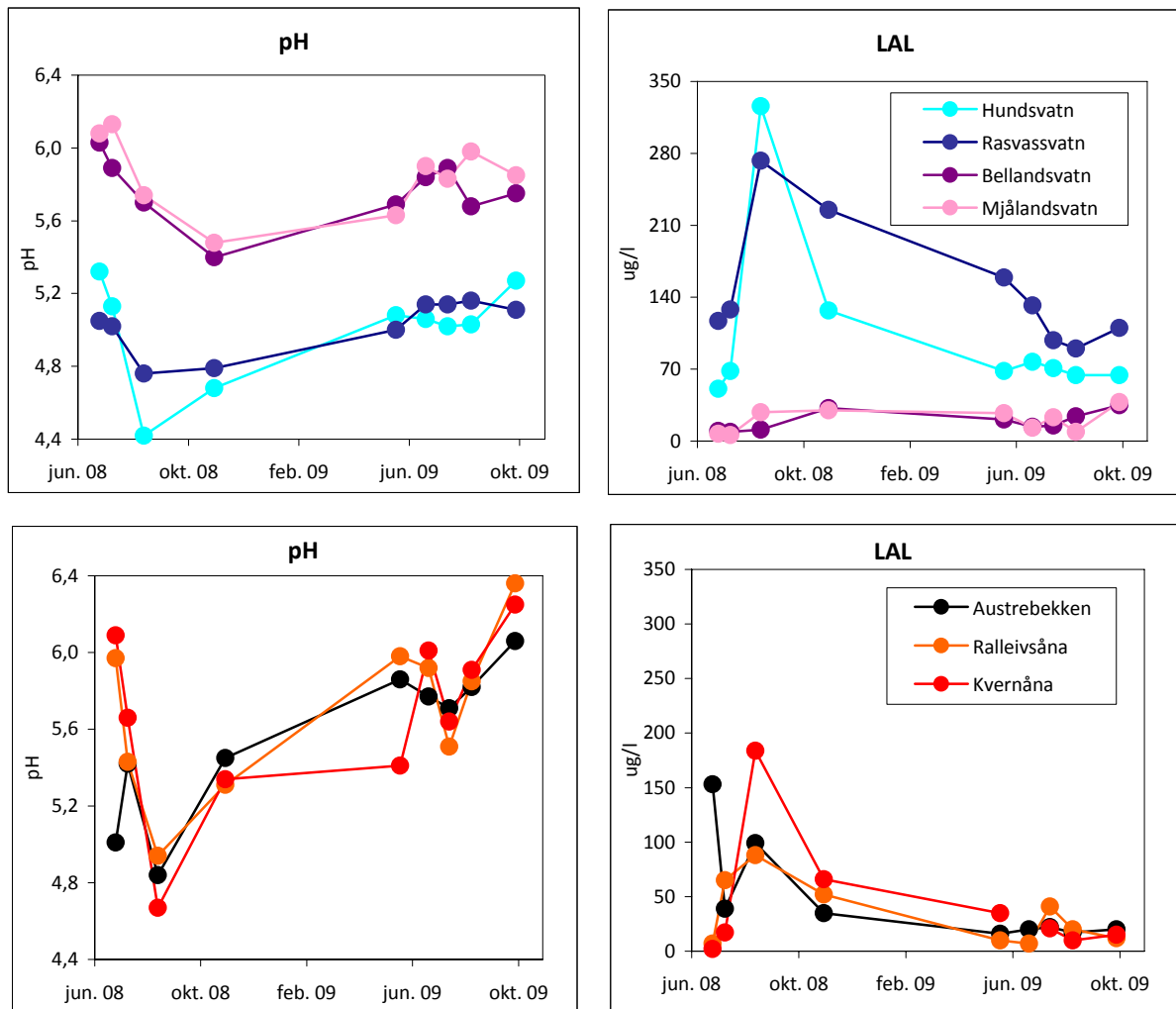
For å fange opp umiddelbare vannkjemiske reaksjoner i første avrenningen fra brannfeltet, ble det satt ut en pH- og ledningsevnelogger rett før det ble varslet store nedbørmengder. Dette ble gjort i utløpet fra Rasvassvatn den 4. juli. pH ble registrert i tre uker uten å påvise noen klare endringer. Det var imidlertid en liten reduksjon i pH de første dagene etter oppstart (**Figur 11**). Tendensen til lavere pH ble bekreftet i prøvene fra 9. juli. Først i analyser fra prøver tatt 13. august ble det registrert en kraftig forsuring (pH-fall) i området. Utviklingen var entydig, og gjaldt alle brannpåvirkete lokaliteter.



Figur 11. Data fra automatisk logging av pH og ledningsevne i utløpet av Rasvassvatn den første tiden etter brannen. Den forventete pH-økningen i forbindelse med nedbøren uteble. Snarere ble det en tendens til lavere pH i begynnelsen av loggeperioden. Legg også merke til en stabil økning i ledningsevnen.

Størst effekt hadde brannen på vannkjemien i Hundsvatn. Til forskjell fra Rasvassvatn, hadde denne innsjøen en stor bestand av fisk og moderat innhold av labilt aluminium før brannen (50 μg LAI/l). Rasvassvatn var i utgangspunktet kraftigere forsuret, og hadde derfor ingen fiskebestand (Ca 120 μg LAI/l) (**Figur 12**).

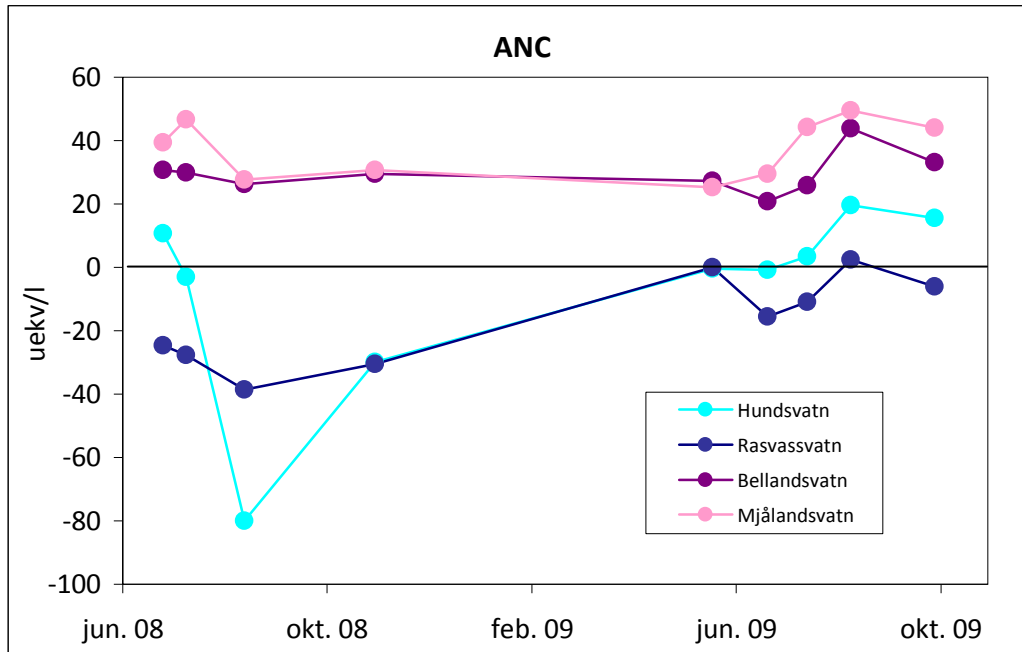
Transporten av surt vann med giftig aluminium ut av brannområdet økte. Imidlertid ble påvirkningen i de første innsjøene nedstrøms brannområdet, Bellandsvatn og Mjålandsvatnet, relativt moderat. pH ble redusert etter brannen, med nivåer i området pH 5,4-5,5, men økte igjen mot høsten. Det oppsto ingen økning i labilt aluminium på noen av disse lokalitetene (**Figur 12**).



Figur 12. pH og labilt aluminium i syv lokaliteter. Forsuringen økte kraftig som følge av brannen i flere lokaliteter. Bellandsvatn og Mjålandsvatnet ble ikke nevneverdig påvirket av forholdene. I bekkene økte konsentrasjonen av aluminium (LAL) ca. 1,5 måneder etter brannen. Unntaket var Austrebekken. Der var branneffekter til stede allerede ved første prøveinnsamling.

4.4 ANC – syrenøytraliserende kapasitet

ANC (syrenøytraliserende kapasitet) ble betydelig redusert i Hundsvatn som følge av brannen (*Figur 13*). I Rasvassvatn var ANC i utgangspunktet meget lav, men også her ble ANC noe redusert etter brannen i 2008. I 2009 økte ANC, men var fortsatt negativ.

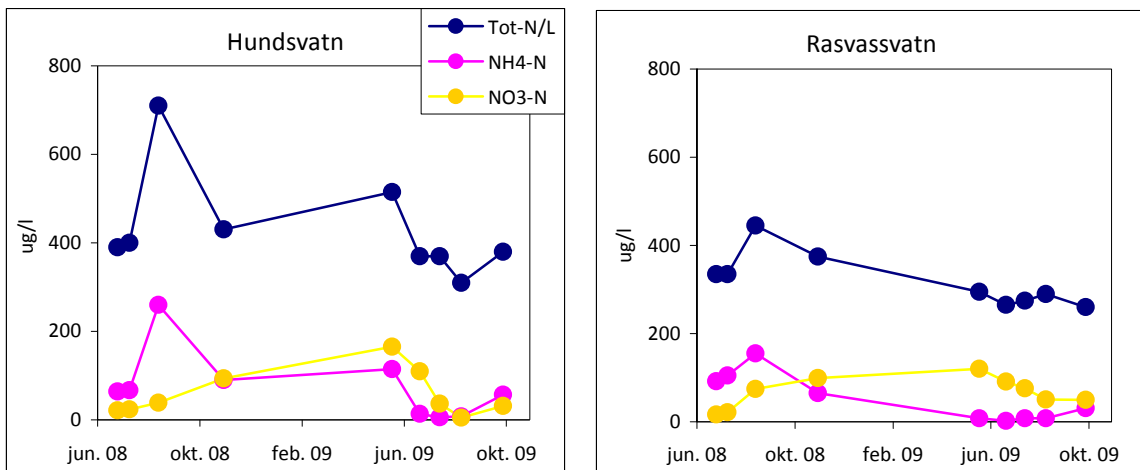


Figur 13. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på 1 m dyp i fire lokaliteter. Bellandsvatn og Mjålandsvatnet opprettholdt akseptable ANC-verdier gjennom hele perioden (ANC > 20 uekv/l). Rasvassvatn hadde også liten utvikling i ANC-nivået. Der var imidlertid ANC-verdiene hele tiden ugunstige i forhold til fisk. I Hundsvatn ble ANC kraftig redusert den første tiden etter brannen.

4.5 Næringsalter

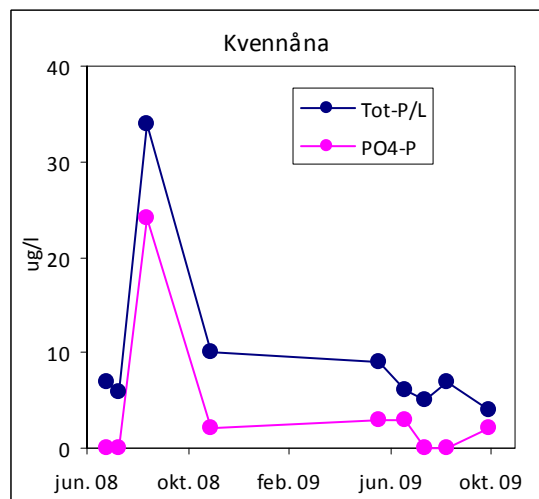
Innsjøene i brannfeltet er typisk oligotrofe (næringsfattige) med varierende grad av dystrofi. Det er ingen jordbruks-virksomhet i nedbørfeltet som kan skape eutrofe (næringsrike) forhold. Etter brannen økte næringstilførselen til innsjøene. Nitrogeninnholdet økte i Hundsvatn og Rasvassvatn, med en maksimal konsentrasjon ca. 1,5 måneder etter brannen (*Figur 14*). Både total nitrogen og ammoniumkonsentrasjonen ble gradvis redusert etter dette. Nitrat økte fra ca. 20 µg/l før effekter av brannen til ca. 100 µg/l på senhøsten 2008. I 2009 begynte sommeren med høyt nitratinnhold, for så å bli redusert gjennom sommersesongen.

I Heitjenn ble det bare tatt vannprøver i 2009. Ammonium og total nitrogen viste der en annen utvikling. Konsentrasjonen av disse stoffene økte utover sommeren fra henholdsvis 35 og 365 µg/l til 485 og 940 µg/l i august. Nitratinnholdet var hele tiden lavt og synkende utover sommeren.



Figur 14. Fraksjoner av nitrogen i Rasvassvatn og Hundsvatn gjennom en to års periode etter brannen i Mykland. Ammoniumkonsentrasjonen økte i Hundsvatn like etter brannen, men avtok siden. I Rasvassvatn var det svært liten endring av nitrogenkonsentrasjonen gjennom undersøkelsesperioden.

Fosforkonsentrasjonen økte i Hundsvatn fra 6 til 8 µg/l i august 2008. Våren 2009 var det 10 µg/l total fosfor. Imidlertid ble dette raskt redusert til 4-6 µg/l utover sommeren. Det ble ikke påvist høye nivåer av ortofosfat i verken Hundsvatn eller Rasvassvatn. I Kvennåna ble det imidlertid påvist svært høye verdier i august 2008 av både total fosfor og ortofosfat (**Figur 15**). I 2009 ble det påvist høye totalfosforverdier i Heitjenn, særlig i augustprøven (16 µg/l Tot-P).



Figur 15. Total fosfor og ortofosfat ut av Myklandsvatnet gjennom to år med oppfølging av næringsstoffnivået etter brannen. Prøvene ble tatt i Kvennåna. Det ble registrert en markert og kraftig økning av det lett tilgjengelige plantenæringsstoffet ortofosfat i august 2008. Konsentrasjonene gikk senere tilbake. Sommerprøver fra 2009 viste minimale mengder fosfat.

Klorofyllverdier gir et godt bilde på produksjonen av biologisk materiale i vannmassene. Det ble ikke målt unaturlig høye verdier av klorofyll etter brannen. Selv i Mjålandsvatnet, der Kvennåna i en periode tilførte store mengder ortofosfat, var det ikke høyere verdier enn i de øvrige innsjøene. Imidlertid ble det påvist noe høye klorofyllverdier i Bellandsvatn sent i september 2009 og høye verdier i Heitjenn sent i september 2009.

4.6 Tungmetaller og kvikksølv

Ved brann vil mineralisering av organisk materiale med forhøyet innhold av tungmetaller kunne spores i avrenningsvannet. Mykland ligger i kjerneområdet for langtransporterte forurensinger i Norge, og sannsynligheten for slik forurensing av avrenningsvann fra brannfelter er til stede.

4.6.1 Bly og sink

Resultatene viser varierende reaksjon på brannen mellom ulike metaller. Konsentrasjonene av sink og i noen grad bly økte den første tiden etter brannen. Sink-konsentrasjonene økte i Kvennåna fra 7 til 28 µg/l den første tiden etter brannen. Samme utvikling ble registrert i Rasvassvatn. Der var konsentrasjonen av sink før branneeffekter 8 µg/l, men økningen var bare det halve av Kvennåna (til 15 µg/l). I Austrebekken nedstrøms Bellandsvatnet økte sink-konsentrasjonen betydelig, og var høy allerede ved første prøvetakingstidspunkt. Siden ble konsentrasjonene stadig lavere. Denne utviklingen fortsatte i 2009. Reduserte konsentrasjoner tilbake til utgangspunktet ble også registrert i Kvennåna i 2009. I Rasvassvatn ble imidlertid reduksjonen langt mindre markert. Selv høstprøvene fra 2009 viser doble sinkverdier i forhold til Kvennåna og Austrebekken. I Heivatn/Grunnetjenn (*Figur 4*), viser prøver tatt i 2009 den samme tendensen som i de andre lokalitetene. Sink-konsentrasjonen gikk ned i 2009. Det var høyere verdier i toppvannet (Heitjenn) enn i Grunnetjenn om våren, men reduksjonen var mer markant (*Figur 16*).

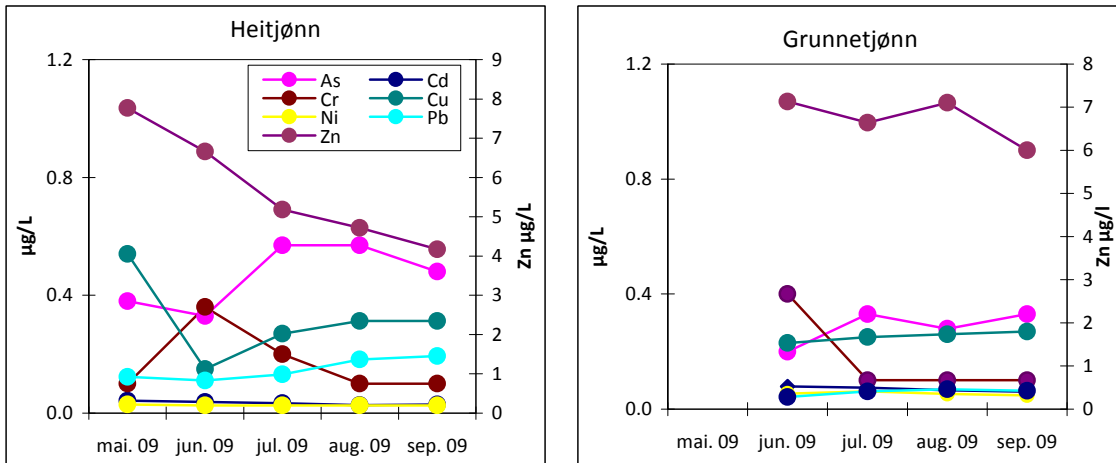
Bly-konsentrasjonen i nedbørfeltene økte i etterkant av brannen. I Rasvassvatn og Kvennåna var blynivået før effekter av brannen i området 0,5 µg/l. Etter brannen mer en doblet disse verdiene seg for så igjen å bli redusert mot slutten av året. Året 2009 fortsatte med samme lave verdier. I Heitjenn var det en utypisk utvikling i 2009. Der økte blykonsentrasjonen gjennom sommerhalvåret. Siste målte konsentrasjon i månedsskiftet september oktober var 1,5 µg/l.

4.6.2 Kvikksølv

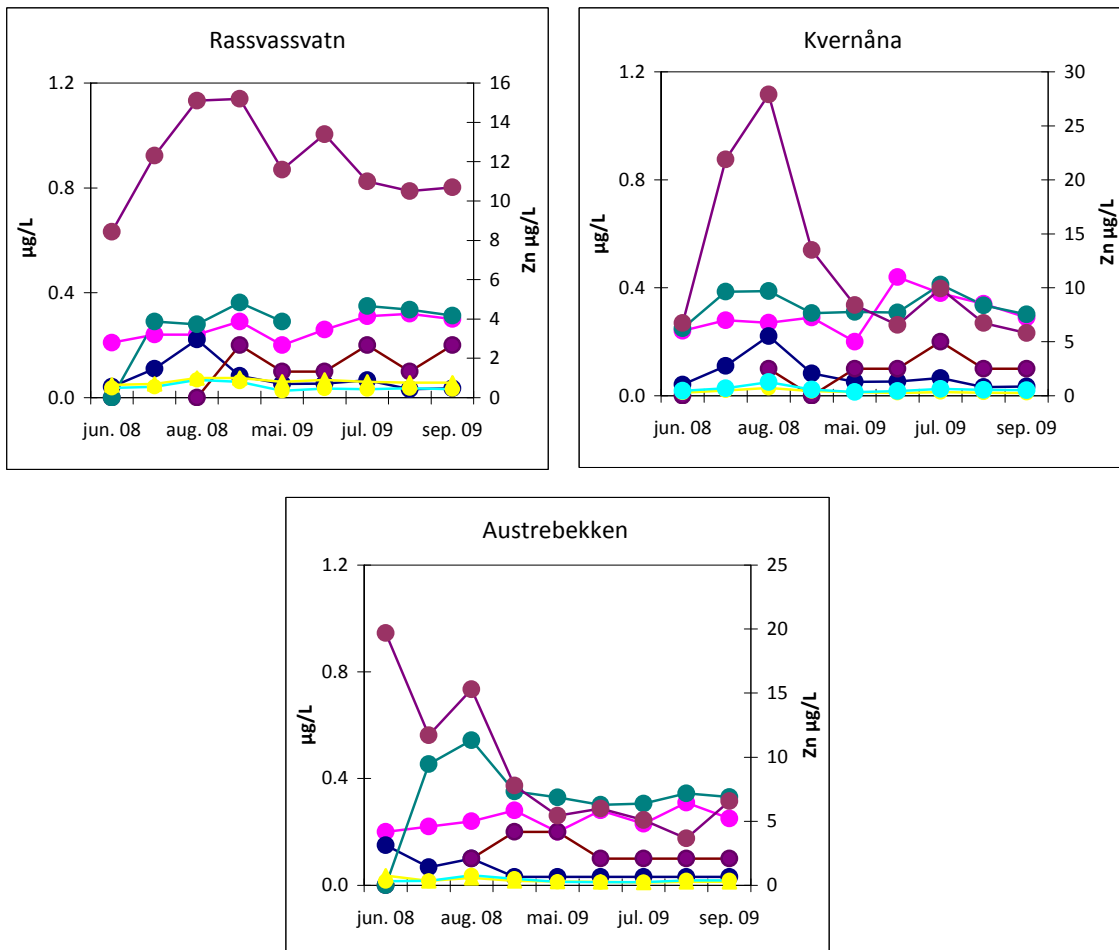
Det er kjent gjennom flere undersøkelser at skogbrann forårsaker økt kvikksølvopptak i biota på grunn av økt kvikksølvavrenning. Spesiell interesse knyttet seg derfor til hvordan kvikksølvkonsentrasjonen i avrenningsvannet forandret seg den første tiden etter brannen. (Garcia & Carignan 2004, Kelly et. al 2006). Generelt ble det ikke registrert stor økning i kvikksølvkonsentrasjonen i noen av lokalitetene. Rasvassvatn hadde hele tiden meget lavt innhold av Hg (0,25 ng/l). I Kvennåna og Austrebekken ble det registrert høyere konsentrasjoner, men heller ikke der var verdiene høye (1 ng/l). Som effekt av brannen økte imidlertid konsentrasjone her til ca. det doble. I 2009 ble det registrert tilsvarende verdier i både Heitjenn og Grunnetjenn (1,7-1,8 ng/l).

4.6.3 Arsen, kadmium, krom og nikkel

Arsen, kadmium, kobber, krom og nikkel hadde alle meget lave konsentrasjoner gjennom begge årene etter brannen. Den første tiden etter brannen ble det sporet økning i kadmium kobber og nikkel. Nikkel-konsentrasjonen var mye høyere i Rasvassvatn og Austrebekken enn i Kvennåna gjennom begge årene (*Figur 17*).



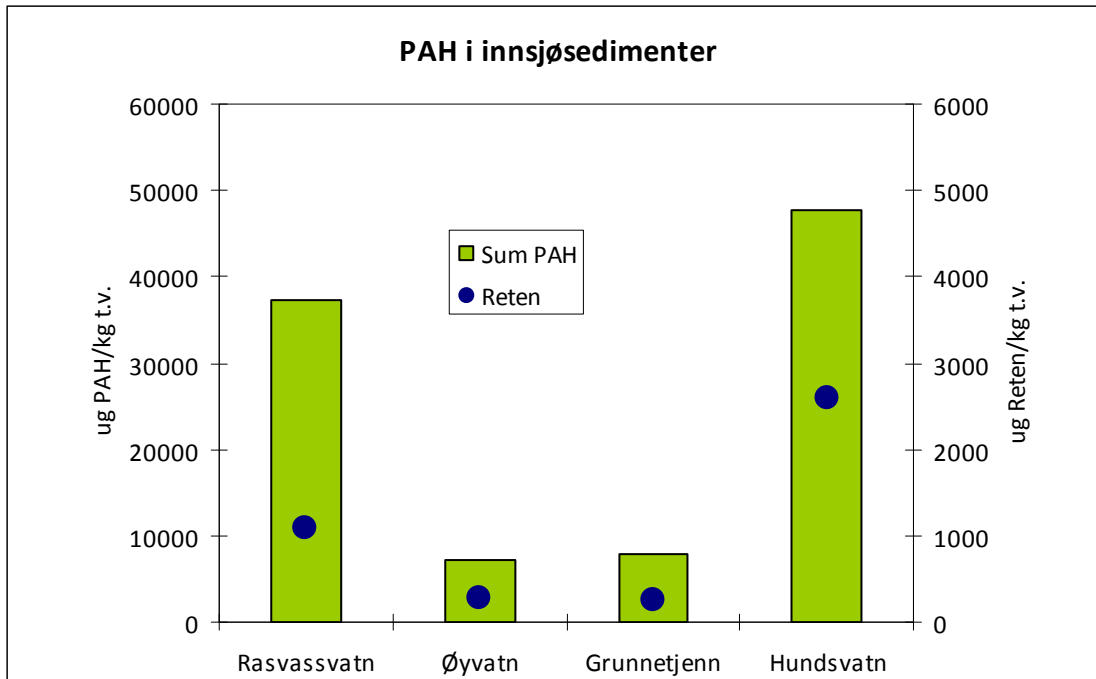
Figur 16. Tungmetaller (unntatt kvikksølv) i Heitjønn og Grunnetjønn i 2009. Figuren viser at det generelt var lave konsentrasjoner og at sink konsentrasjonen var høyere enn de andre tungmetallene. Sinkkonsentrasjonen Heitjønn var avtakende, mens. blykonsentrasjonen i Heitjønn økte svakt.



Figur 17. Tungmetaller og sink i 2008 og 2009 i tre lokaliteter. Sink økte raskt alle steder, men hadde forskjellig utvikling. I Rassvassvatn forble konsentrasjonen høy gjennom begge år. Austrebekken og Kvernåna hadde strekt reduserte konsentrasjoner i 2009. Av de andre tungmetallene som ble undersøkt hadde bly størst endring.

4.6.4 PAH i sedimenter

Sommeren 2009 ble det samlet sedimentprøver fra fire lokaliteter innenfor brannfeltet for analyse av PAH. Det ble analysert på en rekke enkeltelementer av PAH i de øverste 0,5 cm av sedimentene. Resultatene viser et meget høyt innhold av PAH i to av lokalitetene. Konsentrasjonen av enkeltelementer av PAH varierte. Andelen av reten var for eksempel forskjellig mellom de ulike innsjøsedimentene. PAH i sedimenter fra Hundsvatnet inneholdt mer reten enn Rasvassvatn-sedimentet (**Figur 18**). Bakgrunnsverdier av PAH målt i sedimenter fra forskjellige lokaliteter på Sørlandet viser ofte konsentrasjoner i området 1000 - 10 0000 µg PAH/ kg t.v. (Rognerud med fl. 2008).



Figur 18. Konsentrasjonen av PAH i fire lokaliteter innenfor brannfeltet i Mykland. Innholdet PAH i sedimentene varierte mellom de fire lokalitetene. 1-metyl-7-isopropylphenanthrene (reten) er en type PAH som særlig opptrer ved forbrenning av nåletrær. Andelen reten i PAH varierte også mellom lokalitetene. Det var relativt mer reten i Hundsvatn enn i Rasvassvatn.

5. Vurdering av resultater

Mykland ligger i et område som er tungt belastet av langtransporterte forurensninger fra industri og annet forbruk av fossilt brensel. Vann og vassdrag er sterkt forsuret gjennom mange ti-år. Denne tilstanden er godt dokumentert gjennom utallige vitenskapelige rapporter og artikler, og gjenspeiles også her ved at de undersøkte lokalitetene hadde lav pH før effekter fra brannen (pH 5-5,3). Noen lokaliteter hadde høy pH som følge av lokale kalkingstiltak. Dette gjelder Kvennåna, Ralleivsåna og Mjålandsvatnet der vannkvaliteten påvirkes av kalkingsvirksomheten i Flekevatnet/Saurdalsvatnet (en del av det statlige kalkingsprogrammet i Myklandsvassdraget). I Bellandsvatn kalkes det med skjellsand oppstrøms Bellandsvatn. Alle disse lokalitetene hadde pH rundt 6 før branneffekter.

Etter brannen økte ionestyrken av samtlige elementer i de undersøkte lokalitetene, og ledningsevnen økte til det dobbelte i Hundsvatn og Rasvassvatn.

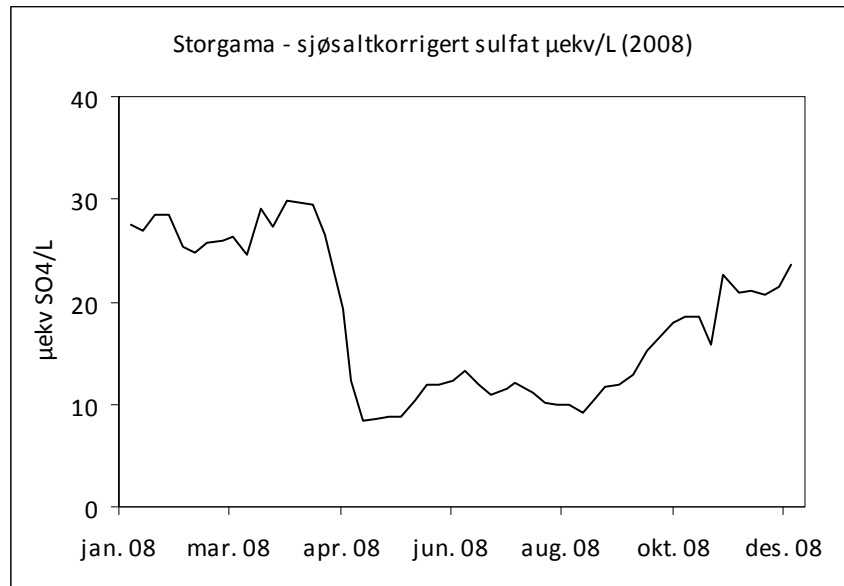
De første vannprøvene fra lokalitetene ble tatt ni dager etter at brannen var slukket, og i en tid med ekstrem tørke uten tilførsel av vann fra nedbørfeltene som kunne påvirke vannkjemien. Disse prøvene kan derfor betraktes som sannsynlige bakgrunnsverdier for hvordan den kjemiske tilstanden var før brannen.

5.1 Forsuring som følge av skogbrann

Resultater fra kjemisk oppfølging av bekker og innsjøer i brannfeltet viste at det ble en kraftig forsuringsepisode på sensommeren etter brannen. Kortvarig forsuring er også observert etter branner i tilsvarende naturtyper andre steder (Ericson mfl. 2006). Hydrologisk sammenfaller forsuringen med økende avrenning pga av store nedbørmengder. Grunnet stor markuttørking og relativt lite tilførsel gjennom nedbør første del av sommeren, tok det tid før det ble avrenning av betydning fra brannfeltet (**Figur 20**).

Forsuringen skyldtes utvasking av anioner, spesielt sulfat. I hvilken grad denne sulfatutlekkingen var forårsaket av organisk bundet svovel som ble mineralisert ved brenning av jordsmonn og annet biologisk materiale, eller naturlig oksygenering av reduserte svovelforbindelser ved ekstrem tørke i omkringliggende myrer, kan ikke bestemmes med de analysemetodene som ble benyttet i denne undersøkelsen. For å finne ut av dette måtte vi ha brukt kildeproving ved bruk av for eksempel svovelisotoper.

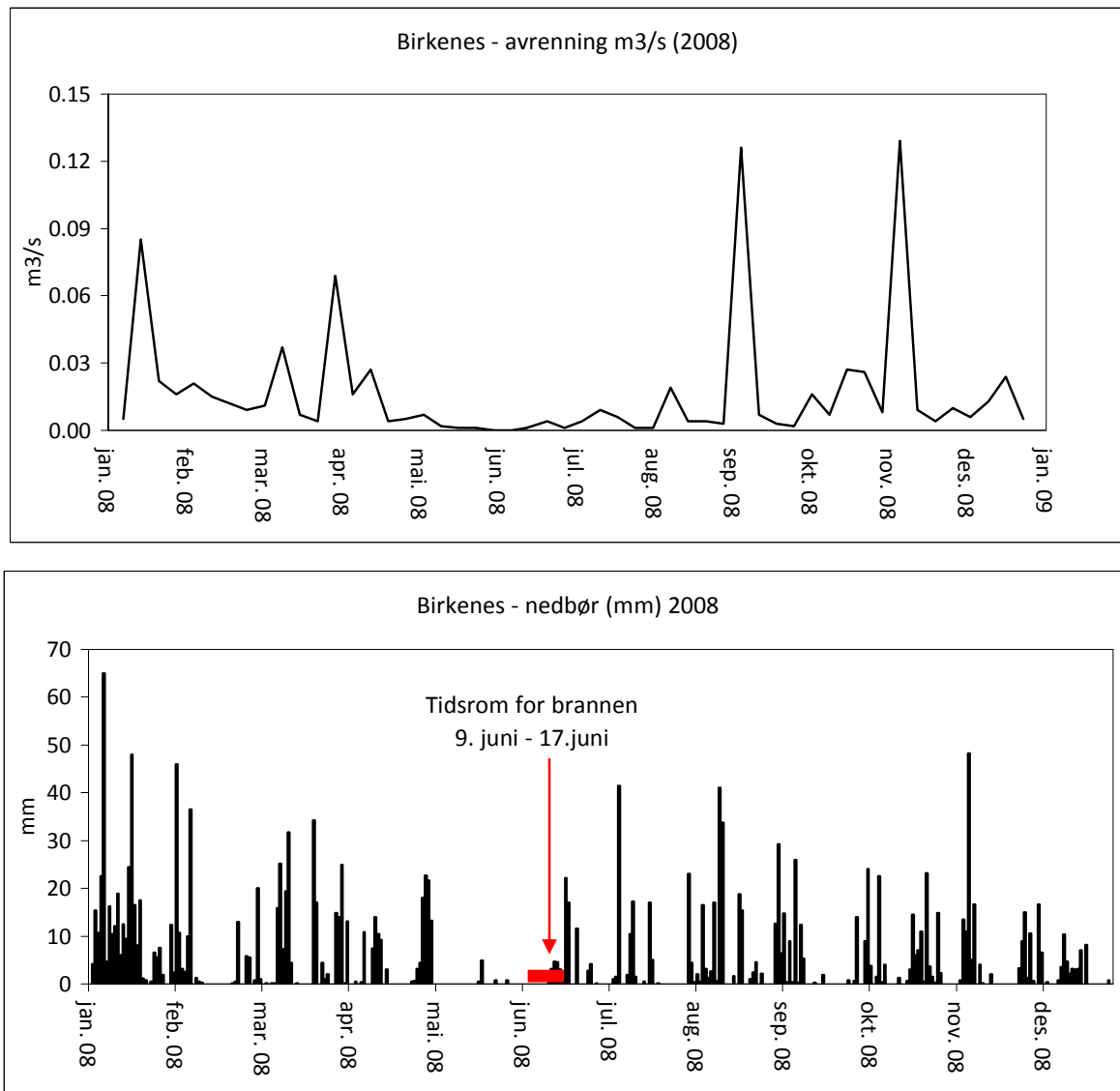
Data fra avrenningsstasjonen ved Birkenesfeltet (Tveitdalen) viser at mai, juni og juli var spesielt tørt i dette området av landet forsommeren 2008. (**Figur 20**). En vannkjemisk overvåkingsstasjon på Storgama ved Treungen, ligger 54 km øst nordøst for Mykland. Denne stasjonen er plassert i et utstrømningsområde med stort innslag av myr. Storgama-feltet er dermed nokså sammenlignbart med nedbørfeltene i Mykland. Sulfat-data fra 2008 (**Figur 19**) viser ingen økning av nivåene i den aktuelle tiden da økningen var meget stor i brannfeltet. Dette underbygger at sulfatøkningen sannsynligvis skyldes branneffekter.



Figur 19. Sulfatkonsentrasjonen i avrenningsvann ved Storgama målestasjon i Treungen, Telemark. Data er samlet hver 14. dag. Det var ingen økning i sulfat etter tørkeperioden sommeren 2008.

Forsuringen av vannlokalitetene ble målt på sitt sterkeste 13. august 2008. Av nedbørdata (**Figur 20**), går det frem at i perioden mellom de to prøvetakingsdatoene 9. juli og 13. august var det 5 dager med mye nedbør i området (17-23 mm). Ikke før prøvetakingsdatoen 13. august ble det målt særlige reaksjoner i avrenningen. Denne prøven ble tatt i slutten av en nedbørsperiode som begynte 2. august og avsluttet med ca. 75 mm nedbør i løpet av to dager 13. - 14. august. Det ble da også observert mye vann i bekkene. Denne flommen rev med seg oppløste stoffer fra nedbørfeltene. Dette medførte en kraftig økning av sulfat, og et underskudd i kationer, som ble balansert med H⁺ og Al. Dette igjen medførte at pH ble sterkt redusert med og at labilt aluminium økte.

Austrebekken oppførte seg annerledes. Der ble det målt kraftig forsuring allerede ved første prøvetaking etter brannen. Årsaken kan være at det i dette området ble satt inn spesielt høy innsats for å redde bebyggelsen på Ytre Laurak, se **Figur 1**. Ca. 1800 m³ vann (traktorfører pers. medd.) ble spredd med landbruksredskap i siste del av slokkingsperioden. Dette var ikke lenge før vannprøver ble tatt i bekken et par km nedstrøms brannfeltet. Utspylingseffekter av denne virksomheten kan være fanget opp i analyseresultatene.



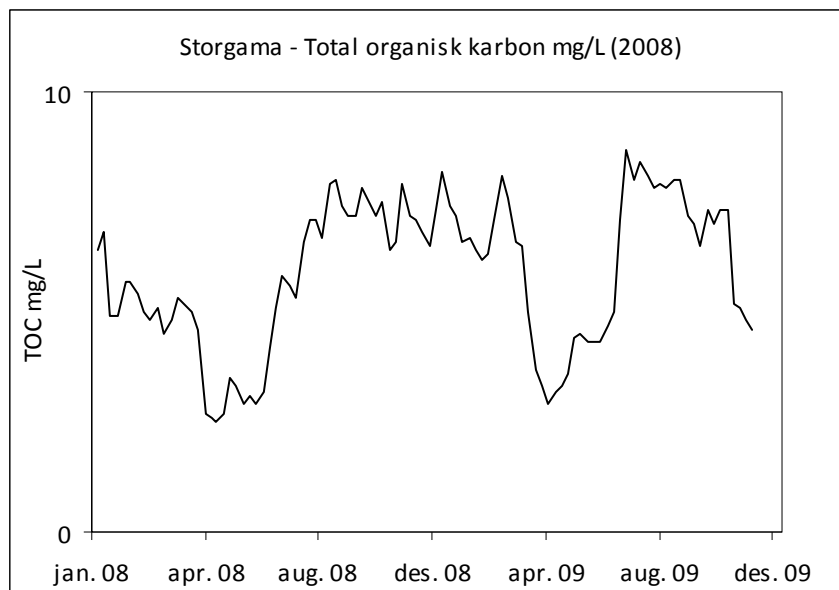
Figur 20. Vannføringen ved Tveitdalen målestasjon i Birkenes ca. 25 km fra brannfeltet. (NVE måledata) sammenholdt med nedbørdata fra målestasjon Herefoss (DNMI) 8 km fra brannfeltet og 15 km fra Tveitdalen. Det var spesielt lite nedbør og avrenning i mai og juni. Ingen avrenning i begynnelsen av juni når brannen herjet i Mykland. Tidsavgrænsingen for brannen er markert med rødt.

5.2 Utlekking av organisk karbon (TOC)

TOC-innholdet ble ikke påvirket i samme grad som mange av de andre elementene etter brannen. Selv i augustprøven 2008 ble det målt uendret innhold i de tungt belastede branneffektlokalitetene. Imidlertid ble det målt en økning i de fleste lokalitetene et år etter brannen. I hvilken grad dette skyldes brann/hogst av brannskadd skog eller er et resultat av naturlige svingninger kan TOC-utviklingen i Storgama-feltet i noen grad belyse (**Figur 21**). Storgama viser en tydelig årsvariasjon i

TOC som gjentar seg. Det vises imidlertid ingen tydelig utvikling i konsentrasjonen mellom de to årene.

Rasvassvatn hadde ikke samme økning i TOC som de andre lokalitetene. Der var konsentrasjonen hele tiden lavt selv om TOC fulgte samme mønster som i de andre lokalitetene. Spesielle forhold ble målt ved siktedyp og farge-observasjoner. Fargen ble karakterisert som varierende grad av grått i blanding med fargene etter standard vannfargeinndeling. Eksempelvis var fargen ”grågul” med siktedyp 1,8 m den 30. oktober 2008. TOC var ikke høy (3,5 mg/l). Det er sannsynlig at forholdene kan skyldes økt erosjon som følge av stor maskinell aktivitet ved avvirking av brannskadd skog i nedbørfeltet. Forholdene som førte til det særegne siktedypet og fargen skyldes dermed heller en partikkelforurensning enn oppløst materiale. Vannet hadde likevel ikke den vanlige brunfargen som oppstår i slikt jordvann. Fargen var mer grå. Sot i vann vil imidlertid ikke fanges opp av standard metode for TOC-analyse (UV/S2O8). Det lave siktedypet og gråfargen skyldtes sannsynligvis utvasking av sot.



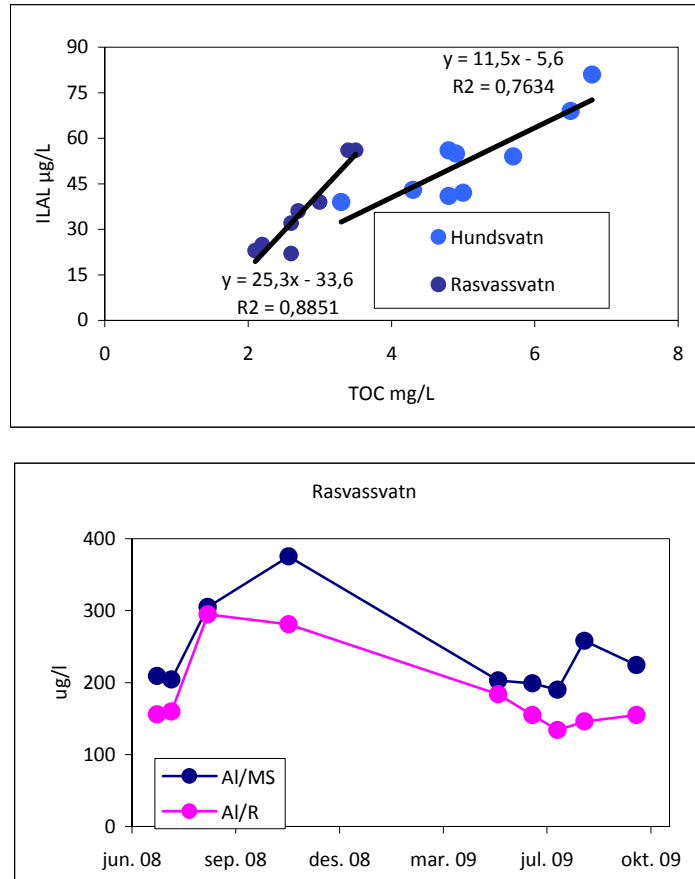
Figur 21. TOC-utviklingen gjennom to år med målinger fra Storgama ved Treungen. Det er en tydelig årsvariasjon som gjentar seg, og konsentrasjonene er nesten identiske i de to årene.

5.2.1 TOC og aluminium

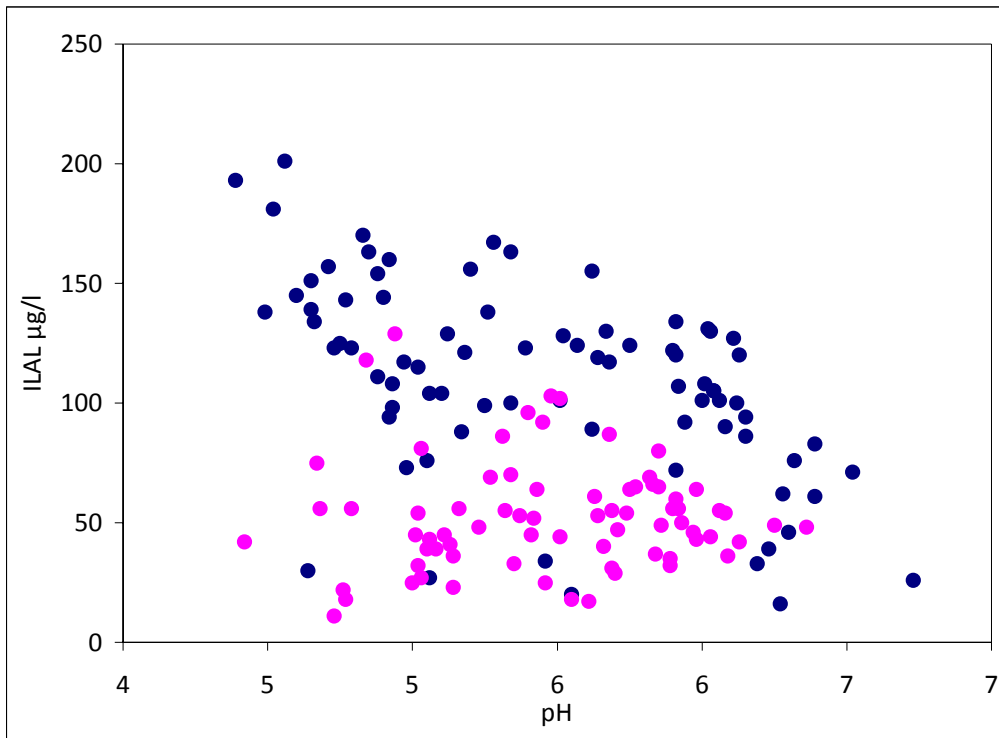
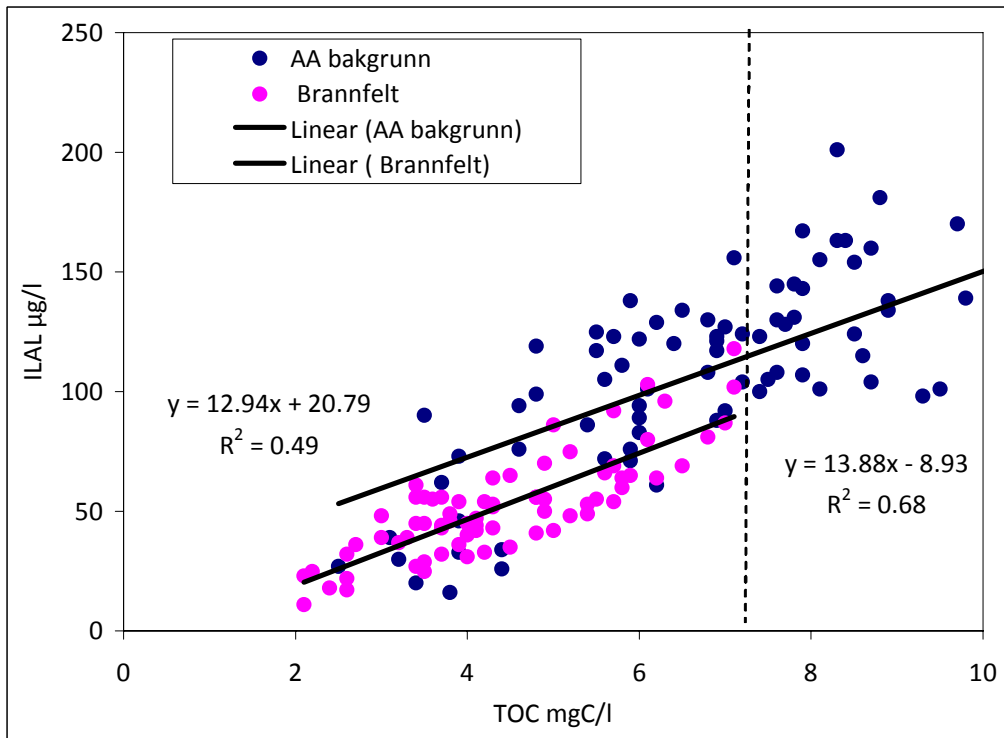
Det er vanligvis en meget god sammenheng mellom TOC og organisk bundet Aluminium (ILAL). Denne sammenhengen er også god i Hundsvatn og Rasvassvatn. Imidlertid viser kurvene (**Figur 22**) ulikheter mellom de to vannene. Rasvassvatn inneholder mer ILAL ved samme TOC-innhold og særlig ved økende TOC. Dette antyder at aluminium i Rasvassvatn også kan være bundet til andre stoffer enn TOC som måles her. Ved prøvetaking 13. august var siktedypet 6,2 m (Figur 10). Fargen var da gullig grå. Sammenligning av total og reaktivt aluminium (**Figur 22**) viser at det ikke var forskjell på konsentrasjonen av disse elementene. Om høsten, da utvaskingen fra brannfeltet økte, var vannet gråere i farge og siktedypet betydelig redusert. Da var konsentrasjonen av total aluminium betraktelig høyere enn reaktivt aluminium. Dette underbygger at ekstra aluminium ble tilført lokaliteten ved utvasking fra brannfeltet i andre former enn det som fanges opp som reaktivt aluminium i analysene.

Ved å benytte data fra prosjekt Kalkkutt i 2004 og 2005 (Kroglund 2007), er lokaliteter i regionen som ligger mellom 50 og 400 m.o.h. sammenlignet med data fra brannfeltet. Dette viser at det gjennomgående er mindre ILAL og antydning til mindre ILAL pr TOC i brannfeltet enn i

sammenlignbare lokaliteter målt 3-4 år tidligere. Det må her regnes usikkerhet på grunn av eventuell generell utvikling gjennom de 4 årene. ILAL har liten eller ingen sammenheng med pH, men **Figur 23** viser at det gjennomgående er lavere ILAL-verdier i brannfeltet enn utenfor. Årsakene er usikre, men kan ha sammenheng med redusert organisk materiale i vannet.



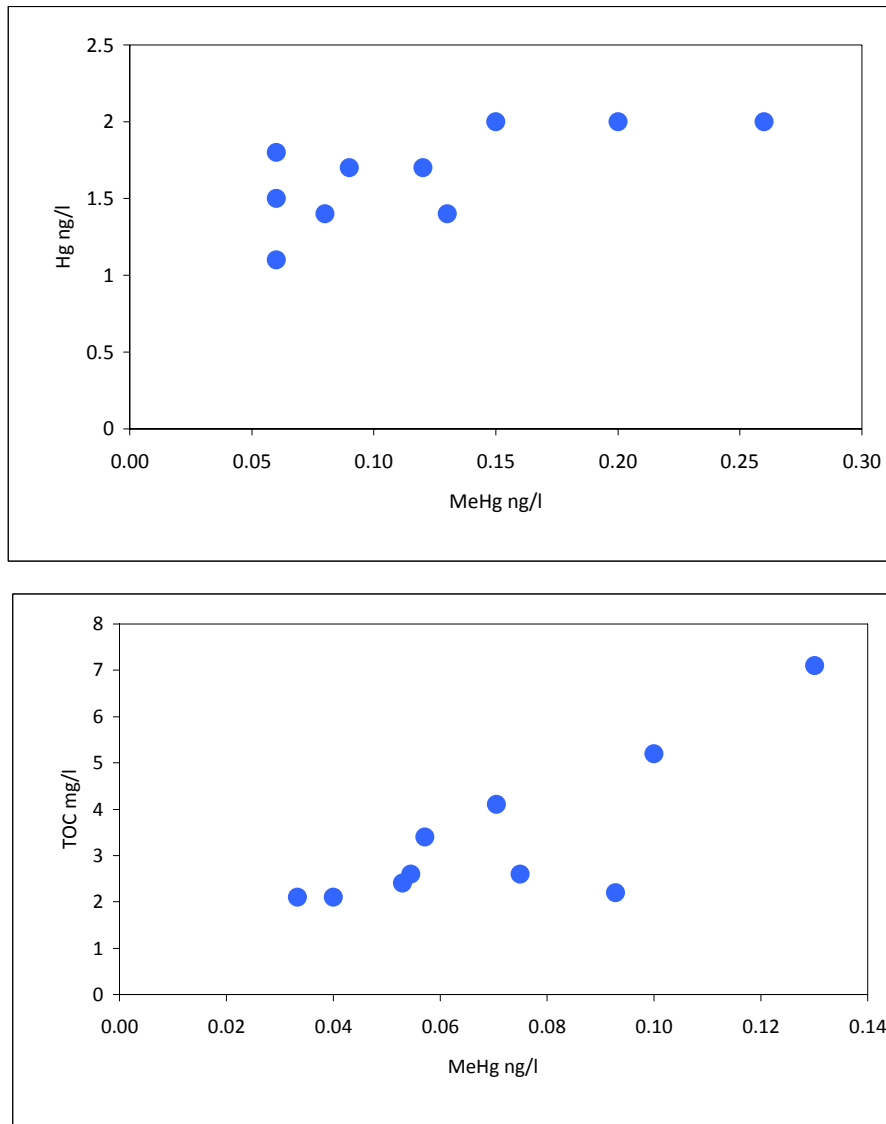
Figur 22. Ikke labilt aluminium (ILAL) og TOC i Hundsvatn og Rasvassvatn. Forholdet ILAL/TOC er høyere i Rasvassvatn enn i Hundsvatn. Nedre figur viser konsentrasjonen av reaktivt aluminium og total aluminium i Rasvassvatn. Da den største forurensningspåvirkningen ble påvist i Rasvassvatn, var det ingen forskjeller mellom reaktivt og total aluminium, men da partikkel-utvaskingen ble høy under høstflommene, økte total aluminium mens den reaktive delen ble redusert.



Figur 23. Venstre figur: TOC og ILAL i ett tilfeldig utvalg lokaliteter i Agder (punkter merket AA) sammenholdt med brannfeltdata. Det er antydning til mindre ILAL/TOC i brannfeltet. Høyre figur: Samme utvikling vises også i forhold til pH.

5.2.2 TOC og kvikksølv

Den biotilgjengelige andelen av Hg, metylkvikksølv (MeHg) viste dårlig sammenheng med Hg (**Figur 24**). En korrelasjon av MeHg mot TOC, viser at det er en sammenheng mellom metyllering og TOC-innholdet i vannet (**Figur 24**). Denne sammenhengen er imidlertid ikke veldig god ($R^2 = 0,67$). Åraken kan være at prøvene er tatt i godt oksygenert vann (på 1 m dyp eller i bekker). Dette svekker metylleringsprosessene (Vicente 2009).



Figur 24. Øverste figur: Forholdet mellom kvikksølv og metylkvikksølv. Nederste figur: Forholdet mellom TOC og metylkvikksølv. Det ser ut til at metylleringsprosessene har liten sammenheng med tilgjengeligheten av kvikksølv, men nokså stor sammenheng med TOC-innholdet i vannet.

5.3 Næringsalter og klorofyll

Det ble målt høyt innhold av næringsstoffer i Heitjenn på ettersommer og høst 2009. Også klorofyllanalysene viste økt vekst på ettersommer og særlig høst. Ingen tilsvarende utvikling ble registrert ved noen av de andre lokalitetene. Forholdet kan skyldes at dette tjernet er et typisk ”toppvann” med lite tilhørende nedbørfelt. Da blir utskifting av vann liten. Utvaskingen fra nedbørfeltet påvirker Heitjenn slik at stoffkonsentrasjonen øker langsomt, men stabilt i forhold til tjernene lenger ned i vassdraget som blir mer påvirket av gjennomstrømmende vann.

5.4 Metaller

Sink og bly økte i konsentrasjon etter brannen. I Heitjenn var det i 2009 en økende konsentrasjon av bly. Det er sannsynlig at denne moderate blyutlekkingen har samme årsak som antatt årsak til økt sulfatutlekkning. Bly er blitt innlagret i nedbørfeltene som følge av stor tilførsel fra tiden med høye konsentrasjoner i den sure nedbøren (Berg mfl. 2003). Brannen mineraliserte materialet som blyforbindelsene var bundet til. Dermed ble blyet frigjort og lekket ut fra nedbørfeltet.

5.5 PAH i sedimenter

Det er utarbeidet generelle grenseverdier for økologisk risiko i sedimenter (SFT 2007). Øvre grense for ingen risiko er satt til 2000 µg/kg (sum PAH16).

Det ble påvist svært høye konsentrasjoner av PAH i sedimenter fra brannfeltet, **Figur 18**. I tillegg til lokale tilførsler etter brannen, avsettes også PAH fra langtransporterte forurensninger. Mykland ligger i kjerneområdet for disse forurensningene. Generelt har fisk god evne til å bryte ned PAH, selv ved høye konsentrasjoner (Næs mfl. 1999). Når det ble tilført lokal PAH fra skogbrannen, er det usikkert hvordan dette påvirker fiskens evne til å bryte ned stoffene. Dersom grenseverdier for PAH overskrides, kan dette føre til skader på fisken (Ruus mfl. 2009). PAH påvirker også bunndyrsamfunn. Videre undersøkelse bør foretas for å kartlegge forholdene.

5.6 Biologisk prøveinnsamling

Det ble foretatt feltinnsamling av biologisk materiale på mange trofiske nivåer; både planteplankton, dyreplankton, bunndyr og fisk ble samlet for analyse. Foreløpig er det bare fiskematerialet som er bearbeidet, men det er ikke analysert og rapportert. For å forstå mekanismene som kontrollerer biologisk utvikling i området er det viktig at disse analysene blir gjennomført.

5.6.1 Nyoppdaget salamanderbestand i Grunnetjenn

Et spesielt forhold ble oppdaget i Grunnetjenn. Der levde en meget stor bestand av liten salamander (*Lissotriton vulgaris*) som antagelig er landets største registrerte bestand (Dag Dolmen pers. med.). Tjernet ligger oppstrøms Hundsvatn som har stor bestand av fisk. Mellom Grunnetjenn og Hundsvatn er det ingen oppvandringshindre for fisk. Likevel ble det ikke påvist fisk i Grunnetjenn under prøvafisken 10. juli 2008. Det er heller ikke observert fisk der av andre lokalkjente. Dermed kan salamanderen leve upåvirket av predasjon fra fisk. Dette forholdet er meget spesielt. Derfor ble det vannkjemiske prøvetakingsprogrammet utvidet i 2009 til også å gjelde Grunnetjenn og Heitjenn (oppstrøms Grunnetjenn) (**Figur 1**). I disse områdene ble det i 2009 også prøvetatt bunndyr for å dekke opp alle nivåer i næringskjeden. NTNU vil imidlertid følge opp utviklingen i salamanderbestanden.

6. Oppsummering

Brannen i Mykland har gitt oss muligheten til å kartlegge vannkjemiske virkninger av en stor skogbrann. Siden brannen oppsto i en typisk sørlandsk naturtype, gjelder resultatene ikke bare for denne brannen, men også for alle eventuelle framtidige branner i tilsvarende naturtyper. Slike områder preget av fattig grunn, som Mykland, utgjør over 30 000 km² i sørlige deler av Norge. Disse områdene er sammenfallende med de forsuringfølsomme områdene som er kraftig påvirket av sur nedbør (langtransporterte forurensninger).

Uventet gav brannen oss kunnskap om ekstremt giftige aluminiumskjemiske tilstander. De eventuelle biologiske effektene av dette er imidlertid ikke dokumentert. Det er foretatt innsamling av biologisk materiale på alle trofiske nivåer, men prosjektet har ikke hatt midler til å bearbeide og tolke det innsamlete materialet. Vi søker imidlertid fortsatt om økonomisk støtte til å gjennomføre dette arbeidet.

Resultater fra Myklandbrannen viste også forhold som er kjent internasjonalt fra branner i andre deler av verden. Næringsinnholdet i vannet økte, og tungmetallutlekkningen var målbar for de fleste stoffer. Økt utlekking av bly kan være en direkte effekt av mineralisering av blyforbindelser som har vært langtidsinnlagret i organisk materiale. Økt utlekking er da en effekt av langtransporterte forurensninger. Den store utlekkningen av sulfat kan ha samme årsaksforhold.

Resultater fra Myklandbrannen har vist at vi må forvente kortvarige dyptgående forsuringsepisoder i etterkant av store skogbranner i områder som har vært utsatt for forsuring gjennom lange tider. Disse effektene er godt dokumentert i denne rapporten og kan danne grunnlag for faglig gode forberedelser og effektoppfølging ved neste storbrann i tilsvarende områder. Sentralt for arbeidet med beredskapsoppbyggingen vil den samme kunnskapen være viktig for effektive tiltak etter skogbrann. I den forbindelse vil det være viktig å ha økonomisk handlekraft til å gjennomføre raske tiltak (for eksempel kalking).

Arbeidet som er rapportert her omfatter de to første årene med vannkjemiske effekter. Arbeidet er nå videreført gjennom det strategiske høyskoleprogrammet PYROWATER på Høgskolen i Telemark, der NIVA er en av mange bidragsyttere.

7. Referanser

- Berg, T., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L. og Steinnes, E. 2003. Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransportert og naturlige kilder. - NILU rapport TA-1950/2003.
- Biswas, A., Blum, J. D., Klaue, B. and Keeler, G. J. 2007. Release of mercury from Rocky Mountain forest fires. - *Global Biogeochem. Cycles*. 21: 1–13
- Bleken, I., Mysterud, I. og Mysterud, I. 1997 (red.). Skogbrann og miljøforvaltning: en utredning om skogbrann som økologisk faktor. Samarbeidsprosjekt mellom Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. - Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern.
- Bloom, N.S. and Crecelius E.A. 1983. Determination of mercury in seawater at subnanogram per litre levels. - *Mar. Chem.* 14:49–59.
- Ericsson, H., Edberg, F. og Borg, H. 2006. Vattenkemiska effekter av skogbrand och brandsläkning. Side 156-174 i Pettersson, U. (red). *Branden i Tyresta 1999. Dokumentation av effekterna.* - Naturvårdsverket. Dokumentation av de svenska nationalparkerna, nr 20. Sverige.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. og Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. - NINA Oppdragsmelding 509.
- Garcia, E. and Carignan, R. 2004. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. - *Universite' de Montre' al, De'partement de Sciences biologiques* 2004.
- Hegna, K. 1986. Sammenlikning av vann- og sedimentkjemi mellom et 6-9 år gammelt skogbrannområde og et ikke-brent skogområde i Telemark. - *Cand. Scient. Oppgave i limnologi.* Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Horvat, M., Liang, L., and Bloom N.S. 1993. Comparison of distillation with other current isolation methods for the determination of methylmercury compounds in low level environmental samples. Part II. - *Anal. Chim Acta*: 281:153–68.
- Iverfeldt Å. 1991. Occurrence and turnover of atmospheric mercury over the Nordic countries. *Water Air Soil Pollut*: 56: 251–65.
- Kelly, E.N., Schindler, D.W., St. Louis, V.L., Donald, D.B. and Vladicka, K.E. 2006. Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. - *Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton* 2006.
- Kroglund, F. 2007. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. - NIVA Rapport; L.nr. 5364.
- Lee, Y.H., Munthe, J., and Iverfeldt, Å. 1994. Experiences with the analytical procedures for the determination of methylmercury in environmental samples. - *Appl Organomet Chem.* 8: 659–64.
- Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of The Total Environment*. Volume 326, Issues 1-3, Pages 63-69.
- Miljøverndepartementet 2009. Vern av 18 skogområder. Kongelig resolusjon, 26.06.2009.
- Næs, K., Hylland, K., Oug, E., Førflin, L. and Ericson, G. 1999. Accumulation and Effects of Aluminum smelter-generated polycyclic aromatic hydrocarbons on soft-bottom invertebrates and fish. - *Environ. Tox. Chem.*, Vol. 18, No. 10, pp 2205-2216. Setac 1999.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G. og Røyset, O. 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. - NIVA Rapport; L.nr. 5549.

- Ruus, A., Næs, K., Grung, M., Green, N., Bakke, T., Oug, E. og Hylland, K. 2009. PAH-forurensning av sjøbunn. En oversikt over kunnskapsstatus. - Statens forurensningstilsyn. Rapport TA 2583/2009.
- Sigler, J.M., Lee, X. and Munger, W. 2003. Emission and Long-Range Transport of Gaseous Mercury from a Large-Scale Canadian Boreal Forest Fire. - *Environ. Sci. Technol.* 37: 4343–4347.
- SFT. 2008. (Statens forurensningstilsyn). Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA2230/2007.
- Vicente, C.E.M. 2009. Mercury, lead and cadmium in fish from Lake Norsjø, Southern Norway. - Telemark University College. Norway.
- Wright, R.F. 1976 The impact of forest fires on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. - *Ecology* 57: 649-663.

Vedlegg A.

I vedleggene ligger alle målte primærdata

Tabell A viser *Feltobservasjoner og hovedioner, ANC og Al-fraksjoner*

Tabell B viser *Næringsalter inkl total organisk karbon (TOC) og Kl A*

Tabell C viser *Metaller inkl Hg og MeHg.*

Tabell A. Feltovervassjoner og hovedioner, ANC og Al-fraksjoner

Loalkitet	Prøve dato	Sikted. m	Farge	Temp. °C	pH	Kond ms/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	ANC mekv L-1	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l
Bellandsvatn	25.06.08	5.0	Brunlig gul	17.1	6.03	1.53	0.71	0.23	1.39	0.28	1.72	1.95	31	54	44	10
Bellandsvatn	09.07.08	5.5	Gul	18.6	5.89	1.53	0.72	0.24	1.41	0.28	1.80	2.01	30	41	32	9
Bellandsvatn	13.08.08	5.4	Grønnlig gul	18.5	5.70	1.69	0.82	0.29	1.39	0.34	2.23	2.16	26	40	29	11
Bellandsvatn	30.10.08	3.5	Brun	5.4	5.40	2.12	0.96	0.29	1.60	0.49	2.24	2.68	29	128	96	32
Bellandsvatn	20.05.09	5.0	Brunlig gul	13.4	5.69	1.64	0.69	0.24	1.35	0.40	1.91	1.81	27	76	55	21
Bellandsvatn	22.06.09	6.0	Gul	18.5	5.84	1.56	0.64	0.23	1.31	0.38	1.96	1.97	21	51	37	14
Bellandsvatn	16.07.09	4.9	Gullig brun	20.2	5.89	1.59	0.69	0.22	1.26	0.31	1.75	1.87	26	50	35	15
Bellandsvatn	11.08.09	3.0	Brun	20.2	5.68	1.48	0.76	0.24	1.13	0.20	1.39	1.38	44	111	87	24
Bellandsvatn	30.09.09	3.2	Brun	11.2	5.75	1.58	0.80	0.23	1.17	0.21	1.27	1.95	33	99	64	35
Mjålandsvatn	25.06.08	5.5	Brunlig gul	16.8	6.08	1.76	1.07	0.24	1.47	0.29	2.26	1.98	39	61	54	7
Mjålandsvatn	09.07.08	4.8	Brunlig gul	18.8	6.13	1.85	1.20	0.27	1.56	0.35	2.39	2.16	47	48	42	6
Mjålandsvatn	13.08.08	4.5	Gul	18.0	5.74	2.72	1.55	0.47	1.77	0.74	4.79	2.89	28	82	54	28
Mjålandsvatn	30.10.08	3.0	Brun	6.0	5.48	2.79	1.25	0.34	1.89	0.70	3.26	3.07	31	133	103	30
Mjålandsvatn	20.05.09	4.5	Gul	12.5	5.63	1.88	0.87	0.27	1.35	0.58	2.53	1.84	25	88	61	27
Mjålandsvatn	22.06.09	5.7	Brungul	18.6	5.90	1.84	0.95	0.27	1.38	0.50	2.46	1.98	29	69	56	13
Mjålandsvatn	16.07.09	4.3	Gullig brun	18.7	5.83	1.73	1.06	0.25	1.27	0.34	2.17	1.61	44	89	66	23
Mjålandsvatn	11.08.09	3.5	Brun	19.0	5.98	1.97	1.18	0.32	1.34	0.41	2.50	1.83	49	73	64	9
Mjålandsvatn	30.09.09	3.5	Brun	11.6	5.85	1.93	1.05	0.29	1.45	0.39	2.12	2.07	44	103	65	38
Hundsvatn	25.06.08				5.32	2.29	0.95	0.35	1.56	0.52	3.84	2.31	11	106	55	51
Hundsvatn	09.07.08	3.8	Gulbrun	18.7	5.13	2.88	1.21	0.47	1.71	0.74	5.57	2.75	-3	109	41	68
Hundsvatn	13.08.08	4.2	Brunlig gul	16.8	4.42	8.04	2.93	1.38	2.87	2.73	17.60	5.85	-80	368	42	326
Hundsvatn	30.10.08	3.5	Brun	4.2	4.68	4.41	1.36	0.61	2.04	1.70	7.76	3.96	-30	183	56	127
Hundsvatn	20.05.09	3.8	Brungul	12.6	5.08	2.68	0.85	0.40	1.39	1.23	4.34	2.32	0	107	39	68
Hundsvatn	22.06.09	4.8	Brunlig gul	18.7	5.06	2.63	0.88	0.40	1.45	1.03	4.20	2.54	-1	120	43	77
Hundsvatn	16.07.09	3.5	Gullig brun	18.6	5.02	2.57	0.92	0.39	1.38	0.73	4.17	2.26	3	125	54	71
Hundsvatn	11.08.09	2.5	Brun	19.0	5.03	2.28	0.80	0.37	1.32	0.49	3.34	1.80	20	145	81	64
Hundsvatn	30.09.09	2.5	Brun	10.2	5.27	2.35	1.03	0.36	1.38	0.61	3.35	2.45	15	133	69	64
Utløp Rasvassvatn	25.06.08			17.0	5.23	2.61	0.75	0.39	1.54	0.72	4.66	2.75	-21	167	48	119
Rasvassvatn	25.06.08	6.0	Grønnlig gul		5.05	2.66	0.78	0.40	1.52	0.72	4.95	2.72	-25	156	39	117
Rasvassvatn	09.07.08	6.0	Grøngul	18.1	5.02	2.83	0.83	0.44	1.63	0.79	5.25	3.03	-28	160	32	128
Rasvassvatn	13.08.08	6.2	Gullig grå	18.6	4.76	4.21	1.21	0.77	1.94	1.30	7.70	4.05	-39	295	22	273
Rasvassvatn	30.10.08	1.8	Grågul	6.1	4.79	3.81	1.03	0.62	1.91	1.36	6.43	3.89	-30	281	56	225
Rasvassvatn	20.05.09	5.0	Gullig grønn	12.6	5.00	2.97	0.85	0.53	1.74	1.22	5.03	2.82	0	184	25	159
Rasvassvatn	22.06.09	4.8	Grålig grønn	17.8	5.14	2.88	0.82	0.52	1.62	1.22	5.11	3.12	-16	155	23	132
Rasvassvatn	16.07.09	5.1	Grønnlig grålig gul	20.2	5.14	2.82	0.82	0.49	1.51	1.10	4.89	2.79	-11	134	36	98

Loalkitet	Prøve dato	Sikted. m	Farge	Temp. °C	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	ANC mekv L-1	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l	
Rasvassvatn	11.08.09	4.0	Grålig gul	20.2	5.16	2.65	0.77	0.49	1.46	0.92	4.48	2.35	3	146	56	90	
Rasvassvatn	30.09.09	4.5	Gul	12.1	5.11	2.70	0.75	0.48	1.54	0.90	4.50	2.68	-6	155	45	110	
Utl. Øyvåtn Brannf. i																	
Mykland	16.07.08			5.93	3.08	3.08	1.87	0.54	1.97	1.19	5.49	3.31	45	53	50	3	
Heitjønn	20.05.09			13.0	4.77	2.74	0.40	0.35	1.34	1.07	4.13	2.79	-39	113	18	95	
Heitjønn	22.06.09		Grønnlig blå	19.5	4.73	2.66	0.36	0.34	1.31	0.99	3.99	2.52	-30	113	11	102	
Heitjønn	16.07.09		Gulbrun	20.0	5.03	2.40	0.35	0.27	1.19	0.85	3.68	2.25	-29	76	27	49	
Heitjønn	11.08.09			19.4	5.37	2.21	0.35	0.28	1.17	0.73	3.26	1.95	-15	73	53	20	
Heitjønn	30.09.09		Gullig brun	9.5	5.35	2.12	0.30	0.26	1.25	0.65	3.01	2.19	-20	64	33	31	
Grunnetjønn	19.05.09	>3	Grønnlig gul	13.1	5.55	2.60	1.12	0.51	1.47	1.23	4.72	2.41	18	39	18	21	
Grunnetjønn	22.06.09		Gullig grønn	19.4	5.61	2.47	0.96	0.48	1.44	1.07	4.64	2.55	7	39	17	22	
Grunnetjønn	16.07.09	>3,5	Gullig grønn	19.5	5.46	2.36	0.99	0.43	1.36	0.86	4.42	2.20	10	54	25	29	
Grunnetjønn	11.08.09		Grønnlig gul	19.6	5.51	2.19	0.92	0.42	1.30	0.65	3.85	1.76	23	70	44	26	
Grunnetjønn	30.09.09		Gulgrønn	10.1	5.69	2.10	0.89	0.36	1.29	0.55	3.57	1.99	11	60	31	29	
Austrebekken	25.06.08			5.01	4.95	4.95	2.62	0.80	2.06	1.70	11.00	4.22	-21	198	45	153	
Austrebekken	09.07.08			5.42	2.84	2.84	1.61	0.46	1.77	0.70	5.26	3.11	15	91	52	39	
Austrebekken	13.08.08			4.84	3.21	3.21	1.29	0.50	1.69	0.87	5.36	2.89	6	217	118	99	
Austrebekken	30.10.08			5.45	2.09	2.09	1.18	0.30	1.55	0.40	2.27	2.51	40	127	92	35	
Austrebekken	20.05.09			5.86	1.78	1.78	0.86	0.26	1.49	0.39	2.02	2.09	37	65	49	16	
Austrebekken	22.06.09			5.77	1.70	1.70	0.84	0.26	1.38	0.32	2.20	1.96	30	85	65	20	
Austrebekken	16.07.09			5.71	1.65	1.65	0.76	0.24	1.26	0.31	2.07	1.79	27	69	47	22	
Austrebekken	11.08.09			5.82	1.50	1.50	0.75	0.24	1.20	0.24	1.54	1.52	40	86	69	17	
Austrebekken	30.09.09			6.06	1.64	1.64	0.85	0.23	1.13	0.23	1.46	1.80	35	75	55	20	
Kvernåna	25.06.08			6.09	1.85	1.85	1.19	0.25	1.55	0.32	2.39	2.26	41	38	36	2	
Kvernåna	09.07.08			5.66	2.82	2.82	1.72	0.43	1.85	0.71	5.05	3.04	24	57	40	17	
Kvernåna	13.08.08			4.67	5.15	5.15	2.05	0.83	2.28	1.84	9.33	4.22	-6	259	75	184	
Kvernåna	30.10.08			5.34	3.59	3.59	1.53	0.53	2.00	1.17	5.52	3.80	8	136	70	66	
Kvernåna	20.05.09			5.41	2.28	2.28	1.03	0.34	1.49	0.83	3.21	2.26	22	80	45	35	
Kvernåna	22.06.09			6.01	2.13	2.13	1.21	0.35	1.49	0.67	3.08	2.38	37				
Kvernåna	16.07.09			5.64	2.07	2.07	1.05	0.32	1.36	0.53	2.90	2.14	29	74	53	21	
Kvernåna	11.08.09			5.91	2.07	2.07	1.21	0.35	1.39	0.48	2.77	1.93	49	70	60	10	
Kvernåna	30.09.09			6.25	2.19	2.19	1.38	0.31	1.33	0.44	2.22	1.96	60	64	49	15	
Ralleivåna	25.06.08			5.97	3.14	3.14	2.07	0.51	1.89	0.93	6.12	3.02	35	53	46	7	
Ralleivåna	09.07.08			5.43	4.67	4.67	2.65	0.82	2.29	1.61	10.10	4.23	1	129	64	65	
Ralleivåna	13.08.08			4.94	3.58	3.58	1.59	0.59	1.82	1.29	6.19	3.09	19	217	129	88	
Ralleivåna	30.10.08			5.31	2.93	2.93	1.40	0.45	1.89	0.86	4.47	3.84	4	138	86	52	
Ralleivåna	20.05.09			5.98	2.11	2.11	1.17	0.31	1.52	0.67	2.82	2.20	39	53	43	10	

Loalkitet	Prøve dato	Sikted. m	Farge	Temp. °C	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	ANC mekv L-1	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l
Ralleivåna	22.06.09				5.92	1.93	1.17	0.31	1.47	0.44	2.69	2.08	44	63	56	7
Ralleivåna	16.07.09				5.51	1.86	1.06	0.28	1.18	0.31	2.59	1.45	38	143	102	41
Ralleivåna	11.08.09				5.85	1.75	0.93	0.26	1.17	0.29	2.12	1.52	38	100	80	20
Ralleivåna	30.09.09				6.36	2.22	1.47	0.34	1.54	0.46	2.58	2.32	60	60	48	12

Tabell B. Næringsstoffer inkl total organisk karbon (TOC) og K1A

Loalkitet	Prøve dato	NO3-N µg N/l	Tot-N/L µg N/l	PO4-P µg P/l	Tot-P/L µg P/l	TOC mg C/l	NH4-N µg N/l	KLA/S µg/l
Bellandsvatn	25.06.08	6	245	<1	4	3.7	8	0.89
Bellandsvatn	09.07.08	1	255	<1	4	3.7	21	1.2
Bellandsvatn	13.08.08	5	260	<1	10	3.5	9	1.5
Bellandsvatn	30.10.08	31	405	<1	7	6.3	45	
Bellandsvatn	20.05.09	69	345	2	14	3.6	24	0.5
Bellandsvatn	22.06.09	6	185	<1	3	3.2	3	0.98
Bellandsvatn	16.07.09	3	285	<1	4	4.5	8	1.3
Bellandsvatn	11.08.09	4	305	<1	7	7	4	1.8
Bellandsvatn	30.09.09	8	295	<1	6	6.2	10	3.4
Mjølandsvatn	25.06.08	29	275	<1	4	3.9	14	1.3
Mjølandsvatn	09.07.08	20	335	<1	4.3	4.1	38	1.6
Mjølandsvatn	13.08.08	40	330	<1	10	4.2	22	2.1
Mjølandsvatn	30.10.08	72	515	1	7	6.1	95	
Mjølandsvatn	20.05.09	130	390	<1	4	3.4	37	1
Mjølandsvatn	22.06.09	83	275	2	4	3.7	7	0.85
Mjølandsvatn	16.07.09	35	300	<1	5	5.6	7	1.9
Mjølandsvatn	11.08.09	12	285	<1	6	5.8	3	1.3
Mjølandsvatn	30.09.09	38	325	2	4	5.9	25	1.8
Hundsvatn	25.06.08	22	390	<1	6	4.9	64	
Hundsvatn	09.07.08	24	400	<1	8.4	4.8	67	2
Hundsvatn	13.08.08	39	710	<1	8	5	260	1
Hundsvatn	30.10.08	94	430	<1	4	4.8	90	
Hundsvatn	20.05.09	165	515	1	10	3.3	115	0.37
Hundsvatn	22.06.09	110	370	<1	4	4.3	14	1
Hundsvatn	16.07.09	37	370	<1	4	5.7	6	2.4
Hundsvatn	11.08.09	5	310	<1	6	6.8	8	1.2
Hundsvatn	30.09.09	32	380	1	5	6.5	57	1.4

Loalkitet	Prøve dato	NO3-N µg N/l	Tot-N/L µg N/l	PO4-P µg P/l	Tot-P/L µg P/l	TOC mg C/l	NH4-N µg N/l	KLA/S µg/l
Utløp Rasvassvatn	25.06.08	17	400	<1	7	3	135	0.42
Rasvassvatn	25.06.08	17	335	<1	4	3	92	
Rasvassvatn	09.07.08	22	335	<1	3.7	2.6	105	
Rasvassvatn	13.08.08	75	445	<1	3	2.6	155	
Rasvassvatn	30.10.08	99	375	<1	5	3.5	65	
Rasvassvatn	20.05.09	120	295	<1	2	2.2	8	1.7
Rasvassvatn	22.06.09	91	265	1	3	2.1	2	0.92
Rasvassvatn	16.07.09	76	275	<1	2	2.7	8	0.67
Rasvassvatn	11.08.09	51	290	<1	4	3.4	8	1.4
Rasvassvatn	30.09.09	50	260	<1	4	3.5	31	2.3
Utl. Øyvatin Brannf. i								
Mykland	16.07.08	10	365	1.2	9	4.9	35	
Heitjønn	20.05.09	115	480	<1	5	2.4	165	1.7
Heitjønn	22.06.09	51	295	2	5	2.1	15	2.8
Heitjønn	16.07.09	27	760	<1	8	3.4	270	1.8
Heitjønn	11.08.09	28	940	2	16	4.3	485	2.6
Heitjønn	30.09.09	46	820	2	9	4.2	442	5.3
Grunnetjønn	19.05.09	125	320	<1	4		9	1.6
Grunnetjønn	22.06.09	23	205	<1	5	2.6	8	0.61
Grunnetjønn	16.07.09	26	240	<1	2	3.5	7	0.8
Grunnetjønn	11.08.09	12	265	<1	4	4.1	10	0.86
Grunnetjønn	30.09.09	31	295	<1	4	4	15	0.83
Austrebekken	25.06.08	39	435	<1	4	4	120	
Austrebekken	09.07.08	9	265	<1	4.6	4.3	9	
Austrebekken	13.08.08	30	355	<1	6	7.1	23	
Austrebekken	30.10.08	41	280	<1	4	5.7	9	
Austrebekken	20.05.09	13	235	<1	4	3.8	5	
Austrebekken	22.06.09	8	195	3	3	4.5	2	
Austrebekken	16.07.09	3	215	<1	2	4.1	2	
Austrebekken	11.08.09	1	260	<1	4	5.7	2	
Austrebekken	30.09.09	8	225	<1	4	5.5	5	
Kvernåna	25.06.08	18	275	<1	7	3.9	7	
Kvernåna	09.07.08	71	380	<1	5.8	4	35	
Kvernåna	13.08.08	125	505	24	34	5.2	36	
Kvernåna	30.10.08	97	375	2	10	4.9	36	
Kvernåna	20.05.09	175	390	3	9	3.4	3	
Kvernåna	22.06.09	33	275	3	6	4.1	2	

Loalkitet	Prøve dato	NO3-N µg N/l	Tot-N/L µg N/l	PO4-P µg P/l	Tot-P/L µg P/l	TOC mg C/l	NH4-N µg N/l	KLA/S µg/l
Kvernåna	16.07.09	21	315	<1	5	5.4	5	
Kvernåna	11.08.09	9	320	<1	7	5.8	6	
Kvernåna	30.09.09	28	280	2	4	5.4	5	
Ralleivsåna	25.06.08	48	305	<1	5	3.8	13	
Ralleivsåna	09.07.08	135	550	1.1	7.2	4.3	92	
Ralleivaåna	13.08.08	69	500	2	12		69	
Ralleivaåna	30.10.08	77	310	<1	5	5	22	
Ralleivsåna	20.05.09	100	300	<1	5	3.7	2	
Ralleivåna	22.06.09	8	230	3	5	4.8	2	
Ralleivsåna	16.07.09	27	300	<1	6	7.1	3	
Ralleivsåna	11.08.09	15	305	<1	6	6.1	6	
Ralleivsåna	30.09.09	17	245	<1	5	5.2	11	

Tabell C. Metaller inkl Hg og MeHg

Loalkitet	Prøve dato	Al µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg ng/l	MeHg ng/l
Rasvassvatn	25.06.08	209	0.21	0.068	0.1	0.01	0.65	0.496	8.44		
Rasvassvatn	09.07.08	204	0.24	0.076		0.29	0.7	0.554	12.3	1	
Rasvassvatn	13.08.08	305	0.24	0.14	0.1	0.28	1	0.895	15.1	2	0.075
Rasvassvatn	30.10.08	375	0.29	0.13	0.2	0.362	1	0.801	15.2		0.06
Rasvassvatn	20.05.09	203	0.2	0.09	0.1	0.29	0.8	0.34	11.6	1.4	0.09286
Rasvassvatn	22.06.09	199	0.26	0.08	0.1		0.9	0.452	13.4	1.5	0.04
Rasvassvatn	16.07.09	190	0.31	0.1	0.2	0.35	0.81	0.427	11		
Rasvassvatn	11.08.09	258	0.32	0.089	0.1	0.335	0.76	0.481	10.5		
Rasvassvatn	30.09.09	224	0.3	0.1	0.2	0.313	0.76	0.43	10.7		
Utl. Øyvåtn Brannf. i Mykland	16.07.08		0.33	0.04	0.1	0.327	0.27	0.606	8.02	1	
Heitjønn	20.05.09	123	0.38	0.042	0.1	0.54	0.22	0.923	7.77	1.7	0.05294
Heitjønn	22.06.09	108	0.33	0.038	0.36	0.15	0.2	0.827	6.66	1.8	0.03333
Heitjønn	16.07.09	125	0.57	0.034	0.2	0.27	0.2	0.986	5.18		
Heitjønn	11.08.09	182	0.57	0.027	0.1	0.313	0.2	1.37	4.72		
Heitjønn	30.09.09	134	0.48	0.03	0.1	0.313	0.2	1.45	4.17		
Grunnetjønn	19.05.09	79.9									0.23
Grunnetjønn	22.06.09	63.3	0.2	0.079	0.4	0.23	0.36	0.28	7.13	1.1	0.05455
Grunnetjønn	16.07.09	94.6	0.33	0.075	0.1	0.25	0.41	0.411	6.64		

NIVA 5979-2010

Loalkitet	Prøve dato	Al µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg ng/l	MeHg ng/l	Me-Hg ng/l
Grunnetjønn	11.08.09	144	0.28	0.066	0.1	0.26	0.35	0.46	7.1			
Grunnetjønn	30.09.09	111	0.33	0.06	0.1	0.27	0.32	0.424	6			
Austrbekken	25.06.08	246	0.2	0.15	0.1	0.01	0.74	0.314	19.7			
Austrbekken	09.07.08	165	0.22	0.067		0.454	0.35	0.335	11.7	1		
Austrbekken	13.08.08	321	0.24	0.1	0.1	0.543	0.57	0.777	15.3	2	0.13	0.26
Austrbekken	30.10.08	236	0.28	0.032	0.2	0.352	0.35	0.503	7.79			0.06
Austrbekken	20.05.09	114	0.2	0.031	0.2	0.329	0.28	0.26	5.44			
Austrbekken	22.06.09	153	0.28	0.032	0.1	0.301	0.26	0.249	5.99			
Austrbekken	16.07.09	133	0.23	0.032	0.1	0.306	0.22	0.254	5.09			
Austrbekken	11.08.09	205	0.31	0.032	0.1	0.344	0.26	0.38	3.65			
Austrbekken	30.09.09	170	0.25	0.031	0.1	0.33	0.27	0.376	6.58			
Kvernåna	25.06.08	138	0.24	0.041	0.1	0.25	0.28	0.452	6.74			
Kvernåna	09.07.08	257	0.28	0.11		0.385	0.5	0.699	21.9	1		
Kvernåna	13.08.08	347	0.27	0.221	0.1	0.388	0.71	1.27	27.9	2	0.1	0.2
Kvernåna	30.10.08	204	0.29	0.083	0.1	0.306	0.43	0.572	13.5			0.08
Kvernåna	20.05.09	122	0.2	0.052	0.1	0.311	0.34	0.359	8.39	1.4	0.05714	0.08
Kvernåna	22.06.09	118	0.44	0.053	0.1	0.308	0.26	0.441	6.55	1.7	0.07059	0.12
Kvernåna	16.07.09	216	0.38	0.066	0.2	0.412	0.34	0.644	9.92			
Kvernåna	11.08.09	182	0.34	0.032	0.1	0.335	0.28	0.54	6.72			
Kvernåna	30.09.09	148	0.29	0.035	0.1	0.301	0.25	0.504	5.8			
Ralleivsåna	25.06.08		0.23	0.057	0.1	0.01	0.43	0.281	9.65			
Ralleivsåna	09.07.08		0.24	0.13	1.3	0.373	0.85	0.371	39.6	1		
Ralleivsåna	13.08.08		0.23	0.1	0.1	0.434	0.65	0.731	15.7			0.13
Ralleivsåna	30.10.08		0.21	0.079	0.1	0.3	0.42	0.477	11.6			0.13
Ralleivsåna	20.05.09		0.3	0.048	0.1	0.2	0.2	1.05	7.21			
Ralleivsåna	22.06.09		0.31	0.04	0.1	0.3	0.3	0.269	5.84			
Ralleivsåna	16.07.09		0.3	0.058	0.2	0.43	0.4	0.491	7.9			
Ralleivsåna	11.08.09		0.3	0.039	0.1	0.322	0.35	0.465	6.06			
Ralleivsåna	30.09.09		0.23	0.03	0.1	0.28	0.21	0.419	5.16			

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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