



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 567/94

Oppdragsgiver

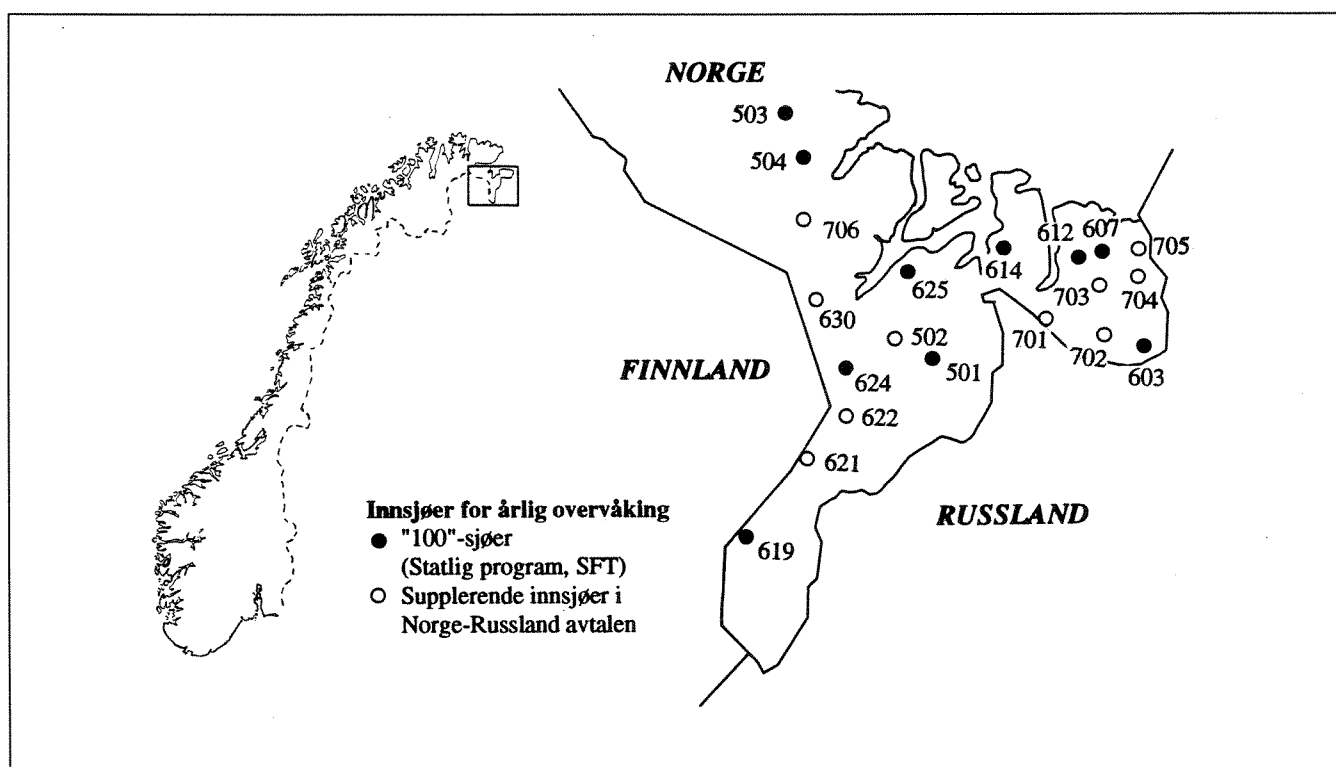
Statens Forurensningstilsyn

Utførende institusjoner

Norsk institutt for vannforskning
Fjelltjenesten i Finnmark
AVH, Universitetet i Trondheim

Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland

Årsrapport 1993



Arbeidsgruppen for vann og miljøproblemer under den Norsk/Russiske blandede kommisjonen

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-89187	Undernr.:
Løpenr.: 3074	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thomøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Rapportens tittel: Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Årsrapport 1993.	Dato: 25.03.1994	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Tor S. Traaen Sigurd Rognerud Eiliv Steinnes	Geografisk område: Sør-Varanger	
	Antall sider: 30	Opplag:

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref.:
------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------

Ekstrakt:
Vannkjemisk overvåking av innsjøer i Sør-Varanger viser nå en tendens mot reduserte sulfatverdier og økende pH. I perioden 1990-1993 økte middelveiden av pH for de 9 mest belastede overvåkingssjøene fra 5.7 til 5.9. Årsaken er trolig redusert produksjon ved Pechenganickel. Konsentrasjonene av nikkel og kobber i de samme innsjøene viser ingen endring. Målinger av tungmetaller i sedimenterende materiale i innsjøer viser en økende tendens. Undersøkelser av tungmetallinnhold i torvprofiler fra nedbørsmyrer i grenseområdene viser en meget sterk anriking av kobber og nikkel. I de øverste 2.5 cm av torva er konsentrasjonene fra 100 til 700 ganger høyere enn på 30 cm dyp.

4 emneord, norske

1. Forsuring
2. Tungmetaller
3. Innsjøsedimenter
4. Myrer

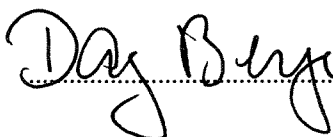
4 emneord, engelske

1. Acidification
2. Heavy metals
3. Lake sediments
4. Bogs

Prosjektleder


.....

For administrasjonen


.....

ISBN 82-577-2494-7



Statlig program for
forurensningsovervåking

O-89187

**FORSURING OG TUNGMETALLFORURENSNING
I
GRENSEOMRÅDENE NORGE/RUSSLAND
Årsrapport - 1993.**

Oslo, februar 1994

Prosjektleder: Tor S. Traaen, NIVA

Medarbeidere: Arne Henriksen, NIVA
Sigurd Rognerud, NIVA
Eiliv Steinnes, Kjemisk avd., AVH,
Universitetet i Trondheim
Berit Broen,
Fjelltjenesten i Finnmark
Morten Meslo,
Statsskog, Finnmark

**ARBEIDSGRUPPEN FOR VANN OG MILJØPROBLEMER
UNDER DEN BLANDETE NORSK-RUSSISKE KOMMISJON
FOR SAMARBEID PÅ MILJØVERNOMRÅDET**

Norsk Institutt for Vannforskning

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. VANNKJEMISK OVERVÅKING AV INNSJØER	5
2.1 Forsuring	5
2.2 Tungmetaller i vann	12
3. DALELVA FELTFORSKNINGSOMRÅDE	14
4. OVERVÅKING AV TUNGMETALLAVSETNING I INNSJØSEDIMENTER	17
5. TUNGMETALLFORDELING I TORVPROFILER FRA OMBROTROFE MYRER	22
LITTERATUR	24
VEDLEGG	26

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.

I "1000"-sjøers undersøkelsen i 1986 ble 34 innsjøer i Sør-Varanger undersøkt. 10 av disse innsjøene har senere inngått i den årlige "100"-sjøers undersøkelsen. I 1987 ble den årlige undersøkelsen utvidet med 6 småvann på Jarfjordfjellet. I forbindelse med det norsk-sovjetiske samarbeide om miljøundersøkelser i grenseområdene ble ytterligere 10 innsjøer inkludert i overvåkingsprogrammet fra 1989.

Undersøkelsene i 1986 viste at konsentrasjonen av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøene øst for Kirkenes var mer enn fordoblet siden 1966. Sulfatkonsentrasjonene lå på det samme nivå som de mest belastede innsjøene i Sør-Norge, og mange innsjøer hadde mistet det meste av motstandskraften mot ytterligere forsurening. Det er senere registrert en rekke småvann med pH under 5.0 og konsentrasjoner av labilt aluminium som er giftig for fisk. Den geografiske fordeling av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøene viser klare gradienter ut fra smelteverkene og er i samsvar med de fremherskende vindretninger i området.

Innsjøovervåkingen frem til 1991 tyder på at sulfatkonsentrasjonene har stabilisert seg nær 1986-nivået. Dette er i god overensstemmelse med utslippsdata fra Pechenganikel-kompaniet som angir svakt reduserte utslippsmengder av svoveldioksid i denne perioden. Mye nedbør i 1992 førte til en fortykning av forurensningene og en økt pH i de mest belastede innsjøene.

I 1993 økte pH ytterligere i de mest belastede innsjøene. Årsaken var at konsentrasjonene av basekationer økte grunnet mindre nedbør, mens sulfatverdiene var på samme nivå eller lavere enn i 1992. I perioden 1990-1993 har middelveidien av pH for de 9 mest belastede overvåkingssjøene økt fra 5.7 til 5.9. I samme periode økte gjennomsnittlig pH i 6 småvann på Jarfjordfjellet fra 5.00 til 5.15, og gjennomsnittlig sulfatkonsentrasjon ble redusert med ca 20%. Også målinger i feltforskningsområdet Dalelva tyder på en nedadgående trend for sulfatkonsentrasjoner i vann. Dette tyder på en reell nedgang i sulfatdeposisjonen. Dette bekreftes av NILU's målinger av svoveldioksidkonsentrasjoner i luft. Dette samsvarer godt med at Pechenganikel-kompaniet oppgir at produksjonen ble redusert med ca 20% i 1993, hovedsakelig på grunn av redusert bruk av den svovelrike malmen fra Sibir.

Den geografiske fordeling av tungmetallene nikkell og kobber viser et lignende mønster som for sulfat. Gradientene er imidlertid mer markert enn for sulfat fordi metallene er knyttet til partikler som avsettes relativt nær utslippsstedet. De høyeste konsentrasjonene på norsk side finnes i grenseområdet mot Russland mellom Kirkenes og Grense-Jakobselva. Siden 1989 har gjennomsnittsverdien av nikkell for de 9 overvåkingssjøene i området ligget mellom 6 og 8 µg/l. Midlere kobberkonsentrasjoner har vært nær 2 µg/l i hele perioden. Tilsvarende konsentrasjoner for småvannene på Jarfjordfjellet var 8 -11 µg/l Ni og 2 -3 µg/l Cu. Det er ingen klar tidsutvikling i materialet.

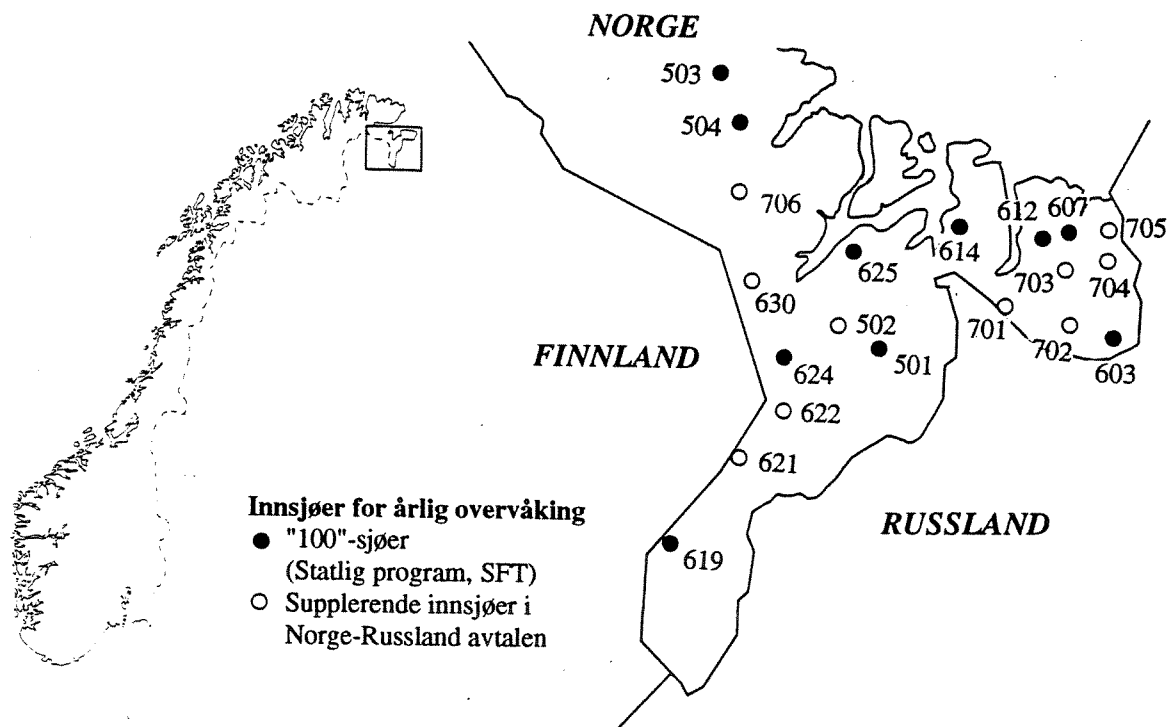
Overvåking av tungmetallinnhold i sedimenterende materiale i innsjøer viser at konsentrasjonene av bly, kobber og nikkell er økende. Så lenge det avsettes metallforurensninger i nedbørfeltene vil de bindes til organisk materiale, og konsentrasjoner og mengder vil øke over tid i den terrestriske del av feltene. Metallene vil kunne frigjøres ved forsuring og nedbrytning av organisk materiale. Dette er langsomme prosesser, og det kan derfor ta lang tid fra metalldeposisjonene opphører til man får vesentlige reduksjoner av tungmetallinnholdet i sedimentert materiale.

Undersøkelser av tungmetallinnhold i torvprofiler fra nedbørsmyrer i grenseområdene viser en meget sterk anrikning av kobber og nikkel. I de øverste 2.5 cm av torva er konsentrasjonene fra 100 til 700 ganger høyere enn på 30 cm dyp. Øverst er konsentrasjonene av kobber og nikkel omtrent like, mens nikkelkonsentrasjonene er høyere enn kobberkonsentrasjonene nedover i torvprofilen. Den høyere mobiliteten av nikkel enn av kobber forklarer hvorfor konsentrasjonene av nikkel i overvåkingssjøene er 3-4 ganger høyere enn kobberkonsentrasjonene, selv om deponeringen fra luft er omtrent like stor for de to metallene.

Siden det er sannsynlig at forurensningsbegrensende tiltak for luftutslipp fra smelteverkene er nært forestående, vil det bli en viktig målsetting å følge med effekten av tiltakene. Dette vil gi økt kunnskap om reversibiliteten i forurensede økosystemer. Videre vil det bli viktig å vurdere tiltak for å redusere direkteutslipp av tungmetaller til Pasvikvassdraget fra gruveområdene i Nikel.

2. VANNKJEMISK OVERVÅKING AV INNSJØER.

I forbindelse med "1000-sjøers"-undersøkelsen i 1986 ble det prøvetatt 34 innsjøer i Sør-Varanger. Fra 1987 har det vært årlig prøvetaking av 10 av disse innsjøene. Fra 1987 ble programmet utvidet med årlig prøvetaking av 6 små innsjøer på Jarfjordfjellet. I 1989 ble ytterligere 10 innsjøer inkludert i den årlige overvåkingen. Beliggenheten av overvåkings-sjøene i Sør-Varanger er vist i figur 2.1.



Figur.2.1 Beliggenhet av innsjøer i overvåkingsprogrammet i Sør-Varanger.

"100"-sjøene er prøvetatt årlig fra 1986. De øvrige innsjøene er prøvetatt årlig fra 1989. I tillegg er 6 små innsjøer på Jarfjordfjellet (i området rundt innsjø nr. 612) prøvetatt årlig fra 1987. Innsjønavn og beliggenhet er vist i vedlegget.

2.1 Forsuring.

Undersøkelsene i 1986 (Traaen 1987) viste at innsjøene i Sør-Varanger var betydelig forsuret. Innsjøene i området mellom Kirkenes og Grense-Jakobselv var sterkest påvirket. Konsentrasjonene av sulfat i innsjøene var mer enn fordoblet siden 1966 og var på samme nivå som de mest utsatte innsjøene på Sørlandet. Selv større innsjøer hadde lite igjen av sin opprinnelige motstandskraft mot forsuring. De fleste større innsjøene hadde allikevel en gjenværende bufferkapasitet som medførte at fisk fremdeles kunne overleve. Undersøkelser i 1987 -1989 viste imidlertid at det var en rekke små innsjøer, spesielt i Jarfjordområdet, som var for sure til at det kunne leve fisk der. Konklusjonen på undersøkelsene var at store områder i Sør-Varanger ville få omfattende skader og tap av fiskebestander hvis belastningen med sur nedbør fra smelteverkene på Kola-halvøya økte ytterligere.

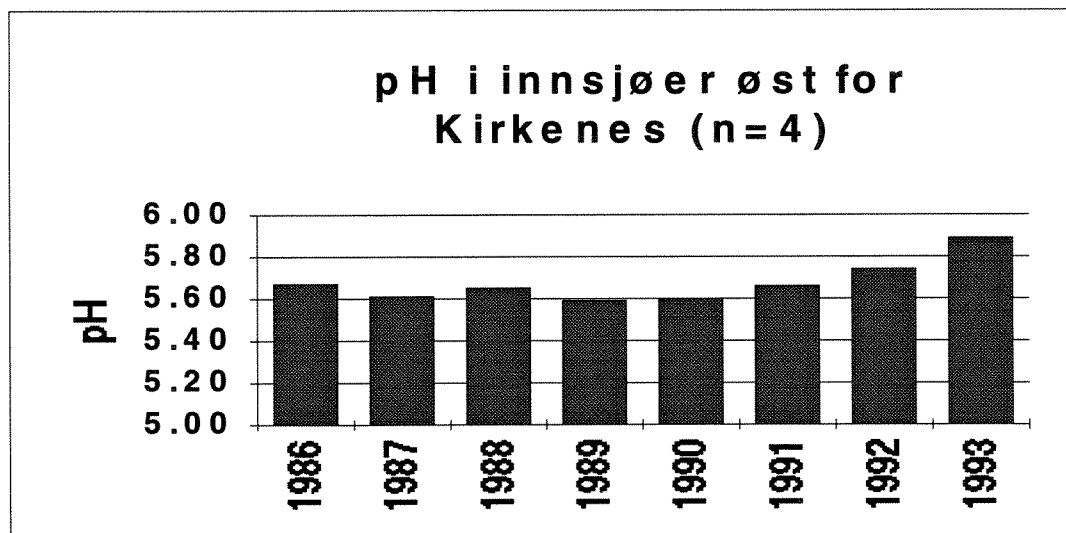
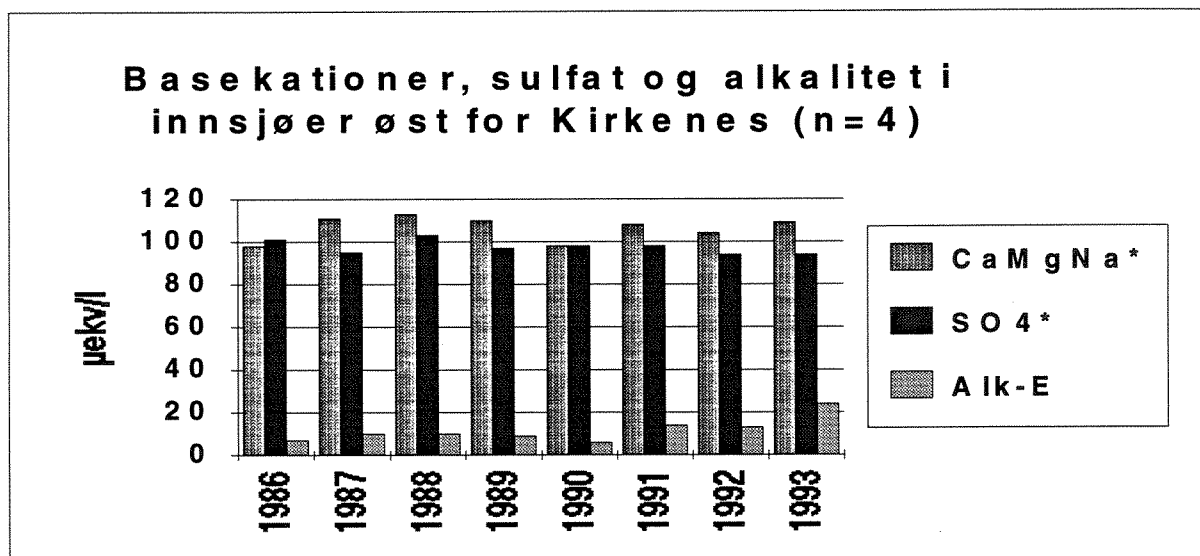
Innsjøovervåkingen frem til 1991 tydet på at forsuringsutviklingen hadde stoppet opp og stabilisert seg på 1986-nivået (Traaen 1991). Dette var i god overensstemmelse med utslippsdata fra Pechenganikel-kompaniet som angir svakt reduserte utslippsmengder i denne perioden. I 1992 var pH-verdiene gjennomgående høyere enn tidligere i de mest forsuringfølsomme og forurensningsbelastede innsjøene. Dette kunne i stor grad forklares ved at sommeren 1992 var svært nedbørrik slik at forurensningene ble fortynnet.

Kjemiske analyseresultater fra 1993 er vist i vedlegg. Tabell 2.1 og 2.2 viser de viktigste forsuringparametrene for innsjøer hhv. øst og vest for Kirkenes som har vært prøvetatt siden 1986. Tabell 2.3 viser tilsvarende data for småvann på Jarfjordfjellet. Under tabellene er pH, sjøsaltkorrigerede basekationer, sjøsalt-korrigert sulfat og alkalitet også vist som diagrammer.

Tabell 2.1. Forsuringsparametre for "100"-sjøene i Sør-Varanger øst for Kirkenes for perioden 1986 til 1993.

Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigererte verdier.

	År	pH	CaMgNa* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Alk-E µekv/l	TOC mg/l	LAL µg/l
Innsjøer øst for Kirkenes n=4	1986	5.67	98	101	7	1.4	11
	1987	5.61	111	95	10	1.7	15
	1988	5.65	113	103	10	1.6	14
	1989	5.59	110	97	9	1.7	12
	1990	5.60	98	98	6	1.8	9
	1991	5.66	108	98	14	1.7	10
	1992	5.74	104	94	13	1.7	11
	1993	5.89	109	94	24	1.3	11

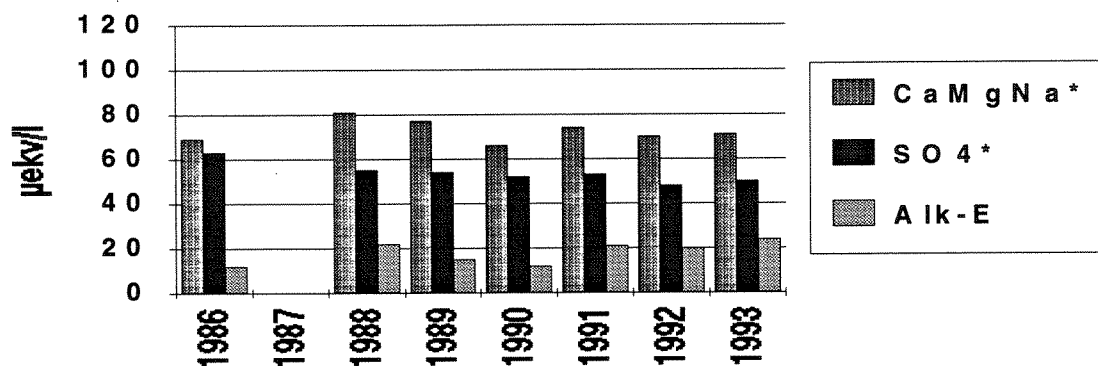


Tabell 2.2 Forsuringsparametre for "100"-sjøene i Sør-Varanger vest for Kirkenes for perioden 1986 til 1993.

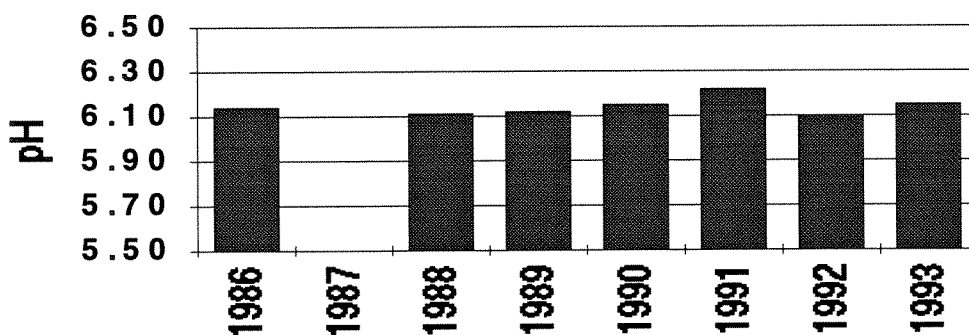
Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigererte verdier.

	År	pH	CaMgNa*	SO ₄ *	Alk-E	TOC	LAL
			µekv/l	µekv/l	µekv/l	mg/l	µg/l
Innsjøer vest for Kirkenes n=6	1986	6.14	69	63	12	1.4	4
	1987						
	1988	6.11	81	55	22	1.6	3
	1989	6.12	77	54	15	1.5	2
	1990	6.15	66	52	12	1.6	2
	1991	6.22	74	53	21	1.5	0
	1992	6.10	70	48	20	1.6	3
	1993	6.15	71	50	24	1.4	1

Basekationer, sulfat og alkalitet i innsjøer vest for Kirkenes (n=6)



pH i innsjøer vest for Kirkenes (n=6)

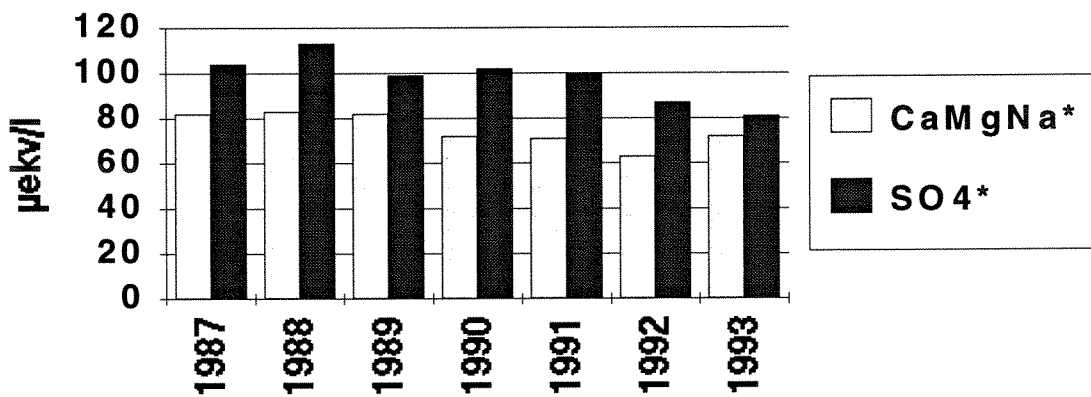


Tabell 2.3. Forsuringsparametre for 6 småvann på Jarfjordfjellet i 1987-1993.

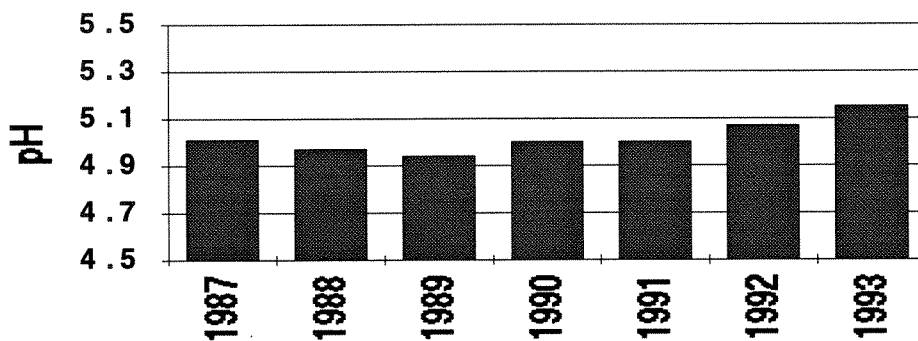
Middelverdier for pH, basekationer (CaMgNa*), sulfat (SO₄*), alkalitet (Alk-E), organisk karbon (TOC) og labilt aluminium (LAL) er vist. Stjerne (*) angir sjøsaltkorrigerede verdier.

Innsjøgr. År	pH	CaMgNa* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Alk-ekv µekv/l	TOC mg/l	LAL µg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	
Jarfjord- fjellet n=6	1987	5.01	82	104	0	0.8	68		
	1988	4.97	83	113	0	0.8	75		
	1989	4.94	82	99	0	0.8	70		
	1990	5.00	72	102	0	1.0	51	10.0	2.8
	1991	5.00	71	100	0	0.9	80	11.2	2.2
	1992	5.07	63	87	0	0.8	65	8.4	2.4
	1993	5.15	72	81	2	0.6	49	8.3	1.7

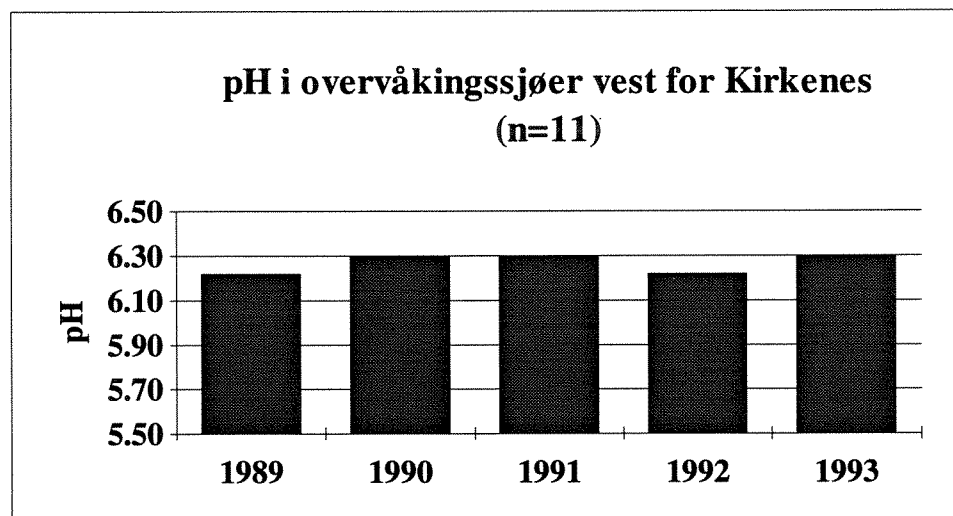
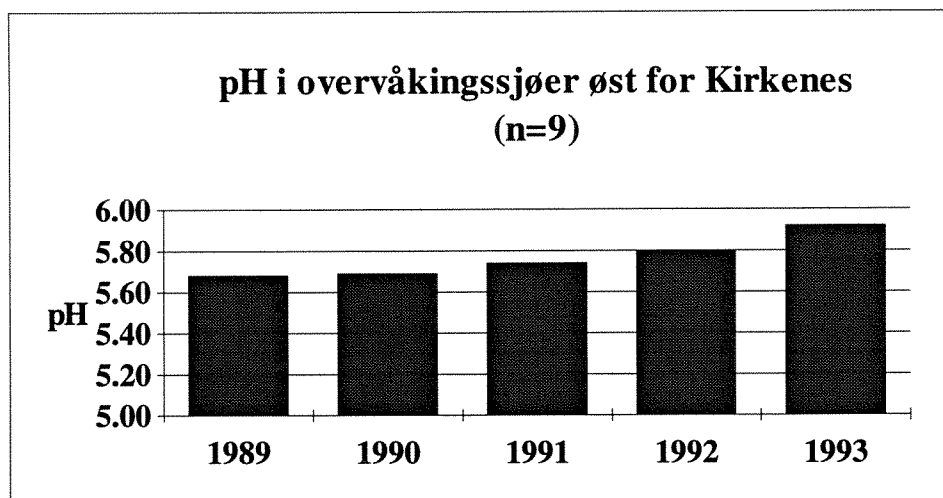
Basekationer og sulfat i små innsjøer på Jarfjordfjellet (n=6)



pH i små innsjøer på Jarfjordfjellet (n=6)



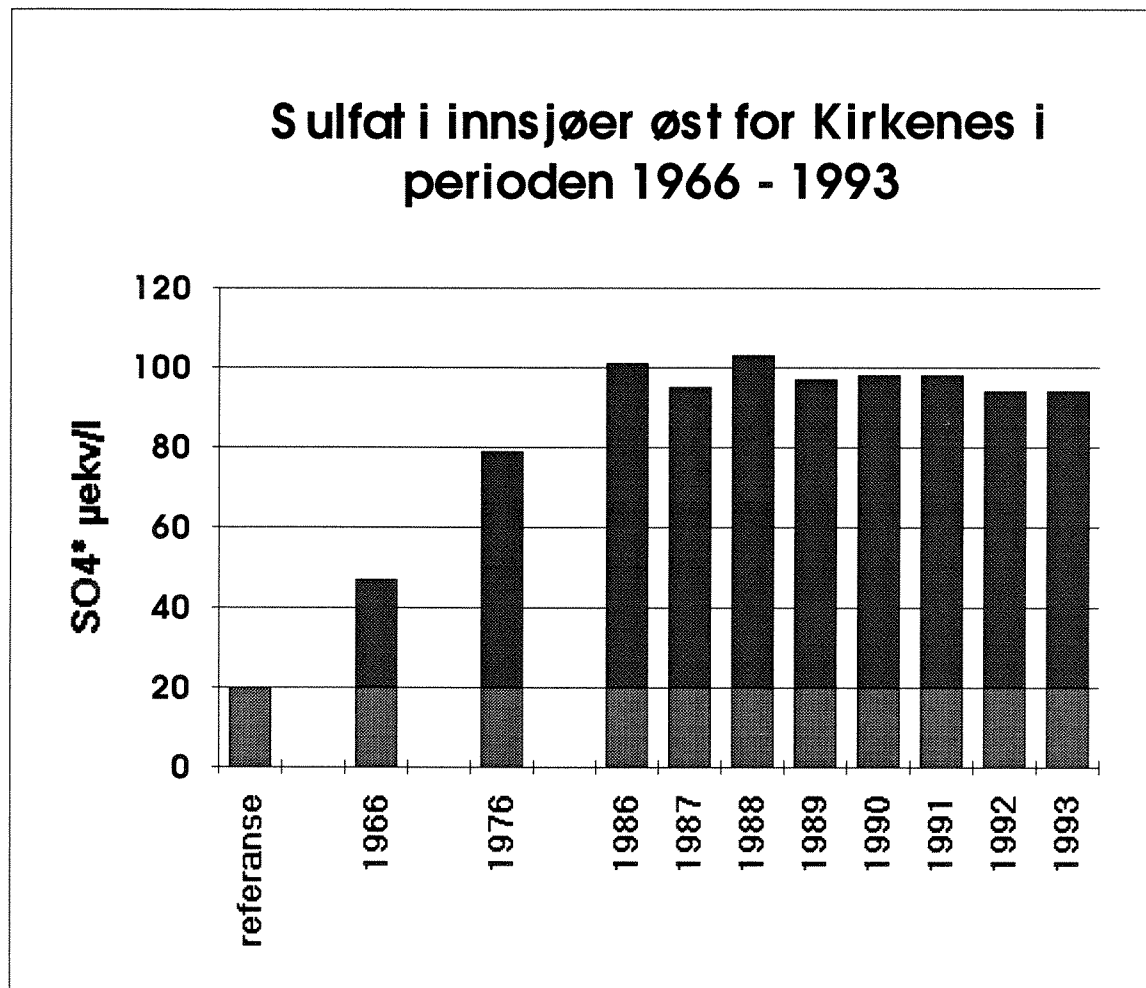
Det fremgår av Tabell 2.1 og 2.2 at vannkjemien endret seg lite i perioden 1986 til 1991. Oppgangen i pH i innsjøene øst for Kirkenes (Tabell 2.1) og i småvannene på Jarfjordfjellet (Tabell 2.3) i 1992 ble forsterket i 1993. Dette skyldes at konsentrasjonene av basekationer økte fra 1992 til 1993 grunnet mindre nedbør i 1993, mens sulfatkonsentrasjonene var stabile (Tabell 2.1) eller synkende (Tabell 2.3). pH-målinger fra det utvidede overvåkingsprogrammet som startet i 1989 (Figur 2.2) bekrefter tendensen til økende pH i de mest belastede områdene øst for Kirkenes. I innsjøer med lav forurensningsbelastning vest for Kirkenes er det ingen tendens i pH-resultatene.



Figur 2.2. pH i innsjøer som inngår i det utvidede overvåkingsprogrammet øst og vest for Kirkenes i perioden 1989-1993.

Tendensen mot en bedring i forurensingssituasjonen i de mest belastede innsjøene kan trolig forklares med noe reduserte utslipp fra smelteverkene i Nikel og Zapolyarnij. Det er opplyst fra fabrikken at forbruket av den svovelrike Norilsk-malmen gikk ned med 20% i 1993 (P.-E. Fiskebeck, pers.medd.). NILU's luftmålinger viser også reduserte verdier for svoldioksid i 1993 (B. Sivertsen pers.medd.).

Figur 2.3 illustrerer utviklingen av konsentrasjonen av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøer øst for Kirkenes fra 1966 til 1992. Nedgangen fra 1991 til 1992 skyldes trolig fortykning på grunn av store nedbørmengder. Hovedinntrykket er at belastningen av svovel har endret seg lite fra 1986 til 1991. Sulfatverdiene de to siste årene er imidlertid de laveste siden det årlige overvåkingsprogrammet startet i 1986. Nedgangen i 1992 kunne forklares ved fortykning grunnet store nedbørmengder. Det forhold at konsentrasjonene holdt seg på samme nivå også i 1993 tyder på at det er en reell nedgang i belastningen. Denne konklusjonen styrkes av at det ble registret en nedgang i sulfatkonsentrasjonene i de små fjellsjøene på Jarfjordfjellet. Det er rimelig å anta at de små fjellsjøene reagerer raskere på endringer i svovelbelastningen enn de større overvåkingsjøene med større nedbørfelt og lengre oppholdstid.



Figur 2.3. Tidsutviklingen av konsentrasjoner av sjøsaltkorrigert sulfat i innsjøer i Sør-Varanger øst for Kirkenes.

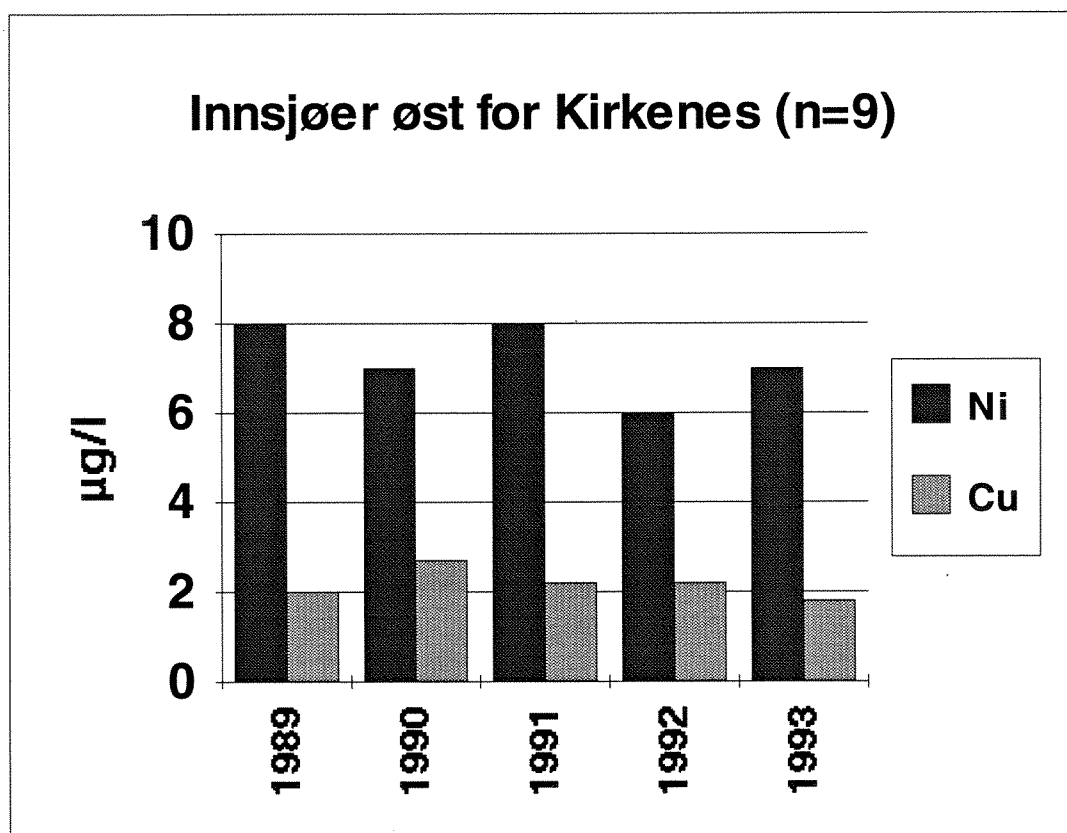
Middelverdier basert på data fra 5 innsjøer i 1966 og 1976. Fra 1986 er brukt data fra 4 overvåkingsjøer ("100"-sjøer).

2.2 Tungmetaller i vann.

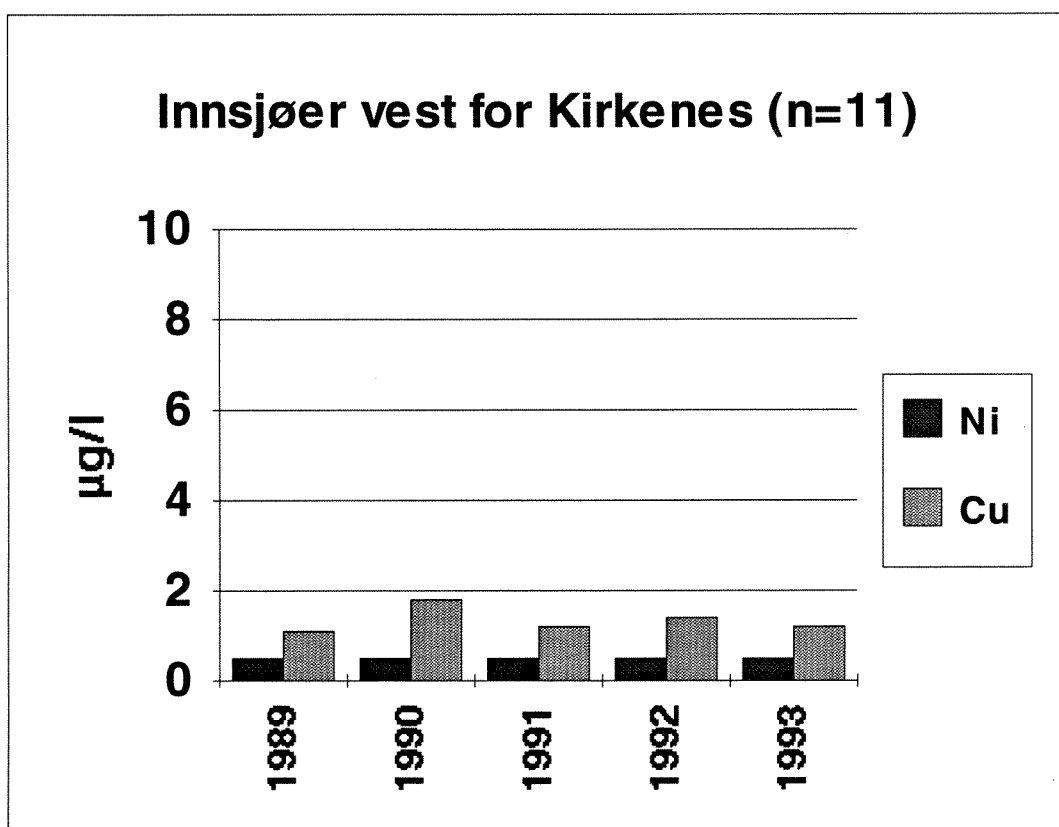
I 1989 ble det analysert på kopper, nikkel, sink, bly og kvikksølv i overvåkingssjøene. Av disse metallene var det bare nikkel og kobber som hadde konsentrasjoner over vanlige bakgrunnsnivåer. Fra 1990 ble derfor bare kobber og nikkel analysert. Analyseresultatene er vist i vedlegg.

På grunnlag av de felles norsk-russiske undersøkelsene i 1989/1990 (Traaen m.fl. 1991) ble det laget karter over den geografiske utbredelsen av nikkel- og kobberkonsentrasjoner i innsjøer i grenseområdene. Utbredelsen av tungmetallforurensningen fulgte det samme mønsteret som sulfat, men konsentrasjonene av nikkel og kobber avtok raskere fra utslippskildene. Konsentrasjonene var nede på bakgrunnsnivåer når avstanden var over ca 50 km fra utlippene. De høyeste konsentrasjonene på norsk område ble funnet mellom Kirkenes og Grense-Jakobselva. I vann nær grensen ble det registrert opp til 20 $\mu\text{g Ni/l}$ og 5 $\mu\text{g Cu/l}$.

Analyser av tungmetaller i innsjøene startet i 1989. Middelkonsentrasjoner for nikkel og kobber for perioden 1989 til 1993 er vist i figur 2.6 og 2.7 for innsjøer beliggende hhv. øst og vest for Kirkenes.



Figur 2.6. Konsentrasjoner av nikkel og kobber i innsjøer øst for Kirkenes.



Figur 2.7. Konsentrasjoner av nikkel og kobber i innsjøer vest for Kirkenes.

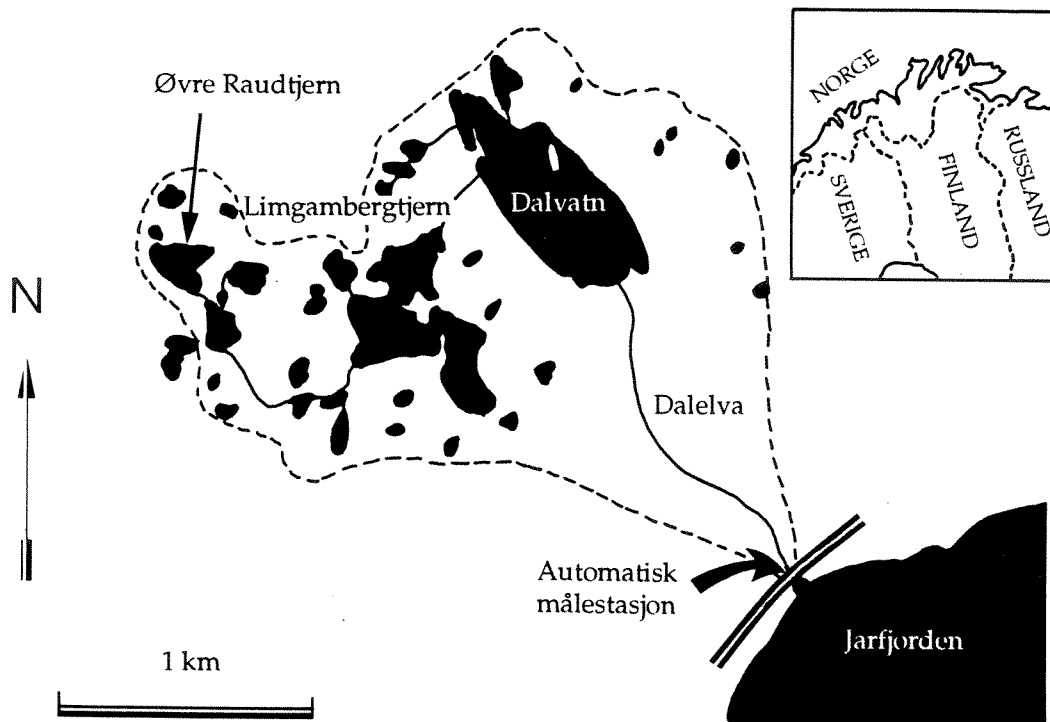
Nikkelkonsentrasjonene i innsjøene øst for Kirkenes var noe lavere i 1992 enn i 1991 (hhv. 6 og 8 µg/l). Dette skyldes trolig fortykning på grunn av store nedbørmengder i 1992. I 1993 gikk konsentrasjonene av nikkel litt opp igjen. Endringene fra et år til et annet er små, og tidsserien er for kort til å se noen klar utvikling. Vannanalysene tyder imidlertid ikke på at luftutslippene av nikkel har fortsatt å øke de siste årene slik tilfelle var i 80-årene (Traaen m.fl.1991). Konsentrasjonene av nikkel i innsjøer vest for Kirkenes lå gjennomgående under deteksjonsgrensen på 1µg/l. Kobberkonsentrasjonene var noe høyere øst for Kirkenes enn vest for Kirkenes, men var gjennomgående lave (ca 2µg/l) i begge områdene.

3. DALELVA FELTFORSKNINGSOMRÅDE

Dalelva (fig.3.1) i Sør-Varanger kommune renner ut på vestsiden av Jarfjorden mellom Haga og Kjerrisneset. Nedbørfeltet er 3.2 km². Gjennomsnittlig avrenning er ca 17 l/s.km². Høyeste punkt i nedbørfeltet er 241 m.o.h. på Raudfjellet. Vegetasjonen er dominert av tett bjørkeskog opp til ca 150 m.o.h. Høyere opp i nedbørfeltet er det en blanding av spredt bjørkeskog, myr, tundra og fjell.

Det er 2 innsjøer i nedbørfeltet: Limgambergtjern (158 da, 172 m.o.h.) og Dalvatn (250 da, 132 m.o.h.). Innsjøene er sterkt påvirket av sur nedbør og har liten motstandskraft mot forsurening. Småtjernene på Raudfjellet; øvre Raudtjern (22 da, ca 230 m.o.h.) og nedre Raudtjern (13 da, ca 225 m.o.h.) er kronisk forsuret med pH under 5 og konsentrasjoner av labilt aluminium høyere enn fisk kan tåle. Berggrunnen er dominert av glimmerskifer og glimmergneis. Fra Dalvatn og ned til fjorden er der betydelige løsavsetninger.

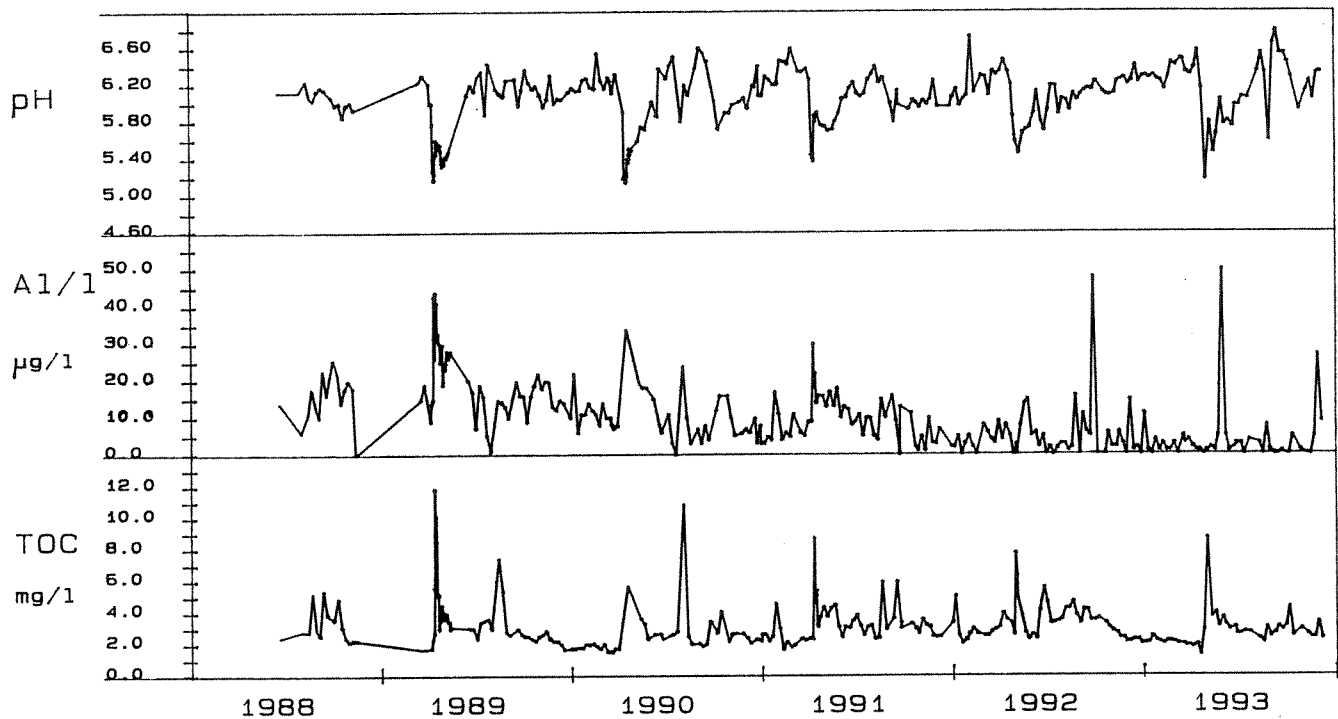
Nedbørfeltet ligger i en utsatt sektor for nedfall fra smelteverket i Nikel. I luftlinje ligger Dalelva ca 32 km nord for Nikel.



Figur 3.1. Dalelva feltforskningsområde.

I juli 1988 ble det satt i gang kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne, vannføring og lufttemperatur nederst i Dalelva. Videre ble det satt igang ukentlig prøvetaking for vannkjemiske analyser. Vannkjemiske resultater fra den ukentlige prøvetakingen for perioden 1988-1993 er vist i figur 3.2 og 3.3.

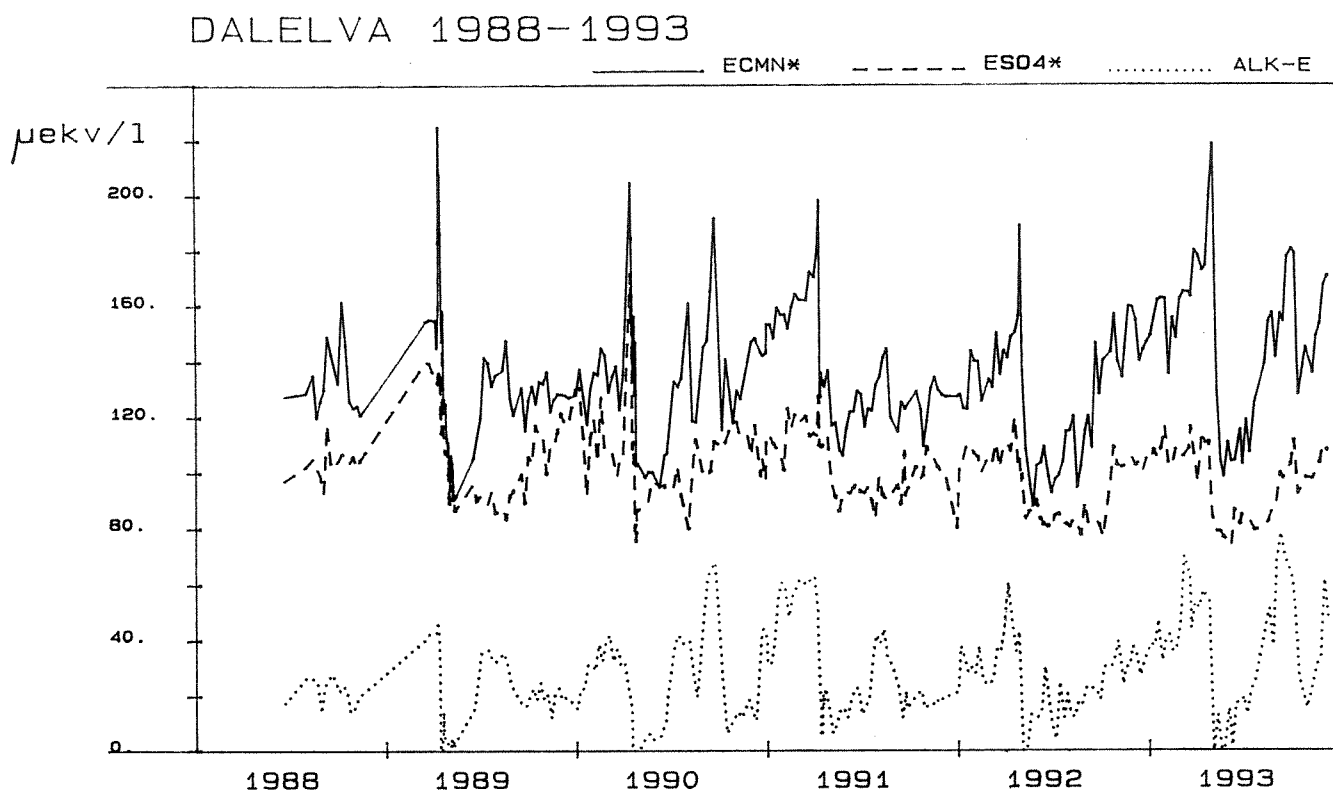
DALELVA 1988-1993



Figur 3.2. pH, labilt aluminium (Al/l) og total organisk karbon (TOC) i Dalelva.

pH-kurven viser et markert minimum i begynnelsen av vårmeltingen. Årsaken til dette er en kombinasjon av flere endringer i vannkjemien: 1) større fortykning av basekationer enn av sulfat 2) en topp i utvasking av organiske syrer 3) høy konsentrasjon av natriumklorid i smeltevannet, noe som blant annet medfører ionebytting mellom natrium- og hydroniumioner (sjøsalteffekten) og 4) overmetning av karbondioksid. Den sistnevnte effekten er årsaken til at laboratoriemålingene kan vise flere tiendedeler høyere pH enn de kontinuerlige målingene direkte i elva. Overmetningen av karbondioksid gjør seg spesielt gjeldene på ettervinteren og under begynnende vårmelting fordi is og snødekke hindrer vannet i komme i likevekt med luftens innhold av karbondioksid. Selv om sure episodene har flere årsaker, er det definitivt det høye antropogene svovelnedfallet som er årsaken til dagens forsureningsnivå. Uten denne belastningen ville pH-svingningene vært mindre og ligget på et betydelig høyere nivå.

Labilt aluminium (Al/l) viser årlige maksimumsverdier i vårmeltingen fra 30 til 50 µg/l. Reaktivt aluminium har maksimumsverdier opp til 150µg/l. Årsaken til at konsentrasjonene av labilt aluminium ikke blir høyere er at det samtidig er en topp i konsentrasjonen av organisk karbon (TOC), slik at man får organisk bundet aluminium. Dette hindrer at labilt aluminium kommer opp i giftige konsentrasjoner. Bortsett fra enkelte topper, synes det generelle nivået av labilt aluminium å ha vært lavere i 1992 og 1993 enn i perioden 1988-1991.



Figur 3.3. Ikke-marine basekationer (ECMN*), ikke-marin sulfat (ESO4*) og alkalitet (ALK-E) i Dalelva.

Analysene viser at Dalelva er betydelig forsuret. Konsentrasjonene av sjøsaltkorrigert sulfat ligger i perioder over 100 $\mu\text{ekv/l}$. Konsentrasjonen av basekationer ligger vanligvis høyere enn sulfatkonsentrasjonen. Dette fører til at elva vanligvis har en positiv alkalitet. Unntaket er episodene i forbindelse med snøsmeltingen. Da er konsentrasjonene av basekationer og sulfat omtrent like. I tillegg bidrar også den tidligere omtalte sjøsalteffekten til redusert alkalitet, slik at alkaliteten blir null. Etter vårmeltingen i april/mai stiger alkaliteten langsomt mot et sommermaksimum i juli/august. Deretter følger ofte et minimum under regnvørs-perioder om høsten. I løpet av vinteren øker alkaliteten mot et maksimum like før vårmeltingen begynner.

I likhet med med overvåkingssjøene har også Dalelva en tendens mot reduserte sulfatverdier, spesielt de 2 siste årene. Reduksjonen er imidlertid enda ikke stor nok til å unngå episoder med null alkalitet under vårmeltingen.

Under dagens kortvarige episoder i Dalelva med pH-verdier ned mot 5 og ingen alkalitet har man som regel også høye verdier av organisk stoff. Dette medvirker til å redusere giftigheten for organismene i elva. Det er imidlertid sannsynlig at man vil få en tiltagende forsurening i Dalelva hvis ikke svoveldeposisjonen reduseres betydelig (Wright og Traaen 1992). En gjennomføring av den planlagte utslippsreduksjonen på 95% vil imidlertid raskt kunne gjenopprette en vannkvalitet som vil være tilnærmet upåvirket av antropogen forurening.

4. OVERVÅKING AV TUNGMETALLAVSETNING I INNSJØSEDIMENTER

Innledning

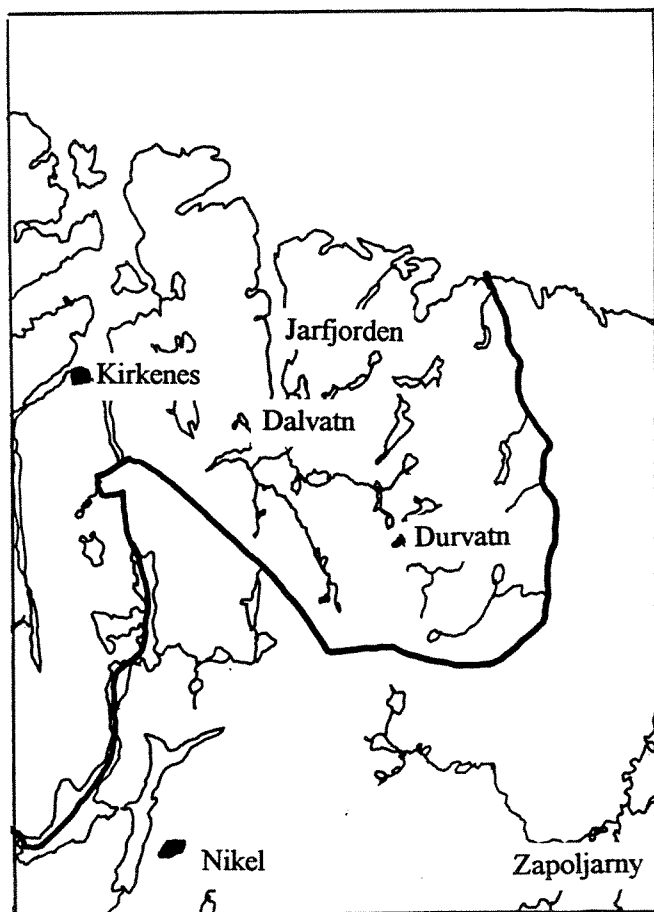
Jarfjordområdet er den delen av Sør-Varanger som forurenses mest av metaller og syrer fra smelteverkene i Nikel og Zapoljarni (Traaen et al. 1993). Hovedhensikten med denne undersøkelsen er å overvåke utviklingen i forurensningen av tungmetaller i områdets innsjøer de nærmeste årene. Luftbårne metaller avsettes direkte på innsjøoverflaten og i den terrestriske delen av nedbørfeltet. De som avsettes på land bindes i hovedsak i jordsmonnet, men kan seinere tilføres innsjøene som følge av forsurening av markvannet (reduert bindingskapasitet), nedbrytning av humus (bundet til humussyrer) og erosjon (bundet til suspenderte partikler). Forsurning kan også øke utlekkingen av tungmetaller som forekommer naturlig i nedbørfeltet (Bergqvist et al 1989).

Overvåkingen må derfor fange inn den kombinerte effekten av direkte avsetninger og tilførsler via nedbørfeltet. Tungmetaller er hovedsakelig bundet til små partikler som synker ut og danner sedimenter. Konsentrasjonene blir derfor betydelig større i sedimenterende materiale enn i vannet. Dersom dette samles opp over en lengre tidsperiode og analyseres, vil en med enkle midler kunne følge utviklingen i metallbelastningen fra år til år. Dette gjør vi ved bruk av sedimentfeller som plasseres like over bunnen i innsjøens dypeste område. Resultatene kan også sammenlignes med analyser av kronologisk avsatte sedimenter fra områdene like ved fellene. Vi får derved et begrep om innsjøens forurensningshistorie helt fram til i dag.

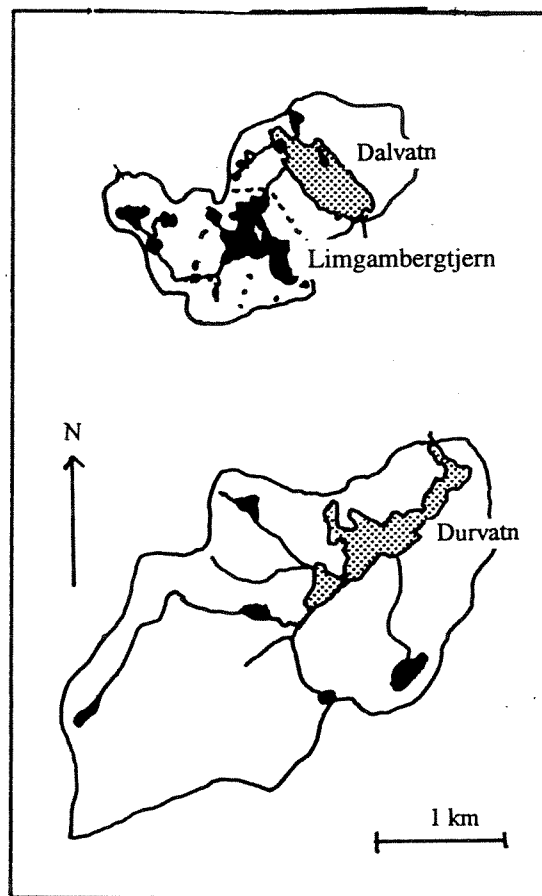
Vi har valgt å følge utviklingen i Dalvatn og Durvatn av flere grunner. Sedimentene i begge innsjøene er grundig kartlagt og vannkvaliteten i Dalelva overvåkes kontinuerlig. Dalvatnets nedbørfelt er utsatt for forsurening, mens Durvatn har bedre bufferkapasitet og nær nøytral pH (ca.6,8). Vi kan derfor studere utviklingen i metallbelastningen i et nedbørfelt som er forsuret og et som ikke er forsuret til tross for syreavsetningene. Derved dekkes situasjonen i mange innsjøer i Jarfjordområdet der geologien og bufringsnivået kan variere endel. Undersøkelser har vist at nylig avsatte sedimenter (siste 10-15 år) i Jarfjordområdet var tildels betydelig forurenset av nikkell og kobber, men også bly viste høyere verdier enn bakgrunnsnivået (Rognerud et al. 1993). Derfor har vi valgt å overvåke den fremtidige utvikling i forurensningsgraden av disse elementene i innsjøene.

Morfometri og vannutskifting

Lokaliseringen av Dalvatn og Durvatn er vist i Figur 4.1. De ligger henholdsvis 132 og 231 m over havet med nedbørfelt som strekker seg opp mot høgereliggende områder der også avsetningene av forurensninger er størst (Traaen et al 1993). Innsjøene og deres nedbørfelter er vist i Figur 4.2. Dalvatnets nedbørfelt innbefatter Limgambergstjern som holder tilbake mye av tungmetallene fra de øvre deler av feltet. Det er derfor rimelig å anta at tilførslene av metaller fra det terrestriske feltet i hovedsak kommer fra nærbørfeltet (se fig.4.2). Durvatn har et noe større nedbørfelt, men uten innsjøer som er store nok til å fungere som feller for metaller i større utstrekning. Noen sentrale data om innsjøene er gitt i Tabell 4.1.



Figur 4.1. Lokalisering av de undersøkte innsjøene.



Figur 4.2. Dalvatn og Durvatn's nedbørfelter.

Tabell.4.1. Morfometri og vannutskifting i Dalvatn og Durvatn. Spesifikk avrenning er henholdsvis 17 og 20 l/s km². Tallene i parentes gjelder feltet nedenfor Limgambergjtjern.

Lokalitet	Areal av nedbørfelt inkl. innsjøen (An) km ²	Arealet av vann i feltet inkl innsjøen km ²	Arealet av innsjøen (Ao) km ²	An/Ao	Største dyp (Zmax) m	Middeldyp (Z) m	Volum 10 ⁶ m ³	Oppholdstid (qs) år
Dalvatn	2,33(1,12)	0,49	0,25	9,3 (3,5)	20	9,4	2,2	1,9
Durvatn	6,05	0,48	0,40	15,1	16	4,5	1,8	0,5

Durvatn har en kortere oppholdstid og er jevnt over noe grunnere enn Dalvatn. Kortere oppholdstid fører bl.a til at en lavere andel av tilførslene går til sedimentet, men den total mengde blir likevel tilnærmet lik. Det er derfor forklarlig at en noe større sedimentasjons-hastighet er beregnet for Durvatn (Rognerud et al 1993). Begge innsjøene er imidlertid dype nok til å innholde akkumulasjonsedimenter og følgelig også velegnet for utsetting av sedimentfeller (James & Barko 1993)

Metoder.

Ved hjelp av feltstudier og laboratorieforsøk har kunnskapene om hvordan sedimentfellene skal konstrueres og betjenes økt betraktelig de senere årene. Enkle sylindre der diameteren er større enn 4 cm og høyden minst tre ganger større enn diameteren er de som er best egnet (Håkanson et al. 1989). Riktig plassert samler disse nær den samme årlige mengden av materiale (tørrvekt) pr. arealenhet som kan beregnes akkumulert i sedimentene (Håkanson et al. 1989). I vår undersøkelse har vi brukt et oppsett som tar hensyn til disse kunnskapene (Figur 4.3). Fellene er ankret opp i innsjøens dypeste område, 1m over bunnen og med blåse ca. 1m under overflaten. Fellene ble satt ut 23/6-93 og tatt opp 15/9-93 dvs de var ute i den perioden innsjøene var termisk stratifisert. Vanligvis bør slike feller tømmes 2 ganger i måneden, men lav temperatur (liten nedbryning) og liten sedimentasjon gjør at en lengre periode kan benyttes. Selv om eksponeringsperioden bare omfatter en del av året (vesentlig del av den isfrie perioden), så kan resultatene sammenlignes med beregnede sedimentasjonshastigheter i sedimentene. Sedimentasjonen er større i sirkulasjonsperiodene vår og høst på grunn av resuspendert materiale fra gruntområdene, men til gjengjeld er den lavere vinterstid under isen (James & Barko 1993). Det er derfor rimelig å anta at den eksponerte perioden kan være representativ for året som helhet. Vi kommer tilbake til dette i diskusjonen.

Materialet i sedimentfellene ble helt over på plastflasker og siden filtrert på Whatman GF/C filtre og tørket. Det viste seg å være små forskjeller på mengden tørrstoff i parallellene. For å få nok materiale til analysene ble derfor disse slått sammen. Prøvene ble videre oppløst i salpetersyre under trykk (120 C) og analysert på Cu, Ni og Pb i grafittovn (AAS) etter Norsk Standard.

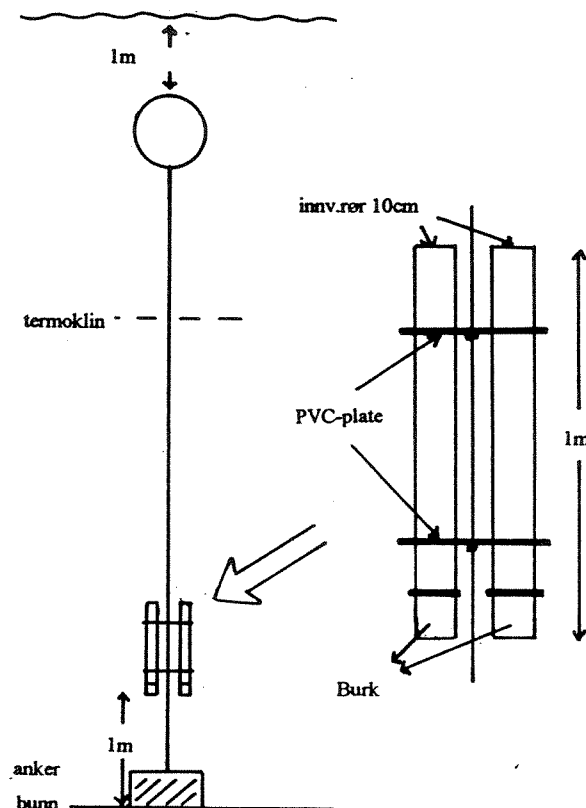


Fig. 4.3. Skisse av de utsatte sedimentfellene.

Resultater og diskusjon

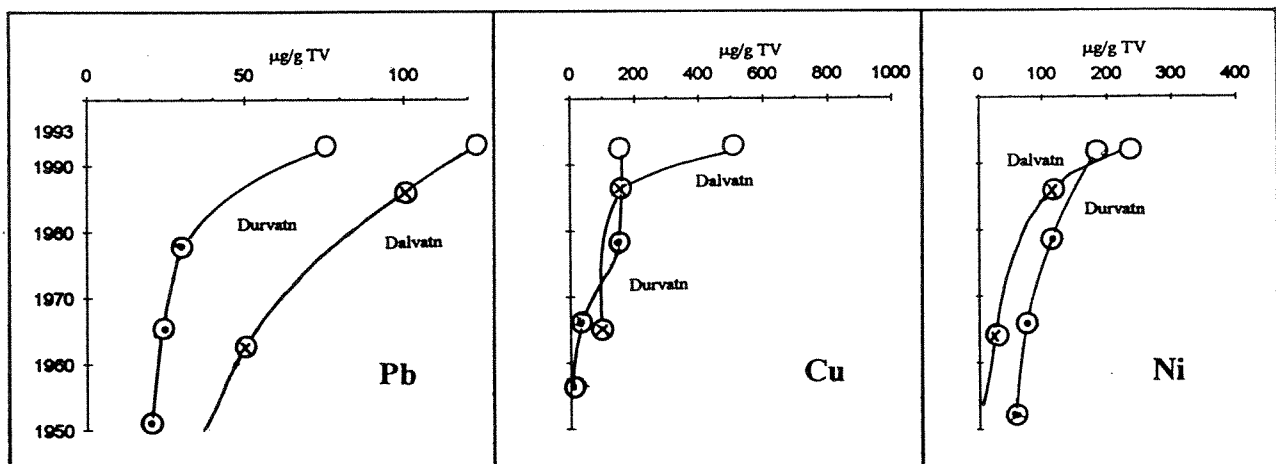
Resultatene fra undersøkelsene av materialet i sedimentfellene er gitt i Tabell 4.2.

Tabell 4.2 A = Gjennomsnittlig sedimentert mengde av tørrstoff og metaller pr. døgn i perioden 23/6 til 15/9-93. B = Beregnet årlig mengde ut fra antagelsen om at den undersøkte perioden er representativ for året som helhet. C = Konsentrasjonene av metaller i sedimentert materiale

	Tørrstoff		Kobber (Cu)			Nikkel (Ni)			Bly (Pb)		
	A µg pr cm ² d	B mg pr cm ² år	A ng pr cm ² d	B µg pr cm ² år	C µg pr g TV	A ng pr cm ² d	B µg pr cm ² år	C µg pr g TV	A ng pr cm ² d	B µg pr cm ² år	C µg pr g TV
Dalvatn	5,7	2,1	3,8	1,4	615	1,8	0,7	301	0,7	0,3	121
Durvatn	5,1	1,9	1,3	0,5	250	1,4	0,5	273	0,4	0,1	80

På bakgrunn av tidligere undersøkelser er årlig mengde avsatt tørrstoff i Dalvatn og Durvatn's sedimenter beregnet til henholdsvis 1,9 og 2,4 mg/cm² år (Rognerud et al. 1993). Dette er nær de verdiene som ble beregnet ut fra resultatene i sedimentfellene. Dette gode samsvaret viser at fellene må ha virket etter hensikten.

Konsentrasjonene av metaller i sedimentert materiale fra 1993 var gjennomgående noe høyere enn det som er registrert i overflatesedimentet fra de samme innsjøene. En av årsakene til dette er at nylig avsatte sedimenter delvis omblendes med dypere liggende mindre kontaminerte lag på grunn av biologisk aktivitet (Håkanson & Jansson 1983). Sedimentlagene i begge innsjøene er datert og vi kan derfor fremstille tidsutviklingen i metallkonsentrasjonene (Fig 4.4). I Dalvatn var konsentrasjonene høyere i 1993 enn i 1986 og i Durvatn høyere enn i 1978 (som var det yngste analyserte sjiktet). Dette forholdet sammen med kurveforløpet (se figur 4.4) viser at konsentrasjonene høyst sannsynlig vil fortsette å stige i sedimentet som en følge av økt belastningen av innsjøene.



Figur 4.4. Konsentrasjoner av bly, kobber og nikkel til ulike tider i sedimentene og i sedimenterende materiale (1993) for Dalvatn og Durvatn.

Hvorfor stiger konsentrasjonene når utslippene ikke øker, men til og med avtok noe i 1993 (Sivertsen NILU pers. medd.)? Årsakene skyldes i hovedsak følgende forhold:

- Forsurning har økt transporten av mobile elementer som nikkel og muligens også kobber til Dalvatn.
- Så lenge det avsettes metallforurensninger i nedbørfeltene vil de bindes opp, og konsentrasjoner og mengder vil øke over tid i den terrestriske del av feltene. Dette gjelder i alle fall for bly og kobber (Borg & Johansson 1989), mens situasjonen for nikkel er mer uklar. Dette betinger en økning over tid også i innsjøens belastning fra nedbørfeltet da humus etterhvert brytes ned til humussyrer som tar med seg bundne metaller i avrenningen.

Forholdet mellom belastningen direkte på innsjøoverflaten (A_o) og belastningen fra nedbørfeltet (A_n) vil ha stor betydning for hvor raskt endringene i atmosfærisk belastning vil resultere i endrede konsentrasjoner i innsjøen. Betydningen av belastningen fra nedbørfeltet øker når A_n/A_o øker og den er størst for de mest mobile elementene. På bakgrunn av budsjettbetraktninger utført på svenske innsjøer (Borg & Johansson 1989) kan vi antyde følgende relasjoner for Dalvatn og Durvatn:

Belastningen direkte på innsjøoverflaten i Dalvatn utgjør for bly, kobber og nikkel henholdsvis ca. 80, 40 og 30 % av totalbelastningen. For Durvatn er dette forholdet 70, 25 og 14 %. Vi kan derfor forvente de raskeste responsene på endringer i atmosfæriske avsetninger for bly, mens en betydelig seinere effekt vil forventes for kobber. Situasjonen er mer uklar for nikkel der forsurning bidrar til økt belastning.

Dalvatn ligger lengst fra kildene, men har de høyeste konsentrasjonene i sedimentert materiale. Det er mulig dette skyldes en kombinasjon av forsurning og større andel direkte deponering. Den videre overvåkning vil vise om dette er en trend som vil forsette og om belastningen av innsjøene vil fortsette å stige i årene fremover.

5. TUNGMETALLFORDELING I TORVPROFILER FRA OMBROTROFE MYRER.

Ombrotrofe myrer (nedbørsmyrer) får sin eneste tilførsel av kjemiske stoffer fra atmosfæren. Analyser av torv fra slike myrer kan derfor fortelle mye om atmosfærisk nedfall av forurensninger; både tidsforløp og akkumulerte mengder. En forusettning er at det dreier seg om stoffer som binder seg sterkt til torva, og dermed ikke i nevneverdig grad vaskes nedover i profilet f. eks. etter utbytting med nedbørkationer. I slike tilfeller er torvprofilmetoden et mulig alternativ til kronologiske studier basert på innsjøsedimenter.

Tidligere studier i Norge av denne typen (Hvatum, 1971; Hvatum *et al.*, 1983) har meget klart demonstrert belastningen over tid fra atmosfærisk langtransport for metaller som Pb, Cd, As og Sb. For å kunne si noe om tungmetallbelastningen i grenseområdene Norge/Russland over tid og i varierende avstand fra utslippskildene, ble det i august 1992 tatt prøver fra 4 myrer med ombrotrof karakter i overflaten. Lokalitetene er som følger (avstand og retning fra Nikel i luftlinje er gitt i parentes):

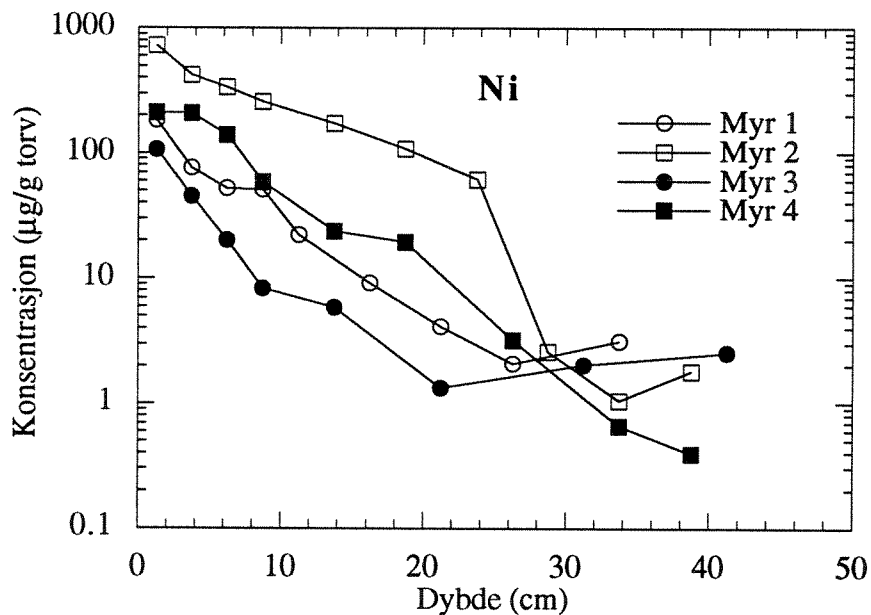
1. Ozero Shuonnyaur, nær østenden (20 km SSV)
2. Ozero Kuetsyarv, ved sørenden (5 km SV)
3. Karpbukt (30 km N)
4. Skrøytnes (11 km V)

Det ble tatt to kjerner fra hver myr med et jordbor med 10 cm diameter. Kjernene ble kuttet for hver 2.5 cm ned til ca. 40 cm dybde. Etter tørking og oppmaling ble samtlige torvprøver oppsluttet med kons. HNO₃ og analysert med hensyn på Cu ved atomabsorpsjonsspektrometri. Ut fra resultatene av disse analysene ble et utvalg av prøvene analysert ved ICP-massepektrometri, også etter HNO₃-oppslutning. Følgende 31 elementer ble bestemt: Li, Be, B, Na, Mg, Al, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Rb, Sr, Y, Mo, Cd, Sb, Cs, Ba, La, Tl, Pb, Bi, Th, U. Mange av disse elementene viser et variasjonsmønster som klart tyder på bidrag fra industrien i Nikel. De mest typiske eksempler er Ni og Cu. Fig. 5.1 og 5.2 viser fordelingen av disse to metallene i torvprofiler fra de 4 utvalgte myrene.

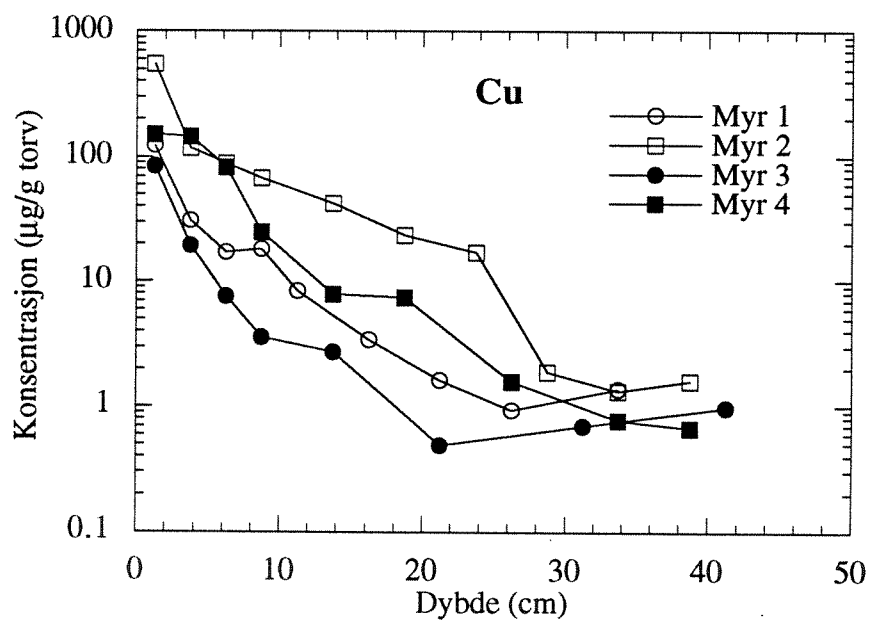
Resultatene for Cu viser en meget sterk anrikning i de øverste få cm av torvprofilet, med midlere maksimumskonsentrasjoner varierende fra ca. 100 ppm (Myr 1) til 700 ppm (Myr 2). På 30 cm dyp og under viser alle 4 myrene Cu konsentrasjoner rundt 1 ppm, helt på linje med det som er vanlig å finne i slike myrer i Norge (Gibbons *et al.*, 1993). Dette betyr sannsynligvis at svært lite Cu tilført myrene som luftforurensning har lekket ut av de øverste lagene av torva. En viss vertikal forflytning må likevel ha funnet sted, ihvertfall i Myr 2, der akkumulert mengde i 10–25 cm dyp relativt sett er klart større enn i de tre øvrige myrene. Det er liten grunn til å tro at akkumuleringshastigheten av torv har vært særlig forskjellig i de 4 myrene, ettersom variasjon i klima rimeligvis er liten. Det virker mer sannsynlig at de tilgjengelige bindingssteder i de øverste få cm av Myr 2 er tilnærmet mettet med Cu og andre metaller, slik at det skjer en viss transport til lavere sjikt der bindingskapasiteten fremdeles er rikelig.

En sammenligning av Fig. 5.1 og 5.2 viser at de to metallene gjennomgående finnes i samme konsentrasjon i topplaget av torva, men at Ni viser større tendens til transport nedover i alle 4 myrene. Også for Ni er det en klar forskjell mellom Myr 2 og de øvrige, på tilsvarende måte som for Cu. Den større tendensen til vertikal transport for Ni, skyldes at Ni^{2+} i mindre grad danner komplekser med humusstrukturene i torva enn Cu^{2+} . Dette støttes av ekstraksjonsforsøk utført på humusprøver fra naturlig jordsmonn i Sør-Varanger (Steinnes og Sjøbakk, 1993), der ca. 40 % Ni lot seg ekstrahere med 1 N NH_4NO_3 , mens mindre enn 5 % Cu var tilstede i utbyttbar form.

Dersom vi har å gjøre med en kjemisk substans som i svært liten grad frigjøres fra det torvlaget der den opprinnelig ble avsatt, vil en datering av de ulike lag i profilet f. eks. med ^{210}Pb -metoden kunne avsløre tidsutviklingen i den atmosfæriske tilførselen av denne substansen. Av det som er sagt ovenfor, er det klart at det er vanskelig utfra en vertikal fordeling f. eks. av Cu eller Ni å angi nøyaktig når en forurensningsbelastning startet, eller hvordan belastningen har variert med tiden. Derimot kan man med rimelig grad av sikkerhet fastslå hvor mye som totalt er tilført i form av atmosfærisk nedfall siden forurensningen startet. Et mer omfattende nettverk av torvprøver fra ombrotrofe myrer vil derfor gjøre det mulig å anslå de totale mengder av metaller som er deponert over tid i ulike avstander fra kilden.



Figur 5.1. Ni-konsentrasjoner som funksjon av dybde i fire torvprofiler fra områder påvirket av utslipp fra Nikel.



Figur 5.2. Cu-konsentrasjoner som funksjon av dybde i fire torvprofiler fra områder påvirket av utslipp fra Nikel.

LITTERATUR.

- Bergkvist, B., Folkesson, L. & Berggren, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review. *Water, Air and Soil Pollution* 47 No 3/4: 217 - 287.
- Borg, H. & Johansson, K. 1989. Metal fluxes to Swedish forest lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 47, No 3/4: 427-441.
- Gibbons, D., K.C. Jones and E. Steinnes, 1993. Deposition of heavy metals to Norwegian ombrotrophic peat bogs. *Proc. int. conf. Heavy Metals in the Environment*, Toronto, 1993, Vol. 1, s. 89 – 92.
- Hvatum, O.Ø., 1971. Sterk blyopphopning i overflatesjiktet i myrjord. *Teknisk ukeblad* 118, nr. 27, s. 40.
- Hvatum, O.Ø., B. Bølviken and E. Steinnes, 1983. Heavy metals in Norwegian ombrotrophic bogs. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 35, s. 351 – 356.
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer Verlag. 316 sider.
- Håkanson, L., Floderus, S. & Wallin, M. 1989. Sediment trap assemblages - a methodological description. *Hydrobiologia* 176/177 : 481-490.
- James, F.J. & Barko, J. W. 1993. Sediment resuspension, redeposition, and focusing in a small dimictic reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1023-1028.
- Rognerud, S., Norton, S.A. & Dauvalter, V. 1993. Heavy metal pollution in lake sediments in the border areas between Russia and Norway. *SFT-Report 522/93*. 18 sider.
- Sivertsen, B., L.O.Hagen, O.Hellevik og J.F.Henriksen 1991. Luftforurensninger i grenseområdene Norge/Sovjetunionen januar 1990 - mars 1991. NILU OR:69/91.
- Steinnes, E. and T.E. Sjøbakk, 1992. Heavy metals in the soil-plant system in South Varanger. *Effects of Air Pollutants on Terrestrial Ecosystems in the Border Area between Russia and Norway*, Statens forurensningstilsyn, s. 86 – 92.
- Traaen, T.S. 1987. Forsuring av innsjøer i Finnmark.- Statlig Program for Forurensnings overvåking. *SFT-rapport 299/87*.
- Traaen, T.S., S. Rognerud og A. Henriksen 1990. Forsuring og tungmetallforurensning i små vassdrag i Sør-Varanger. *Undersøkelser i 1989.- Statlig Program for Forurensningsovervåking*. *SFT-rapport 402/90*.
- Traaen, T.S. 1991. Forsuring og tungmetallforurensning i Sør-Varanger. *Fremdriftsrapport for 1990*. Statlig Program for Forurensningsovervåking. *SFT-rapport 481/92*.

- Traaen, T.S., T. Moiseenko, V. Dauvalter, S. Rognerud, A. Henriksen and L. Kudravseva 1991. Acidification of Surface Waters. Nickel and Copper in Water and Lake Sediments in the Soviet-Norwegian border areas.- Working group for water and environmental problems under the Norwegian-Soviet environmental commission. Oslo and Apatity.
- Traaen, T.S., Henriksen, A., Kallqvist, T. og Wright, R. R. 1993. Forsurning og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Vannkjemiske undersøkelser 1986-1992. SFT-rapport 511/93. 47 sider.
- Wright, R.F. and T.Traaen 1992. Dalelva, Finnmark, northernmost Norway: prediction of future acidification using the MAGIC model. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 486/92. TA-835/1992. NIVA-rapport løpenr: 2728.

VEDLEGG

	Side
Overvåkingssjøer i Sør-Varanger	28
Kjemiske analyseresultater fra overvåkingssjøene 1986 -1993	29

Overvåkingsjøer i Sør-Varanger med årlig prøvetaking.

Kommune	Vann.nr.	Navn	Kartblad	UTM- ØV	UTM-NS	h.o.h.(m)
2030	501	BÅRJASJAVRI	24343	6093	77198	150
2030	502	FISKVATN	24343	6019	77248	191
2030	503	SKAIDEJAVRI	23341	5809	77594	322
2030	504	RÅTJERN	23341	5840	77535	264
2030	603	OTERVATNET	25343	4134	77178	293
2030	607	ST.VALVATNET	25343	4093	77360	157
2030	612	L.DJUPVATNET	24342	4067	77350	211
2030	614	LANGVATNET	24342	3913	77383	90
2030	619	FØLVATNET	23331	5762	76839	177
2030	621	ST.ABBORVATN	23331	5874	76988	216
2030	622	ABBORVATNET	24334	4958	77097	176
2030	624	ULEKRISTAJAVRI	24343	5955	77156	242
2030	625	HOLMVATNET	24343	6053	77355	146
2030	630	VEGVATNET	23342	5878	77294	101
2030	701	SERDIVATN	24342	3981	77242	171
2030	702	VIERRAJAVRI	25343	4092	77205	256
2030	703	L.VALVATNET	25343	4093	77299	234
2030	704	FIGENSCHOUV.	25343	4151	77307	200
2030	705	F.HØGFJELLV.	25343	4154	77371	243
2030	706	NAMAHISJAVRI	23341	5850	77438	177
2030	JAR-05	NAVNLØS	24342	4076	77328	270
2030	JAR-06	NAVNLØS	24342	4075	77338	310
2030	JAR-07	NAVNLØS	25343	4084	77349	255
2030	JAR-08	NAVNLØS	25343	4090	77352	263
2030	JAR-12	NAVNLØS	25343	4124	77338	291
2030	JAR-13	NAVNLØS	25343	4116	77328	271

Kjemiske data for overvåkingssjøer i Sør-Varanger (kommune nr. 2030),
1993.

Alle prøver er tatt 16.september 1993.

Vann	Navn	pH	Kond. mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	Sulfat mg/l	Nitrat µgN/l	Alkalitet µekv/l	TOC mg/l
501	BÅRJASJAVRI	6.46	2.31	1.22	0.46	1.96	0.21	3.3	2.9	5	37.8	1.70
502	FISKVATN	6.34	2.31	1.33	0.44	1.89	0.18	3.2	2.9	<1	32.5	1.50
503	SKAIDEJAVRI	5.96	1.83	0.64	0.32	1.70	0.13	3.1	2.2	25	7.6	0.60
504	RÅTJERN	5.94	1.87	0.76	0.35	1.86	0.15	3.2	2.5	8	8.7	0.88
603	OTERVATNET	6.33	2.76	1.35	0.74	2.34	0.20	3.5	5.1	1	29.3	2.30
607	ST.VALVATNET	6.40	3.22	1.42	0.75	3.15	0.28	5.2	5.1	18	28.2	1.20
612	L.DJUPVATNET	5.40	3.25	1.11	0.68	3.03	0.23	5.4	5.2	2	0.0	0.42
614	LANGVATNET	6.39	3.93	1.97	0.85	3.56	0.30	6.4	5.6	17	36.7	1.10
619	FØLVATNET	6.51	1.81	1.28	0.38	1.26	0.25	1.4	3.2	3	40.9	2.20
621	ST.ABBORVATN	6.90	2.57	2.07	0.74	1.40	0.47	1.2	3.7	<1	114.7	3.20
622	ABBORVATNET	6.62	1.88	1.34	0.40	1.39	0.25	1.9	2.4	<1	53.5	2.60
624	ULEKRISTAJAV	6.21	1.79	1.04	0.33	1.33	0.19	2.2	2.7	<1	22.9	1.60
625	HOLMVATNET	6.24	2.58	1.20	0.50	2.40	0.22	4.1	3.4	8	25.0	1.40
630	VEGVATNET	6.68	2.38	1.62	0.57	1.88	0.23	2.8	3.5	1	59.8	2.30
701	SERDIVATN	6.19	3.69	2.03	0.80	2.78	0.37	4.5	7.3	1	17.5	1.40
702	VIERRAJAVRI	7.01	3.78	2.38	1.08	3.01	0.36	4.3	4.6	1	128.1	1.00
703	L.VALVATNET	6.11	3.13	1.18	0.67	3.01	0.21	5.0	5.0	1	10.9	1.00
704	FIGENSCHOUV.	6.40	3.13	1.42	0.72	2.98	0.20	4.8	4.7	1	31.4	1.40
705	F.HØGFJELLV.	5.46	3.26	1.01	0.69	3.13	0.21	5.0	5.7	1	0.0	0.65
706	NAMAHISJAVRI	6.54	2.25	1.37	0.44	1.90	0.23	2.8	3.4	13	44.1	1.80
JAR-05	NAVNLØS	5.22	3.00	0.91	0.56	2.98	0.17	5.0	4.1	2	0.0	0.87
JAR-06	NAVNLØS	4.86	3.10	0.71	0.51	2.96	0.15	5.2	3.9	2	0.0	0.49
JAR-07	NAVNLØS	5.56	3.13	1.13	0.58	3.01	0.20	5.1	4.4	2	0.0	0.60
JAR-08	NAVNLØS	5.22	3.25	1.20	0.60	2.94	0.23	5.0	5.3	10	0.0	<0.20
JAR-12	NAVNLØS	4.89	3.15	0.83	0.54	2.85	0.18	5.0	4.6	2	0.0	0.55
JAR-13	NAVNLØS	5.88	3.05	1.43	0.64	2.93	0.18	5.0	5.4	2	9.8	1.10

Fortsettelse neste
side

Forts. Kjemiske data for overvåkingssjøer i Sør-Varanger (kommune nr. 2030), 1993.

Alle prøver er tatt 16.september 1993.

Vann	Navn	Al/r µg/l	Al/il µg/l	Al/l µg/l	Ni µg/l	Cu µg/l
501	BÅRJASJAVRI	< 10	< 10	0	1.5	1.1
502	FISKVATN	47	20	27	1.0	1.1
503	SKAIDEJAVRI	< 10	< 10	0	< 1.0	0.7
504	RÅTJERN	< 10	< 10	0	1.0	0.6
603	OTERVATNET	< 10	< 10	0	17.0	3.6
607	ST.VALVATNET	< 10	< 10	0	5.0	1.4
612	L.DJUPVATNET	45	< 10	35	6.5	1.3
614	LANGVATNET	18	< 10	8	3.0	1.0
619	FØLVATNET	< 10	< 10	0	< 1.0	0.9
621	ST.ABBORVATN	< 10	< 10	0	< 1.0	1.0
622	ABBORVATNET	< 10	< 10	0	< 1.0	1.5
624	ULEKRISTAJAV	18	< 10	8	1.0	1.0
625	HOLMVATNET	10	< 10	0	1.5	0.9
630	VEGVATNET	10	< 10	0	< 1.0	1.2
701	SERDIVATN	< 10	< 10	0	9.5	3.6
702	VIERRAJAVRI	< 10	< 10	0	3.0	1.4
703	L.VALVATNET	10	< 10	0	6.0	1.5
704	FIGENSCHOUV.	18	< 10	8	5.0	1.4
705	F.HØGFJELLV.	45	< 10	35	6.0	1.1
706	NAMAHISJAVRI	14	< 10	4	< 1.0	2.9
JAR-05	NAVNLØS	47	< 10	37	6.5	1.7
JAR-06	NAVNLØS	93	< 10	83	8.0	2.4
JAR-07	NAVNLØS	10	< 10	0	6.5	1.2
JAR-08	NAVNLØS	68	< 10	58	10.0	1.6
JAR-12	NAVNLØS	113	< 10	103	11.5	2.1
JAR-13	NAVNLØS	31	20	11	7.5	1.4



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2494-7