

Hydro Aluminium Sunndal

PAH, metaller og vannkvalitet i
innsjøer i regionen rundt
aluminiumverket



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

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

Tittel Hydro Aluminium Sunndal	Løpenr. (for bestilling) 5339-2007	Dato Februar 2007
PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer i regionen rundt aluminiumverket	Prosjektnr. Undernr. 25155	Sider Pris 33 + vedlegg
Forfatter(e) Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld, Brit Lisa Skjelkvåle og Oddvar Røyset	Fagområde miljøgifter	Distribusjon åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium	Oppdragsreferanse Bernt Malme Øyvind O. Johansen
-------------------------------------	--

Analysen av innsjøsedimenter har identifisert influensområdet til luftutslipp av PAH fra aluminiumverket på Sunndalsøra. Topografi, fremherskende vindretninger til ulike tider på året og de ulike PAH-forbindelsenes bestandighet i miljøet er årsaken til den observerte geografiske fordelingen av PAH-forbindelser i regionen. Influensområdet av PAH-utslippene er fjellet nær Sunndalen, Litledalen og eidet over mot Seljebø. PAH i Øvre Neådalsvatns sedimenter var preget av langtransporterte forurensninger og påvirkning fra verket kunne ikke identifiseres. PAH utslippene fra verket er vesentlig redusert etter moderniseringen i 2002. Lokale utslipp av metaller har ikke forurenset innsjøene nevneverdig. Tidligere undersøkelser har knyttet fenantren til negative effekter på fisk i Øvre Neådalsvatn. Fenantren er en lavmolekylær og flyktig PAH forbindelse som har større spredningspotensiale fra aluminiumverket enn tyngre PAH forbindelser. Det er rimelig å anta at konsentrasjonene av fenantren vil være høyere i de mest forurensete innsjøene nærmest utslippstedet. En undersøkelse av fenantren i snø, vann, fisk og dens næringsdyr i disse innsjøene og i Øvre Neådalsvatn vil kunne avklare effektene av fenantren for fisk i regionen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Innsjøsedimenter og vann	1. Lake sediments and lake water
2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	2. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)
3. Metaller	3. Metals
4. Forurensningsgrad	4. Degree of impact



Sigurd Rognerud
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Hydro Aluminium Sunndal

**PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer i
regionen rundt aluminiumverket**

Forord

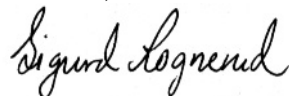
Denne rapporten omhandler forurensningssituasjonen i innsjøer rundt Norsk Hydros aluminiumverk på Sunndalsøra. Bakgrunnen var resultater fra EU-prosjektet EMERGE som indikerte at fisk i Øvre Neådalsvatn i Trollheimen hadde høy grad av leverskader, tegn på oksidativt stress og høy metabolsk aktivitet på grunn av avgiftnings-aktivitet i lever. Da det samtidig ble funnet høye konsentrasjoner av PAH-metabolitter i fiskens galle ble det antydnet at PAH-forurensning fra bl.a aluminiumverket på Sunndalsøra kunne ha forårsaket disse skadene. Det ble også antydnet at lavt ioneinnhold i vannet kunne være en faktor som gjør fisken spesielt følsom for forurensninger i Trollheimen.

Norsk Hydro tok kontakt med NIVA for å diskutere denne problemstillingen. På et møte den 16.02.05 ble det besluttet å gjøre en regional undersøkelse av PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer fra kysten, via Sunndalsområdet og inn i Trollheimen. Hensikten var å dokumentere omfanget og betydningen av luftavsetninger fra verket i forhold til langtransporterte forurensninger. Bernt Malme (Norsk Hydro) tok initiativet til prosjektet som er finansiert av Norsk Hydro. Kontrakten ble underskrevet 25.05.05.

Prøveinnsamlingen ble gjort ved hjelp av bil/båt i de lettest tilgjengelige områdene i juni 2005, mens hoveddelen ble innsamlet ved hjelp av sjøfly (Fonnafly) i oktober 2005 og helikopter (Airlift) i juni 2006. På grunn av ekstremt dårlig flyvær høsten 2005 var det umulig å få gjennomført hele undersøkelsen dette året. Derfor måtte resten av prøvene innsamles med helikopter fra islagte vann i juni 2006. Først da var de store snømengdene i 2006 redusert til et nivå som gjorde det mulig å identifisere sjøene fra helikopteret og gjennomføre prøvetakning. På grunn av disse forholdene tok prosjektet lengre tid en opprinnelig planlagt, men til gjengjeld gjorde bruken av helikopteret det mulig å prøveta flere små innsjøer som det ikke hadde vært praktisk mulig å prøveta med sjøfly eller til fots.

Sigurd Rognerud har vært prosjektleder og skrevet rapporten med bidrag fra Eirik Fjeld (statistiske analyser) og Brit Lisa Skjelkvåle (vannkjemi). De to førstnevnte har gjort feltundersøkelsen med bistand fra Jarl Eivind Løvik (NIVA) ved sjøflyrunden. Analysene av generell vannkvalitet og PAH er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Metaller i sedimenter (inkl. stabile blyisotoper) og vann er analysert av Oddvar Røyset (NIVA) ved hjelp av en høyoppløslig ICP-MS (HRC-ICPMS). Øyvind O. Johansen og Terje Erstad fra Hydro Sunndal har vært uunnværlige støttespillere med tilretteleggelse av praktiske ting og informasjon om virksomheten. Takk til alle som har gjort det mulig å gjennomføre denne undersøkelsen til tross for store logistiske utfordringer.

Hamar, februar 2007



Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Metoder	9
2.1 Innsamling	9
2.2 Analyser	9
2.2.1 PAH-analyser i sediment	9
2.2.2 Analyse av fluorerte PAH-forbindelser i jord sediment	10
2.2.3 Analyser av metaller i vann og sediment	10
2.2.4 Beregning av andelen antropogent (menneskeskapt) bly og kontamineringsfaktor i sedimenter	11
2.2.5 Statistiske analyser	12
3. Resultater	13
3.1 Generell vannkjemi og metaller i vann	13
3.1.1 Forsurnings situasjonen i det undersøkte området	13
3.1.2 Kjemisk karakterisering av de undersøkte innsjøene	13
3.1.3 Årstidsvariasjoner i Øvre Neådalsvatn	15
3.1.4 Konsentrasjoner av utvalgte metaller i vann	16
3.2 Andelen antropogent bly i sedimenter	16
3.3 Metaller i sedimenter	17
3.4 PAH i sedimenter	19
3.4.1 Cluster-analysen	19
3.5 Konsentrasjoner av PAH og bly i sedimenter	22
3.6 Overvåkingen av PAH i salat	24
3.7 PAH-forbindelser i luft, salat og sedimenter	25
3.8 Relativ forekomst av PAH-forbindelser (RF)	27
4. Diskusjon	28
5. Referanser	31
Vedlegg A. Lokalitetsangivelser og analyseresultater	34
Vedlegg B. Metoder for analyser av vannkjemi	39
Hovedelementkjemi	39
Tungmetaller	39
Analysemetoder for vannkjemi og metoder for kvalitetssikring	39

Sammendrag

Vi har undersøkt PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer fra kysten, via Sunndalsområdet og inn i Trollheimen. Hovedhensikten har vært å dokumentere betydningen av PAH- og metallavsetninger i regionen som følge av luftutslipp fra aluminiumverket. Dernest å vurdere betydningen av denne lokale forurensningen i forhold til bidrag fra langtransporterte forurensninger i regionen.

Bakgrunnen for undersøkelsen var resultater fra EU-prosjektet EMERGE som indikerte at fisk i Øvre Neådalsvatn (ca. 25 km i luftlinje nordøst for aluminiumverket på Sunndalsøra) hadde leverskader og høye konsentrasjoner av PAH-metabolitter i galle. Det ble spekulert om PAH-forurensning fra aluminiumverket kunne være en årsak til dette, og at lavt ioneinnhold i vannet kunne være en faktor som gjorde fisken spesielt følsom for slike forurensninger. PAH i Øvre Neådalsvatns sedimenter var imidlertid preget av langtransporterte forurensninger, og påvirkning fra verket kunne ikke identifiseres. Tidligere undersøkelser har knyttet fenantren til negative effekter på fisk i Øvre Neådalsvatn. Fenantren er en lavmolekylær og flyktig PAH-forbindelse som har større spredningspotensiale fra aluminiumverket enn tyngre PAH forbindelser. Det er rimelig å anta at konsentrasjonene av fenantren vil være høyere i de mest forurensede innsjøene. En undersøkelse av fenantren i snø, vann og biota i disse innsjøene, inklusive Øvre Neådalsvatn, vil kunne avklare situasjonen for fisk i regionen.

Det ble undersøkt vannkvalitet, metaller i vann og sedimenter, PAH i sedimenter fra 24 innsjøer samt en jordprøve nær verket. De undersøkte innsjøene var ionefattige og vannkvaliteten var typisk for sørnorske fjellsjøer. Sedimentundersøkelsen har fokusert på forurensningsgraden av PAH og metaller i den øverste centimeteren av sedimentet. Dette sjiktet er avsatt i løpet av siste 10 til 20 år og representerer en tidsperiode hvor PAH-utslippene fra verket var preget av Søderberg-anlegget. PAH-profiler i luft, salat og sedimenter er sammenlignet for perioden 1991-2002. Søderberg-anlegget ble stengt i 2002 og PAH utslippene er siden blitt betydelig redusert. Likevel må en forvente at tidligere utslipp av PAH vil kunne prege enkelte akvatiske systemer en tid fremover både via høy eksponeringsgrad i de biologisk aktive overflatesedimentene, fortsatt tilførsler via nedbørfelt av gamle forurensninger og avsetninger av reemitterte PAH forbindelser fra lokalt forurensede områder.

Atmosfæriske metallutslipp fra verket har ikke bidrar med vesentlige forurensninger av vann eller overflatesedimenter i området rundt Sunndalsøra, med unntak 5 innsjøer nær verket hvor vi fant noe høyere verdier enn i i regionen for øvrig av molybden. Atmosfærisk langtransport av Pb, Bi, Sb og As har forurenset overflatesedimentene i hele regionen fra kysten og inn i Trollheimen.

Betingelsene for fluorering av PAH er teoretisk til stede over en fluoranriket Al-smelte med Søderberg-elektrode. I såfall kunne fluorert PAH kunne blitt en unik indikator på utslipp fra verket. Det var imidlertid ikke mulig å påvise fluorert PAH i jord og sedimentprøver nær verket.

Statistiske analyser viser at PAH i overflatesedimenter i 9 innsjøer i regionen rundt Sunndalsøra er preget av tidligere luftutslipp av PAH fra verket. Disse sedimentene har store likheter i PAH-profilene og ligner på PAH-profilen vi fant i jordprøven nær verket og i luftutslipp fra verket. PAH-profilene nær verket hadde et relativt høyere innhold av mer flyktige og lavmolekylære PAH enn i innsjøer langt fra Sunndalsøra som var dominert av langtransporterte forurensninger. Topografi, fremherskende vindretninger til ulike tider på året og bestandigheten til de ulike PAH-forbindelsene i miljøet var årsaken til den geografiske fordelingen. Det viktigste influensområdet for PAH-utslipp fra verket er fjellet nær Sunndalen, Litledalen og eidet over mot Seljebø. Utenfor denne regionen er PAH i sedimentene i all hovedsak preget av langtransporterte forurensninger. Dette gjalt også for 3 innsjøer syd for Sunndalsøra, men de hadde en noe annen sammensetning av PAH-forbindelsene enn de øvrige som kan indikere påvirkning fra lokale kilder. Det er mulig at luftutslipp av PAH i forbindelse med asfaltproduksjon fra midten av 1950-tallet (vedfyrt) og tidvis opp til for 4-5 år siden i nordre del av Litledalen, og en periode i midtre del av Øksendal, kan være en årsak til dette.

Summary

Title: Hydro Aluminium Sunndal

PAH, metals and water quality in lakes in the vicinity of an aluminum smelter.

Year: 2007

Author: Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld, Brit Lisa Skjelkvåle and Oddvar Røyset.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5073-5

Concentrations of PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and fingerprint analysis of PAH components in lake sediments have identified the impacted area of PAH emission from the aluminum smelter located at Sunndalsøra. The impacted area (mountain areas around Sunndalen, Litledalen and the valley from Oppdøl to Seljebø) has been explained by topography, prevailing wind direction at different seasons of the year, and the stability of different PAH components in the environment. PAH emissions from the smelter have been substantially reduced after the modernization in 2002. The lakes in the impacted area were not polluted significantly by metal emissions from the smelter.

This research was initiated by reported negative effects on fish health in Lake Øvre Neådalsvatn (2003), which was linked to phenanthrene concentrations in lake water and food web. The fingerprint analysis of PAH-components in sediments of Lake Øvre Neådalsvatn identified long-range transport as the major PAH source, and no significant influence of emissions from aluminum smelter could be detected. Phenanthrene is a volatile PAH component that has a larger potential than the more heavy PAH components to be transported more distant from the smelter, especially during winter season. However, we hypothesize that concentrations of phenanthrene in lake water will be higher closer to the smelter than Øvre Neådalsvatn, and suggest analysing concentrations of phenanthrene in snow, lake water and food web in lakes from the identified impacted area of the smelter emissions. This includes analysis of phenanthrene concentrations in fish liver and bile as well as histological changes in liver.

1. Innledning

Bakgrunnen for denne undersøkelsen er resultater fra EU-prosjektet EMERGE som indikerte at fisk i Øvre Neådalsvatn i Trollheimen hadde høy grad av leverskader, tegn på oksidativt stress og høy metabolsk aktivitet på grunn av avgiftnings-aktivitet i lever (EMERGE 2003). Da det samtidig ble funnet høye konsentrasjoner av PAH-metabolitter i fiskens galle ble det antydnet at PAH-forurensning fra bl.a aluminiumverket på Sunndalsøra kan ha forårsaket disse skadene. Det ble også antydnet at lavt ioneinnhold i vannet kunne være en faktor som gjør fisken spesielt følsom for forurensninger i Trollheimen. På grunnlag av disse resultatene ønsket Norsk Hydro en nærmere undersøkelse av spredningen av PAH-utslipp og metaller til luft fra aluminiumverket, for å kartlegge i hvilken grad disse hadde påvirket innsjøene i regionen. Dernest var planen å undersøke eventuelle biologiske effekter i de mest belastede eller mest følsomme områdene. Denne undersøkelsen dokumenterer påvirkingsgraden av lokale utslipp i regionen basert på analyser av innsjøsedimenter og vann.

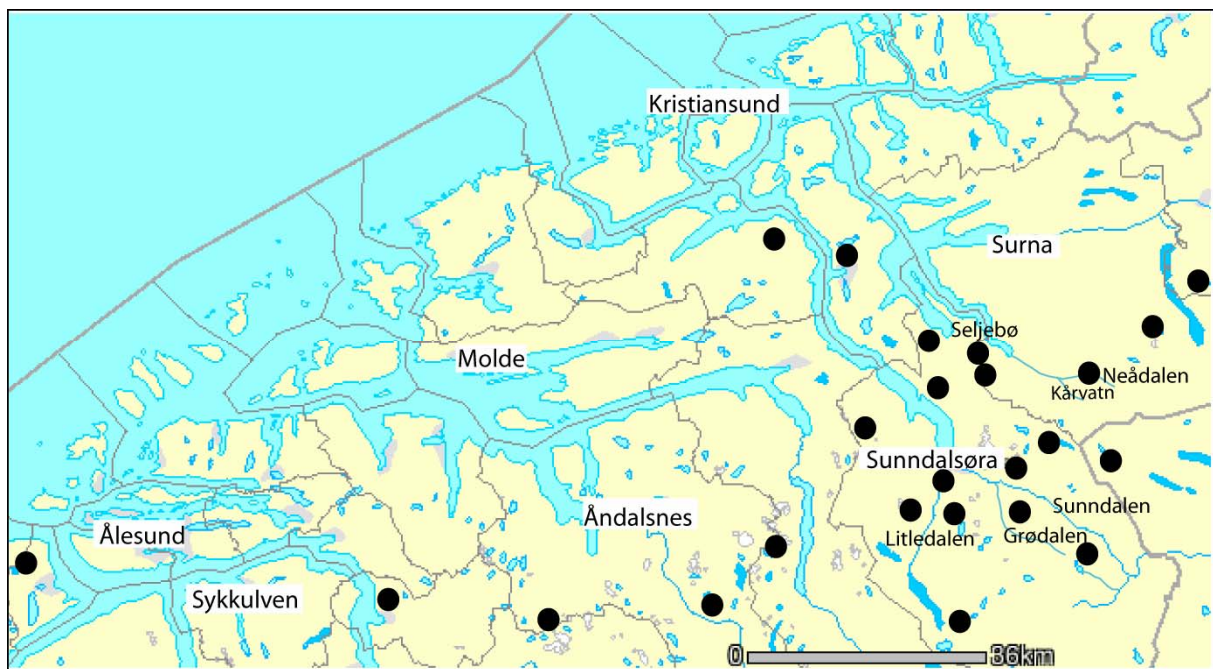
Aluminiumproduksjonen på Sunndalsøra har over mange år medfører utslipp av PAH til luft (Thrane 1987, Hagen 1991, 2006) og dermed også lokale avsetninger på vegetasjon (Ongstad 2004), samt direkte utslipp til sjøen (Næs og Oug 1997, Oug et al. 1998). Aluminiumverket ble offisielt åpnet i 1954. Etter mange år, med til dels store utslipp og negative miljøeffekter, ble det fra midten av 1980-tallet gjennomført tiltak som medførte betydelige forbedringer (Ongstad 2004). PAH-utslippene har siden 1980-tallet blitt betydelig redusert fra ca 3 kg PAH/time til ca 0,1 kg PAH/time i 2005 (Ongstad 2004). De tidligste utslipps-reduksjonene var hovedsakelig et resultat av forbedret ovnsdrift og bedre drift av renseanlegget, samt installasjon av tørr-reNSEanlegget for anodefabrikken. I 2002 kom en liten økning i utslippene som følge av nedkjøringen av Søderberg-anleggene, mens en betydelig reduksjon fant sted i 2003 etter at Søderberganleggene var nedstengt. Etter dette er det massefabrikken og anodefabrikken som er de viktigste PAH-kildene, men et etterforbrenningsanlegg for avgasser fra massefabrikken har i løpet av 2005 gitt ytterligere utslippsreduksjoner. Med dette er utslippene lavere en 0,1 kg PAH/t for hver av masse- og anodefabrikkene, og utslippsgrensen overholdes nå med god margin (Ongstad 2004). Luftmålinger er utført av NILU i Sunndalsøra sentrum (Pensjonistsentert), ca 1 km fra verket i retning Sunndalen. De har vist en reduksjon i sum PAH på 75 % fra 2002 til 2006 både i vinter- og sommerperioden, og fra 50 til 95 % for benso(a)pyrene (Hagen 2006). Det konkluderes med at i dag er biltrafikk og vedfyring vesentlige kilder til PAH på Sunndalsøra (Hagen 2006). Utslippene fra verket har også medført økte avsetninger lokalt av enkelte metaller (målt på terrestriske moser, SFT 2001) og fluorid som tidligere har forårsaket skogskader (Ongstad 2004).

PAH-forurensning av norsk natur skyldes imidlertid ikke bare lokale kilder, men også langtransporterte forurensninger fra kilder utenfor landets grenser (Aamot et al. 1996, Rognerud et al. 1997). De høyeste konsentrasjonene av PAH i innsjøsedimenter ble målt på Sørlandet, hvor de største avsetningene av langtransporterte forurensninger av svovel, nitrogen og metaller har funnet sted (Skjelkvåle et al. 1996, Rognerud et al. 1997, 2001, SFT 2006). Forurensnings situasjonen til innsjøer i områder med lokale utslipp til luft må derfor inkludere en vurdering av bidraget fra langtransporterte forurensninger. Det er derfor nødvendig å benytte metoder som kan skille mellom bidraget fra langtransporterte forurensninger og lokale kilder i innsjøenes sedimenter. Til dette har vi valgt å bruke konsentrasjoner i overflatesedimenter av bly (sterkt preget av langtransport), forholdet mellom stabile blyisotoper (som gir et mål på andelen menneskeskape blyforurensninger) og relativ sammensetning av utvalgte PAH-forbindelser (fingeravtrykk-analyser). Overflateavsetningene er avsatt de siste 10–20 årene, dvs. i den tiden Søderberganlegget var i full drift. Vi har også benyttet bedriftens overvåkningsresultater av PAH i salat fra 1995 og fram til stengningen av Søderberganlegget, og NILUs luftundersøkelser fra 1991 (Hagen 1991). Ved å sammenlikne PAH-profilene i utslipp til luft med PAH-profilene i avsetninger på vegetasjon og innsjøsedimenter får vi også et begrep om stabiliteten av ulike PAH-forbindelser i miljøet rundt verket på Sunndalsøra.

Vi har undersøkt generell vannkvalitet, metaller i vann samt metaller og PAH i sedimenter i 24 innsjøer. Innsjøene er lokalisert fra kysten via Sunndalsområdet og inn i Trollheimen (Fig.1). I tillegg

er PAH analysert i en jordprøve nær verket. I denne prøven, og i sediment fra sjøpåvirkede Tredalspollen nær verket, ble det også undersøkt om fluorerte PAH-forbindelser kunne identifiseres. Årsaken var at de kjemiske betingelsene for fluorering av PAH kanskje kunne være til stede over en fluoranrikt Al-smelte med Søderbergelektrode. I så tilfelle ville fluorerte PAH kunne bli en unik indikator på utslipp fra verket. Det fantes imidlertid ikke påviselige konsentrasjoner av fluorert PAH i de undersøkte sedimentene.

Neådalen ligger i luftlinje ca. 25 km nordøst for verket. Det er derfor en mulighet for at PAH-utslipp fra aluminiumverket kan ha forurenset Øvre Neådalsvatn og innsjøens nedbørfelt. På bakgrunn av dette prosjektets resultater ønsker vi å kartlegge influensområdet for luftutslipp av PAH fra verket og spesielt om Øvre Neådalsvatn var inkludert i dette området. På bakgrunn av resultatene ønsker Hydro å vurdere om fiskens helsetilstand i flere innsjøer skal undersøkes nærmere i fase 2 av prosjektet.



Figur 1. Lokalisering av de undersøkte innsjøene. Kartreferanser er gitt i tabell 1 i vedlegget.

2. Metoder

2.1 Innsamling

Prøvene ble i hovedsak innsamlet ved tre prøvetakningsrunder. I juni 2005 ble det tatt prøver av jord (1-5 cm) ved laboratoriebygget nær aluminiumverket samt av vann og sedimenter fra Tredalspollen, Ålsvatn og Skaudalsvatn. Planen var å samle inn vann- og sedimentprøver fra de resterende innsjøene med sjøfly høsten 2005. På grunn av ekstremt mye dårlig flyvær høsten 2005 var det umulig å få gjennomført hele undersøkelsen dette året. Først i oktober ble det gode flyforhold og 12 innsjøer ble undersøkt. De resterende innsjøene var islagt og prøvetakningen av disse måtte utsettes til 2006. Vinteren 2006 var det store snømengder i fjellet og det ble besluttet å prøveta de resterende innsjøene med helikopter. Først i juni 2006 var snølaget redusert til et nivå som gjorde det mulig å identifisere sjøene fra helikoptert og gjennomføre prøvetakning fra til dels tykk is. Den vanskelige logistikken rundt prøvetakningen, samt flere runder med søknader om landingstillatelser, gjorde at prosjektet trakk ut i tid. Området er svært kupert og flere av innsjøene ligger høyt til fjells uten veiforbindelse slik at det var helt nødvendig å bruke sjøfly/helikopteret for å gjennomføre prøvetakningen.

Kartreferanser og noen andre data om innsjøene er gitt i Tabell 3 i vedlegg A. På grunn av tåke som kom kjapt måtte vi forlate innsjø nr. 36 (Kvamsvatn) før vi fikk samlet inn prøver til metallanalyser i sedimenter.

Vannprøver for generell vannkjemi ble samlet inn på polyetylen flasker fra 1 m's dyp sommerstid og 3 m under isen vinterstid. På tilsvarende dyp ble det innsamlet vannprøver for metallanalyser på separate flasker fylt med fortynnet syreløsning. Sedimentprøvene ble innsamlet med en KB-corer med utskiftbare rør (beskrivelse se Røgnerud et al. 2000). Sedimentene for metallanalyser ble innsamlet fra sjiktene 0-0,5cm, 0,5-1 cm og et referansesjikt fra den dypeste delen av prøven, oftest 20-35 cm dyp i sedimentet. PAH prøvene ble innsamlet fra sjiktet 0-1cm og oppbevart på glødede glass.

2.2 Analyser

Alle analyser er utført på NIVAs akkrediterte laboratorium. Metoder for vannanalyser og beregning av ANC er gitt i vedlegg B.

2.2.1 PAH-analyser i sediment

Vått materiale (8-12g) ble blandet med hydromatrix, tilsatt deutererte interne standarder og ekstrahert ved bruk av "accelerated solvent"-teknikk (ASE). Ekstraksjonen ble utført ved 100°C og 2000psi med en blanding av diklormetan og sykloheksan. Ekstraktet ble konsentrert og rensert ved bruk av gelpermeasjons-kromatografi (GPC). Analysen ble utført ved bruk av gasskromatografi/massespektrometri (GC/MSD), hvor molekylionet for de enkelte forbindelsene ble registeret innenfor et bestemt tidsintervall. Kvantifiseringen ble gjort ved bruk av intern og ekstern standard. Et sertifisert referansemateriale (NIST SRM 1944) ble analysert sammen med hver ekstraksjonsserie som en del av kvalitetskontrollen for analysen.

Databehandlingen av PAH er utført på et utvalg av PAH forbindelsene som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (noen få er erstattet med halve verdien av deteksjonsgrensen) og noen av egenskapene for disse er vist i Tabell 1. Generelt er PAH forbindelsene fettløselige og relativt lite løselige i vann. Vannløseligheten avtar med økende molekylstørrelse. Damptrykket er lavt og avtar med økende molekylstørrelse. Oktanol-vann fordelingskoeffisienten (K_{ow}) er en indikator for PAH-forbindelsens fordeling mellom vann og organisk fase. De lave koeffisienten for PAH-forbindelsene som inngår i denne rapportens databehandling viser at de har en sterk tendens til akkumuleres i organisk materiale (f.eks i planter og sedimentenes organiske fraksjon).

Tabell 1. Analyserte PAH-forbindelser, forkortelser og egenskaper. PAH-forbindelsene som er benyttet i den statistiske analysen er her merket blått og rødt (kalt PAH-11). Av disse er de som er mest stabile i miljøet merket blått og de som minst stabile er merket rødt etter gruppeinndeling (1-6 etter økende stabilitet i miljøet) gitt av Nieslen (1984). Ved sammenligning med PAH-profiler i luft og salat er BBJF og BKF summert (BBJKF) da det ikke er skilt mellom disse luft- og salatanalysene. K_{ow} er fordelingskoeffisienten mellom oktanol og vann. Damptrykk, $\log K_{ow}$ og vannløslighet varierer noe i ulike rapporter innhentet på nettet og verdiene i tabellen er oppgitt som medianverdier av søket. Hensikten er å vise relative forskjeller mellom egenskapene til de ulike forbindelsene.

Nr	Forkort.	Forbindelse	PAH 16	KPAH	Stabilitet	Molekylv.	Damptrykk	Log K_{ow}	Vannløslig.
			sum	sum	Gr.1-6	g/mol	mmHg,25°C	$\mu\text{g/l}$	
1	NAP	Naftalen	x						
2	ACNLE	Acenaftalen	x				0,029	4.07	3930
3	ACNE	Acenaften	x				4.47×10^{-3}	3.98	1930
4	FLE	Fluoren	x		4		3.2×10^{-4}	4.90	1680
5	DBTHI	Dibenzotiofen							
6	PA	Fenantren	x		3	178	6.8×10^{-4}	4.45	1200
7	ANT	Antracen	x		2	178	1.7×10^{-5}	4.45	76
8	FLU	Fluoranten	x		5	202	5.0×10^{-6}	4.90	230
9	PYR	Pyren	x		3	202	6.0×10^{-4}	5.32	132
10	BAA	Benz(a)antracen	x	x	3	228	2.2×10^{-8}	5.60	11
11	CHRTR	Chrysen/trifenylene	x		4	228	1.2×10^{-5}	5.61	2.8
12	BBJF	Benzo(b,j)fluoranten	x	x	5	252	5.0×10^{-7}	6.06	1.2
13	BKF	Benzo(k)fluoranten	x	x	5	252	9.6×10^{-11}	6.06	0,8
14	BEP	Benzo(e)pyren			4	252	5.7×10^{-9}	6.44	5
15	BAP	Benzo(a)pyren	x	x	2	252	5.6×10^{-9}	6.06	2.3
16	PER	Perylen			2				
17	ICDP	Indeno(1,2,3cd)pyren	x	x	5	276	1×10^{-11}	6.58	62
18	DBA3A	Dibenz(ac+ah)antracen	x	x	4	278	1.0×10^{-10}	6.84	0,5
19	BGHIP	Benzo(ghi)perylene	x		3	276	1.03×10^{-10}	6.50	0,3

2.2.2 Analyse av fluorerte PAH-forbindelser i jord sediment

Det ble samlet inn en jordprøve fra området øst for laboratoriebygget inne på verksområdet og en sedimentprøve fra Tredalspollen for å forsøke å identifisere fluorerte PAH-forbindelser. Prøvene ble opparbeidet etter metode H2-3 beskrevet i NIVAs laboratoriets metodebeskrivelser, men med en endring som besto i at prøvene ble tilsatt intern standard i total-ekstraktet etter ekstraksjon. Råekstraktet ble rensert ved acetonitril-partisjonering. En delprøve av ekstraktet ble rensert ved bruk av GPC før den instrumentelle analysen. Følgende fluorerte PAH-forbindelser ble innkjøpt fra Chiron som referanseforbindelser for den instrumentelle analysen: 1-fluornaftalen, 4-fluorbifenyl, 5-fluoracenaftalen, 2-fluorfluoren, 3-fluorfenantren, 3-fluorfluoranten, 1-fluorpyren, 3-fluorchrysen og 9-fluorbenzo(k)fluoranten. PAH-forbindelser som inneholdt flere fluor-substituentene var ikke kommersielt tilgjengelige.

Prøvene ble først analysert ved bruk av GC/MSD operert i scan-mode. Deretter ble prøvene analysert i SIM-mode, hvor molekylionet til alle tilgjengelige fluorsubstituerte PAH-forbindelser samt alle PAH-16 forbindelser ble registrert innenfor et gitt tidsintervall. Til slutt ble ekstraktet av prøvene tilsatt de fluorerte forbindelsene som var tilgjengelige tilsvarende en konsentrasjon på 30 $\mu\text{g/kg}$ for å beregne deteksjonsgrenser for disse forbindelsene i prøvene.

2.2.3 Analyser av metaller i vann og sediment

Forbehandling og glødetap av sedimenter

Sedimentprøvene ble tørket ved 60 °C og homogenisert. Dernest ble en del av hver prøve tatt ut og glødet ved 520 °C og glødetapet beregnet. Glødetapet er et uttrykk for andelen organisk materiale i prøvene. Dernest ble ca. 0,5g veid inn og sendt til oppslutning for metallanalyser.

Oppslutning

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

Analyser av metaller i vann og sedimenter med HR-ICPMS.

Det ble benyttet en HR-ICPMS (High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) som er en videreutvikling av ICPMS teknologien. Et høyoppløsende massespektrometer med ICP-plasma kilde (Thermo Finnigan Element 2) benyttes for å separere bort molekyl ioner som ellers skaper problemer i vanlig ICPMS. Teknikken er den mest følsomme ICPMS teknikken med deteksjonsgrenser i pg/L til ng/L området, tilsvarende metallkonsentrasjoner i ng/g området for metaller i sedimenter. NIVA benytter et multielementprogram som måler opptil 68 grunnstoff i oppslutninger fra sedimenter. Analysemetoden er optimalisert for å fjerne de vanligste molekylionene ved bruk av MR (Medium Resolution på 3000) og HR (High Resolution 10000). Kalibreringer foretas med multistandarder med samme konsentrasjon av salpetersyre (matrix matched) som i salpetersyreløsningene fra de oppsluttede sediment-prøvene. Det ble benyttet i tillegg 5 interne standarder som er optimalisert for å kompensere for variasjon i ionisasjons/nebuliser-effektivitet og variasjoner i respons over masseområdet fra 5 til 240.

Kvalitetssikring

Det benyttes en rekke sertifiserte referansematerialer for å kontrollere kvaliteten på målingene. Dette omfatter NRC-INMS (National Research Council Canada - Institute for National measurement Standards) MESS-3 og HISS-1 Marine Sediment Reference Materials samt en NIVA utviklet intern sedimentprøve fra Bjørvika, Oslo havn. Det tas regelmessig tester av en del andre sediment referanseprøver. NIVA deltar også 2-4 ganger i året i det internasjonalt anerkjente interkalibreringsprogrammet Quasimeme for metaller i sedimenter. Her oppnår NIVA nesten alltid resultater som ligger innefor aksepterte usikkerhet for målinger de prioriterte tungmetallene.

Av og til tas også stikkprøve sammenlikninger med ICPAES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry). En viktig grunn for dette, er at det finnes få godt sertifiserte måleverdier for oppslutningsmetoden NS4770, da de fleste sertifiserte verdier for metaller er basert på totaloppslutning (flussyre, saltsyre, salpetersyre). ICPAES gir gode data for de fleste hovedelementene samt en del prioriterte tungmetaller, men klarer ikke å måle lave konsentrasjoner verken av prioriterte tungmetall, spormetall eller sjeldne grunnstoff. Imidlertid, slike data gir god indikasjon på om målemetoden med HR-ICPMS er pålitelig. En slik sammenlikning for analyser av sedimenter fra Oslo havn har vist at avvikene stort sett er under 10 % for de metallene der konsentrasjonen er høy nok til å gi gode sammenlikninger.

2.2.4 Beregning av andelen antropogent (menneskeskapt) bly og kontamineringsfaktor i sedimenter

Andelen antropogent bly (Pb_{ant}) i sedimentene er beregnet på bakgrunn av total blykonsentrasjon i prøven (Pb_{tot}) og forholdet mellom Pb isotopene ^{206}Pb og ^{207}Pb i prøven ($(^{206}Pb/^{207}Pb)_{prøve}$), bakgrunn ($(^{206}Pb/^{207}Pb)_{bakgr}$) samt i luftforurensning i området representert ved målinger i landmoser ($(^{206}Pb/^{207}Pb)_{forurens}$), etter formel gitt i Steinnes et al. (2005):

$$Pb_{ant} \% = \frac{\left(\frac{^{206}Pb}{^{207}Pb} \right)_{prøve} - \left(\frac{^{206}Pb}{^{207}Pb} \right)_{bakgrunn}}{\left(\frac{^{206}Pb}{^{207}Pb} \right)_{forurens} - \left(\frac{^{206}Pb}{^{207}Pb} \right)_{bakgrunn}} \otimes Pb_{tot}$$

På bakgrunn av atmosfæriske blyavsetninger i mose gitt i Steinnes et al. (2005) kan ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$)_{forurens} estimeres til 1.142 i Sunndalområdet. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ _{bakgr.} er basert på analysene av referanseprøvene i sedimentet som er så gamle at antropogen påvirkning er svært beskjeden (Rognerud and Fjeld 2001).

Kontamineringsfaktor (Kf) for metaller i sedimenter er forholdet mellom konsentrasjonen i overflatesediment og konsentrasjon i referansesedimentet. Kf er et godt mål for forurensningsgraden når atmosfærisk avsatte metaller er assosiert til organisk materiale i sedimentet, referanseprøven er gammel (dyp nok i sediment) og andelen organisk materiale (målt som glødetap, Gt) ikke er svært forskjelling mellom overflatesedimenter og referansesedimentet. Kf er ikke et pålitlig mål for forurensningsgraden av red-oks sensitive metaller og metaller som er nært assosiert til jern og mangan.

2.2.5 Statistiske analyser

For å belyse likheten mellom sammensetningen av PAH-forbindelser i sedimentene har vi benyttet oss av de statistiske multivariate metodene cluster-analyse og prinsippal komponentanalyse. Formålet med en cluster-analyse er å organisere multivariate observasjoner (objekter med flere målte egenskaper) i grupper på en slik måte at medlemmene i de enkelte gruppene har mest mulig felles egenskaper og at gruppene atskiller seg fra hverandre. Den vanlige situasjonen er at dataene ikke er fordelt jevnt i et multi-dimensjonalt rom, men at de ofte samles i grupper i lokale områder. Slike grupper kalles «clusters». Man stiller i utgangspunktet ingen *à priori* hypoteser vedrørende dataene, og metoden vil derfor heller ikke kunne benyttes til hypotesetesting. Cluster-analysen oppdager strukturer i dataene uten å forklare hvorfor de eksisterer. Analysen gir således et nyttig utgangspunkt for videre utforskende dataanalyser.

Resultatene fra en cluster-analyse framstilles grafisk i et *dendrogram*. Dette er et hierarkisk oppbygd tre-diagram som viser de enkelte observasjonene og når de kombineres med andre observasjoner og danner clustere. For cluster-analysen har vi benyttet en teknikk som kalles hierarkisk clustering, basert på senteroide distanser. Dette er robust metode som er lite følsom for svært avvikende observasjoner (statistiske «outliers»).

Formålet med en prinsippal komponentanalyse er å redusere dimensjonaliteten i ett datasett ved å representere strukturen eller hovedtendensen i et datasett så komplett som mulig ved å benytte noen få komponenter. Disse komponentene er lineære kombinasjoner av de originale variablene. Den første prinsippale komponenten er den lineære kombinasjonen av de standardiserte originale variablene som har den største mulige variansen (dvs. egenverdien innenfor lineær algebra). Den neste prinsippale komponenten har den nest høyeste egenverdien (og er ortogonal til den første, dvs. ukorrelert), og så videre. Bidraget fra de originale variablene til de ulike prinsippale komponenten gis av deres egenvektorer. Disse koeffisientene brukes i en lineær kombinasjon av de originale variablene for å produsere de prinsippale komponentene.

Resultatene fra en prinsippal komponentanalyse kan vises grafisk i et såkalt biplot, hvor egenvektorene plottes som piler i et diagram med de prinsippale komponentene som akser, og hvor skårene til de enkelte observasjonene plottes som punkter i det samme diagrammet. Lengden på pilene viser egenvektorenes relative betydning, og vinkelen mellom dem viser hvor nært korrelert de er med hverandre. Nær korrelerte variabler peker i samme retning, mens negativ korrelerte variabler peker i motsatt retning. Ikke-korrelerte variabler står normalt på hverandre.

Vi har i begge analysene benyttet oss av det relative forholdet mellom et utvalg av PAH-forbindelser. Det har således ingen betydning for analysene om den totale konsentrasjonen av ΣPAH er høy eller lav, da det er det relative forholdet mellom de enkelte forbindelsene som er viktig for å belyse likheten mellom prøvene. På denne måten elimineres effekten av fortynnende materiale i prøvene. I denne analysen har vi ekskludert 4 innsjøer fordi konsentrasjonene var lavere enn deteksjongrensen for mange av forbindelsene. Materialet består derfor av sediment-analyser fra 20 innsjøer og en jordprøve fra nær aluminiumverket (laboratoriebygget). I noen få av disse er verdier for enkelte forbindelser

mindre enn deteksjongrensen. I disse tilfeller er verdien erstattet med halve verdiene av deteksjongrensen. De statistiske metodene vi har benyttet tolererer ikke at det mangler data for noen variabler. Prøvematerialet omfatter i alt 21 prøver og analysene er gjort på følgende 11 forbindelser (kalt PAH-11): PA, FLU, PYR, BA, CHTR, BBJF, BKF, BEP, BAP, ICDP, BGHIP. Til de statistiske analysene er det benyttet dataprogrammet JMP (SAS Institute Inc., 2004)

3. Resultater

3.1 Generell vannkjemi og metaller i vann

3.1.1 Forsurnings situasjonen i det undersøkte området

Trollheimen og Sunndalsområdet ligger i en del av Norge som mottar lite lufttransporterte forurensninger fra kontinentet. Kårvatn (Figur 1) er en referansestasjon fordi dette er et område der vi antar at tilførsler og effekter av langtransporterte luftforurensninger er lave (SFT 2006). Ved Kårvatn har årlig avsetning (våt + tørr) av sulfat de siste fem årene (2001-2005) vært 0,1-0,2 g S m⁻², mens summen av nitrat og ammonium har variert i området 0,3-0,5 g N m⁻². Til sammenligning var verdiene på Birkenes i Sør-Norge i samme periode hhv. 0,6-0,8 g S m⁻² og 1,2-1,5 g N m⁻².

Perioden 1980 til 2000 har vist en sterk nedadgående trend av sulfat i nedbør i Norge og en tilsvarende markert nedgang i sulfat i vann- og vassdrag. Ved Kårvatn har det også vært signifikant nedgang, men i mindre skala siden lokaliteten er lite påvirket av langtransporterte luftforurensninger. Årlig veid middelveid for ikke-marin sulfat har avtatt gradvis fra 11 µekv/L i 1980 til 5 µekv/l i 2005 som må ansees å være nær naturlig bakgrunnskonsentrasjon av sulfat (SFT 2006).

3.1.2 Kjemisk karakterisering av de undersøkte innsjøene

Analyseresultatene for de undersøkte innsjøene samt prosentilene i datasettet er vist i Tabell 4 i vedlegg A. For en sammenligning har vi også vist prosentfordelingen for alle fjellsjøer i fylkene sør for Nordland (n = 244) basert på en nasjonal undersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al, 1996). Disse sjøene er fjellsjøer hvor det ikke finnes skog eller landbruksaktiviteter i nedbørfeltet. Prosentiler angir hvor mange prosent av innsjøene som ligger i forskjellige konsentrasjonsintervaller. Ved sammenligningen av resultatene fra vår undersøkelse med resultatene fra den nasjonale undersøkelsen i 1995 er det et par forhold som må tas i betraktning. Forurensningssituasjonen i Sør-Norge har endret seg vesentlig på disse 10 årene, slik at konsentrasjonsnivåer av for eksempel ikke-marin sulfat har avtatt og forsurningsvariable som pH, alkalitet og ANC har økt. Det andre forholdet er at alle prøvene i 1995 ble tatt om høsten etter fullsirkulasjon av innsjøen, mens noen av våre prøver er innsamlet på sommeren i den biologisk aktive perioden. Vi antar imidlertid at denne forskjellen i prøvetakings-tidspunkt ikke har særlig betydning for den sammenlikningen vi gjør av konsentrasjonsnivåene i disse to undersøkelsene.

Innsjøene vi har undersøkt var alle ionfattige, med lave konsentrasjoner av oppløste ioner. Årsaken til dette er både at berggrunnen består av "harde" bergarter som forvitrer sakte og at nedbørsmengden i regionen er høy, slik at konsentrasjoner av forvittringsprodukter som kalsium og magnesium fortynnes i de store vannmengdene. I tillegg er jordsmonnet tynt, og det er der hovedtyngden av forvitringen skjer. Medianverdien for konduktivitet (et mål på ionestyrken) er 1,12 mS/m, hvilket er svært lavt.

Resultatene fra regionalundersøkelsen i 1995 viste at kloridkonsentrasjoner fra ca 2-4 mg/l er typiske nivåer for innsjøer som er noe påvirket av sjøsalter i nedbøren. Typiske nivåer for innsjøer som er upåvirket av sjøsalter er < 1 mg/L. Medianverdien for høyfjellsjøene fra 1995-undersøkelsen var 0,5 mg Cl/L, mens innsjøene i denne undersøkelsen hadde Cl-konsentrasjoner fra < 1 mg/l til > 6 mg/l.

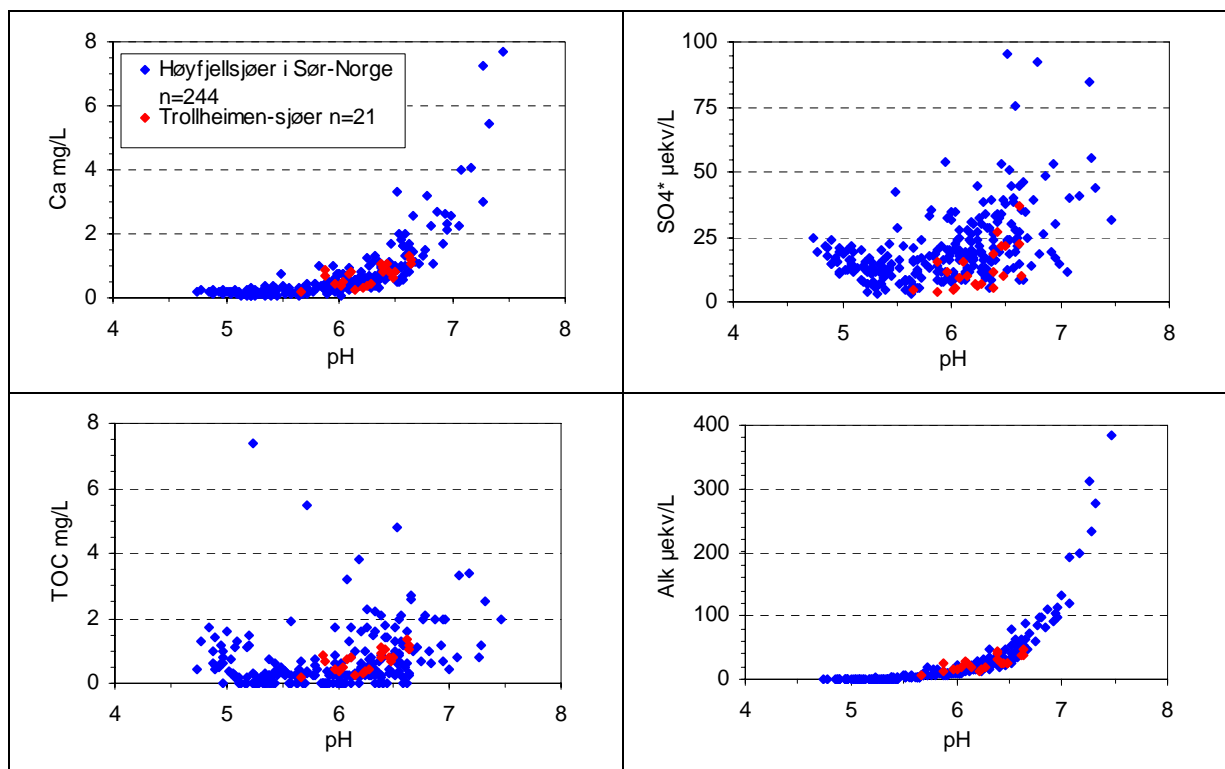
Variasjonen i Cl-konentrasjonen reflekterer mest sannsynlig avstand fra kysten, men alle innsjøene er påvirket av sjøsalter i større eller mindre grad, sammenlignet med typiske innlandssjøer.

Alle innsjøene hadde lave nivåer av kalsium (medianverdi 0,76 mg/L) og magnesium (medianverdi 0,15 mg/L). Dette er noe høyere enn medianverdien for høyfjellsjøer i Sør-Norge, hhv 0,39 mg/L og 0,09 mg/L. Innsjøene var lite preget av humus, medianverdien av total organisk karbon (TOC) er på 0,5 mg C/L. Dette er på samme nivå som høyfjellsjøer ellers i Sør-Norge.

Ikke-marin sulfat i de undersøkte innsjøene hadde en medianverdi på 10 ekv/L, med et spenn fra 7 ekv/L for 25-prosentilen til 18 ekv/L for 75-percentilen. Dette er nær bakgrunnsverdien for ikke-marin sulfat (i områder uten antropogent nedfall av sulfat) som er anslått til å være ca 8-10 $\mu\text{ekv/L}$ (Henriksen et al 1988). Dette viser at innsjøene er lite til ubetydelig påvirket av langtransportert forurenset nedbør.

Forsuringsparameterene pH, alkalitet, ANC og labilt Al viser konsentrasjonsnivåer typisk for uforsurede systemer. pH i innsjøene varierte mellom 5,66 – 6,64 (median = 6,3). Dette er et pH-nivå som ikke bidrar til frigjøring av giftige aluminiumsformer. Nivåene av uorganisk bundet aluminium er også ubetydelig i innsjøene og medianverdien var under deteksjonsgrense for metoden ($< 5 \mu\text{g/L}$). ANC har på tross av god pH relativt lave verdier (medianverdi 33 $\mu\text{ekv/L}$). Dette er en konsekvens av ionestyrke. Det er ikke mulig å få høy ANC i et vann med lav ionestyrke når TOC i tillegg er lav. Dette medfører også at innsjøene har relativt lav alkalitet (medianverdi 26 $\mu\text{ekv/L}$). Næringssaltene Tot-N og NO_3 viser svært lave konsentrasjonsnivåer. Generelt er konsentrasjonsnivåene lavere enn for fjellsjøer i resten av Sør-Norge.

De undersøkte innsjøene har en vannkjemi som er typisk for fjellsjøer i Sør-Norge (Figur 2). Med unntak av at ikke-marin sulfat ligger på den lave enden av konsentrasjonsskalaen faller de godt innenfor variasjonsbredden til de 244 innsjøene fra 1995.



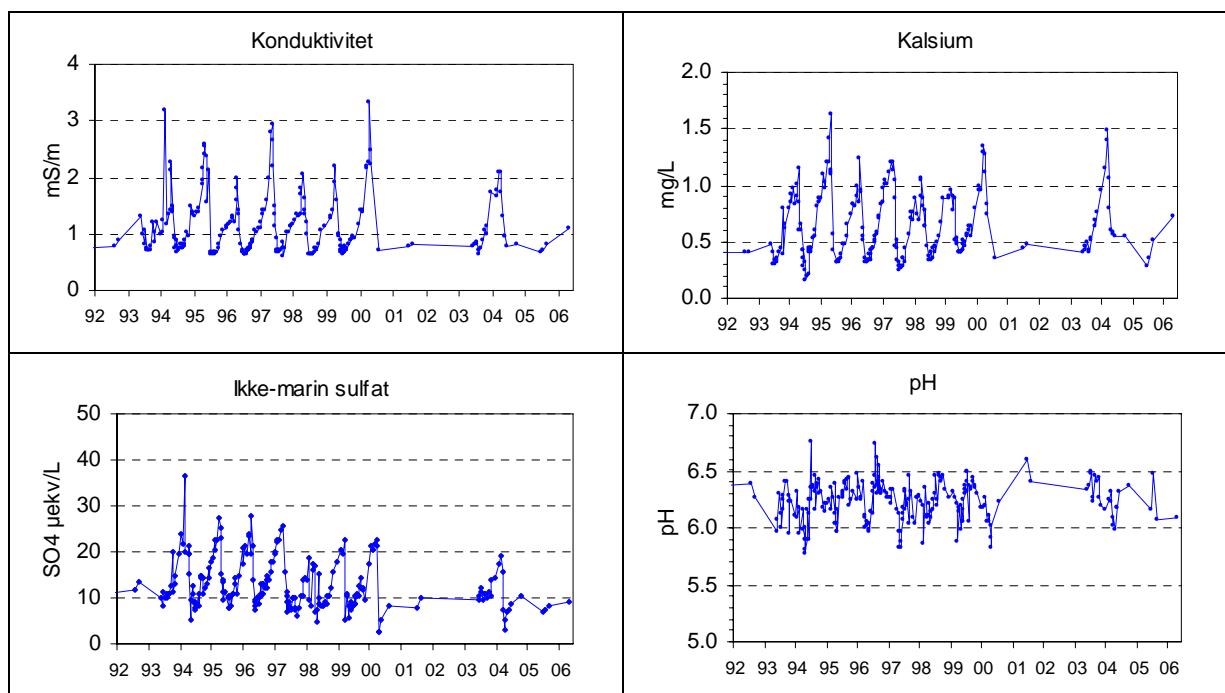
Figur 2. Spredningsdiagram som viser sammenhengen mellom pH og andre variable som alkalitet (ALK), totalt organisk karbon (TOC), kalsium (Ca) og ikke marin sulfat (SO_4^*) i vår innsjøer (merket rødt) og høyfjellsjøer fra Sør-Norge (fylker sør for Nordland, Skjelkvåle et al 2006).

3.1.3 Årstidsvariasjoner i Øvre Neådalsvatn

Vannkvaliteten i Øvre Neådalsvatn i Trollheimen har vært undersøkt i forskjellige overvåkingsprogrammer opp gjennom årene (EU-prosjektene AL:PE, MOLAR, Emerge (Wathne et al 1997, Wathne and Rosseland 1999). Den har også vært referansesjø i forbindelse med overvåking av utslipp fra Tjeldbergodden (de Wit og Skjelkvåle, 2004). I denne sammenheng er Øvre Neådalsvatn blitt prøvetatt 30-50 ganger per år med inntil en ukes intervall i perioden 1990 til 2004, med unntak av 2001-2003. Disse dataene gir oss muligheten til å se på typiske årstidsvariasjonen i vannkjemi for innsjøer i dette området.

Øvre Neådalsvatn er en typisk ionefattig norsk fjellsjø. Konsentrasjoner av Ca og Mg var lavere enn henholdsvis 0,7 mg/L og 0,2 mg/L, mens Na og Cl var gjennomsnittlig ca 1,2 mg/l og 1,7 mg/L. Konsentrasjonene av Na og Cl skiller seg klart fra kystnære innsjøer i regionen. Innlandsjøer uten påvirkning av marin Cl har gjerne Cl-konsentrasjoner < 1 mg/L. Gjennomsnittlig pH var på ca 6,1, mens alkaliteten var på omkring 30 $\mu\text{ekv/L}$. TOC var gjennomsnittlig < 1 mg C/l. Nitrat varierte fra lave verdier < 10 $\mu\text{g N/L}$ i vekstsesongen (juni-november), og med høyere verdier opp mot 40 $\mu\text{g N/L}$ i den biologiske hvilesesongen når det er frost og snødekke.

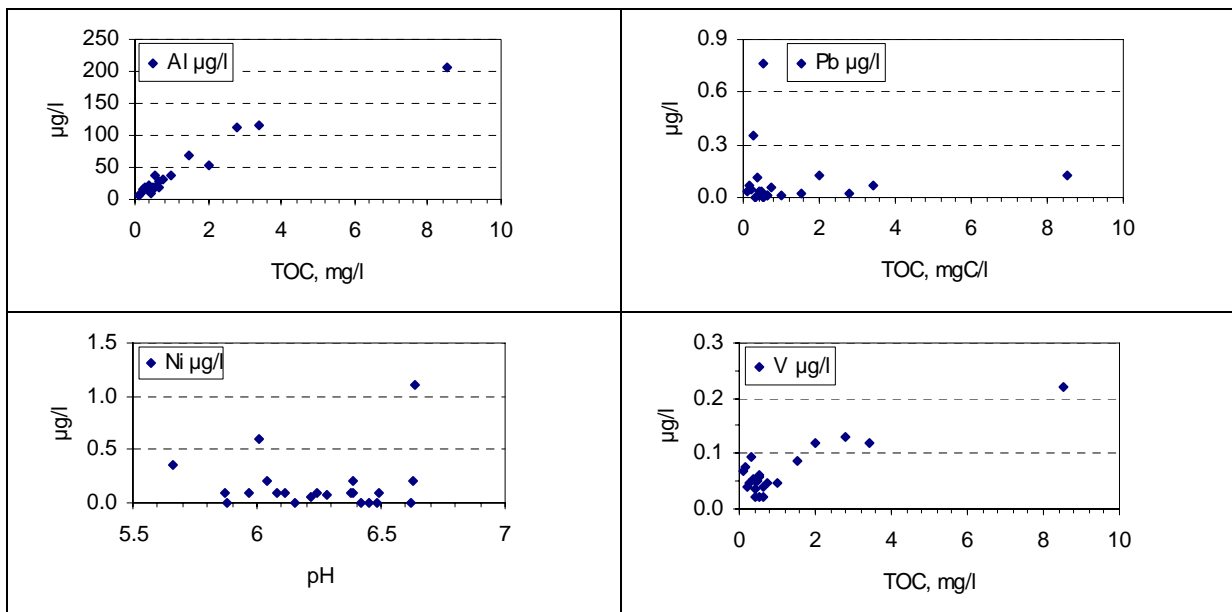
Variasjonene i basekationer, klorid, nitrat og til dels også sulfat var sterkt påvirket av snøakkumulering og snøsmelting. Det generelle mønsteret var økende konsentrasjoner i løpet av høsten og vinteren, og fortynning med ionefattig smeltevann om våren. Den markerte sesongvariasjonen i vannkjemien i Øvre Neådalsvatn henger sammen med store kontraster mellom årstidene (Figur 3). Snødekket om vinteren er stabilt og samler opp komponenter som blir avsatt med snø. Disse komponenter havner i løpet av en kort periode om våren i innsjøene under snøsmeltingen og konsentrasjonsnivåer øker kraftig. Deretter får man en kraftig fortynning når all snøen smelter med følgende nedgang i ionekonsentrasjoner. pH viste ingen sesongvariasjon. Dette viser at det ikke er noe sur-støt i vannet under snøsmeltingen, slik som finner sted ved snøsmelting i forsurede områder i Sør-Norge. En analyse av tidstrender i denne innsjøen for perioden 1994 til 2004 viste kun signifikante trender for sulfat med en liten nedgang ($r^2 = 0,05$; $p < 0,01$; de Wit og Skjelkvåle, 2004),



Figur 3. Årstidsvariasjoner i konduktivitet, kalsium, ikke-marin sulfat og pH for perioden 1992 - 2006 for Øvre Neådalsvatn i Trollheimen. Årene er markert ved starten av året.

3.1.4 Konsentrasjoner av utvalgte metaller i vann

Konsentrasjoner av utvalgte metaller i vann fra de undersøkte innsjøene er gitt i Tabell 5 i vedlegget. Utvalget er basert på metaller som er beskrevet i forbindelse med utslippene til luft fra verket (SFT 2001, Hagen 2002). Generelt var konsentrasjonene av alle metaller lave. Konsentrasjonene av As, Be, Bi, Sb og W var alle lavere enn grensen for sikre analyser i alle innsjøene, mens for 5 innsjøer var konsentrasjonene av Ga og Mo så vidt over grensen for sikre analyser (hhv 1 ng Ga/l og 100 ng Mo/l). Av disse 5 innsjøene var hhv 2 og 4 nær Sunndalsøra, men konsentrasjonene var svært lave (hhv 1 - 9 ng Ga/l og 100-300 ng Mo/l). Konsentrasjonene av Ni var lavere enn grensen for sikre analyser (50 ng/l) i 6 innsjøer. Konsentrasjonene av Al, Pb og V var høyere enn grensen for sikre analyser i alle innsjøene selv om konsentrasjonene må betraktes som lave. Det er generelt kjent at Al, Pb og V ofte samvarierer med TOC, mens Ni mobiliseres ofte ved lavere pH verdier. Spredningsdiagram for disse metallenes relasjon til disse variablene er vist i Figur 4. Resultatene indikerer at konsentrasjonene av Al og V i hovedsak var bestemt av konsentrasjonen av organisk materiale (TOC). Det var ingen klar tendens med økende konsentrasjoner av Pb med økte verdier av TOC og Ni med økende pH-verdier. Reinåvatn (nr.12), Kjerringvatnet (nr.38) og Brørevatn (nr.34) hadde de høyeste Ni og Pb konsentrasjonene. Brørevatn ligger ved Ålesund, mens Reinåvatn og Kjerringvatnet er 2 av 11 innsjøer som ligger i Sunndalsregionen (Figur 1). Det er derfor ikke mulig å knytte disse høyeste verdiene av Pb og Ni opp mot utslipp fra verket.

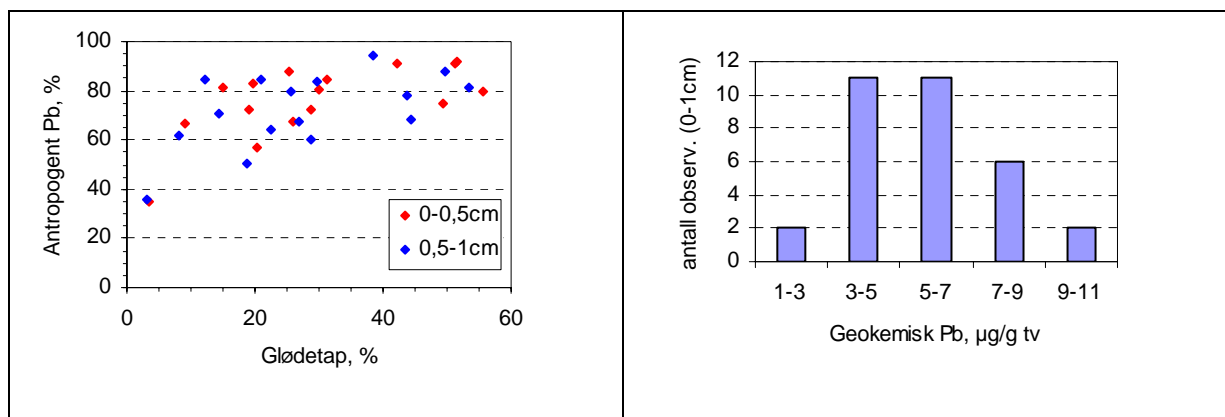


Figur 4. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av aluminium (Al), bly (Pb), vanadium (V) og TOC i vann fra innsjøen. For nikkel (Ni) er samvariasjon med pH vist.

3.2 Andelen antropogent bly i sedimenter

Konsentrasjonen av Pb i norske innsjøsedimenter er betydelig høyere i overflatesedimenter enn i referansesedimentene som er avsatt for flere hundre år tilbake (Rognerud og Fjeld 2001). En vesetlig del av denne økningen skyldes tilsetningen av bly i bensin. Blyet som er tilsatt i europeisk bensin kommer fra noen få blygruver. Den har et isotopratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ på nær 1.13 som skiller seg vesentlig fra tilsvarende ratio i berggrunn (Sangster et al. 2000). Denne informasjonen benyttes ved beregning av andelen antropogent Pb (menneskeskapt blyforurensning) i overflatesedimentene slik som vist i metodekapitlet. Det skal imidlertid nevnes at det også er andre antropogene Pb kilder som antagelig har en noe høyere $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ signatur enn blybensin. Bergningen av andelen antropogent Pb i våre

overflatesedimenter må derfor betraktes som en minimumsverdi. Antropogent bly dominerte over geokjemisk bly i våre overflatesedimenter og konsentrasjonen av geokjemisk bly var relativt lav (Figur 5). Andelen antropogent bly er 50-95 % i de undersøkte innsjøene



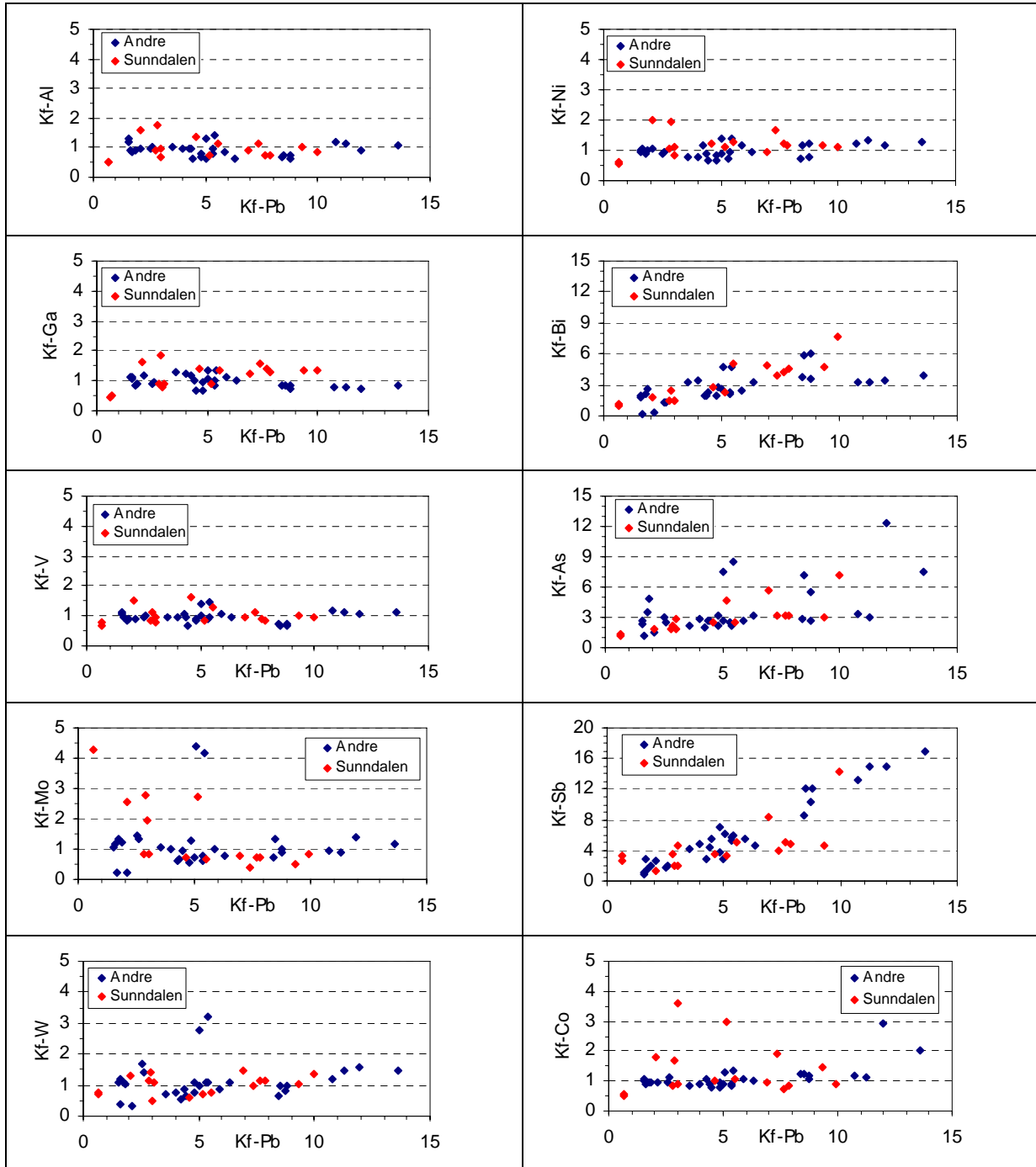
Figur 5. Andelen antropogent bly i overflatesedimenter og frekvensfordeling av konsentrasjonen av geokjemisk bly i overflatesedimentene.

Det var en økende andel antropogent Pb ved økende organisk innhold i sedimentet. Dette viser at langtransportert bly fra bensinforbrenning er assosiert til sedimentets organiske fraksjon og at det fortsatt preger overflatesedimentene. Bruken av blytilsetning i bensin er sterkt redusert de siste 10 årene. På bakgrunn av dateringer av sedimentkjerner fra Øvre Neådalsvatn (Fernandez et al. 1999) og andre daterte sedimentkjerner i Norge (Kaste et al. 2001, Fjeld og Rognerud 2001) er det rimelig å anta at 0–1 cm sjiktet i sedimentet i våre innsjøer kan være avsatt i løpet av siste 20–25 år.

3.3 Metaller i sedimenter

Konsentrasjonene av metaller i sedimenter er gitt i Tabell 6 i vedlegget. Metaller forekommer naturlig i berggrunn og løsavsetninger. Konsentrasjonene i referansesedimentene er avsatt for flere hundre år siden, dvs før tilførsler av forurensninger hadde betydning og konsentrasjonene i referansesedimentet vil derfor reflektere naturlige geokjemiske konsentrasjoner av metallene. Konsentrasjonene i overflatesedimentene vil øke dersom det tilføres forurensninger. Kf faktoren reflekterer graden av forurensning. $Kf = 1$ betyr ingen effekt av forurensninger. $Kf > 1$ betyr et bidrag av forurensninger, mens $Kf < 1$ betyr oftest at metallet bare har geokjemiske kilder og at lavere konsentrasjoner i overflatesedimentet skyldes lavere andel organisk materiale i dette sjiktet i forhold til referansen. Dette gjelder for metaller som ikke er red-oks sensitive slik som Fe, Mn, og As. For Co er det også vanskelig å tolke betydningen av Kf-verdiene da det er nært assosiert til Mn og vil oftest følge dette elementet i sedimentprofilen (Rognerud and Fjeld 2001).

Vi har vist at Pb i overflatesedimentene hovedsakelig består av antropogent bly (50-95 % avhengig av organisk innhold) fra langtransporterte forurensninger. Ved å plote Kf-verdier for alle aktuelle metaller i luftutslipp fra aluminiumsverket mot Kf-verdier for Pb vil vi få en indikasjon på om sedimentene fra innsjøene nærmest verket er forurenset av langtransport eller lokale kilder (Figur 6). Analysene av PAH-konsentrasjoner og "fingeravtrykk" av de ulike PAH-forbindelsene i overflatesedimentene har vist hvilke innsjøer som er påvirket av forurensninger fra verket siste 20 år (Kap.3.4). Disse innsjøene er merket rødt i Figur 6. Undersøkelser av metallkonsentrasjoner i mose har identifisert aktuelle metaller som bidrar til en økt atmosfærisk avsetning omgivelsene rundt verket (SFT 2001). Disse kan deles i 2 grupper etter betydning: Al, Ni, Ga og Bi hadde størst betydning (de øverste 4 panelene i Figur 6), mens det var et mindre bidrag fra V, As, Mo, Sb, W og Co (6 nederste panelene i figur 6). Det var intet bidrag av betydning for Pb. Derfor vil Kf-verdiene for Pb reflektere graden av langtransport også i innsjøene nærmest verket.



Figur 6. Sammenhengen mellom kontamineringsfaktor av overflatesedimenter for bly (Kf-Pb), og Kf for metaller som er anriket i terrestriske mose i Sunndalen som følge av utslipp fra verket (SFT 2001). Metallene i de fire øverste paneler hadde størst overskridelse av bakgrunnsnivåene i mose (SFT 2001). Røde punkter er sjøer som vi ut fra clusteranalysen har viste at påvirket av PAH fra verket. Blå punkter ("andre") er sjøer som ikke viser påvirkning av PAH fra verket (se Figur 7).

I den første gruppen hadde Al, Ni og Ga Kf-verdier nær 1 i alle innsjøene, og innsjøene som er påvirket av PAH-utslipp fra verket (merket med røde punkter i Figur 6) skilte seg ikke nevneverdig ut fra de som ikke er påvirket av verket. De "røde" innsjøene skilte seg heller ikke ut fra de andre for Bi, men den gode positive sammenhengen med Kf-Pb indikerer at overflatesedimentene i alle innsjøene er forurensset av langtransporterte forurensninger. Lokale forurensninger hadde derfor ingen nevneverdig betydning for disse metallene i innsjøene som er påvirket av PAH utslipp fra verket. En av årsakene er også at naturlige geokjemiske konsentrasjoner er såvdte høye for Al, Ni og Ga at et lite bidrag fra

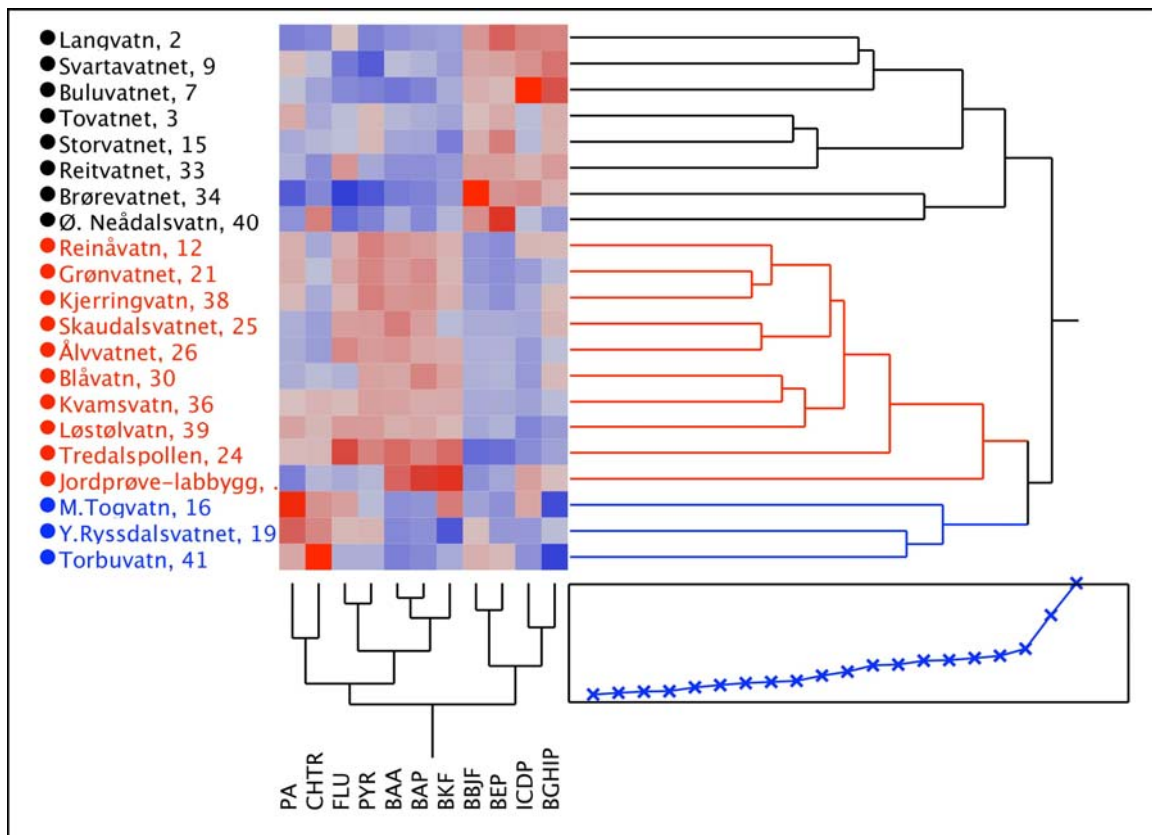
luftavsetninger blir ubetydelig. Bi har lave geokjemiske konsentrasjoner og langtransporterte forurensninger gir klare utslag. Eventuelle lokale forurensninger var ubetydelige i forhold til langtransporterte forurensninger. I den andre gruppen hadde V, W og Co har Kf-verdier nær 1, m.a.o. ingen bidrag fra forurensninger. De høyeste Kf verdiene for Co skyldes utelukkende høye Kf-verdier for Mn pga redoks reaksjoner med påfølgende anrikning i overflatesedimentene (ikke vist her). Mo hadde også Kf-verdier nær 1 med unntak av 5 innsjøer nær verket som var noe forurenset av lokale utslipp. As og Sb hadde en positiv sammenheng med Pb og de røde innsjøene skilte seg ikke ut. Forurensningen av overflatesedimentene for disse metallene skyldes derfor i all hovedsak langtransporterte forurensninger.

Som en oppsummering kan vi si at de lokale metallutslippene fra verket ikke bidrar med vesentlige forurensninger av overflatesedimenter i området rundt Sunndalsøra, med unntak for Mo der 5 innsjøer nær verket (3 -5 ganger høyere konsentrasjoner i overflatesedimentet enn i referansen). Atmosfærisk langtransport av Pb, Bi, Sb og As har forurenset overflatesedimentene i hele regionen fra kysten og inn i Trollheimen. Ingen nevneverdige forurensninger er målt for Al, Ga, V, W og Co.

3.4 PAH i sedimenter

3.4.1 Cluster-analysen

Denne analysen viste at det var naturlig å inndele dataene i tre cluster (Figur 7). Det største clusteret besto av 9 innsjøer og jordprøven bak labb-bygget (merket røde). Disse innsjøene ligger nær verket (Figur 9). Det neste clusteret, som var beslektet med største clusteret, besto av tre innsjøer som ligger nær Litledalen og sydover (merket blått i Figur 7 - Figur 9). Det siste clusteret besto i hovedsak av innsjøer som ligger i ytterkant av undersøkelsesområdet eller i bakkant av fjellrekken som ligger nordøst for Sunndalen (merket grått i Figur 7 og svart i Figur 9).



Figur 7. Dendrogram basert på en clusteranalyse av sedimentprøvene og jordprøven fra labbygget med ulike sammensetninger av PAH-forbindelser. Fargene indikerer verdien av data for hver variabel på en kontinuerlig fargeskala fra blått (lav) til rødt (høy). Scree-plotet nede til høyre viser avstanden mellom clusterne og knekkpunktet indikerer antall cluster som det er naturlig å dele datamaterialet inn i. I dette tilfelle tre cluster.

Prinsippal komponentanalyse

Denne analysen viste at de tre første prinsipale komponentene beskrev i alt 81,8 % (kumulativ prosent) av den samlede variansen i datasettet (Tabell 2). Den første prinsipale komponenten beskrev nær 49 % av variansen i datasettet, og egenvektorene viste at den ble dominert av en positiv påvirkning fra PYR, FLU, BAA, BAP, og en negativ påvirkning BBJF, BEP og ICDP. Den andre prinsipale komponenten beskrev nær 22 % av variansen, og ble i hovedsak positivt dominert av BGHIP, og negativ innflytelse av CHTR og PA. Den tredje prinsipale komponenten beskrev nær 10 % av variansen, og ble i hovedsak positivt dominert av BGHIP og negativt av BKF.

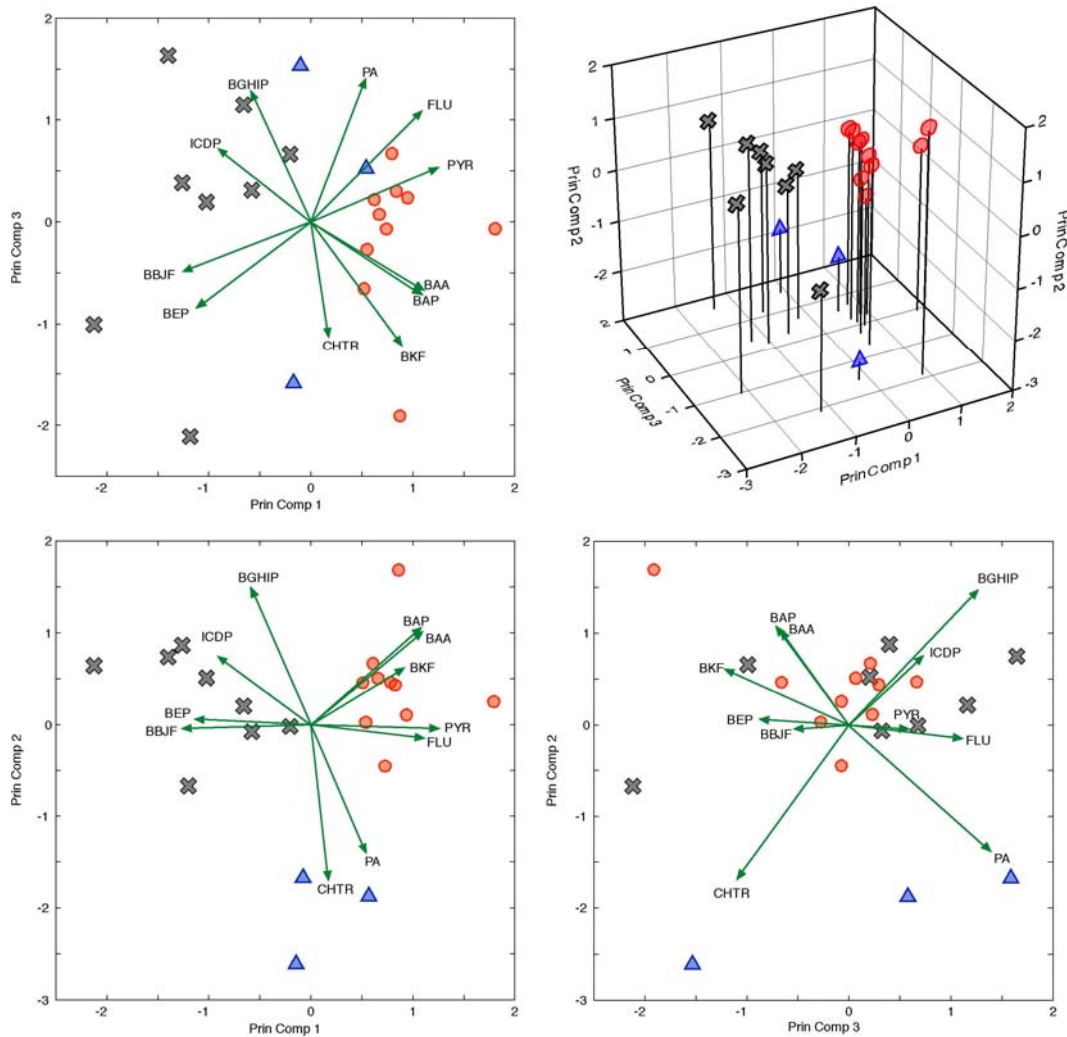
Tabell 2. Prinsippal komponentanalyse av forholdet mellom PAH-forbindelser i sedimentprøvene og jordprøven ved lab.bygget. Resultatene er vist for de tre første prinsipale komponentene (PC1 – PC 3).

	Forbindelse	PC 1	PC 2	PC 3
Eigenverdi		5,38	2,47	1,17
Prosent av varians		48,9	22,5	10,4
Kumulativ prosent		48,9	71,4	81,8
Egenvektor	PA	0,17	-0,44	0,44
	FLU	0,34	-0,05	0,34
	PYR	0,39	-0,01	0,17
	BA	0,34	0,32	-0,21
	CHRT	0,05	-0,54	-0,35
	BBJF	-0,39	-0,01	-0,15
	BKF	0,28	0,02	-0,38
	BEP	-0,35	0,02	-0,26
	BAP	0,34	0,33	-0,22
	ICDP	-0,28	0,23	0,22
	BGHIP	-0,18	0,47	0,40

Biplottene i Figur 8 viser at clusteret som inneholder de 9 innsjøene nær verket og jordprøven ved laboratoriebygget (merket rødt), atskiller seg fra de øvrige prøvene ved at de har en høyere andel av PYR, FLU, BAA, BAP. Av disse utgjør PYR og FLU en stor andel i røyken fra verket, mens BAA og BAP er relativt lett nedbrytbare i miljøet (lav stabilitet). Clusteret på 3 innsjøer som ligger inn Litledalen adskiller seg fra de andre ved en større andel CRYT og PA. De øvrige prøvene har generelt en relativt høyere andel av de mer høymolekylære PAH-forbindelsene. I det tredimensjonale skårplottet kommer det tydelig fram at de tre clustrene skiller seg distinkt fra hverandre (Figur 8).

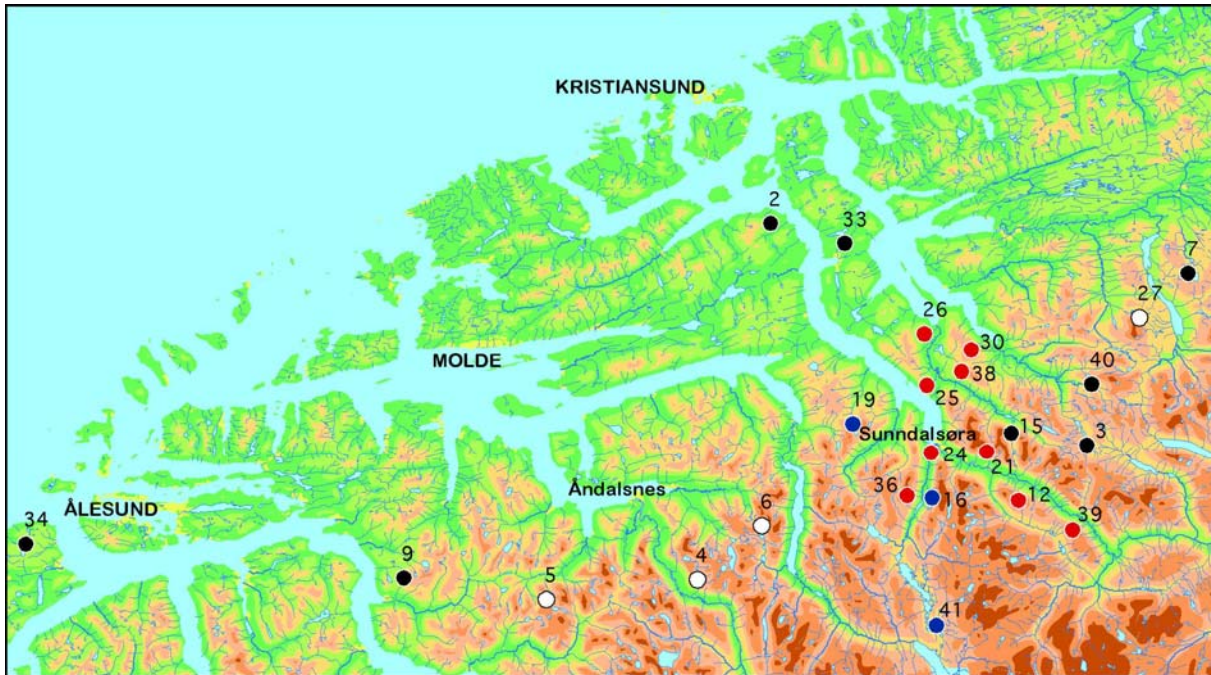
I biplottet mellom prinsipalkomponentene 1 og 2 ser man at den røde gruppene av innsjøer (samt jordprøven ved laboratoriebygget) skårer relativt høyt på PYR, FLU, BAA, BAP, og BKF. De tre innsjøene i den blå gruppen av sedimentprøvene fra Litledalområdet, som atskiller seg noe i så måte ved at de skårer kraftig på PA og CHRT. Den svarte gruppen av innsjøer skårer høyt på BBJF, BEP, ICDP.

Som oppsummering kan man si at den prinsipale komponentanalysen bekreftet resultatene fra clusteranalysen, og viser at jordprøven ved laboratoriebygget og den røde gruppen av innsjøer har om lag samme PAH-fingeravtrykk. Dette er en klar indikasjon på at de PAH-forbindelsene som dannes i produksjonen ved smelteverket har påvirket og har satt sitt preg på PAH-konsentrasjonene i disse innsjøenes sedimenter. Den blå gruppens innsjøsedimenter hadde ikke spesielt høyt andel av de førnevnte PAH-forbindelsene, men de særpreges ved at de hadde en forholdsvis stor andel av PA og CHTR. Dette er forbindelser som er forholdsvis flyktige. For de resterende innsjøsedimentene i den svarte gruppen antar vi at PAH-konsentrasjonene er dominert av langtransporterte forurensninger, og at de er upåvirket av utslipp fra verket. Dette er innsjøer som ligger til dels langt fra verket og ut mot åpent hav, og som i liten grad kan være påvirket av utslipp fra Sunndalsøra. Videre domineres de i større grad av tyngre og tungt nedbrytbare PAH forbindelser med lang levetid i miljøet, noe som tyder på at disse forurensningene har hatt en lang transportvei hvor kun de mest persistente har overlevd.



Figur 8. Biplott og et tredimensjonalt skår-plott basert på en prinsippal komponentanalyse av forholdet mellom ulike PAH-forbindelsene (PAH-11) i sedimentprøvene og jordprøven ved labb-bygget. Fargebruken er den samme som i clusteranalysen (Fig.7).

Beliggenheten av innsjøene i de ulike gruppene (rød, blå og svart) er vist i Figur 9. De røde innsjøene ligger nærmest verket, de svarte ligger lengst fra, og de blå ligger i området opp Litledalen og inn mot Torbuvatn (41). Denne analysen viser området influert av av PAH-avsetninger fra verket. På tross av at konsentrasjonene i innsjøene fra kantområdene av influensområdet ikke er spesielt høye, så viser clusteranalysen at PAH-sammensetningen fra disse er preget av utslipp fra verket. Resultetene indikerer også at bidrag fra andre lokale kilder kan være årsaken til at innsjøsedimentene innover Litledalen og sydover hadde en litt annen PAH-profil enn de "røde" innsjøene der PAH-profilen er mest lik utslippene fra verket.



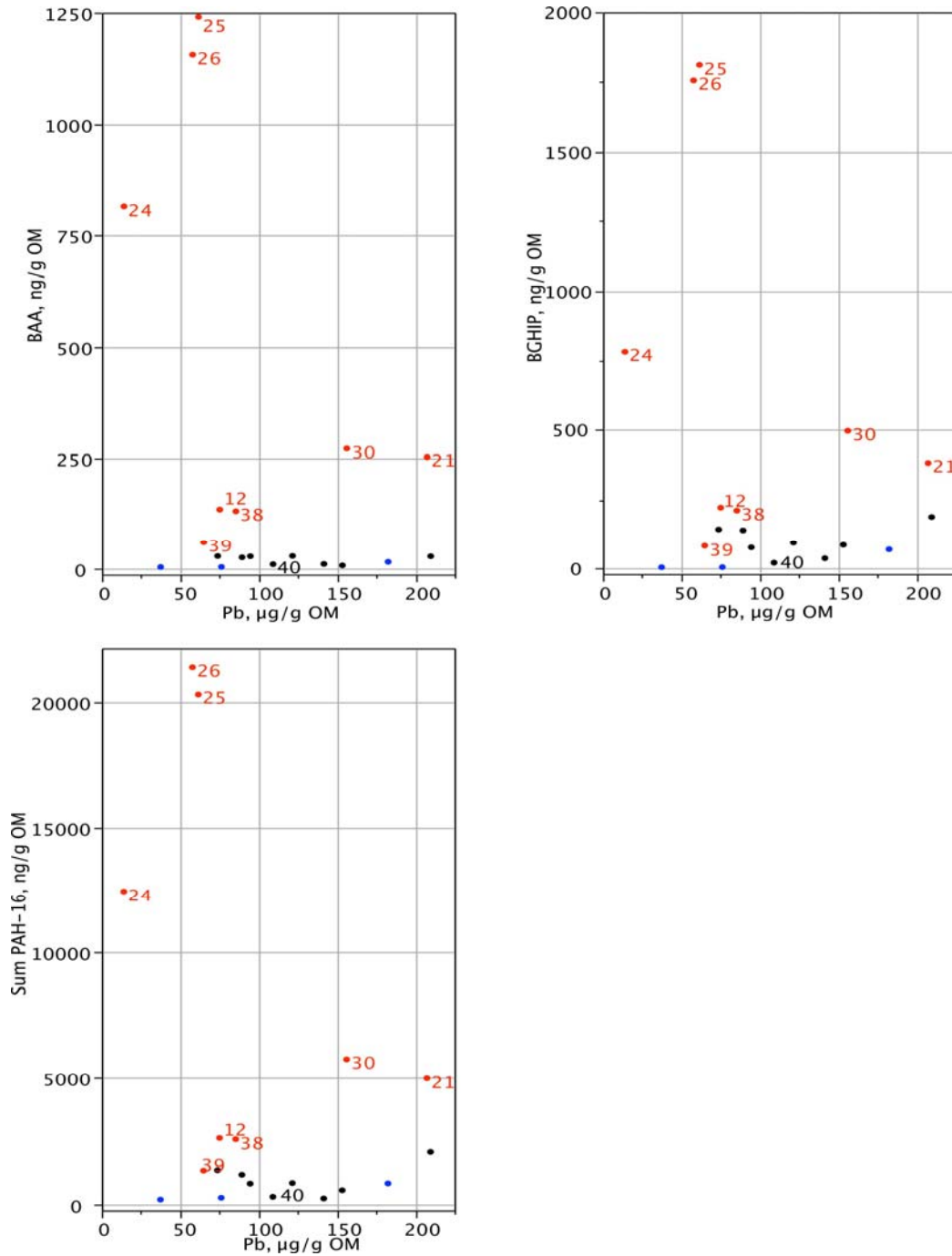
Figur 9. Geografisk beliggenhet av innsjøer i ulike grupper basert på clusteranalysen. De røde innsjøene er påvirket av luftutslipp av PAH fra verket. De blå innsjøene har en større andel av CHRTR og PA enn de røde og dette kan indikere bidrag fra andre lokale PAH kilder. De svarte innsjøene er i hovedsak påvirket av langtransporterte PAH. De lyse innsjøene har for mange PAH-forbindelser som var under grensen for sikre analyser og kunne ikke inkluderes i clusteranalysen.

3.5 Konsentrasjoner av PAH og bly i sedimenter

Vi har vist at bly i overflatesedimentene i all hovedsak er antropogent og at kildene har vært langtransporterte forurensninger, mens de geokjemiske konsentrasjonene er lave. Dette stemmer også overens med at de lokale luftutslipp av Pb fra verket har vært ubetydelige (SFT 2001) og ikke bidratt til nevneverdig lokal forurensning. PAH og Pb har stor affinitet til sedimenterende organiske partikler i vann. Ved sammenligninger av konsentrasjoner i ulike innsjøer er det derfor hensiktsmessig å justere konsentrasjonene mot sedimentets organiske materiale (OM).

Sammenhengen mellom justerte konsentrasjoner av PAH-16, BAA, BGHIP mot Pb viser at konsentrasjonene av PAH var klart lavere i innsjøene dominert av langtransport enn i innsjøene, som ut fra clusteranalysen, ble definert som påvirket av verket (Figur 10). Spesielt tydelig var dette for BAA. Denne er en viktig signaturforbindelse i PAH-utslippene fra verket (Thrane 1985). Den positive sammenhengen med PAH-16 og Pb i innsjøene som vi har definert som forurenset av langtransporterte kilder, er en støtte til gruppering som ble gjort i clusteranalysen. Øvre Neådalsvatn (40) hører til denne gruppen. Det var derimot ingen sammenheng mellom Pb og PAH i innsjøene influert av verket. De høyeste konsentrasjonene av PAH hadde innsjøene som ligger nord for verket på vestsiden av dalen over mot Seljebø, mens konsentrasjonene i innsjøene øst for dalen var betydelig lavere.

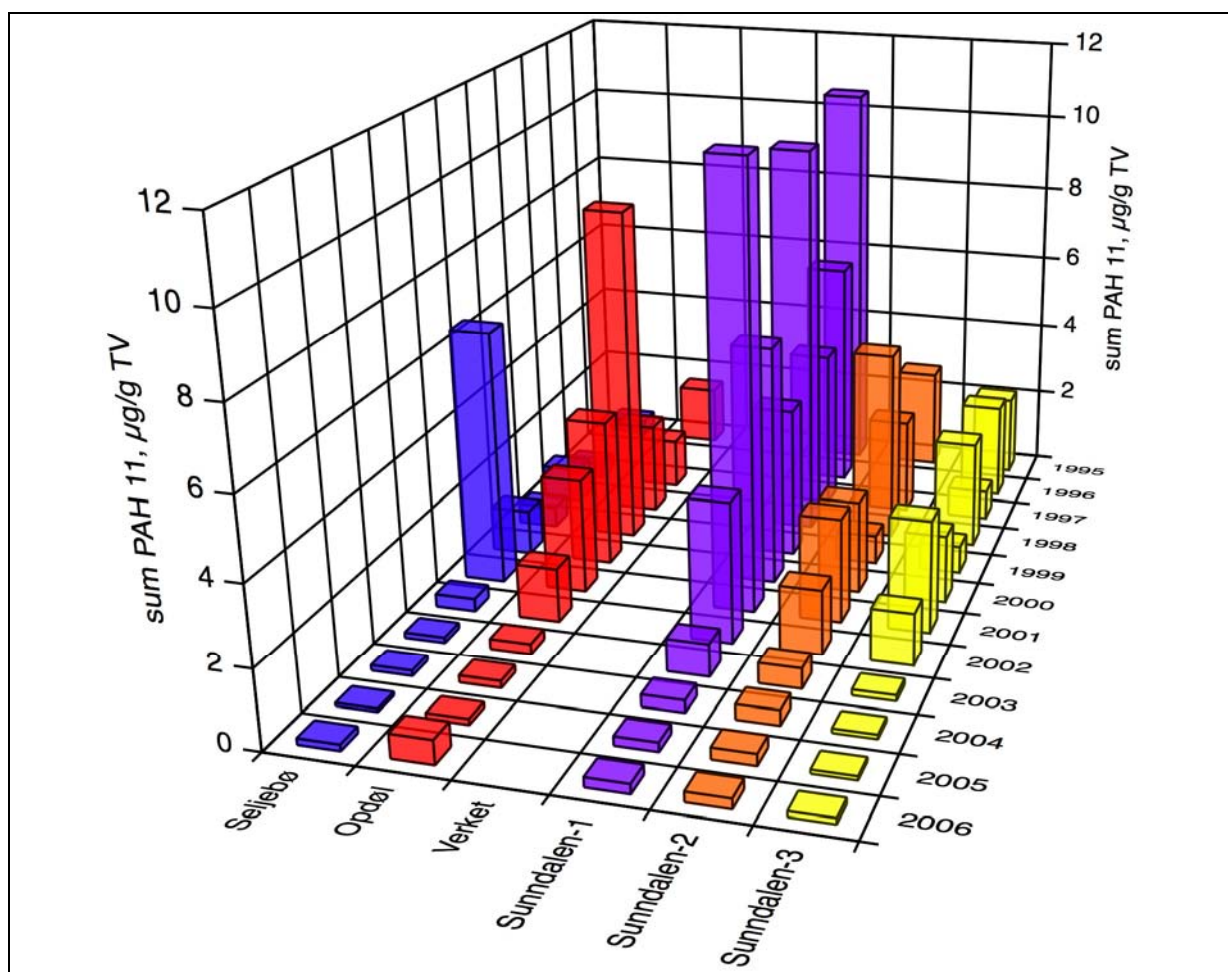
Konsentrasjonene av PAH var også lavere i de andre innsjøene som ligger på sydsiden av Sunndalen (Figur 10, Figur 9). Det er også interessant at Grønvatnet (21) som ligger nær verket, men ca 1000 m over Sunndalen hadde relativt høye konsentrasjoner av PAH i sedimentets organiske fraksjon. Dette viser at forurensningene tidvis også trekker høy opp i fjellet, selv om hoveddelen avsettes i lavere liggende områder.



Figur 10. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av PAH-16, BAA, BGHIP og bly i overflate-sedimentens organiske fraksjon (OM). Fargekodingen er denne samme som i clusteranalysen. Innsjø nr. 26, 25, 30 og 38 ligger nord for verket, nr. 12, 21 og 39 på fjellet innover i Sunndalen. Nr.40 er Øvre Neådalsvatn. Innsjø 36, som er "rød innsjø", er ikke med fordi det mangler metalldata.

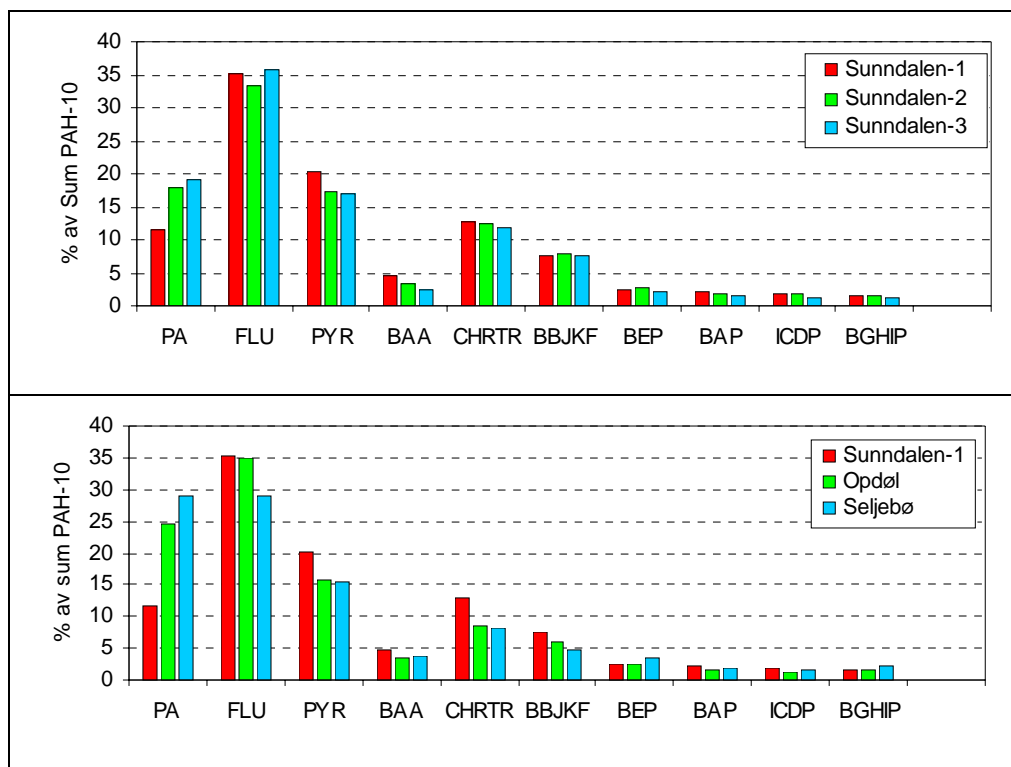
3.6 Overvåkningen av PAH i salat

Denne undersøkelsen er utført av Hydro Sunndal. Vi har imidlertid fått tilgang på primærdata for perioden 1995-2006, og resultatene er vist i Figur 11. Generelt sank PAH konsentrasjoner med avstand fra verket, både innover i Sunndalen og ut mot Seljebø, men det var betydelige årlige variasjoner. Etter at Søderberganlegget ble stengt i 2002, sank konsentrasjonene betydelig. I 2006 var lokal vedfyring og biltrafikk de viktigste kildene (Hagen 2006).



Figur 11. Konsentrasjoner av sum PAH-11 (BBF, BJB og BKF er slått sammen) i salat for lokaliteter med ulik avstand fra verket inn Sunndalen (øst-sydøst) og nord-nordvest mot Seljebø (N-NV). Avstand fra verket og middelvei av antall stasjoner var hhv: Sunndal 1: 0,3-3 km, 3-5 st., Sunndal 2: 4-13 km, 3-5 st., Sunndal 3: > 20 km, 3-5 st., Opdøl: 11 km, 1 st., Seljebø: 20 km, 1 st. (kilde: primærdata, Hydro Sunndal).

Overflatesedimentene i innsjøene er imidlertid avsatt i løpet av de siste ca. 20 år. Det vil si i hovedsak fra den tiden Søderberganlegget var i drift. Ved en sammenlikning av andelen av de ulike PAH-forbindelsene i salat med tilsvarende analyser i sedimentene er det derfor mest riktig å benytte beregnede middelveier for salat i perioden 1995-2002. Det var de lavmolekylære forbindelsene FLU, PA og PYR som dominerte i PAH avsetningene på salat (Figur 12).

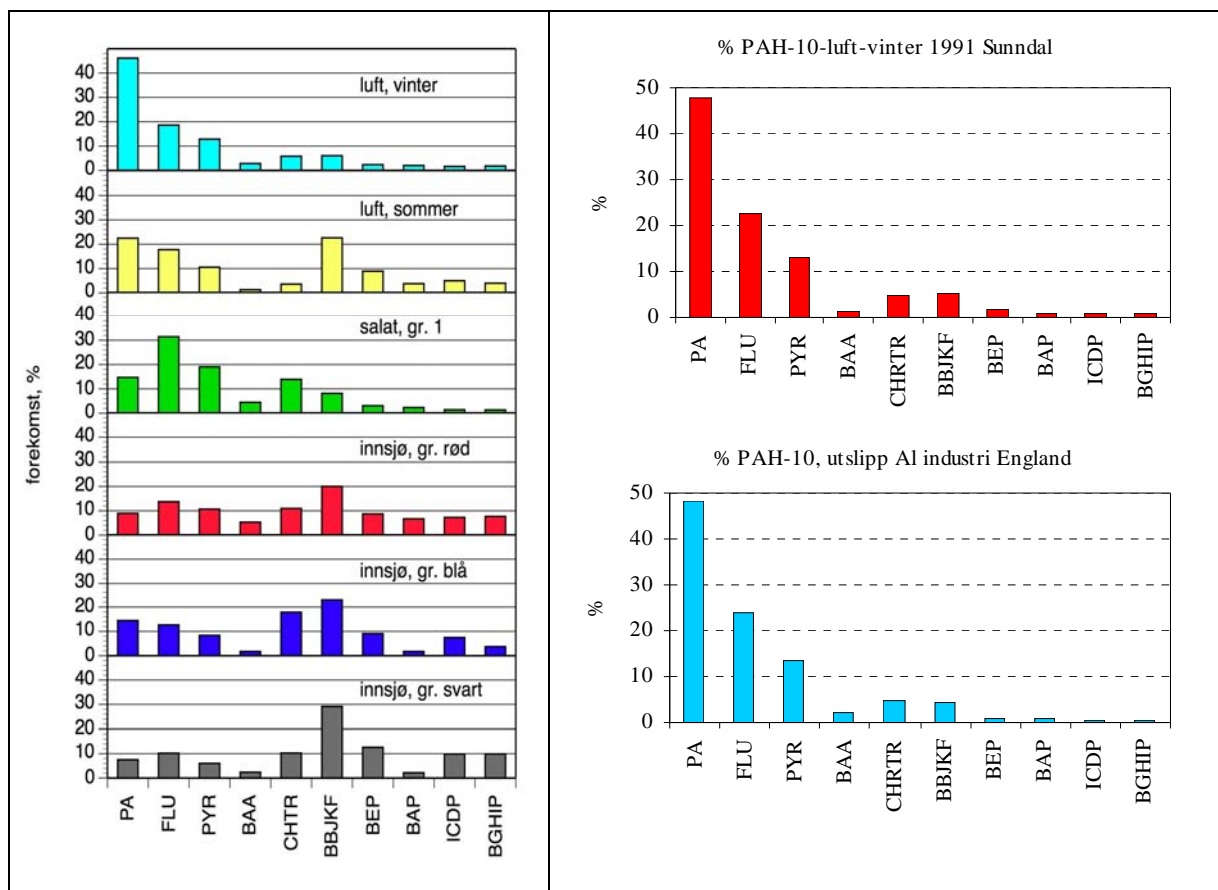


Figur 12. Prosentvis andel av ulike PAH-forbindelser i salat på ulike lokaliteter med økende avstand fra verket i Sunndal sentrum (Sunndalen 1) og hvy. innover i Sunndalen og nordover mot Seljebø. Beregningene er gjort på bakgrunn av en middelerdi beregnet for perioden 1995 – 2002 på de enkelte lokalitetene.

Konsentrasjonene av PAH-forbindelser i salat er et relativt mål på nettobalansen av avsetninger på vegetasjon og degassing/nedbrytning i vekstsesongen. Andelen fenantren (PA) økte med avstanden fra verket. Hvis vi antar at tapsprosessene ikke er vesentlig forskjellig indikere dette at semi-volatile fenantren (3-rings PAH) avsettes i relativt større grad med økende avstand fra verket. Den relative andelen av FLU, PYR, BAA, CHRTR (4-rings PAH) og BBJKF avtok generelt noe med avstanden fra verket, mens det var små forskjeller for BEP, BAP, ICDP og BGHIP.

3.7 PAH-forbindelser i luft, salat og sedimenter

Den relative sammensetningen av PAH forbindelser i luft, salat og sedimenter i Sunndalsområdet før stengningen av Søderberganlegget viser noen interessante forhold (Figur 13). I 1991 var andelen fenantren (PA) i luft betydelig høyere vinterstid enn sommerstid. Da NILU sin målestasjon ligger relativt nær verket (1 km) kan dette tyde på at semivolatilt fenantren spres mer effektivt i luftrommet sommerstid, men også andre forklaringer som større grad av nedbrytning av PA sommerstid er mulig.



Figur 13. Relativ forekomst av PAH- forbindelser i luftmålinger på Sunndalsøra i 1991 (Hagen 1991), i salat nær verket (middel for Sunndal-1 lokalitetene 1995-2002), og i undersøkelsens overflate-sedimenter (farge kode som i clusteranalysen, dvs rød er sedimenter påvirket av PAH fra verket). Relativ forekomst av PAH-11 samlet for utslipp til luft fra engelske aluminiumverk med Søderberg-teknologi og utslipp fra verket på Sunndalsøra i 1991 (høyre panel).

Andelen av PAH-forbindelse i luft ved Sunndalsøra vinterstid i 1991 viste svært god overensstemmelse med tilsvarende beregninger basert på årlig utslipp fra Al-industri med Søderberganlegg i England (Figur 13, høyre side). De engelske data er hentet fra Wenborn et al. (1999).

I salat var andelen HMF lavere enn i luft sommerstid, mens andelen lavmolekylære forbindelser (LMF) var høyere med unntak av PA. Det tyder på at fordamping, nedbryting, eventuelt lav avsetning av PA sommerstid (høy temperatur og mye lys) gir salat en lavere andel av PA enn i luft.

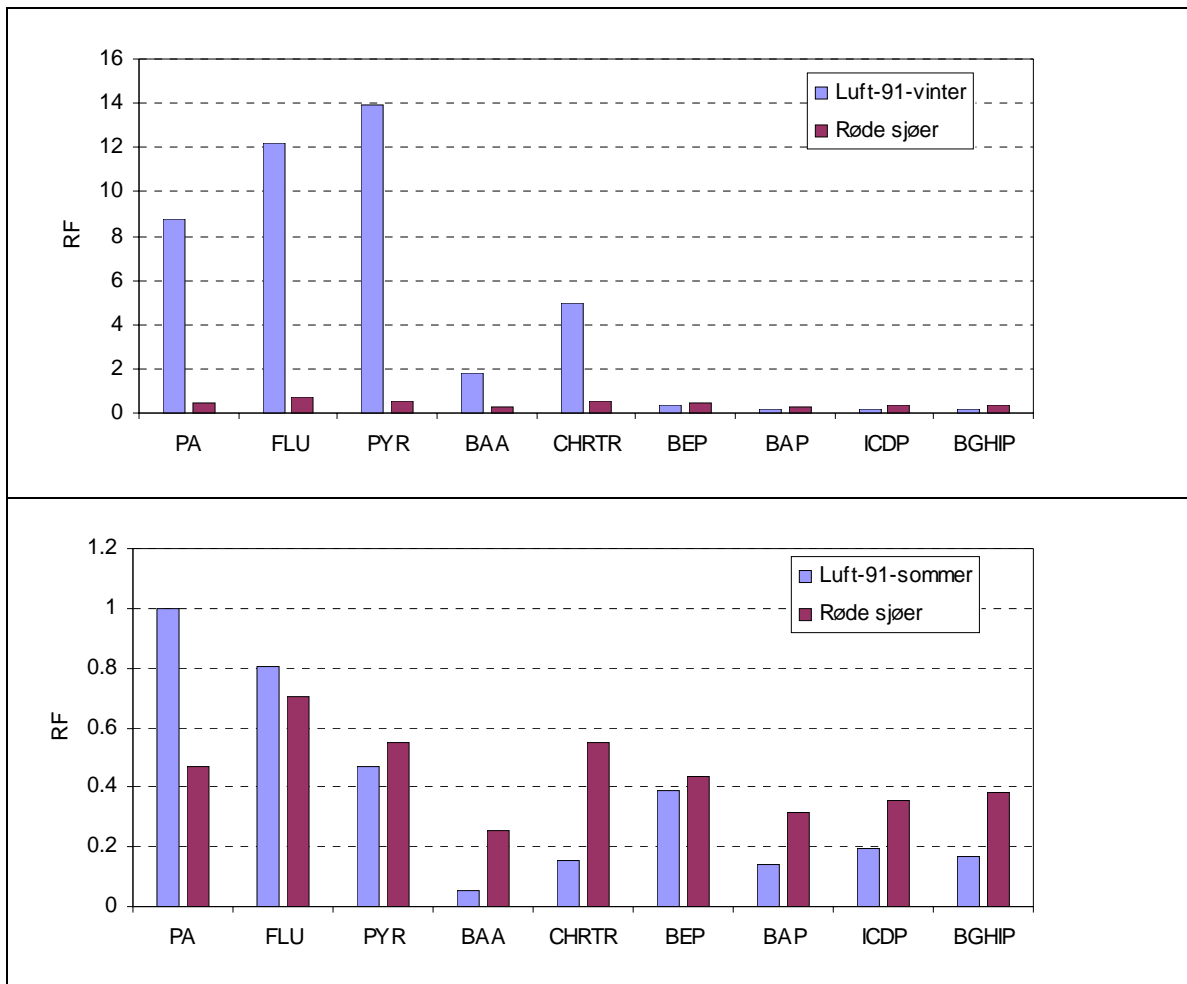
PAH i innsjøsedimenter har vært igjennom en lengre transportvei enten det er fra lokale kilder eller langtransport og generelt var andelen LMF mindre og HMF høyere enn salat og luft, med unntak av BAP som er lite bestandig i miljøet (Aubin and Farant 2000) og forsvinner nesten helt i innsjøer påvirket hovedsakelig av langtransport (merket blått og svart).

Som en oppsummering kan vi si at det har skjedd en endring av PAH-profilen fra utslippene til avsetninger i miljøet under tiden som Søderberganlegget var i drift. Hovedsakelig består denne endringen i en redusert andel av de lavmolekylære forbindelsene og en økende andel av de høymolekylære og da særlig de svært bestandige benzofluorantene (BBJKF).

3.8 Relativ forekomst av PAH-forbindelser (RF)

Omfattende undersøkelser av luftutslipp fra aluminiumverk i Canada har vist at BBJKF som er summen av de bestandige forbindelsene BBF, BJF og BKF er en betydelig bedre indikator for PAH-påvirkning i miljøet enn den mye brukte BAP, som brytes ned langt raskere enn de andre tyngre PAH-forbindelsene (Aubin 1999). Relativ forekomst (RF) av de enkelte PAH-forbindelsene i forhold til BBJKF i luft viser at de lavmolekylære forbindelsene (LMF) som PA, FLU, PYR samt BAA og CHRTR var mer bestandig i luft vinterstid enn sommerstid (Figur 14). Dette er rimelig da LMF har langt lavere bestandighet i lyst og varmt miljø enn BBJKF (Nieslen 1984, Aubin 1999).

PAH-forurensninger tilføres innsjøene hele året og den relativt større nedbrytningen av de lavmolekylære forbindelsene i forhold til BBJKF vil fortsette etter avsetning i nedbørfelt, snø og vannmassene før de når sedimentene. Analysen har vist at en høyere andel av lavmolekylære PAH i sedimentene var typisk for innsjøer påvirket av verkets utslipp (Figur 13). Dette er bare mulig hvis RF verdiene i avsetninger har vært klart høyere enn i sedimentene for lavmolekylære forbindelser, BAA og CHRTR. Det er derfor rimelig å anta at PAH avsetningene vinterstid er svært viktig for at innsjøer påvirket av verket har beholdt den unik PAH-profilen i sedimentene som vist i clusteranalysen.



Figur 14. Relativ forekomst (RF) av de enkelte PAH-forbindelsene i forhold BBJKF som er summen av de bestandige forbindelsene BBF, BJF og BKF i luft (blå søyler) og overflatesedimenter i gruppen sjøer ("røde sjøer") innfluert av verket (røde søyler). NILU har målt PAH i luft ca 1 km fra verket (Hagen 1991).

4. Diskusjon

PAH tilføres miljøet som våt- og tørravsetninger, enten direkte på innsjøoverflaten eller via avrenning fra nedbørfeltet (Eisenreich et al. 1989). De hydrofobe og lipofile egenskapene til PAH betyr at de er relativt lite løselige i vann og har en sterk tendens til å akkumuleres i organisk partikulær fase i vann (Donahue et al. 2006). Disse partiklene har kort oppholdstid i vannmassene før de synker ned og danner sedimenter (Gavo et al. 1998). Sedimenter har et miljø som gjør at PAH forbindelsene blir relativt persistente og kan reflektere historiske tidstrender (Abby et al 2001, og sitert litteratur). PAH-profilen i overflatesedimenter i innsjøer er derfor ofte svært lik profilen i aerosolene i luften over innsjøen (Simcik et al 1999). Atmosfæriske avsetninger av metallforurensninger er også assosiert til sedimentets organiske fraksjon (Rognerud og Fjeld 2001). Ved sammenligning av forurensningsgrad for PAH og metaller er det derfor vanlig å benytte innholdet i sedimentes organiske fraksjon.

PAH i overflatesedimenter i 9 innsjøer i regionen rundt Sunndalsøra var preget av tidligere luftutslipp av PAH fra verket. Utenfor denne regionen er PAH i sedimentene i all hovedsak preget av langtransporterte forurensninger. Dette gjalt også for 3 innsjøer syd for Sunndalsøra, men de hadde en noe annen sammensetning av PAH-forbindelsene (større andel fenantren (PA) og krysen (CHTR)) enn de øvrige som kan indikere påvirkning også fra andre lokale kilder. Det har pågått asfaltproduksjon i nordre del av Litledalen, fra Haarstad og helt ut i sjøkanten, fra midten av 1950-tallet og tidvis opp til for 5-6 år siden (Ø. O. Johansen pers. medd.). I den tidligste fasen var asfaltverkene vedfyrt (stor røykutvikling), mens senere har andre energikilder vært benyttet. Ved nordlig vind har høyst sannsynlig PAH i luftutslipp fra denne virksomheten blitt ført sydover i Litledalen. I tillegg har det også vært drevet asfaltproduksjon i midtre del av Øksendal i en periode (Ø. O. Johansen pers. medd.). Dette kan være en forklaring på en noe forskjellig PAH signatur i disse tre innsjøenes sedimenter enn i de andre innsjøene.

Konsentrasjonen av Pb i overflatesedimentene var dominert av antropogent Pb fra langtransporterte forurensninger. Lokale utslipp av Pb er ubetydelige og forurenser ikke våre innsjøer nevneverdig. Det er tidligere vist at landmoser i Sunndalen hadde konsentrasjoner av Al, Ni, Ga, Sb, As, Bi, V, W, Mo og Co godt over bakgrunnsnivå (SFT 2001). Blant disse metallene var det bare Mo i utslippene som hadde forurenset innsjøsedimenter nærmest verket, mens for de andre var enten langtransporterte forurensninger hovedkilden (Sb, Bi, As) eller så var betydningen av utslippene så små i forhold til de lokale geokjemiske konsentrasjonene (Al, Ni, Ga, V, W og Co) at de ikke hadde noen betydning. Konsentrasjonene av metaller i vannfasen var lave og kunne ikke knyttes til utslipp fra verket. Innsjøene var ionefattig og hadde lave konsentrasjoner av kalsium, alkalitet og totalt organisk karbon. De var noe sjøsaltpåvirket, men lite til ubetydelig påvirket av «sur nedbør» fra langtransporterte forurensninger. Vannkvaliteten var typisk for innsjøer i høyfjellet i Sør-Norge.

Sedimentundersøkelsen har fokusert på forurensningsgraden av PAH og metaller i den øverste centimeteren av sedimentet. Basert på dateringer av sedimentkjerner i andre tilsvarende områder i Norden og fra Øvre Neådalsvatn, kan det anslås at dette sjiktet er avsatt i løpet av siste 10 til 20 år (Watne og Rosseland 1999, Kaste et al. 2001, Fjeld og Rognerud 2001 og oppsummering gitt i Rognerud og Fjeld, 2001). Det representerer derfor en tidsperiode hvor PAH-utslippene fra verket var preget av Søderberg-anlegget. Det er viktig å presisere at etter at Søderberg-anlegget ble stengt i 2002 har PAH-utslippene blitt betydelig redusert. Likevel må en forvente at tidligere utslipp av PAH vil kunne prege enkelte akvatiske systemer en tid fremover via høy eksponeringsgrad i de biologisk aktive overflatesedimentene, fortsatt tilføres via nedbørfelt av gamle forurensninger og avsetninger av reemitterte PAH-forbindelser fra lokalt forurensete områder.

De statistiske analysene har identifisert en gruppe innsjøer som har en relativ forekomst av PAH-forbindelser i sedimentene som ligner de vi fant i jordprøvene nær verket og i luftutslipp fra verket. Dette karakteristiske «fingeravtrykket» ble kjennetegnet ved et relativt høyere innhold av mer flyktige og lavmolekylære PAH enn hva som ble funnet i innsjøer som ligger langt fra Sunndalsøra, og som er dominert av langtransporterte forurensninger. På grunn av høy temperatur i aluminiumverk vil

lavmolekylære (2-3 aromatiske ringer) PAH-forbindelser som FLE, ANT og PA bli emittert i gassfasen, de noe tyngre FLU og PYR i både gassfasen og den partikulær fasen, mens høymolekylære PAH-forbindelser fra BAA til DBA3A finnes i den partikulær fasen (Aubin and Furant 2000, Sanderson and Farant 2000). De har også vist at blant de høymolekylære forbindelsene (HMF), så brytes BAP ned langt raskere i miljøet enn de andre, og da særlig BBJKF som har høy resistens. De mener derfor at BAP ikke gir et godt mål på PAH-eksponering i omgivelsene rundt Al-verk og at ulike PAH-forbindelser bør normaliseres mot BBJKF (heretter kalt relativ forekomst, RF). RF i luft (1991) var langt lavere for PA, FLU, PYR, BAA og CHTR om sommeren enn om vinteren (Hagen 1991). Dette er i god overensstemmelse tilsvarende undersøkelser fra aluminiumverk i Canada (Aubin and Farant 2000). Årsaken er høyst sannsynlig en høyere nedbrytning av LMF-forbindelsene i miljøet når lyset er sterkere og temperaturen høyere (Heywood et al. 2006). Clusteranalysen og RF-analyser viser at sedimenter fra lokale innsjøer nær verket var anrikt på LMF i forhold til innsjøer som bare var påvirket av langtransporterte forurensninger. Dette er mulig fordi PAH utslippene vinterstid har større sjanser til å bevare LMF før avsetning i sedimentene. Dette støttes også av at de høyeste konsentrasjonene av PAH i sedimenter ble funnet nord for verket, hvor påvirkningen fra verkets luftutslipp er størst vinterstid (Hagen 1991, 2006).

Konsentrasjonene av sum-PAH i innsjøsedimentenens var høyest i Ålvikvatn (26) og Skaudalsvatn (25) nord for verket. Konsentrasjonene (hhv 10401 og 9190 µg/kg tv) var generelt halvparten av nivåene i innsjøer på Sørlandet som bare mottar langtransportert PAH (Rognerud et al. 1997). Disse to innsjøene ligger hhv. 153 og 390 moh. og er stekt eksponert for luftutslippene fra verket, spesielt vinterstid, når vindretninger ned Sunndalen og ut mot disse innsjøene er mest dominerende (Hagen 2006). Noe overraskende var det at verdiene i Tredalspollen (24) på Sunndalsøra var noe lavere, men det er mulig at dette skyldes at den ligger utenfor trekken fra verket i store deler av året.

De fleste av de andre innsjøene som var påvirket av utslipp fra verket ligger nord for aksen Sunndalen–Sunndalsfjorden. De hadde klart lavere konsentrasjoner, noe som nok skyldes at de ligger relativt høyt til fjells (730 til 1067 moh) og utenfor hovedvindretningene fra verket. Dette indikerer at utslippene fra verket har vanskelig for å trenge over de høye fjellområdene nord for Sunndalen. Allerede i innsjøene Tovatn (3) og Storvatn (15) nord for Sunndalen, hadde PAH-profilene ingen indikasjoner på påvirkninger fra verket. Det er derfor rimelig at Øvre Neådalsvatn, som ligger over nye fjellområder nord for disse, heller ikke hadde PAH-profil med påvirkning fra verkets utslipp. Blåvatn (30) og Kjerringvatn (38) på fjellet nordøst for Ålvundeidet var mindre påvirket av verkets utslipp enn Skaudalsvatn og Ålvikvatn, antagelig fordi de ligger noe mer skjermet for trekken fra verket vinterstid. I tillegg er Reinåvatn (12) og Løstølvatnet på fjellet mellom Sunndalen og Grødalen noe påvirket av verket, noe som tyder på at de har mottatt forurenset luft fra begge dalførene. En faktor er også at det i hovedsak er sommerstid at vinden frakter forurensningen i denne retningen, på et tidspunkt da nedbrytningen av PAH-forbindelsene er størst. Utover dette har lokale utslipp ingen vesentlig betydning, fordi avstanden er for lang og fordi høye fjell dessuten er effektive barrierer for større regional spredning.

PAH-profilen i biota er ofte i langt større grad dominert av fenantren (PA) enn tilfelle er i sedimenter (Vives et al. 2005). Undersøkelser fra høyfjellsjøer i Europa, inklusive Fallbekktjønn og Øvre Neådalsvatn i Neådalen, viste at det ikke var korrelasjon mellom sum PAH eller ulike PAH forbindelser i sedimenter og i fiskens lever (Vives et al. 2004). Dette er overraskende da PA også har stor affinitet til organiske partikler, og konsentrasjoner i vannfasen burde reflekteres i sedimentene, men konklusjonen var basert på få data. PA er relativt flyktig og kan i stor grad foreligge i gassfase i atmosfæren. Den har derfor et stort potensiale for bli transportert langt fra lokale utslipp (Franz and Eisenreich 1998). Spesielt gjelder dette vinterstid, da nedbrytningen av PA skjer mer langsomt enn om sommeren. Halveringstider er i størrelsesorden noen dager, men er avhengig av blant annet konsentrasjonen av partikler i atmosfæren (Irwin et al. 1997). Vinterstid, med lave temperaturer og lite lys, kan lavmolekylære PAH-er transporteres lengre og utvaskningen kan være mer effektiv fordi Henrys lov konstanten (styrer likevektsfordelingen mellom gassfase og oppløst fase) synker med temperaturen (Dickhut and Gustavson 1995). Kald-kondensasjon og nedfall med snøflak fører derfor til en effektiv avsetning av semivolatile forbindelser som lavmolekylære PAH-er til miljøet (Wania et

al. 1999, Rhea et al. 2005 med sitert litteratur). Dette er en rimelig forklaring på at lavmolekylære PAH forbindelser dominerer i snø i høyfjellet, inklusive Neådalen der PA var den dominerende forbindelsen ved undersøkelsene i 1999 (Carrera et al. 2001). Likevel må PAH-konsentrasjonene i snø i Neådalen (16–30 ng/l) betraktes som lave, og det ble også hevdet at en del av den årlige avsatte PAH-en ble holdt tilbake i nedbørfeltet (Carrera et al. 2001).

Basert på resultater publisert i internasjonal litteratur er det svært lite sannsynlig at så lave konsentrasjoner av PAH som vi har målt i Øvre Neådalsvatn skal føre til negative biologiske effekter (oppsummert i Irwin et al. 1997). Det er imidlertid svært begrenset kunnskap om hvilke PAH-forbindelser som er potensielt toksiske for fisk under naturlige forhold i ferskvann (Sundberg et al 2006). Disse forfatterene har f.eks. vist at det ikke var mulig knytte økt dødlighet eller abnormalitet av tidlige livstadier av regnbueørret til PAH-konsentrasjoner i innsjøer med forurensede sedimenter. Det er derfor overraskende at fenantren i vann og næringskjeden skal føre til negative effekter på fisk i Øvre Neådalsvatn. Hvis det likevel er slik, antar vi det er rimelig at effektene vil være større i de innsjøene som er langt mer forurensede av utslippene fra verket enn Øvre Neådalsvatn. En undersøkelse av PAH-forbindelser med fokus på fenantren i snødekket på våren, i vannfasen, i fisk og dens næringsdyr i de mest belastede innsjøene vil kunne kaste lys over denne problematikken.

5. Referanser

- Aamot, E., Steinnes, E., and Schmid, R. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soils: Impact of long range atmospheric transport. *Environ. Pollut.* 92: 275 – 280.
- Abby, R., Schneider, H. M., Stapelton, J. C., Cornwell, J., and Baker, J. E. 2001. Recent decline in PAH, PCB, and toxaphen levels in the northern Great lakes as determined from high resolution sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 35: 3809 – 3815.
- Aitchison, J., 1986. *The statistical analysis of compositional data*. Chapman and Hall, London, 416 p.
- Aubin, S and Farant, J-P. 2000. Benzo(b)fluoranthene, a potential alternative to benzo(a)pyrene as an indicator of exposure to airborne PAHs in the vicinity of Söderberg aluminum smelters. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 50: 2093-2101.
- Aubin, S. 1999. Determination og an alternative to benzo(a)pyrene as an indicatore of exposure to airborne PAHs in the vicinity of Söderberg aluminum smelters. Master thesis. McGill Univ. Montreal, Quebec, Canada. 0-612-64312-3. 70s.
- Carrera, G., Fernandez, P., Vilanova, R. M. and Grimalt, J. 2001. Persistent organic pollutants in snow from European high mountain areas. *Atmos. Environ.* 35: 245 – 254.
- Cousins, I. T., Beck, A. J., and Jones, K. C. 1999. A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface. *Sci tot Environ.* 228: 5 – 24.
- De Wit, H., Skjelkvåle, B. L., Skancke, L. B. 2004. Overvåkning av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden 2004. NIVA-rapport. 28s.
- Dickhut, R.M., and Gustavson, K.E. 1995. Atmospheric washout of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Southern Chesapeake Bay region. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1518 – 1525.
- Donahue, W. F., Allen, E. W., Schindler, D. W. 2006. Impact of coal-fired power plants on trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lake sediments in central Alberta, Canada. *J. Paleolimnol.* 35: 111 – 128.
- EMERGE 2003. Final Report February 2000–January 2003. Co-ordinator: Dr Simon Patrick, Univ. College London. 123s.
- Eisenreich, S.J., Capel, P.D., Robbins, J.A., and Bourbonniere R., 1989. Accumulation and diagenesis of chlorinated hydrocarbons in lacustrine sediments. *Environ. Sci. Technol.* 23: 1116 – 1126.
- Fernandez, P., Vilanova, R. M., and Grimalt, J. O. 1999. Sediment fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in European high altitude mountain lakes. *Environ. Sci. Technol.* 33: 3716 – 3722.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt. 58s + vedlegg.
- Franz, T.P., and Eisenreich, S.J. 1998. Snow scavenging of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in Minnesota. *Environ. Sci. Technol.* 32: 1771 – 1778.
- Gevao, B., Jones, K.C., and Hamilton-Taylor, J. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition to and processing in a small rural lake, Cumbria UK. *Sci. tot Environ.* 215: 231-242.
- Hagen, L. O. 2006. Målinger av luftkvalitet I Sunndal I 2006. NILU-rapport 89/2006. 50s.
- Hagen, L. O. Kontrollmålinger av PAH i luft ved aluminiumverk vintern 1991. NILU-rapport 42/91.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I., and Brakke, D. F. 1988. Lake acidification in Norway-present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 259 – 266.
- Heywood, E., Wright, J., Wienburg, C.L., Black, H., I., J., Long, S.M., Osborn, D., Spurgon, D.J. 2006. Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils. *Environ. Sci. Technol.* 40: 7629 – 7635.
- Irwin, R.J., VanMouwerik, M., Stevens, L., Seese, M. D. and Basham, W. 1997. Environmental contaminants encyclopedia. Natioal Park Service, Water Resources Division, Fort Collins , Colorado. Tilgjengelig på internet.
- Kaste, Ø., Fjeld, E., og Rognerud, S. 2001. Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder. NIVA-rapport LNR 4334-2001. 52s.

- Næs, K. and Oug, E. 1997. Multivariate approach to distribution pattern and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters. *Environ. Sci Technol.* 31, (5): 1253 – 1258.
- Nieslen, T. 1984. T. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons toward nitrating species. *Environ. Sci. Technol.* 18: 157 – 163.
- Ongstad, L. 2004. Miljøredgjørelse for Hydro Aluminium Sunndal. *Hydro Media/49076.* 35s.
- Oug, E., Næs, K. and Rygg, B. 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters.
- Rhea, D.T., Gale, R. W., Orazio, C.E., Peterman, P.H., Harper, D.D., and Farag, A.M. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment, and snow, from lakes in Grand Teton National Park, Wyoming. US Geological Survey-CERC-91344. Internett utgave.
- Rognerud, S., Hongve, D., Fjeld, E., and Ottesen, R.T. 2000. Trace metal concentrations in lake and overbank sediments in southern Norway. *Environ. Geol.* 39: 723 – 732.
- Rognerud S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30: 11 – 19.
- Rognerud, S., Fjeld, E., og Løvik, J. E. 1997. regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 712/97, 37s + vedlegg.
- Sanderson, E. G. and Farant, J-P. 2000. Use of benzo(a)pyrene relative abundance ratios to assess exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient atmosphere in the vicinity of a Söderberg aluminum smelter. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 50: 2085-2092.
- Sangster, D. F., Outridge, P. m., and Davis, W. J. 2000. Stable lead isotope characteristics of lead ore deposits of environmental significance. *Environ. Rev.* 8: 115 – 147.
- SAS Institute Inc., 2004. JMP v.5.1. (computer program). SAS Institute Inc. Cary, NC.
- SFT 2001. Nedfall av tungmetaller rundt utvalgte norske industrier. Studier ved analyse av mose. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 831/01. TA-1819/2001.16s +vedlegg.
- SFT 2006. Overvåkning av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2005. Rapport 970/2006. Statlig program for forurensningsovervåkning. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. NIVA-LNO nr 5287-2006.
- Simcik, M.F., Eisenreich, S.J., Liyo, P.J. 1999. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment* 33: 5071-5079.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T. S., Lien, L., Lydersen, E., and Buan, A. K. 1996. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 667/96, Statens forurensningstilsyn, Oslo. Norway. 73 pp.
- Steinnes, E., Sjøbakk, T. E., Donisa, C., and Brännvall, M-L. 2005. Quantification of pollutant lead in forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 1399 – 1404.
- Sundberg, H., Ishaq, R., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Grunder, K., Brandh, C., Broman, D., and Balk, L. 2006. Contribution of commonly analyzed polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to potential toxicity in early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1320 – 1333.
- Thrane, K. 1988. A study of the impact of the aluminum industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Ph.D. Thesis. University of Oslo.
- Vives, I., Grimalt, J. O., Fernandez, P., and Rosseland, B.O. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish from remote and high mountain lakes in Europe and Greenland. *Sci.tot. Environ.* 324: 67 – 77.
- Vives, I., Grimalt, J. O., Ventura, M., and Catalan, J. 2005. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the food web of a high mountain lake, Pyrenees, Catalonia, Spain. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 1344 – 1352.
- Wania, F., Mackay, D. Hoff, J. T. 1999. The importance of snow scavenging of polychlorinated biphenyl polycyclic aromatic hydrocarbon vapors. *Environ. Sci. Technol.* 33: 195 – 197.

- Wathne, B.M., Patrick, S.T., and Cameron, N. 1997. AL:PE-Acidification of mountain lakes: Paleolimnology and ecology. Part 2- Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climatic change. NIVA-report 3638-97.
- Wathne, B., and Rosseland, B. (eds). 1999. MOLAR Final Report 4/1999. Measuring and modelling the dynamic respons of remote lake ecosystems to environmental change: a program of mountain lake research. Molar-NIVA report 4141-99.
- Wenborn, M.J., Coleman, P. J., Passant, N. R., Lymberidi, E., Sully, J., and Weir, R.A. 1999. Speciated PAH inventory for the UK. J:/eq/emad/voc/mikewen/pah/latest/final/repfinal/doc.

Vedlegg A. Lokalitetsangivelser og analyseresultater

Tabell 3. Kartreferanser og generell informasjon om innsjøene.

Nr	Lok_navn	NVE-nr	Kommune	Fylke	Sone	UTM_ØV	UTM_NS	Kart	hoh
2	Langvatnet	31122	Gjemnes	Møre & Romsdal	32	448765	6980529	1320-1	396
3	Tovatna	2146	Oppdal	Sør-Trøndelag	32	499628	6951456	1420-2	757
4	Mongevatnet	1988	Rauma	Møre & Romsdal	32	442762	6925592	1319-1	913
5	Sjøbolet	31540	Rauma	Møre & Romsdal	32	420234	6920470	1319-4	547
6	Haudukvatnet	31370	Rauma	Møre & Romsdal	32	451723	6934630	1320-2	900
7	Buluvatna	33803	Rindal	Møre & Romsdal	32	512495	6978865	1520-4	855
9	Svartevatnet	31521	Stordal	Møre & Romsdal	32	398436	6921751	1219-1	602
12	Reinåvatna	34174	Sunndal	Møre & Romsdal	32	490097	6942077	1420-2	1067
15	Storvatnet	34095	Sunndal	Møre & Romsdal	32	488051	6952193	1420-2	729
16	Midtre Togvatna	34182	Sunndal	Møre & Romsdal	32	477032	6941256	1420-3	1118
19	Y. Ryssdalsvatnet	34099	Sunndal	Møre & Romsdal	32	464014	6951370	1420-3	674
21	Grønvatnet	34119	Sunndal	Møre & Romsdal	32	484629	6949048	1420-3	1038
24	Tredalspollen	34125	Sunndal	Møre & Romsdal	32	476222	6948087	1420-3	1
25	Skaudalsvatnet	34016	Sunndal	Møre & Romsdal	32	474649	6958226	1420-4	390
26	Ålvvatna	33927	Sunndal	Møre & Romsdal	32	473543	6965970	1420-4	153
27	Svartvatnet	33875	Surnadal	Møre & Romsdal	32	505765	6971460	1420-1	889
30	Blåvatnet	33949	Surnadal	Møre & Romsdal	32	480841	6964245	1420-4	850
33	Reitvatnet	33800	Tingvoll	Møre & Romsdal	32	460229	6978522	1420-4	206
34	Brørevatnet	30915	Ulstein	Møre & Romsdal	32	340960	6921516	1119-1	334
36	Kvamsvatn	34186	Sunndal	Møre & Romsdal	32	479212	6961608	1420-4	1081
38	Kjerringvatnet	33980	Sunndal	Møre & Romsdal	32	479212	6961608	1420-4	730
39	Løstølvatnet	34206	Sunndal	Møre & Romsdal	32	498698	6938385	1420-2	1094
40	Ø. Neådalsvatnet	33992	Sunndal	Møre & Romsdal	32	499480	6960761	1420-1	728
41	Torbuvatnet	2109	Sunndal	Møre & Romsdal	32	479460	6922050	1419-4	850

Tabell 4. Analyseverdier for alle de undersøkte innsjøene med 25, 50 og 75-percentilene (se forklaring i teksten) for allede undersøkte innsjøene i denne undersøkelsen og for 244 høyfjellsjøer i Sør-Norge fra regionalundersøkelsen i (Skjelkvåle et al 1996). Tredalspollen er ikke tatt med i percentilberegningene, pga av at den er påvirket av sjøvann (ligger kun 1 m.o.h)

Nr	Navn	NVE	hoh	Date	KONND	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	NO ₃	ALK	A/R	A/I/I	LAL	TOC	TOTN	H+	ANC	CM*	ESO4*	ENa*
		Vann			mS/m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l N	µekv/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l
2	Langvatnet	31122	396	18.10.05	3,01	6,39	0,80	0,55	3,64	0,15	6,30	1,15	6	35	37	35	2	3,4	116	0,41	45	44	6	6
3	Tovatna	2146	757	18.10.05	0,90	6,28	0,45	0,13	0,99	0,10	1,35	0,51	1	22	7	7	0	0,64	33	0,52	30	24	7	10
4	Mongevatnet	1988	913	17.10.05	1,27	6,42	1,05	0,12	0,95	0,14	1,43	1,49	<1	29	<5	<5	0	0,4	24	0,38	36	53	27	7
5	Sjøbolet	31540	547	17.10.05	1,54	6,62	1,34	0,16	1,04	0,30	1,45	1,99	17	41	<5	<5	0	0,33	42	0,24	49	70	37	10
6	Hauduvatnet	31370	900	17.10.05	0,75	6,48	0,65	0,08	0,62	0,10	0,76	0,58	14	27	<5	<5	0	0,13	111	0,33	34	34	10	9
7	BULUVATNA	33803	855	18.10.05	1,03	6,24	0,36	0,18	1,14	0,12	1,78	0,56	<1	16	<5	<5	0	0,65	42	0,58	23	21	6	6
9	Svartevatnet	31521	602	17.10.05	1,85	6,63	1,06	0,30	1,74	0,24	2,81	1,45	7	41	<5	<5	0	0,45	33	0,23	49	59	22	8
12	Reinavatna	34174	1067	10.06.06	0,49	5,66	0,21	0,05	0,05	0,34	0,61	0,31	34	4	8	<5	3	0,25	104	2,19	5	11	5	0
15	Storvatnet	34095	729	18.10.05	1,07	6,49	0,79	0,13	0,87	0,23	1,17	1,21	3	29	<5	<5	0	0,5	33	0,32	35	42	22	9
16	Midtre Togvatna	34182	1118	09.06.06	1,03	5,88	0,68	0,13	0,78	0,13	1,49	0,96	58	12	<5	<5	0	0,21	86	1,32	16	35	16	-2
19	Y. Ryssdalsvatnet	34099	674	18.10.05	1,13	6,45	0,79	0,14	1,01	0,14	1,42	1,24	9	26	<5	<5	0	0,42	33	0,35	32	42	22	10
21	Grørvatnet	34119	1038	09.06.06	1,27	6,11	0,81	0,17	1,09	0,18	1,75	0,98	82	26	<5	<5	0	0,16	113	0,78	31	43	15	5
25	Skaudalsvatnet	34016	390	29.06.05	1,92	6,39	0,95	0,30	2,33	0,12	3,12	0,98	<1	46	43	40	3	2,8	114	0,41	68	52	11	26
26	Ålvatna	33927	153	28.06.05	1,22	6,15	0,27	0,12	1,49	0,07	2,05	0,78	<1	20	32	28	4	1,5	68	0,71	16	11	10	15
27	Svartvatnet	33875	889	18.10.05	0,89	6,22	0,31	0,15	1,00	0,12	1,58	0,55	<1	14	5	5	0	0,52	24	0,60	18	17	7	5
30	Blåvatnet	33949	850	09.06.06	1,35	6,04	0,52	0,21	1,41	0,15	2,63	0,63	54	20	<5	<5	0	0,39	185	0,91	17	26	5	-2
33	Reitvatnet	33800	206	18.10.05	3,01	5,87	0,86	0,56	3,79	0,18	5,94	1,02	10	25	82	76	6	8,5	195	1,35	69	50	4	21
34	Brørevatnet	30915	334	17.10.05	3,31	6,64	1,18	0,58	3,92	0,25	6,52	1,39	38	51	15	15	0	2	102	0,23	68	64	10	13
38	Kjerringvatnet	33980	730	09.06.06	0,87	6,01	0,35	0,12	0,90	0,14	1,49	0,44	12	18	6	<5	1	0,55	125	0,98	18	18	5	3
39	Løstølvatnet	34206	1094	09.06.06	0,86	5,97	0,42	0,13	0,81	0,15	1,34	0,74	<1	15	6	<5	1	0,4	32	1,07	17	23	12	3
40	Øvre Neådalsvatnet	33992	728	09.06.06	0,86	6,08	0,72	0,16	0,92	0,16	1,55	0,65	34	29	9	5	4	0,74	69	0,83	34	39	9	2
41	Torbuvatnet	2109	850	10.06.06	1,11	6,38	1,09	0,15	0,73	0,20	0,98	1,02	3	43	11	9	2	1	53	0,42	55	60	18	8
24	Tredalspollen	34125	1	28.06.05	30,70	7,22	14,90	3,69	37,70	3,21	55,70	36,10	<1	479	13	5	8	1,9	310	0,06	446	685	590	290

25 %	561	0,89	6,05	0,43	0,13	0,88	0,12	1,37	0,59	7	18	6,75	7	0	0,4	33	0	0,4	33	0	18	23	7	4
50 %	744	1,12	6,26	0,76	0,15	1,01	0,15	1,52	0,97	13	26	10	15	0	0,5	69	1	0,5	69	1	33	40	10	7
75 %	897	1,49	6,44	0,93	0,20	1,47	0,20	2,49	1,20	35	33	33	35	2	0,9	113	1	0,9	113	1	48	51	18	10
Percentiler for 244 fjellsjøer i Sør-Norge																								
25 %	990		5,41	0,20	0,06	0,27	0,05	0,40	0,70	10	1,6	12	11	0	0,3	71		0,3	71		-4	11	12	1
50 %	1154		6,01	0,39	0,09	0,43	0,08	0,50	0,90	42	13	23	17	0	0,5	93		0,5	93		8	23	17	3
75 %	1298		6,37	0,80	0,13	0,66	0,13	1,10	1,30	80	28	41	23	9	1,2	123		1,2	123		29	45	24	6

Tabell 5. Metaller i vann

Lokalitet	Nr	pH	TOC mgC/l	Al µg/l	As µg/l	Be µg/l	Bi µg/l	Ga µg/l	Mo µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	V µg/l	W µg/l
Langvatn	2	6.39	3.40	117.0	<0,05	<0,01	<0,1	0.008	<0,1	0.10	0.066	<0,05	0.120	<0,5
Tovvatnet	3	6.28	0.64	28.1	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	0.1	0.07	0.009	<0,05	0.039	<0,5
Mongevatn	4	6.42	0.40	18.1	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	<0,05	0.008	<0,05	0.050	<0,5
Sjøbolet	5	6.62	0.33	14.2	<0,05	<0,01	<0,1	0.006	0.1	<0,05	0.002	<0,05	0.093	<0,5
Handukvatnet	6	6.48	0.13	6.1	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	<0,05	0.031	<0,05	0.069	<0,5
Buluvatnet	7	6.24	0.65	19.4	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.10	0.007	<0,05	0.020	<0,5
Svartavatnet	9	6.63	0.45	9.0	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.20	0.032	<0,05	0.051	<0,5
Reinavatn	12	5.66	0.25	19.9	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.35	0.353	<0,05	0.047	<0,5
Storvatnet	15	6.49	0.50	17.9	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	0.2	0.10	0.002	<0,05	0.058	<0,5
M.Togvatn	16	5.88	0.21	15.4	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	<0,05	0.051	<0,05	0.039	<0,5
Y.Ryssdalsv.	19	6.45	0.42	15.4	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	<0,05	0.010	<0,05	0.036	<0,5
Grønvatn	21	6.11	0.16	10.1	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	0.2	0.10	0.069	<0,05	0.076	<0,5
Tredalspollen	24	7.22	1.90	6.5	<0,05	<0,01	<0,1	0.009	2.9	0.06	0.009	<0,05	0.468	<0,5
Skaudalsvatnet	25	6.39	2.80	112.0	<0,05	<0,01	<0,1	0.005	0.1	0.20	0.020	<0,05	0.130	<0,5
Ålrvatnet	26	6.15	1.50	67.4	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	<0,05	0.026	<0,05	0.086	<0,5
Svartvatnet	27	6.22	0.52	19.7	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.05	0.009	<0,05	0.020	<0,5
Blåvatn	30	6.04	0.39	17.1	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	0.1	0.20	0.110	<0,05	0.056	<0,5
Reitvatnet	33	5.87	8.50	206.0	<0,05	<0,01	<0,1	0.01	<0,1	0.10	0.130	<0,05	0.220	<0,5
Brørevatnet	34	6.64	2.00	52.4	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	1.10	0.130	<0,05	0.120	<0,5
Kjerringvatn	38	6.01	0.55	37.5	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.60	0.768	<0,05	0.061	<0,5
Løstølvatn	39	5.97	0.40	22.9	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.09	0.039	<0,05	0.020	<0,5
Ø.Neådalsvatn	40	6.08	0.74	32.2	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.10	0.055	<0,05	0.048	<0,5
Torbuvatn	41	6.38	1.00	36.7	<0,05	<0,01	<0,1	<0,005	<0,1	0.09	0.010	<0,05	0.047	<0,5

Tabell 6. Konsentrasjoner av metaller i sedimenter

Nr	Lokalitet	Sjikt	sjikt GT	Al		As		Be		Bi		Cd		Co		Cr		Cu		Fe		Ga		Hg		Mn		Mo		Ni		Pb		Sb		Te		V		W		Zn	
				%	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	µg/g tv	
2	Langvatnet	0-0,5	1	51.5	13329	4.94	0.690	0.314	0.21	7.0	11.1	15.4	121333	4.10	0.272	812	3.25	7.8	42.3	0.319	0.068	58.8	0.68	28.6																			
2	Langvatnet	0,5-1	2	49.7	16143	3.00	0.850	0.370	0.31	4.8	12.7	18.6	55502	4.88	0.289	409	2.75	8.4	48.1	0.361	0.063	62.4	0.62	32.6																			
2	Langvatnet	Ref	3	51.8	15043	0.40	0.629	0.093	0.14	2.4	10.4	16.4	11330	5.80	0.120	163	2.32	6.6	3.5	0.021	0.040	55.4	0.43	22.0																			
3	Tovatnet	0-0,5	1	31.2	17042	0.84	0.877	0.211	0.20	7.8	22.9	38.4	23031	4.47	0.110	433	6.26	12.6	27.2	0.077	0.025	43.1	1.10	38.3																			
3	Tovatnet	0,5-1	2	29.6	20379	0.86	1.037	0.242	0.27	7.0	23.9	44.1	17049	4.76	0.107	239	7.05	13.7	30.3	0.110	0.024	45.1	1.09	43.9																			
3	Tovatnet	Ref	3	21.4	21422	0.38	1.363	0.104	0.23	8.3	27.1	47.1	19057	4.78	0.057	253	11.37	14.8	5.7	0.021	0.027	47.3	1.00	50.8																			
4	Mongevatn	0-0,5	1	16.6	19709	0.81	0.610	0.175	0.08	8.8	41.8	45.0	27711	6.65	0.069	408	5.09	22.5	21.7	0.069	0.030	56.2	1.27	58.3																			
4	Mongevatn	0,5-1	2	16.5	22575	0.58	0.651	0.136	0.06	7.8	40.9	47.9	24738	7.18	0.058	321	3.15	22.1	15.7	0.037	0.027	54.9	0.82	48.9																			
4	Mongevatn	Ref	3	15.0	22927	0.30	0.762	0.071	0.05	8.4	39.1	44.1	19593	5.97	0.050	246	5.08	18.9	3.7	0.013	0.021	52.3	1.46	39.6																			
5	Sjøbolet	0-0,5	1	4.9	16054	0.31	0.334	0.049	0.08	15.1	71.3	43.5	29605	7.72	0.027	1099	0.88	37.2	10.1	0.026	0.024	63.2	0.16	63.7																			
5	Sjøbolet	0,5-1	2	4.0	16984	0.44	0.381	0.062	0.07	15.4	73.4	45.9	31045	8.23	0.023	868	0.79	40.0	10.6	0.031	0.045	67.6	0.15	67.1																			
5	Sjøbolet	Ref	3	4.1	18813	0.09	0.407	0.023	0.05	16.2	71.5	46.0	34501	8.99	0.011	824	0.64	40.7	5.7	0.016	0.032	74.8	0.15	78.7																			
6	Haudukvatn	0-0,5	1	4.8	30676	0.45	1.017	0.059	0.08	19.6	151.9	84.6	31344	10.62	0.031	723	0.20	88.3	9.7	0.014	0.056	65.9	0.10	77.6																			
6	Haudukvatn	0,5-1	2	5.2	32560	0.39	1.086	0.053	0.08	21.0	165.7	86.8	36314	10.84	0.026	877	0.19	94.6	9.6	0.010	0.061	69.0	0.09	82.0																			
6	Haudukvatn	Ref	3	4.2	25423	0.17	0.875	0.029	0.05	19.3	150.1	75.1	31667	9.73	0.017	650	0.17	92.3	6.2	0.013	0.044	61.5	0.08	76.0																			
7	Buluvatn	0-0,5	1	35.1	21301	3.19	0.642	0.380	0.20	29.5	21.6	62.4	54112	3.80	0.209	198	9.92	16.4	53.4	0.292	0.049	47.5	0.31	47.1																			
7	Buluvatn	0,5-1	2	30.7	22453	2.44	0.675	0.360	0.47	23.8	22.0	68.5	49332	4.05	0.103	225	10.11	16.5	47.5	0.259	0.048	48.2	0.28	46.5																			
7	Buluvatn	Ref	3	31.3	22470	1.10	0.901	0.109	0.24	33.6	21.5	62.0	39379	3.10	0.066	316	9.70	20.9	13.3	0.061	0.033	51.1	0.41	54.4																			
9	Svartevatn	0-0,5	1	25.3	14639	1.10	0.396	0.206	0.36	31.1	53.4	46.8	37391	5.27	0.222	2922	3.41	41.7	33.4	0.134	0.056	62.0	0.22	55.4																			
9	Svartevatn	0,5-1	2	21.0	16142	1.18	0.398	0.218	0.23	35.5	62.5	52.3	38413	5.81	0.084	4028	2.53	38.9	32.0	0.111	0.088	63.7	0.17	51.3																			
9	Svartevatn	Ref	3	12.7	23430	0.42	0.579	0.058	0.23	29.4	80.9	84.1	27859	7.00	0.056	467	3.50	53.0	3.8	0.013	0.040	87.4	0.26	63.0																			
12	Reinavatn	0-0,5	1	26.0	25181	0.47	0.584	0.296	0.22	12.1	62.7	60.4	22778	8.44	0.060	326	1.20	37.6	19.9	0.051	0.012	61.8	0.39	77.9																			
12	Reinavatn	0,5-1	2	22.5	30150	0.48	0.606	0.161	0.20	11.6	64.1	61.8	26031	8.89	0.048	346	1.28	36.0	16.6	0.035	0.010	79.6	0.31	68.7																			
12	Reinavatn	Ref	3	19.4	21793	0.19	0.561	0.059	0.28	11.3	49.8	71.1	17087	6.27	0.023	281	1.82	29.7	3.6	0.010	0.007	48.3	0.50	70.4																			
15	Storvatn	0-0,5	1	9.2	20037	0.93	0.480	0.211	0.09	17.5	27.1	46.0	61820	7.33	0.121	1483	5.06	22.2	10.3	0.030	0.056	67.4	2.88	70.4																			
15	Storvatn	0,5-1	2	8.0	20606	0.80	0.496	0.216	0.13	20.6	27.5	53.6	49526	7.97	0.171	1444	4.73	24.0	10.6	0.031	0.058	72.5	2.37	79.2																			
15	Storvatn	Ref	3	6.6	20386	0.31	0.512	0.164	0.08	18.1	29.8	52.8	36380	8.23	0.101	701	3.56	25.3	4.1	0.016	0.038	71.9	1.69	80.6																			
16	M.Togvatn	0-0,5	1	26.1	24576	0.57	0.466	0.138	0.22	6.4	52.3	65.9	16877	6.70	0.063	214	0.95	25.4	10.9	0.038	0.017	46.3	0.26	48.9																			
16	M.Togvatn	0,5-1	2	25.5	23524	0.39	0.524	0.103	0.25	6.2	53.1	69.1	14567	6.38	0.059	202	0.98	25.7	8.4	0.039	0.024	47.4	0.30	43.5																			
16	M.Togvatn	Ref	3	28.4	26135	0.36	0.587	0.422	0.22	6.9	58.5	90.5	13780	5.77	0.063	190	4.45	24.1	5.2	0.014	0.024	50.2	0.78	49.1																			
19	Y.Ryssdalsv.	0-0,5	1	19.8	20553	1.12	0.628	0.280	0.23	15.2	74.4	37.1	33006	6.84	0.131	2036	2.21	30.6	32.1	0.096	0.075	54.7	0.58	78.2																			
19	Y.Ryssdalsv.	0,5-1	2	12.2	23580	1.22	0.704	0.264	0.14	14.7	92.0	39.1	37838	7.93	0.084	1534	1.82	36.4	26.3	0.073	0.063	59.1	0.46	83.6																			
19	Y.Ryssdalsv.	Ref	3	8.5	25042	0.46	0.683	0.136	0.16	16.5	104.4	37.6	32645	7.92	0.049	931	2.77	41.1	6.0	0.017	0.053	61.6	0.52	80.1																			
21	Gronvatn	0-0,5	1	3.5	24339	0.66	0.410	0.300	0.08	19.9	23.0	59.0	39600	10.26	0.015	639	1.58	31.5	5.9	0.008	0.013	71.2	1.03	103.4																			
21	Gronvatn	0,5-1	2	3.2	27317	0.79	0.529	0.402	0.09	18.7	25.2	72.6	22954	11.64	0.018	713	1.71	30.8	8.2	0.012	0.013	51.5	1.11	99.0																			
21	Gronvatn	Ref	3	2.0	15345	0.37	0.281	0.167	0.04	11.0	16.1	41.8	23646	6.65	0.001	389	0.62	15.7	2.8	0.006	0.015	46.5	0.79	56.4																			
24	Tredalspollen	0-0,5	1	36.4	5319	1.01	0.238	0.060	0.20	4.1	22.9	37.7	9462	1.99	0.082	135	18.08	13.9	4.2	0.034	0.021	26.1	1.32	76.4																			
24	Tredalspollen	0,5-1	2	25.0	5629	1.15	0.247	0.065	0.24	4.4	23.8	33.2	11090	2.13	0.087	142	24.98	13.5	4.4	0.044	0.013	31.8	1.45	76.5																			
24	Tredalspollen	Ref	3	13.9	10602	0.85	0.419	0.060	0.11	7.9	49.1	18.8	17335	4.17	0.081	246	4.23	23.3	6.6	0.013	0.010	39.2	1.93	49.2																			
25	Skaudalsv.	0-0,5	1	42.1	17903	1.16	0.733	0.221	0.24	9.8	19.4	27.9	40122	5.15	0.130	492	1.51	14.8	25.1	0.143	0.041	40.0	0.27	47.0																			
25	Skaudalsv.	0,5-1	2	38.4	18623	1.15	0.807	0.208	0.27	8.6	22.2	32.5	28626	5.48	0.138	298	1.56	15.8	24.5	0.154	0.036	43.7	0.27	49.9																			
25	Skaudalsv.	Ref	3	47.2	24810	0.36	0.877	0.049	0.23	11.7	21.9	27.9	24178	3.96	0.139	320	2.10	12.8	3.2	0.030	0.029	48.3	0.24	63.8																			
26	Álvvatna	0-0,5	1	49.5	16507	0.92	0.472	0.214	0.17	3.4	19.3	35.5	14731	7.76	0.179	112	0.90	11.4	26.0	0.144	0.041	38.8	0.27	25.4																			
26	Álvvatna	0,5-1	2	43.9	16591	0.89	0.520	0.219	0.32	3.6	19.6	39.1	10460	7.78	0.180	118	0.94	11.7	28.0	0.192	0.035	44.3	0.25	28.0																			
26	Álvvatna	Ref	3	53.2	17666	0.49	0.429	0.152	0.10	4.0	21.0	38.1	14548	8.44	0.129	151	1.11	10.6	9.2	0.041	0.033	46.9	0.23	26.2																			
27	Svartevatn	0-0,5	1	30.0	21091	3.06	0.654	0.405	0.14	20.3	22.9	55.0	43125	5.95	0.140	761	5.98	16.3	36.6	0.140	0.068	50.0	0.56	68.2																			
27	Svartevatn	0,5-1	2	25.6	21089	2.56	0.646	0.326	0.13	17.5	22.3	55.8	44721	6.18	0.115	611	5.37	15.7	28.9	0.087	0.063	53.0	0.53	66.8																			
27	Svartevatn	Ref	3	24.5	34586	0.96	1.091	0.124	0.22	19.8	26.9	76.3	30044	5.89	0.096	394	7.64	17.4	5.8	0.030	0.052	53.2	0.53	70.4																			
30	Blåvatn	0-0,5	1	14.9	24157	1.86	0.660	0.226	0.53	51.1	26.0	62.4	34667	9.20	0.048	13461	18.70	32.3	29.0	0.054	0.039	53.3	0.72	66.6																			
30	Blåvatn	0,5-1	2	14.4	21815	1.11	0.570	0.139	0.44	62.1	22.4	49.1	43098	7.75	0.043	11227	13.60	23.8	16.9	0.033	0.026	50.1	0.51	48.9																			
30	Blåvatn	Ref	3	12.0	32257	0.40	0.904	0.099	0.19	17.1	28.1	63.8	32																														

Tabell 7. Konsentrasjoner av PAH i overflatesedimenter (0-1 cm).

Nr	Lokalitet	sjikt cm	GT %	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	DBTHI	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBJF	BKF	BEP	BAP	PER	ICDP	DBA3A	BGHIP	SumPAH	sum PAH 16	sum KPAH
																							µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv
2	Langvatn	0-1	50.6	11	<5	<5	<5		34	<5	78	34	13	50	160	48	91	15	550	68	6.7	71	1232.7	588.7	310.7
3	Tovatnet	0-1	30.4	18	<5	<5	<5		27	<5	31	23	8.6	26	51	9.6	29	8.3	25	21	<5	23	300.5	246.5	98.5
4	Mongevatn	0-1	16.6	<10	<5	<5	<5		5.7	<5	<5	<5	<5	<5	6.1	<5	<5	<5	28	<5	<5	<5	39.8	11.8	6.1
5	Sjøbolet	0-1	4.5	<10	<5	<5	<5		<5	<5	<5	<5	<5	<5	7.7	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	7.7	7.7	7.7
6	Handukvatnet	0-1	5.0	<10	<5	<5	<5		<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0	0	0
7	Buluvvatnet	0-1	32.9	<10	<5	<5	<5		19	<5	19	11	<5	20	45	8.2	22	<5	280	30	<5	28	482.2	180.2	83.2
9	Svartavatnet	0-1	23.1	<10	<5	<5	<5		6.6	<5	5.8	<5	<5	8	16	<5	8.1	<5	<5	7.1	<5	8.4	60	51.9	23.1
12	Reinåvatn	0-1	24.3	5.7	<3	10	8.1	4.9	66	5.8	86	76	33	64	87	32	51	39	54	56	12	54	744.5	634.2	172
15	Storvatnet	0-1	8.6	<10	<5	<5	<5		7.1	<5	11	8.2	<5	10	20	<5	12	<5	18	7.3	<5	8	101.6	71.6	27.3
16	M.Togvatn	0-1	25.8	<2	<3	<2	2.5	<2	9	<2	7.1	4.2	<2	7.5	7.7	3.2	4.1	<2	10	4.7	<3	<2	60	45.9	7.9
19	Y.Ryssdalsv.	0-1	16.0	<10	<5	8.9			21	<5	18	13	<5	22	28	<5	12	<5	8.3	9.5	<5	11	151.7	131.4	37.5
21	Grønvatnet	0-1	3.4	2.1	<3	2.7	2.6	<2	18	2.3	24	20	8.6	20	24	8.4	14	12	10	12	<3	13	193.7	169.7	41
24	Tredalspollen	0-5	30.7	37	<10	67	48	23	370	36	710	450	250	470	310	260	260	280	80	240	55	240	4186	3823	1395
25	Skaudalsv.	0-1	40.3	93	<5	140	81		690	56	1200	890	500	790	1400	370	790	510	220	620	110	730	9190	8180	3510
26	Ålvvatnet	0-1	46.7	77	5.7	160	87	46	830	76	1600	1100	540	960	1800	530	1000	580	370	710	110	820	10401	9986	4270
27	Svartvatnet	0-1	27.8	<10	<5	<5	<5		<5	<5	<5	<5	<5	7.4	14	<5	6.3	<5	<5	<5	<5	5.5	33.2	26.9	14
30	Blåvatn	0-1	14.7	10	<3	13	8.2	4.5	71	9	100	89	40	100	150	47	85	64	17	59	13	73	952.7	846.2	223
33	Reitvatnet	0-1	52.2	<10	<5	<5	<5		62	<5	110	55	15	62	180	55	88	13	89	67	6.5	75	877.5	700.5	336.5
34	Brørevatnet	0-1	24.4	<10	<5	<5	<5		17	<5	28	17	6.9	40	220	68	63	5.6	23	53	<5	46	587.5	501.2	353.5
36	Kvamsvatn	0-1	30.1	7.2	<3	4.4	5.6	3.9	47	5.7	64	52	24	64	83	26	47	27	9.8	36	7.5	39	553.1	492.4	120.5
38	Kjerringvatn	0-1	28.8	15	<3	13	9.4	5.4	72	7.7	96	88	38	75	110	37	60	49	270	55	13	61	1074.5	739.1	192
39	Løstølvatn	0-1	50.1	3.2	<3	8.6	8.6	6.8	76	5.6	100	73	30	86	110	33	67	38	9.6	42	9.7	41	748.1	664.7	152.7
40	Ø. Neådalsv.	0-1	19.7	<2	<3	<2	<2	<2	4.4	<2	5.2	3.7	2	11	18	2.9	11	<2	11	5.6	<3	4	78.8	56.8	10.5
41	Torbuvatn	0-1	23.1	<2	<3	<2	<2	<2	7.4	<2	7.7	5.2	<2	16	15	2.7	7.3	<2	26	4.4	<3	<2	91.7	58.4	7.1

Vedlegg B. Metoder for analyser av vannkjemi

Hovedelementkjemi

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

Tungmetaller

Prøven ble tatt samtidig med prøver for øvrig vannkjemi. Prøvene for tungmetaller ble tatt på egen flaske som var konservert med saltsyreløsning i flaskene. Saltsyreløsningen ble helt ut og flasken ble fylt med prøvevann uten å skylle flasken. Metallanalysene ble utført av Oddvar Røyset (NIVA) ved bruk av høyoppløslig ICP-MS (HR ICP-MS) ved Statens arbeidsmiljøinstitutt (STAMI).

Analysemetoder for vannkjemi og metoder for kvalitetssikring

Alle de vannkjemiske analysene er utført på NIVAS akkrediterte laboratorium.

Kode	Variabelnavn	Enhet	Analysemetode	Analyseinstrument	Deteksjonsgrense
pH	pH		Potensiometri	Methrom Titrino E702 SM	-
Kond	Konduktivitet	mS/m 25C	Elektrometri	WTW LF 539 RS	0,2
Ca	Kalsium	mg/L	Ionekromatografi	Dionex DX 320 duo	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
SO4	Sulfat	mg/L	"	"	0,04
NO3-N	Nitrat	µg N/L	"	"	1
NH4-N	Ammonium	µg N/L	"	"	5
Alk	Alkalitet	mmol/L	Potensiometrisk titrering til pH = 4.5	Methrom Titrino E702 SM	0,01
TOC	Total organisk karbon	mg C/L	Oksidasjon til CO2 med UV/persulfat og måling med IR-detektor	Phoenix 8000	0,10
Al/R, Al/II	Reaktiv og ikke labil	µg/L	Automatisert fotometri	Skalar SAN Plus Autoanalysator	5
LAl	Labil Aluminium	µg/L		Beregnes ved differansen mellom Al/R og Al/II	
Tot-N	Total Nitrogen	µg N/L	Automatisert fotometri	S2O8 oksidasjon i autoklav Skalar SAN Plus Autoanalysator	10
Tot-P	Total fosfor	µg P/L			1

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

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

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

ANC (Acid Neutralizing Capacity) er definert som en løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer til et gitt nivå. ANC er definert ved:

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

Hovedkilden til klorid er sjøsalter som tilføres nedbørfeltet gjennom våt og tørr deposisjon. Ved å bruke forholdet mellom klorid og de andre ionene i sjøvann, kan man derfor beregne bidraget fra ikke-marine kilder i avrenningsvannet. Det gjøres ved følgende ligninger:

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

I tabellene er sjøsaltkorrigerte verdier av SO_4 (ikke-marin sulfat i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ESO_4^*)), Ca+Mg (ikke-marine basekationer i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ECM^*)) og Na (ikke-marin natrium i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ENa^*)) inkludert. Sjøsaltkorrigerte verdier er alltid merket med *.