



RAPPORT LNR 4871-2004

# Kontrollundersøkelser i vassdrag 1970-2003

Norsulfid AS avd. Grong Gruber



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 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**

Nordnesboder 5  
5005 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 Kontrollundersøkelser i vassdrag 1970-2003 Norsulfid AS avd. Grong Gruber	Løpenr. (for bestilling) 4871-2004	Dato 2004-08-24
	Prosjektnr. Udemnr. O-69120	Sider 97
Forfatter(e) Iversen, Eigil Rune Grande, Magne Brettum, Pål Løvik, Jarl Eivind Bækken, Torleif	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Nord-Trøndelag	Trykket NIVA 2004

Oppdragsgiver(e) Norsulfid AS	Oppdragsreferanse
----------------------------------	-------------------

**Sammendrag**

Grong Gruber deponerte flotasjonsavgang med høyt svovelinhold i østre Huddingsvatn i perioden 1972-1998. Man oppdaget etter kort driftstid at spredning av avgangspartikler førte til betydelig nedslamming av hele vassdraget ned til Vektaren. Det ble gjennomført et tiltak for å begrense spredningen i 1988/89. Tiltaket var vellykket og førte til en gradvis forbedret forurensningstilstand i vestre Huddingsvatn og i Huddingselva. Etter driftsnedleggelsen i 1998 har den gunstige utviklingen fortsatt. Den biologiske tilstand er sterkt forbedret i vestre Huddingsvatn/Huddingselva, men bunndyrfaunaen er ennå ikke normalisert. Dette skyldes sannsynligvis avgangspartikler i bunnmaterialet. Produksjonen av aure blir derved noe lavere enn før. Kobberkonsentrasjonene på vassdragsstrekningen er i nærheten av naturlig bakgrunnsnivå, mens tilførsler av gruvevann fra dagbruddet og fra deponiet i østre Huddingsvatn fører fortsatt til høyere sinkkonsentrasjoner enn før gruvestart. Sinknivået i vassdraget vurderes å være uproblematisk. Metallkonsentrasjonene i deponiet er svakt synkende slik som beregnet i modellforsøk.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Kisgruve</li> <li>Avgangsdeponering</li> <li>Tungmetaller</li> <li>Hydrobiologi</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Pyrite mining</li> <li>Tailings disposal</li> <li>Heavy metals</li> <li>Hydrobiology</li> </ol>
--	---



Eigil Rune Iversen  
Prosjektleder



Helge Liltved  
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun  
Forskningsdirektør

O-69120

**Kontrollundersøkelser i vassdrag**

**1970-2003**

Norsulfid AS avd. Grong Gruber

## Forord

Undersøkelsene i Huddingsvassdraget har pågått siden 1970. Denne rapporten er en sluttrapport for det undersøkelsesprogram som har hatt som formål å kontrollere virkningene av avgangsdeponeringen i østre Huddingsvatn. Rapporten gir en oversikt over forurensningsutviklingen under driftsperioden 1972-1998 og en periode på 5 år etter driftsnedleggelsen fram til og med 2003.

For å begrense tungmetallutløsningen fra flotasjonsavgang, valgte man i slutten av 1960-årene å introdusere en ny deponeringsteknikk ved norske kisgruver der en benyttet vann som oksygenbarriere. Teknikken ble først tatt i bruk ved Folldal Verks nyanlegg ved Tverrfjellet gruve på Hjerkin i 1969. Grong Gruber var den andre gruva der en tok teknikken i bruk og den første lokaliteten der en deponerte avgang med høyt svovelinhold (>30 %) under vann. Driftserfaringene fra Grong Gruber har vært positive mht tungmetallutløsning, men som vi skal se av denne rapporten, har avgangsdeponeringen likevel ikke vært problemfri.

Problemene som har vært knyttet til avgangsdeponeringen har vært mangesidige både når det gjelder biologiske og fysisk/kjemiske spørsmål. De som har hatt ansvaret for de fysisk/kjemiske undersøkelsene i perioden 1968-2003 har vært Rolf Tore Arnesen, Øystein Mundheim og Eigil Rune Iversen. De biologiske undersøkelsene har vært gjennomført av Rune Bildeng, Karl Jan Aanes og Torleif Bækken (bunndyr), Jarl Eivind Løvik (dyreplankton), Pål Brettum (planteplankton), Eli Anne Lindstrøm (begroing), Knut Kvalvågnæs (dykkerundersøkelser), Sigbjørn Andersen og Magne Grande (fiskeundersøkelser). En spesiell takk til Sigbjørn Andersen som har deltatt i forsøksfisket og bearbeidelse av biologisk materiale i alle år. Magne Grande har vært saksbehandler for prosjektet i perioden 1970-1996, mens Eigil Rune Iversen har vært saksbehandler i årene fra 1997.

I årene etter driftsnedleggelsen har den rutinemessige innsamling av vannprøver vært foretatt av Hans Øines, Svein Rustad, Arve Finvold og Anders Selliås. Vi takker alle for vel utført feltarbeid.

Vi vil til slutt takke gruveselskapet Grong Gruber A/S og i de senere år Norsulfid AS for et meget godt samarbeid gjennom 35 år og for ha vist stor interesse og engasjement i miljøarbeidet.

Oslo, 24.august 2004

*Eigil Rune Iversen*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>10</b>
<b>2. Fysisk/kjemiske undersøkelser</b>	<b>12</b>
2.1 Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram	12
2.2 Nedbør i 2003	14
2.3 Analysemetodikk	14
2.4 Analyseresultater for vannkjemiske undersøkelser	15
2.4.1 St.2 Gruvevannsutløp	15
2.4.2 St.3 Orvasselva	16
2.4.3 St.4 Renseelva ved Landbru	18
2.4.4 St.5 Østre Huddingsvatn ved største dyp	18
2.4.5 St.6B Overløp terskel til vestre Huddingsvatn	22
2.4.6 St.7 Vestre Huddingsvatn ved største dyp	25
2.4.7 St.8 Huddingselva ved veibru	26
2.4.8 St.11 Utløp Vektarbotn	28
2.4.9 St.9 Utløp Vektaren	29
2.5 Sediment- og slamundersøkelser	29
2.6 Utlutning av forurensningskomponenter fra avgangsdeponiet i østre Huddingsvatn	29
2.7 Undersøkelser i dagbruddsområdet og Orvatn	30
2.7.1 Innledning	30
2.7.2 Vannføringsmålinger	31
2.7.3 Vannkvalitet i dagbruddsområdet	31
2.8 Undersøkelser ved Gjersvika gruve	35
2.9 Forurensningstransport	38
2.9.1 Joma dagbrudd	38
2.9.2 Huddingselva	39
<b>3. Biologiske undersøkelser</b>	<b>41</b>
3.1 Innledning	41
3.2 Undersøkelsesens omfang	41
3.3 Huddingsvatn	42
3.3.1 Fisk	42
3.3.2 Bunndyr	49
3.3.3 Dyreplankton	49
3.3.4 Planteplankton	51
3.3.5 Overlevingsforsøk med marflo i flotasjonsavgang	53
3.3.6 Dykkerundersøkelser	53
3.4 Vektarbotn	54
3.4.1 Innledning	54
3.4.2 Fisk	54

3.4.3 Dyreplankton	58
3.5 Huddingselva og Renseelva	59
3.5.1 Innledning	59
3.5.2 Fisk	59
3.5.3 Bunndyr	59
3.5.4 Begroing	63
3.6 Metaller i fisk	64
3.7 Orvatnet	65
3.8 Gjersvika	66
3.9 Sammenfattende kommentarer biologiske undersøkelser	66
3.9.1 Innledning	66
3.9.2 Huddingsvatnet før igangsetting av gruvevirksomheten	67
3.9.3 Huddingsvatnet i årene 1972-1982	67
3.9.4 Perioden 1982-1988	68
3.9.5 Perioden 1988-1998	68
3.9.6 Perioden 1998-2003	68
<b>4. Referanser</b>	<b>70</b>
<b>Vedlegg A. Fysisk/kjemiske analyseresultater</b>	<b>72</b>
<b>Vedlegg B. Biologiske analyser</b>	<b>85</b>
<b>Vedlegg C. Rapportoversikt</b>	<b>95</b>

## Sammendrag

Kontrollundersøkelsene i Huddingsvassdraget i forbindelse med avgangsdeponeringen i østre Huddingsvatn ble påbegynt i 1970 og ble avsluttet i 2003, 5 år etter at driften ble nedlagt. I den foreliggende rapporten har en lagt mest vekt på å vurdere hvordan forurensningstilstanden har utviklet seg i løpet av de siste 5 år etter nedleggelsen av driften. For oversiktens skyld har en også gitt en kortfattet beskrivelse av utviklingen i hele perioden 1970-2003.

De fysisk/kjemiske undersøkelsene har vært basert på regelmessig innsamling av vannprøver fra faste stasjoner i løpet av året, samt en mer omfattende innsamling av prøver i forbindelse med en årlig befaring. De biologiske undersøkelsene har vært gjennomført ved årlige befaringer. Først og fremst har disse undersøkelsene vært konsentrert om Huddingsvatnet med tilløps- og utløpselver. I kortere perioder har det også vært gjennomført undersøkelser i Vektarbotn og i Orvatnet. Undersøkelsene har bestått i prøvefiske med garn og til dels elektrisk fiskeapparat. I enkelte år har det vært tatt prøver av plante- og dyreplankton, bunndyr og begroing. Analyser av metaller i fisk har også blitt utført.

Undersøkelsene før gruvestart 1970-72 viste at Huddingsvatnet hadde en meget god bestand av aure, og at næringsforholdene var utmerkede med bl.a marflo (*Gammarus lacustris*) som et viktig næringsdyr. Tidligere undersøkelser av professor Erling Sivertsen antydte at en årlig avkastning på ca. 6 kg aure/ha kunne være et rimelig anslag for Huddingsvatnet.

Etter at gruvedriften kom i gang i 1972, viste det seg etter hvert at de biologiske forholdene ble sterkt påvirket i Huddingsvatnet. Utbyttet av prøvefisket avtok og det viktige næringsdyret marflo ble borte i løpet av perioden 1974-1976. Årsaken var sannsynligvis en tilslamming av bunn- og vannmasser med avgangspartikler. Laboratorietester med marflo og slam antydte at partiklene hadde en direkte fysisk og/eller kjemisk skadelig effekt på dyrene. Virkningene gjorde seg først gjeldende i østre Huddingsvatnet, etter hvert også i vestre basseng. I årene 1980-88 var fisket i Huddingsvatnet nede på et lavmål og grunneiere og sportsfiskere sluttet praktisk talt å fiske i vatnet. Virkningene spredte seg nedover Huddingselva og ned mot Vektarbotn i løpet av 1980-årene. Det skjedde en markert påvirkning av bunndyrsamfunnene i Huddingselva hvor bl.a døgnfluene var nærmest utradert i noen år på 1980-tallet. I Vektarbotn skjedde endringer idet marflo var borte fra fiskens mageinnhold i noen år. For øvrig kunne det også påvises en nedgang i utbyttet av prøvefisket i Vektarbotn i midten av 1980-årene. Grunneiere og sportsfiskere mente også at det ble dårligere fiske i disse årene.

De fysisk/kjemiske undersøkelsene som ble foretatt i perioden 1972-1988 bekreftet de observasjoner som ble gjort av de biologiske forhold. Tungmetallkonsentrasjonene som ble påvist i de frie vannmasser var ikke spesielt høye, men en kunne påvise en økning i sinkkonsentrasjonene. Den analysemetodikken benyttet for metallanalyse av vann i 1970-årene var ikke følsom nok for å gi et tilfredsstillende bilde av situasjonen. Andre undersøkelsesmetoder som analyse av sedimenter, sedimenterende partikler og garnslam viste at det pågikk en omfattende transport av avgangspartikler helt ned til Vektarbotn. Ved hjelp av undersøkelser med elektronmikroskop kunne en også studere partikkelstørrelser og analysere partiklenes sammensetning. Det ble påvist transport av forholdsvis store svovelkisparkler helt ned til Vektarbotn. Disse forhold førte til at det til slutt ble besluttet å gjennomføre tiltak for å begrense spredningen av avgangspartikler.

I 1988/89 ble det foretatt en avstengning av sundene mellom østre og vestre Huddingsvatn og omlegging av Renseelva og Orvasselva. Dette førte til at østre Huddingsvatn nå ble å betrakte som et deponi. Den fysisk/kjemiske vannkvalitet endret seg betydelig med et høyere innhold av en rekke komponenter som følge av reduserte tilførsler av fortynningsvann. Tiltaket førte til en gradvis forbedret vannkvalitet i vestre Huddingsvatn og i Huddingselva ned til innløpet i Vektaren. De biolo-

giske forholdene ble som ventet ytterligere forverret i østre basseng som følge av tiltaket, mens det skjedde en gradvis forbedring i vestre basseng og nedover vassdraget. Fiskefangstene økte etterhvert og de generelle biologiske forholdene endret seg i gunstig retning.

I løpet av 1990-årene ble de biologiske forholdene normalisert i Vektarbotn og Huddingselva. Marfloa kom tilbake i mageprøvene av fisk fra Vektarbotn, og bunndyr som døgnfluer kom tilbake i Huddingselva. Undersøkelsene i Vektarbotn ble avsluttet i 1997. Tungmetallkonsentrasjonene i Huddingselva falt raskt etter tiltaket i 1988/89. En kunne imidlertid fortsatt se virkningen av utslippene fra deponiområdet ved at konsentrasjonene av kalsium, sulfat og sink var noe høyere enn naturlig bakgrunnsnivå.

Etter opphør av gruvedriften i 1998, er østre Huddingsvatn 5 år etter fortsatt sterkt preget av avgangsdeponeringen med et meget fattig dyre- og planteplankton. Bunndyrene er praktisk talt eliminert pga store mengder avgang i bunnmaterialet. Fisk finnes, men er stort sett tilfeldige innvandrere fra vestre basseng og som oppholder seg her kortere eller lengre tid. Noe næring finnes bl.a. i tilførsel av insekter og annet fra land, samt et meget fattig dyreplankton. Den fysisk/kjemiske vannkvalitet blir gradvis bedre ved at metallkonsentrasjoner, sulfat- og kalsiumkonsentrasjoner avtar. Siktedypet var i 2003 meget godt, noe som tyder på meget beskjeden partikkelspredning. Utviklingen i de kjemiske forhold er i samsvar med de modellberegninger som ble gjort mht hvordan vannkvaliteten ville utvikle seg i deponiet over tid. Vi anbefaler et fortsatt rutinemessig tilsyn med vannkvaliteten i deponiet.

Etter driftsstansen i 1998 har de biologiske forholdene forbedret seg ytterligere i vestre Huddingsvatn. Dette sees best på forkomstene av dyreplankton som nå er fullstendig normalisert i så vel kvalitativ som kvantitativ henseende. Marflo og enkelte andre bunndyr er imidlertid ennå ikke kommet tilbake. Dette skyldes sannsynligvis avgangsslam i sedimentet. Prøvefisket viste i 2003 fangster i vestre Huddingsvatn på nivå med perioden før gruvestart. Grunneiere og sportsfiskere mener imidlertid at fisket fortsatt er langt fra så godt som før gruvestart. Ørekyte ble første gang observert av NIVA i Huddingsvatnet i 1975. Tidligere fantes den i Vektaren. I hvilken grad ørekyten påvirker bestanden av aure i Huddingsvatnet, er ikke undersøkt spesielt. Bestanden av ørekyte er relativt stor og blir også funnet i aurens mageinnhold. Kobberkonsentrasjonene i vestre Huddingsvatn var i 2003 i nærheten av antatt naturlig bakgrunnsnivå før gruvestart. En kan fortsatt spore virkningene av tilførselene fra deponiområdet og fra dagbruddsområdet ved at sinkkonsentrasjonene fortsatt er en del høyere enn før gruvedriften ble startet. Sinknivåene betraktes imidlertid ikke som problematiske. Tilførselene fra dagbruddsområdet er trolig viktigste kilde for de sinkkonsentrasjoner som er påvist.

I løpet av perioden er det også foretatt undersøkelser i Gjersvika (Limingen). Driften i Gjersvika pågikk i perioden 1993-1998. De biologiske undersøkelsene viste ingen effekter på bunndyr, dyre- eller planteplankton. Dette var heller ikke å forvente ut fra de lave metallkonsentrasjoner som ble påvist i vannmassene. En kan ikke påvise noen effekter av gruvedriften i vannmassene i Gjersvika utenfor gruveområdet.

I Orvatnet ble det, etter overløp fra dagbruddet, påvist effekter på plante- og dyreplankton i 1999. Fiskebestanden er imidlertid stor og ernæringen allsidig sammensatt av insekter og andre organismer. Marflo er så vidt påvist. Det har ikke vært vesentlige endringer i prøvefisket i årene fra 1999-2003.

Metallanalyser (kobber, sink, kadmium, bly og kvikksølv) av fisk har vist verdier av metaller nær bakgrunnsnivået i filét. I lever kan det imidlertid konstateres en viss kontaminering. Nivået i filét er lavere enn det som anses som skadelig ved konsum.

Det kan påvises en forbedret forurensningstilstand i gruveområdet som følge av tiltak for å stabilisere vanngjennomstrømningen gjennom dagbruddet i 2001. Det bør vurderes å ta ut overløpet fra toppen av gruva, dvs fra overflaten av dagbruddet. Dette kan bidra til å redusere forurensningstilførselene til Orvasselva i flomperioder.



## Summary

Title: Recipient monitoring and transport of pollutants 5 years after mine closure. Norsulfid AS avd. Grong Gruber 1972-1998.

Year: 2004

Author: Eigil Rune Iversen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4555-3

The Grong mines are situated in Røyrvik municipality in the county of Nord-Trøndelag. Mining operations took place between 1972 and 1998. Concentrates of copper and zinc were produced by selective flotation. Pyrite and pyrrhotite was disposed with the tailings under water in Lake Huddingsvatn. Annually about 300 000 to 600 000 tonnes of tailings were disposed containing about 35 % sulphur. The metal release from the tailings has always been relatively modest. The main problems were connected to the transport of mineral particles from the disposal area in the eastern part of the lake to the western part and Huddingselva River. The smothering had substantial effect on the bottom fauna and fish population.

I 1988/1989 a mitigative measure was accomplished. Lake Huddingsvatn was separated in two parts by building a dam system between some islands across the lake. In addition two tributary rivers to the eastern part of the lake were diverted to the western part. After completion of the measures the conditions in western Huddingsvatn and Huddingselva River gradually improved. In 2003, 5 years after mine closure, the bottom fauna in the river is described close to normal. Flooding the mine did however cause an increase in the zinc concentrations up to 10µg/l in the western lake and the river, about 10 times the natural background level. The metal levels in the disposal area are slowly declining.

# 1. Innledning

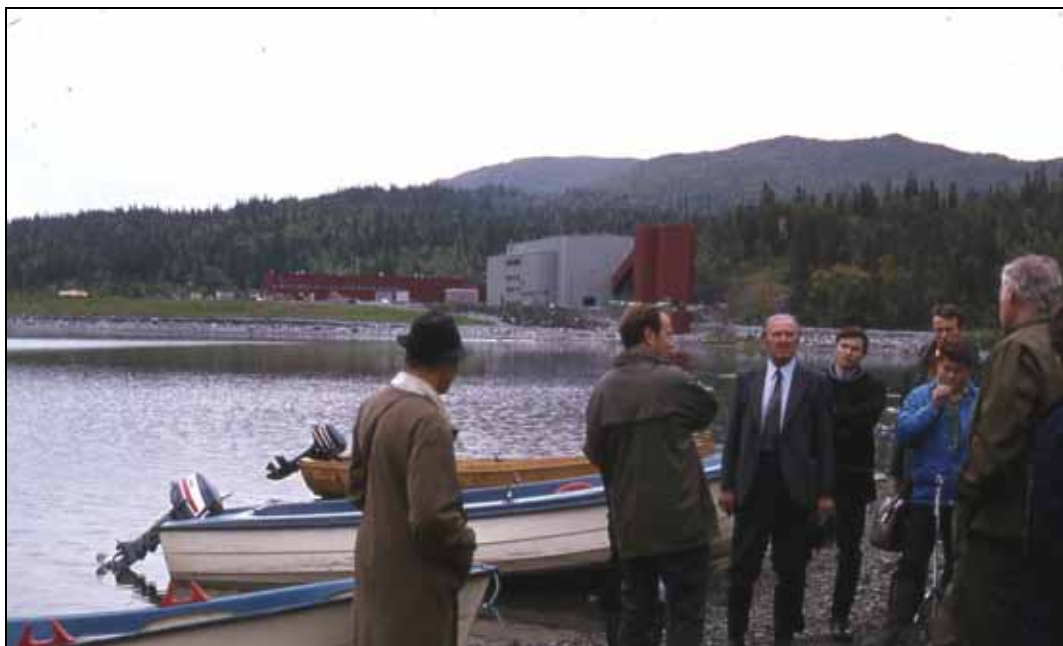
Forekomstene ved Gjersvika og Joma ble oppdaget i 1909 og 1910. Det første gruveselskapet A/S Grong Gruber ble etablert i 1912, men noen drift på forekomstene kom ikke i gang før 12. september 1972 da driften ved Grong Gruber A/S ble offisielt åpnet. Driften varte i 26 år til 29. mai 1998 som var siste produksjonsdag. Eierforholdet har vært skiftende. I de siste årene har Norsulfid AS vært eier. Norsulfid er heleid av finske Outokumpu OY.

Jomaforekomsten er anslått til å ha inneholdt ca. 22 mill. tonn sulfidmalm. Av dette har Grong Gruber tatt ut 11,453 mill. tonn. Den kobberrike del av malmen, som ble anslått til 6,85 mill. tonn, inneholdt ca. 1,7 % Cu og 1,11 % Zn. I Gjersvika ble tatt ut 504.000 tonn malm i perioden 1993-1998. Oppredningsverket i Joma har i alt produsert 624.000 tonn kobberkonsentrat (inneholdende ca. 25 % Cu, 34 % Fe, 32 % S, 1 % Zn, 100 g/tonn Ag, 1 g/tonn Au) og 243.000 tonn sinkkonsentrat (inneholdende ca. 56 % Zn, 7,5 % Fe, 0,2 % Cu, 40 g/tonn Ag). Det var ikke økonomisk grunnlag for å utnytte svovelkisen som ble deponert i østre Huddingsvatn sammen med avgangen. Avgangen som er benyttet i NIVAs forsøk inneholdt 0,2 % Cu, 0,13 % Zn, 28,9 % S og 29,4 % Fe (Arnesen, 1998). Verket var opprinnelig planlagt for en årlig produksjon på 300.000 tonn. I perioden 1989-1993 ble kapasiteten økt. Høyeste produksjon var i 1995 da det ble prosessert 626.000 tonn. Joma gruve ble drevet som underjordsgruve (se figur 2), men i årene 1976-1980 ble det også drevet et lite dagbrudd ved malmens utgående ved Orvatnet. Adkomsten til gruvene går gjennom en ca. 2 km lang hovedstoll. Gjersvika gruve ble drevet som underjordsgruve.

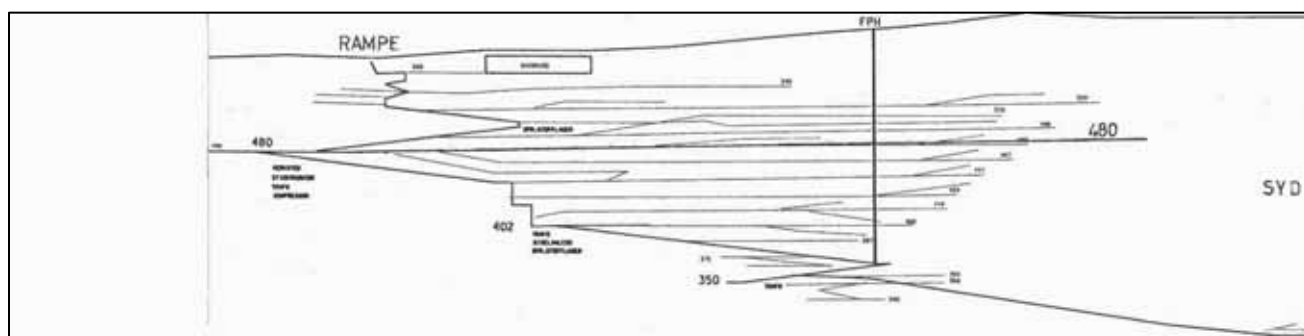
For å føre kontroll med virkningene av avgangsdeponeringen har Norsk institutt for vannforskning foretatt undersøkelser i Huddingsvassdraget før gruedriften startet (1970-72), under driftsperioden (1972-1998) og i en periode på 5 år etter driftsnedleggelsen i 1998 (1998-2003).

Innledningsvis ble det foretatt befaringer i Joma-feltet før gruedriften startet der ble tatt noen orienterende prøver ved noen lokaliteter i området (Arnesen, R.T. og Knudsen, J., 1968). Notatet fra befaringen var grunnlaget for et programforslag for de videre undersøkelser som skulle omfatte både biologiske og fysisk/kjemiske undersøkelser i hele Huddingsvassdraget (Grande, M., 1970). De første undersøkelsene etter programforslaget kom i gang i 1970. Undersøkelsene er utført etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn. Hensikten har vært å føre kontroll med utslipp fra og virkninger av gruvevirksomheten og spesielt med deponeringen av sulfidholdig flotasjonsavgang i østre Huddingsvatn. Joma gruve som var i produksjon i hele perioden 1972-1998, var i alle år selskapets hovedgruve. I perioden 1993-1998 ble det også tatt ut malm fra Gjersvika gruve. Malmen ble fraktet til anlegget i Joma for oppredning. Etter at gruedriften ble nedlagt i 1998, startet et 5 års oppfølgingsprogram for kontroll av forurensningstilstanden i deponiområdet og i Huddingsvassdraget.

Resultatene fra undersøkelsene er presentert i årlige rapporter: "O-69120, Kontrollundersøkelser i vassdrag" siden 1970. I vedlegg C er gitt en samlet oversikt over alle rapporter som NIVA har gitt ut. Etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn ble det høsten 1999 startet et eget overvåkingsprogram i Orvassdraget i forbindelse med tilførselene fra den vannfylte Joma gruve som fikk overløp ved dagbruddet i juli 1999. Etter gjennomføring av tiltak ved dagbruddet vinteren 2001, ble programmet noe endret fra høsten 2001. Av praktiske årsaker er resultatene fra programmet for dagbruddet samordnet med kontrollprogrammet for Huddingsvassdraget. En har imidlertid valgt å rapportere programmet for dagbruddet i perioder på hydrologiske år (ca. 01.09-31.08). Den foreliggende rapporten er en slutt-rapport for undersøkelsene i Huddingsvassdraget. Undersøkelsene i dagbruddet er planlagt avsluttet høsten 2005.



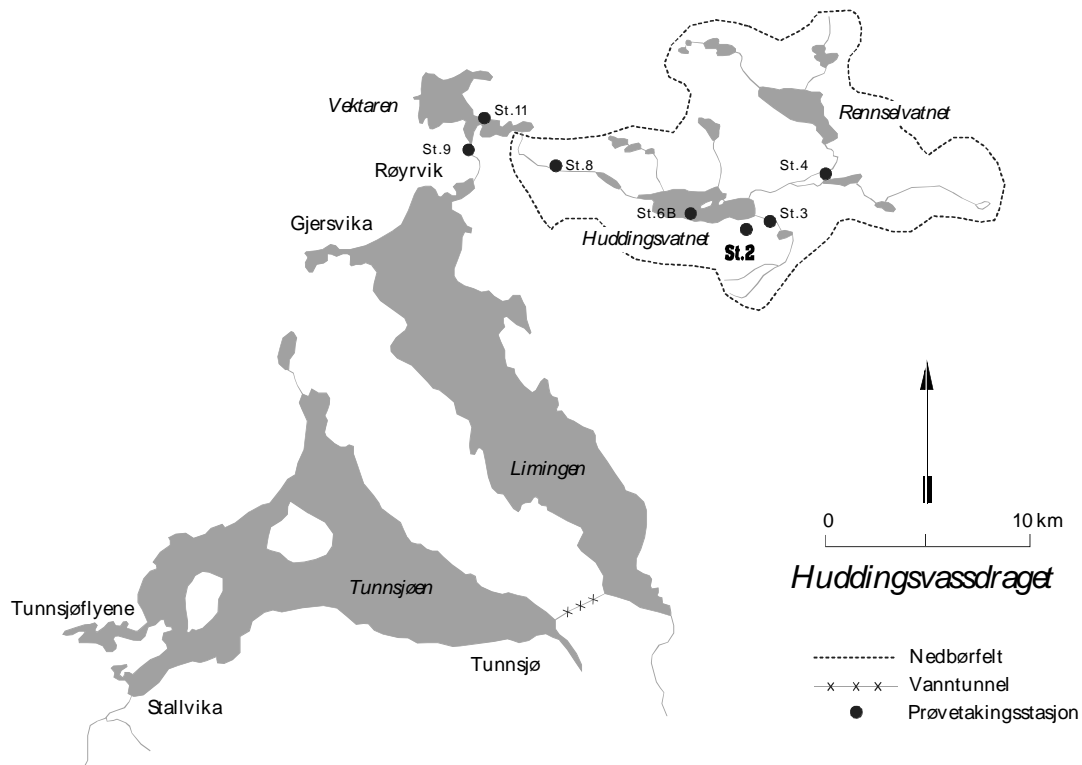
**Figur 1.** Fra befaring til Joma gruve i 1974 (foto R.T. Arnesen).



**Figur 2.** Prinsippskisse og vertikalsnitt av Joma gruve,

## 2. Fysisk/kjemiske undersøkelser

### 2.1 Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram

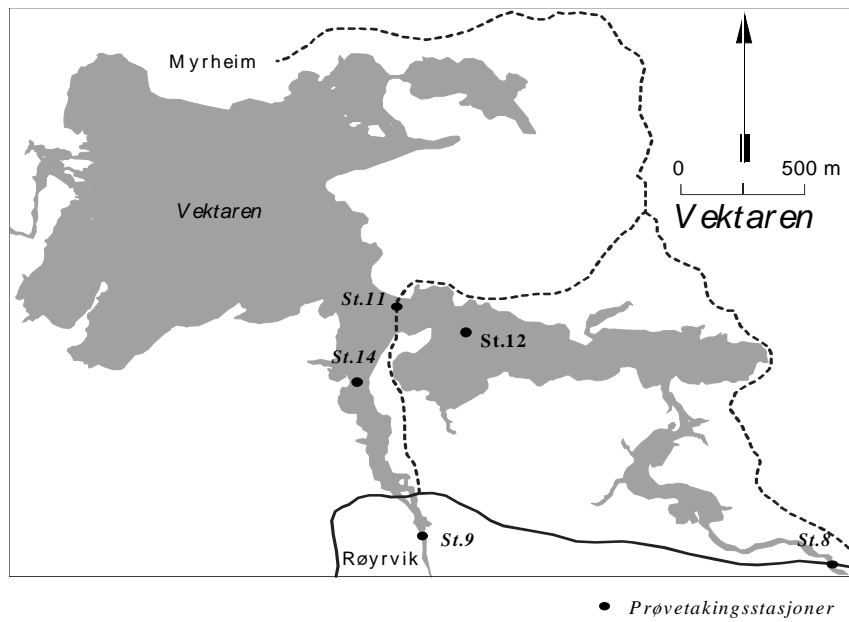


**Figur 3.** Kartskisse over Huddingsvassdraget med prøvetakingsstasjoner.

Figur 3 fremstiller en kartskisse over Huddingsvassdraget med Vektaren, Limingen og Tunnsjøen. Noen viktige prøvetakingsstasjoner som har vært benyttet, er markert på figuren. Tabell 1 gir en oversikt over prøvetakingsstasjoner og frekvens for undersøkelsene i 2003. Prøvetakingsstasjonene er også markert på figur 4 og figur 5 som er kartskisser over Vektarbotn og Huddingsvatn.

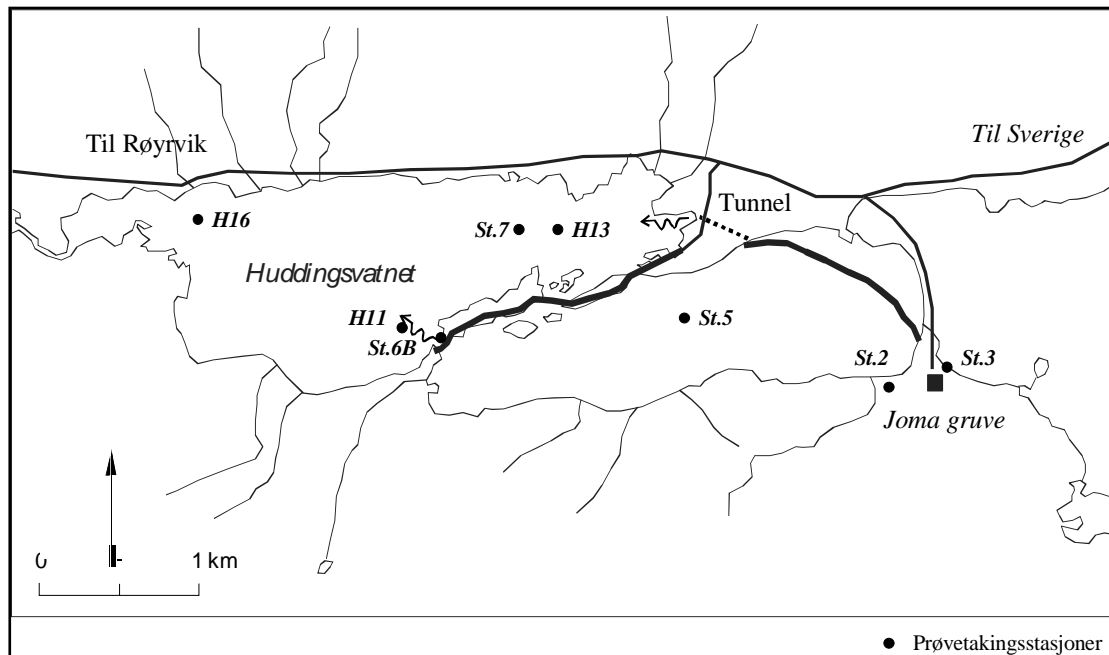
**Tabell 1.** Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram for fysisk/kjemiske feltundersøkelser i 2003.

Stasjon	Lokalitet	Frekvens
St. 2	Gruvevannsutløp, lekkasjevann	Stikkprøve ved befaring
St. 3	Orvasselva, nedre del	Hver måned
St. 4	Renseelva ved Landbru	Stikkprøve ved befaring
St. 5	Huddingsvatn, østre del ved største dyp	Prøvesnitt ved befaring
St. 6B	Overløp terskel til vestre Huddingsvatn	Hver måned
St. 7	Huddingsvatn, vestre del ved største dyp	Prøvesnitt ved befaring
St. 8	Huddingsvatn, terskel ved veibru	Hver måned
St. 9	Vektaren, ved utløpet	Stikkprøve ved befaring
St. 11	Utløp Vektarbotn ved veibru	Hver måned



**Figur 4.** Kartskisse over Vektarbotn og Vektaren med markering av prøvetakingsstasjoner.

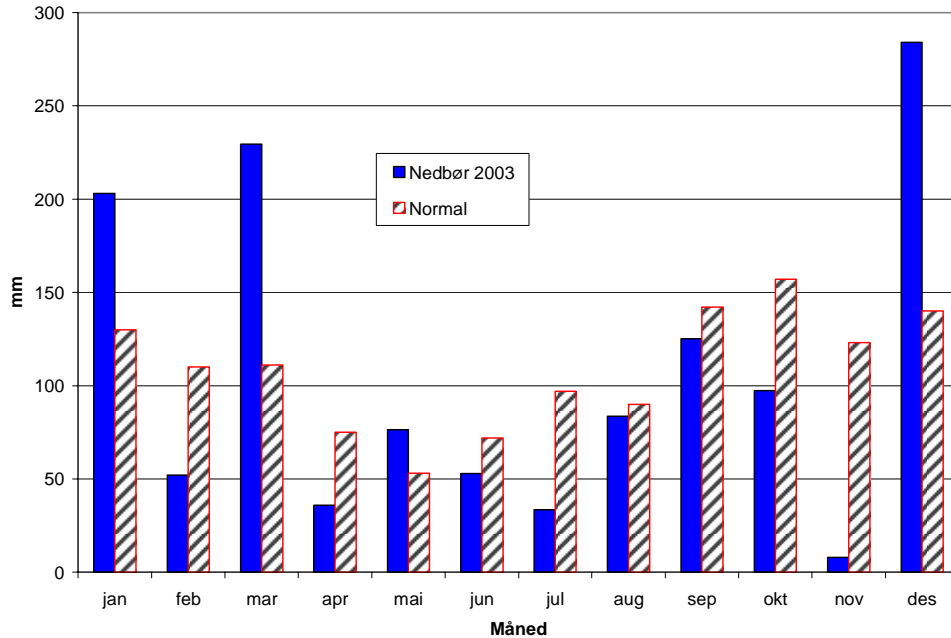
Høsten 2001 ble prøvetakingsprogrammet i dagbruksområdet gjenopptatt. Programmet omfatter månedlig prøvetaking i bekken som mottar overløpsvannet fra stigort 4, samt kontinuerlig vannføringsmåling ved denne stasjonen slik at forurensningstransporten kan beregnes. Under befaringen i august ble det også tatt prøvesnitt i Orvatnet, inn- og utløp av Orvatnet, samt av annet dreinsvann i dagbruksområdet.



**Figur 5.** Kartskisse over Huddingsvatn med markering av viktige prøvetakingsstasjoner.

## 2.2 Nedbør i 2003

Nedbør og klima har stor betydning for mange forhold. I denne rapporten har en brukt årsnedbør i forbindelse med beregning av forurensningstransport (se avsnitt 2.9). Nærmeste nedbørstasjon til Det norske meteorogiske institutt ligger ved Trones i Namsskogan kommune. Vi regner med at data fra nabokommunen også gir uttrykk for hovedtrekkene når det gjelder nedbør i Røyrvik. Figur 6 viser månedlige nedbørhøyder for stasjonen på Trones i 2003.



**Figur 6.** Nedbør ved 74320 Trones-Tromsstad i 2003 (kilde: DNMI).

Av figuren ser en at det falt mer nedbør enn normalt i månedene januar, mars, mai og desember. Månedene februar, april, juli og november var meget nedbørfattige. I året 2003 falt det 98,6 % av årsnedbøren i et normalår (1961-1990).

## 2.3 Analysemetodikk

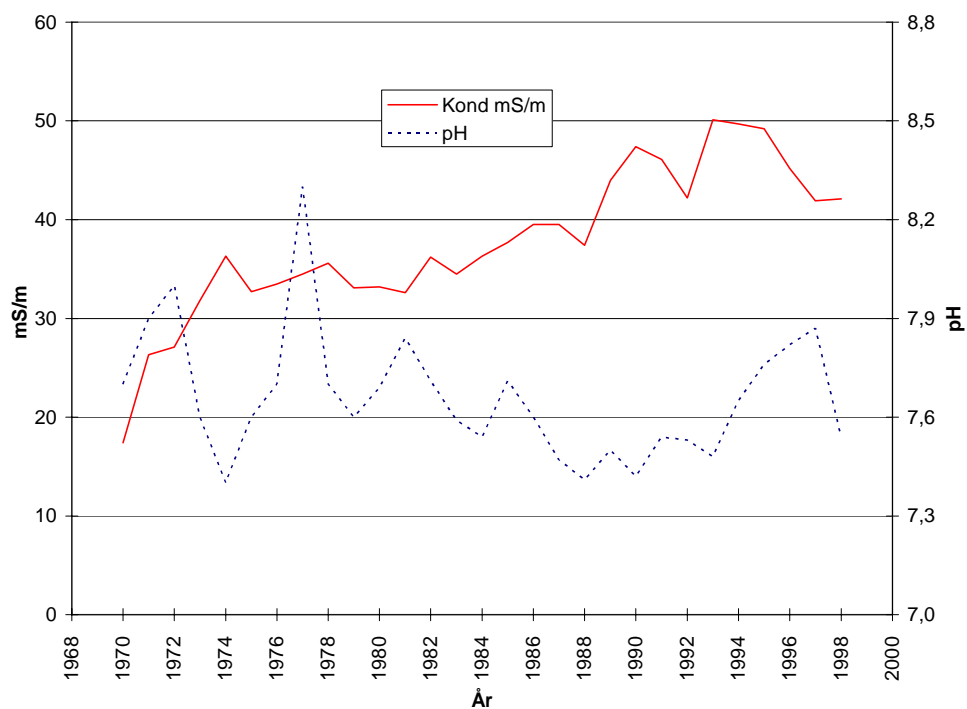
Undersøkelsene i Huddingsvassdraget har hittil strukket seg over en periode på ca. 35 år. I denne perioden har det vært en betydelig utvikling i analysemetodikk både når det gjelder metoder, deteksjonsgrenser og kvalitet. I løpet av denne perioden har en også endret analyseprogram flere ganger og tilpasset det utviklingen i forurensningssituasjonen. Endringer i deteksjonsgrenser og forbedringer i kvaliteten gjør det vanskelig å sammenligne resultater over hele perioden. For noen parametre som pH, konduktivitet, sulfat, kalsium og til dels sink er dette mulig. Når det gjelder tungmetallene var dessverre kvaliteten i mange år ikke tilfredsstillende nok for analyse ved lave konsentrasjonsnivåer. Det var først i 1992 etter at en tok i bruk atomemisjonsspektrometri (ICPMS), at kvaliteten ble tilfredsstillende. Med denne teknikken kan en også bestemme en rekke elementer som før ikke var mulig. Etter 1992 har en benyttet et tungmetallprogram med 10 elementer som rutine. Ved eventuelt senere behov vil det imidlertid være mulig å spille av flere elementer. ICPMS-analysene ble utført av Norsk institutt for luftforskning (NILU) i perioden 1992-1997. Fra 1998 er disse analysene utført ved NIVAs laboratorium. De øvrige analysene er utført av NIVA.

## 2.4 Analyseresultater for vannkjemiske undersøkelser

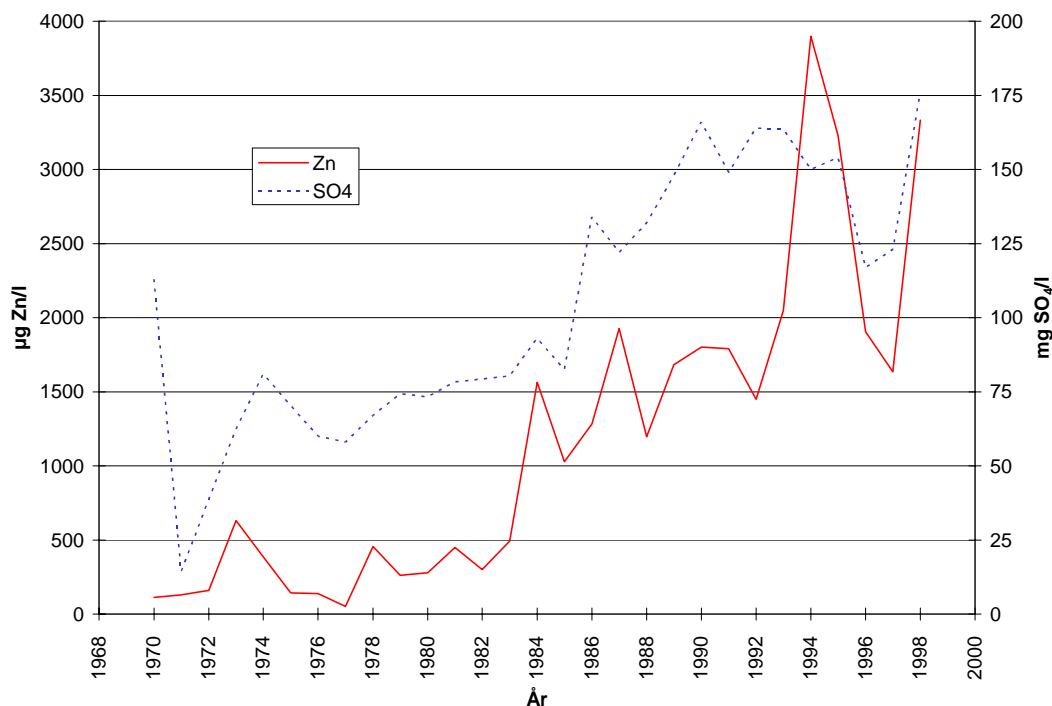
### 2.4.1 St.2 Gruvevannsutløp

Gruvevannet som har sin årsak i naturlige tilsig, samt vann til boring og kjøling, ble i alle år ledet ut på grunnstollnivå og videre til strandsonen i østre Huddingsvatn etter avslamming av boreslam i en sedimenteringsdam. Selv om gruvevannet i øvre deler av gruva opp mot utgangen mot rampen i dagbruddsområdet hadde betydelig surhet, var samlet gruvevann ved utløpet på grunnstollnivå i alle år alkalisk med pH-verdier i området 7-8. Figur 7 viser utviklingen i de årlige middelverdiene for pH og konduktivitet for perioden fra 1970 og fram til driftsstansen i 1998. Figuren viser at selv om pH-verdiene var tilnærmet stabile i perioden, økte konduktiviteten jevnt i løpet av perioden. Dette betyr at forvittringsprosessene i gruva gradvis fikk et større omfang etter hvert som driften pågikk. Siden pH-verdien i alle år var forholdsvis høy, medførte dette ingen endringer i kobberkonsentrasjonene av betydning (se tabell 27 i vedlegg A). Økt innhold av forvittringsprodukter ga seg i første rekke utslag i jevnt økende sulfat-, kalsium- og sinkkonsentrasjoner. Figur 8 viser hvordan de årlige middelverdiene for sink og sulfat økte under driftsperioden.

Gruva ble gjenstøpt med en betongpropp i grunnstollen i 1998. I tiden etter er det tatt en stikkprøve av gruvevannet der det ledes ut i strandsonen i østre Huddingsvatn. Gruvevannet ved st.2 har nå kun sin årsak i tilsig til grunnstollen utenfor betongproppen. Til å begynne med var det en lekkasje ved proppen som ble tettet i 1999. I tabell 18 i vedlegg A er analyseresultatene for de stikkprøver som er tatt i perioden 1999-2003 samlet. Gruvevannet er alkalisk. Kobberkonsentrasjonene er av den grunn lave. Sulfat-, sink- og kadmiumkonsentrasjonene har vært avtakende i perioden. Gruvevannet inneholder noe toverdigg jern som oksiderer til treverdigg i grøfta fram til utløpet i Huddingsvatn. Vannmengdene er forholdsvis beskjedne slik at tilførselene fra grunnstollen betyr lite for vannkvaliteten i østre Huddingsvatn.



**Figur 7.** St.2 Gruvevannsutløp. Årlige middelverdier for pH og konduktivitet 1970-1998.



**Figur 8.** St.2 Gruvevannsutløp. Årlige middelværdier for sink og sulfat 1970-1998.

### 2.4.2 St.3 Orvasselva

Orvasselva har vært prøvetatt i alle år siden driften startet. Stasjonen nederst i vassdraget er benyttet som en referansestasjon. Vassdraget har alltid hatt tilførsler som følge av forvitring av kismaterialer ved at malmen har hatt sitt utgående i den største tilløpselva til Orvatnet (Sjapmenjohke). Under NIVAs befaring til området i 1968 ble det påvist surt tungmetallholdig vann i noen synker fra den første prøvedriftstiden. Åpningen av dagbruddet i 1976 medførte ingen endringer av betydning i vannkvaliteten i Orvassdraget idet all avrenning av betydning ble ført ned i gruva med avløp på grunnstollnivå. Dagbruddet ble drevet fra 1976-1980.

Våren 1999 inntrådte en ny situasjon idet overløpsvann fra gruva ble ledet ut i elva som fører til Orvatnet. Gruva ble raskt fylt med vann ved å lede vann fra elva inn i gruva. Overløpet kom som en støtbelastning ved overløp fra stigort 4 og det tok noen tid før innløpet ble tettet. I 2000 ble det en ny støtbelastning ved at det ble isoppstuvning i elva ved siden av dagbruddet om våren og store vannmengder tok seg inn i dagbruddet. Det viste seg at kanten på stigort 4 var lavere enn antatt slik at overløpsvannet fra dagbruddet i tiden etter har gått denne veien. I 2001 ble det gjort tiltak for å begrense inntrengning av flomvann fra elva slik at vanntilførselen til dagbruddet ble mindre under flomsituasjoner. Fra og med høsten 1999 har Orvasselva vært prøvetatt månedlig.

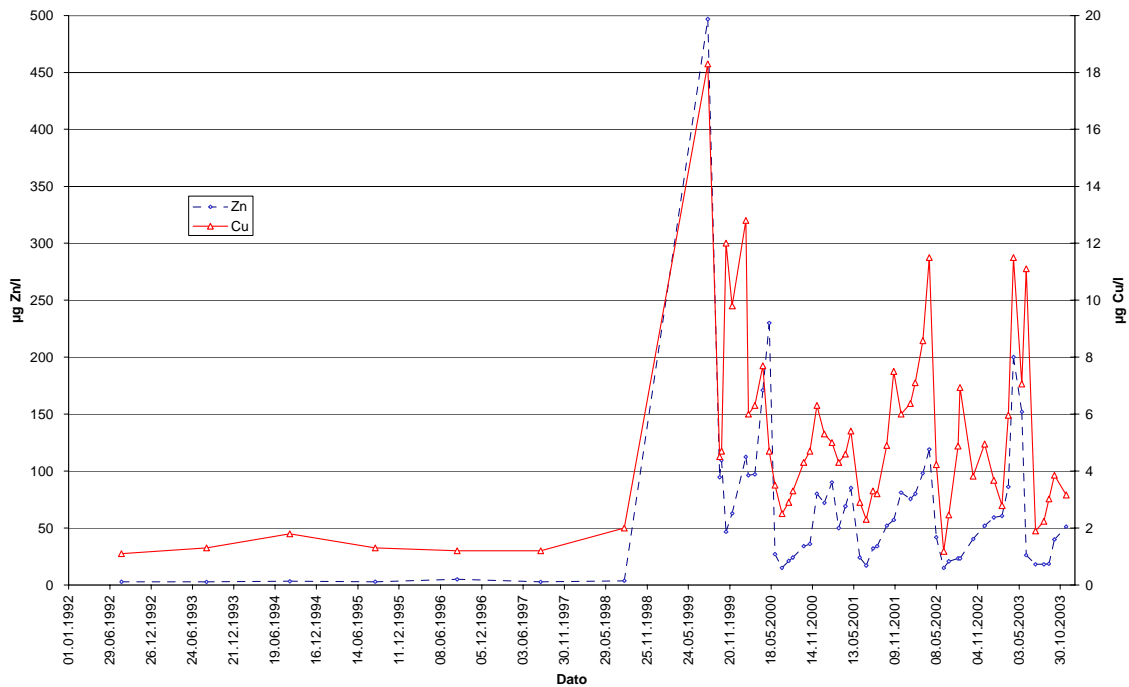
Det finnes analysedata tilbake til 1970. Ved denne stasjonen er tungmetallobservasjonene av størst betydning. I 1992 tok en i bruk en ny og bedre teknikk for tungmetallanalyse (ICPMS). En så da at tidligere observasjoner dessverre ikke hadde en tilfredsstillende kvalitet når det gjaldt så lave nivåer som ved denne lokalitet. I denne rapporten ha vi derfor kun tatt med observasjoner fra og med 1992. En har imidlertid i alt 7 prøvetakinger i elva i tiden 1992-1999 før gruva fikk overløp slik at en har pålitelige data for situasjonen før overløpet kom.

Figur 9 viser kobber- og sinkobservasjonene for nedre del av Orvasselva i perioden 1992-2003. Da overløpet kom våren 1999, fikk vassdraget en betydelig tungmetallbelastning. Spesielt var belastningen av sink høy, men konsentrasjonene av kobber var også forholdsvis høye og var i en periode

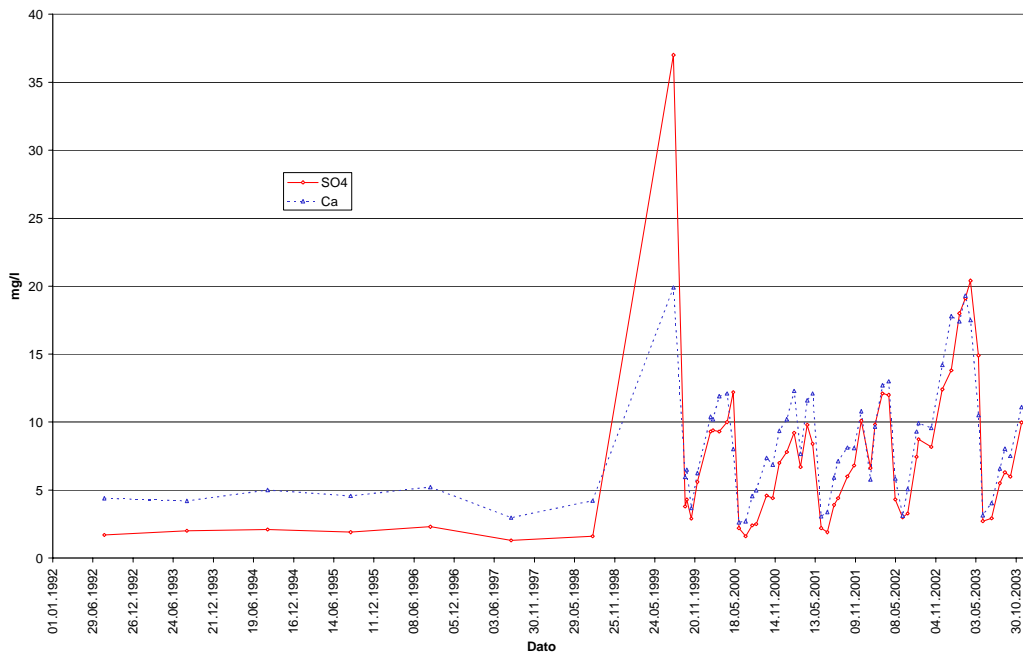


trolig på et nivå som vanligvis har skadelige effekter på ørretbestanden. Når det ikke ble observert fiskedød i vassdraget, kan en mulig forklaring være at metallene kan ha vært bundet til partikler, og at kalsiumnivået også økte betydelig som følge av tilførslene fra gruva, noe som reduserer giftvirkningen av kobber.

Figur 10 viser observasjonsmaterialet for sulfat og kalsium for perioden 1992-2003. Resultatene viser tydelig at tilførslene fra dagbruddsområdet påvirker vannkvaliteten i Orvassdraget mht til disse komponenter. Situasjonen synes å ha stabilisert seg noe etter det flomdempende tiltaket i dagbruddet i 2001.



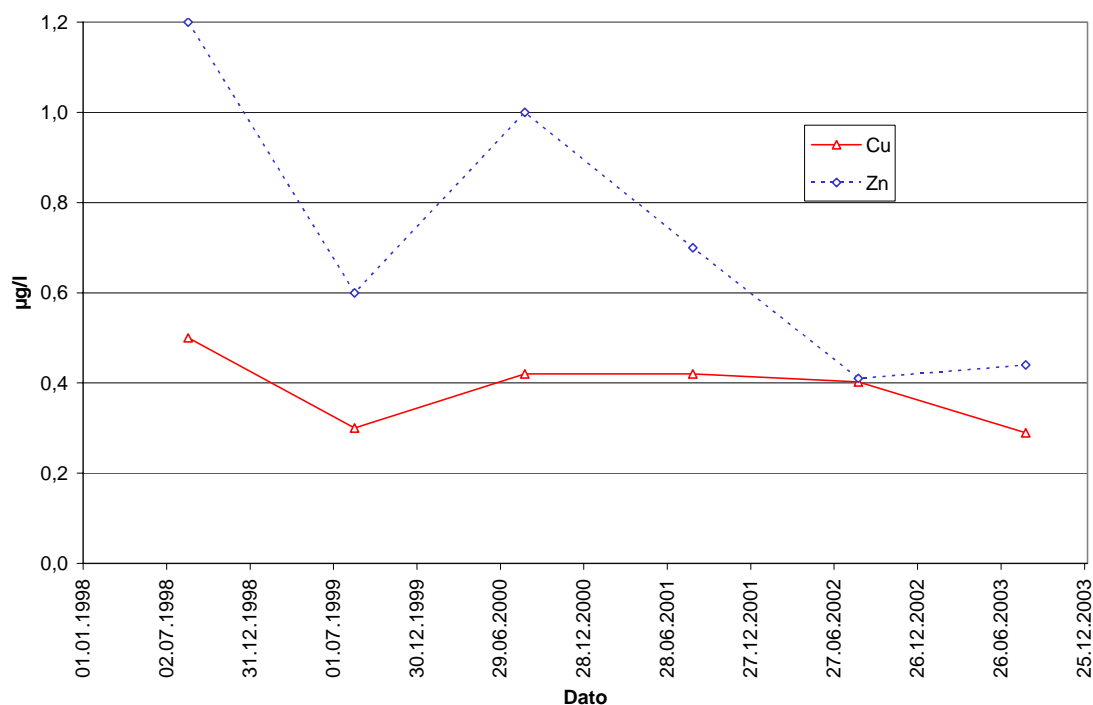
**Figur 9.** Kobber- og sinkobservasjoner i nedre del av Orvasselva (st.3) i perioden 1992-2003.



**Figur 10.** Sulfat- og kalsiumkonsentrasjoner i nedre del av Orvasselva (st.3) i perioden 1992-2003.

### 2.4.3 St.4 Renseelva ved Landbru

I likhet med Orvasselva er også stasjonen i Renseelva benyttet som en referansestasjon. Renseelva er største tilløpselv til Huddingsvatn. Fram til 1992 ble elva prøvetatt ved veibru nederst i elva. Da elva her er meget stilleflytende, ble prøvetaksstedet derfor flyttet lenger opp til limnigrafstasjonen ved Landbru der elva har passert under dagen gjennom marmorgrotter. Renseelva har vært prøvetatt siden 1970. Tungmetallanalysene fikk først en akseptabel kvalitet etter innføring av ny analyseteknikk i 1992 som tidligere nevnt. Figur 11 viser observasjonsmaterialet for kobber og sink etter 1998. I tabell 11 i vedlegg A er samlet alle analyseresultater for prøver tatt siden 1998. Resultatene viser at tungmetallnivåene er meget lave. Normalt ligger kobberkonsentrasjonene omkring 0,5 µg/l, mens sinkkonsentrasjonene er noe høyere omkring 0,5-1 µg/l.



Figur 11. Kobber og sinkkonsentrasjoner i Renseelva 1998-2003.

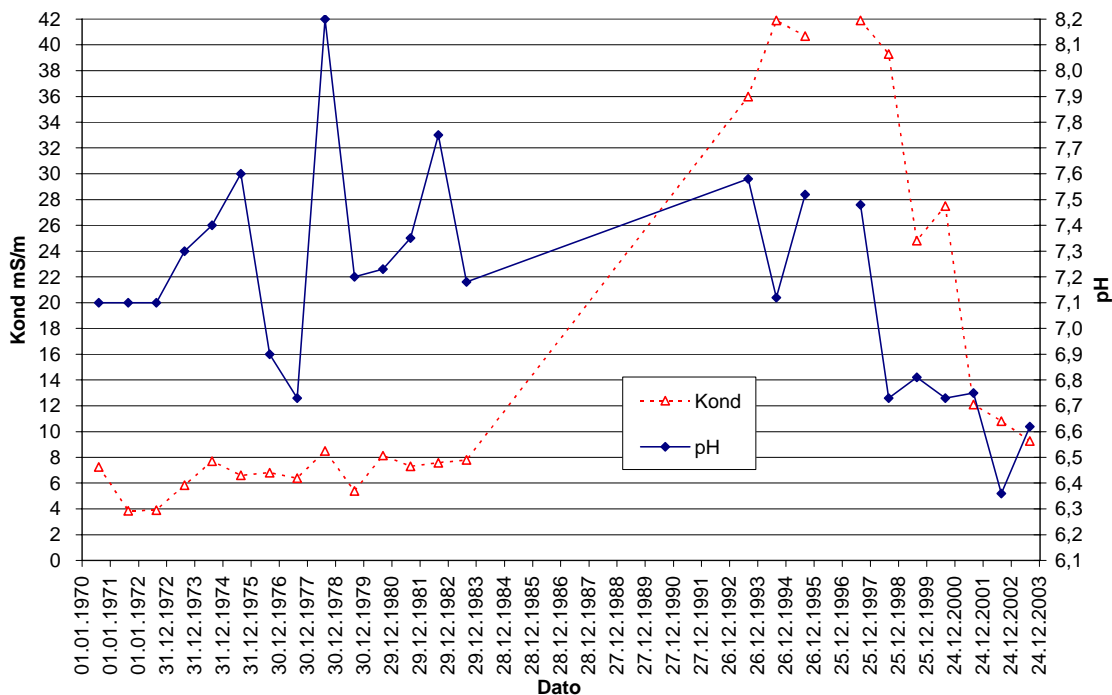
### 2.4.4 St.5 Østre Huddingsvatn ved største dyp

Avgangsdeponeringen i den østre delen av Huddingsvatn pågikk i perioden 1972-98. I 1988-89 ble det østre bassenget avstengt og fikk kun kommunikasjon med den vestre delen gjennom en terskel ved det tidligere vestre sundet. En flytende luke forankret i bunnen av terskelen bidro til å stenge utløpet under flomperioder. Fra og med 1989 var deler av nedbørfeltet med Orvasselva og Renseelva ledet utenom det østre bassenget vha en sjeté som er vist på figur 5. Østre basseng har et maksimalt dyp på ca. 20 m. Det har nesten hvert år vært tatt et årlig prøvesnitt i den østre delen ved største dyp siden 1970, dvs 2 år før produksjonen kom i gang. Prøvetakingen har vanligvis vært på høsten i august måned i forbindelse med NIVAs årlige befaring. Resultatene for 2003 er samlet i tabell 12 (vedlegg A).

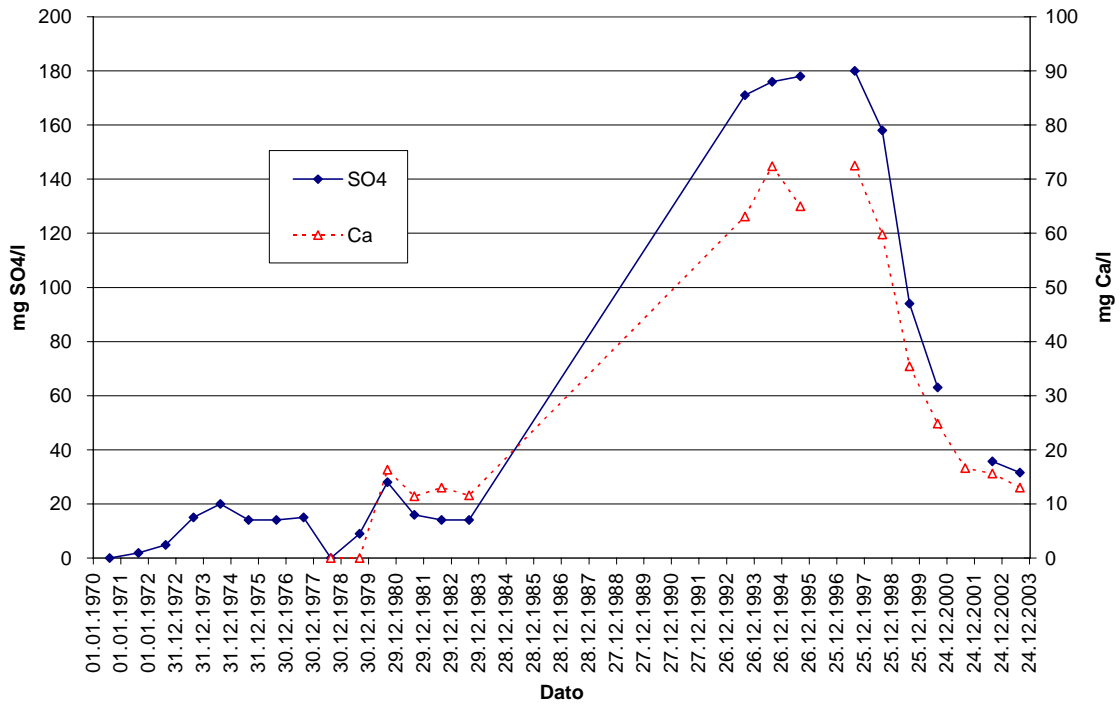
I denne rapporten har vi valgt å vise noen karakteristiske trekk for hvordan vannkvaliteten har utviklet seg i denne delen av innsjøen i perioden 1970-2003. Vi har valgt å vise grafisk noen resultater for prøver tatt nære bunnen på 20 meters dyp. Prøver fra dette dyp vil spesielt gi informasjon om virkninger av prosesser som pågår på overfalten av den sedimenterte avgang. Over et så langt tidsrom har det vært en stor utvikling i analysemetodikken. Dette gjelder spesielt tungmetallanalyser der det har vært en stor forbedring mht til analysekvalitet og deteksjonsgrenser. Når det gjelder analyseresultater, er det noen parametre som er spesielt egnet for å spore virkninger av avgangsdeponeringen:

- pH. Avgangen er alkalisk (pH ca 9) og bidrar til å heve pH i deponiområdet. Oksidasjon av tiosulfater/polytionater i avgangen utvikler syre. Likeledes vil oksidasjon av toverdige jern som frigjøres på sedimentoverflaten også forårsake sur reaksjon.
- Konduktiviteten gir informasjon om innhold av oppløste salter. Innhold av sulfat og kalsium har stor betydning for konduktiviteten, spesielt i deponiområdet.
- Turbiditet. Dette er en optisk analyse som gir informasjon om siktbarheten eller partikkelinnholdet.
- Sulfat. I oppredningsprosessen benyttes sulfat (kobbersulfat). Under prosessen kan det også dannes tiosulfat/polytionater som oksideres til sulfat i resipienten. Når kismaterialer forvitrer, dannes også sulfat.
- Kalsium. Det benyttes store mengder kalk i oppredningsprosessen. Kalsium frigjøres også fra bergartsmineraler under forvitningsprosessen.
- Tungmetaller. De viktigste tungmetaller er jern, kobber og sink. Kobber- og jernkonsentrasjonene er forholdsvis lave ved pH-verdier over 7. Sink er mer mobilt. En vil først se virkningene av forvitningsprosessen ved endringer i sinkkonsentrasjonene. I alle år er det analysert på ufiltrerte, syrekonserverte prøver. Dersom prøvene inneholder avgangspartikler, vil en få utløst metaller fra avgangspartiklene når en har tilsatt konserveringssyre til prøvene.

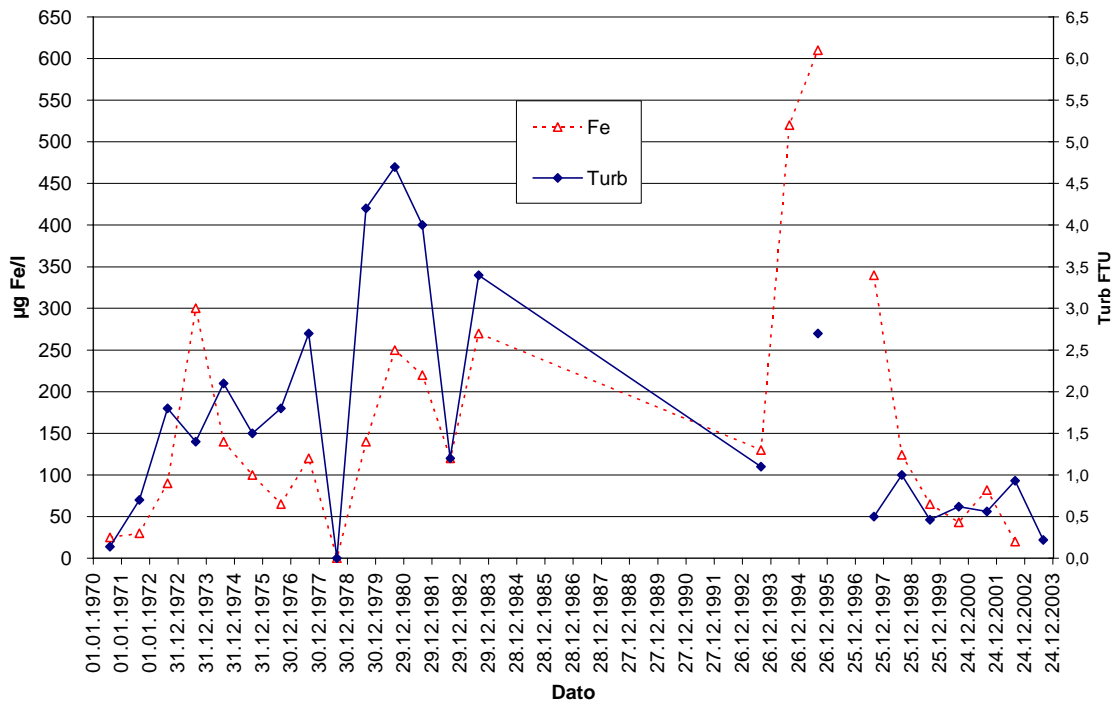
I det følgende vil vi vise grafisk analyseresultater for pH, konduktivitet, turbiditet, sulfat, kalsium og sink for prøver fra 20 meters dyp ved stasjon 5 i østre Huddingsvatn. Når det gjelder sink, har vi valgt å vise resultatene selv om deteksjonsgrensen ved benyttet analysemetode er ca 50-100x lavere i dag enn i 1970. En antar at sinkkonsentrasjonene i løpet av 1970-årene etter hvert ble så høye at verdiene var tilnærmet reelle med den metode som ble benyttet, og som hadde en deteksjonsgrense på 5 µg/l. Observasjonsmaterialet er presentert grafisk i figur 12, figur 13, figur 14 og figur 15.



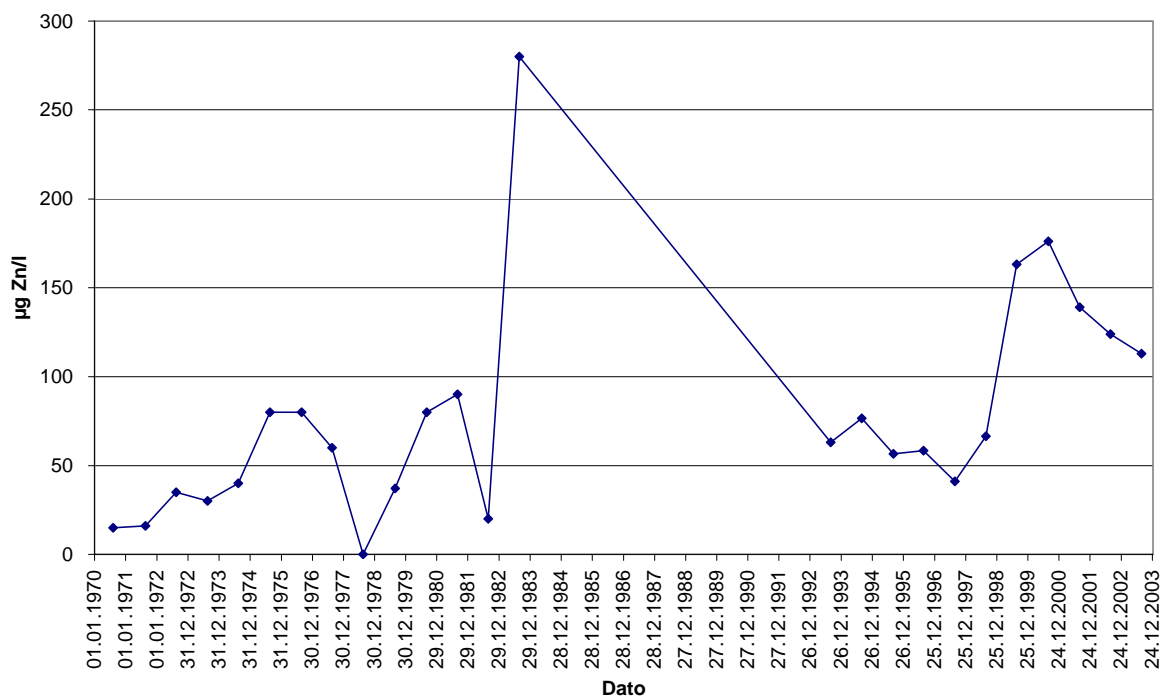
**Figur 12.** pH og konduktivitet ved 20 meters dyp ved st.5 i østre Huddingsvatn 1970-2003.



**Figur 13.** Sulfat- og kalsiumobservasjoner ved 20 meters dyp ved st.5 i østre Huddingsvatn 1970-2003.



**Figur 14.** Turbiditets- og jernobservasjoner ved 20 meters dyp ved st.5 i østre Huddingsvatn 1970-2003.



**Figur 15.** Sinkobservasjoner ved 20 meters dyp ved st.5 i østre Huddingsvatn 1970-2003.

Før deponering kom i gang, ble pH observert til 7,1. I driftstiden fram til tiltaket i 1988/89 varierte pH en del, trolig som følge av ufullstendig fortykning av avgangsutslipp med inngående elver. I perioden 1989-1997 varierte pH i området 7,1-7,6. Etter driftsstans sank pH noe til under 7. Dette har trolig sammenheng med at kalktilførselen opphørte med avgangsutslippet. I tillegg kan de sure reaksjonene som nevnt foran også være en medvirkende årsak. Det foregår en forvitring av svovelkis på sedimentoverflaten. Det er også mulig at det kan strøme ut tiosulfater fra porevannet i den sedimenterte avgang. Slike forhold er ikke undersøkt i Huddingsvatn, men en har driftsdata fra tilsvarende avgangsdammer som for eksempel Bjønndalsdammen på Løkken der vannkvaliteten er sur 15 år etter at deponering opphørte (Arnesen *et al*, 1997, Iversen *et al* 2001). Her er imidlertid vannvolumene betydelig mindre slik at den effekten forvitningsprosessene har på vannkvaliteten i deponiet, blir betydelig forsterket i forhold til østre Huddingsvatn.

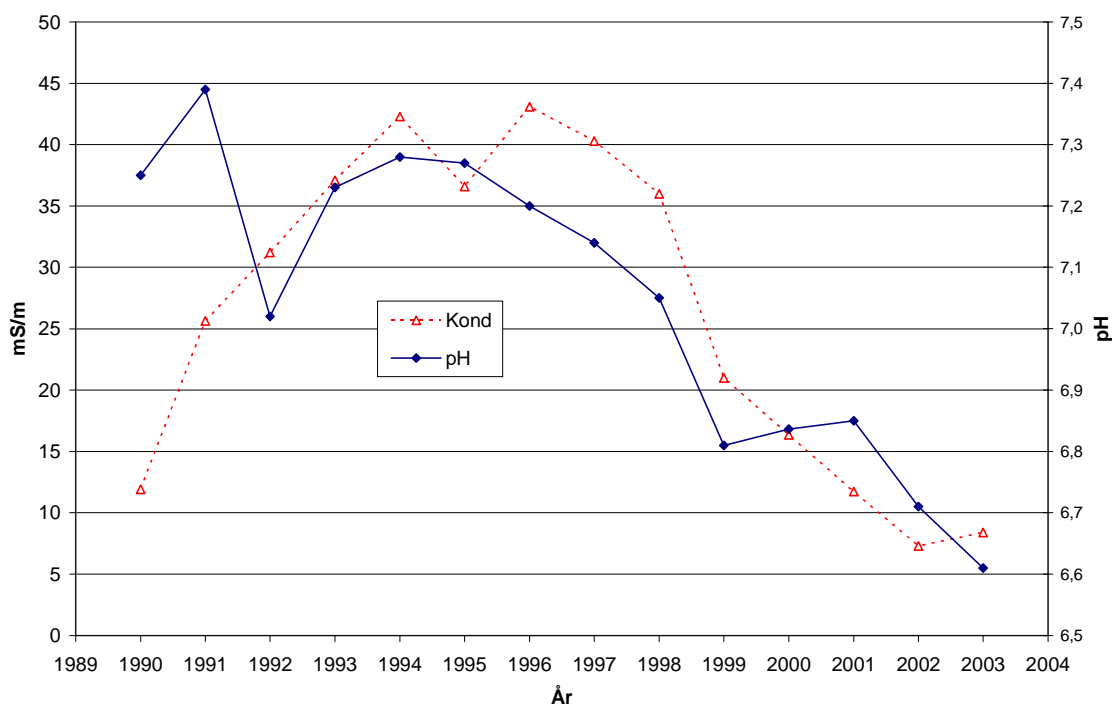
Da deponeringen startet, medførte dette en svak økning av konduktiviteten. Etter avstengningstiltaket i 1988/89 medførte dette en betydelig endring i vannkvaliteten mht oppløste salter. Konduktiviteten økte betydelig. Viktige bidrag til den økte konduktiviteten var tilsvarende økninger i sulfat og kalsiumkonsentrasjoner. Etter driftsstansen har konduktiviteten og kalsium- og sulfatkonsentrasjonene vært gradvis synkende. Situasjonen synes ennå ikke å ha stabilisert seg ved utgangen av 2003.

En ser av jern- og turbiditetsanalysene at jerninnholdet for en stor del er bundet til partikler. Ved tilsetning av konserveringssyre før analyse løses deler av jerninnholdet i eventuelle kisparkler ut. Jern og turbiditet økte betydelig da deponering tok til. Resultatene varierte betydelig fra det ene året til det andre, noen som trolig for en stor del har sammenheng ved vind- og nedbørforhold. Erfaringene fra Huddingsvatn er at innsjøen er betydelig påvirket av vindforholdene og at vinden lett blander vannmassene ned til 20 meters dyp. Etter driftsstans har turbiditeten og jerninnholdet avtatt betydelig. En annen parameter som gir uttrykk for det samme, er måling av siktedyp. Under driften varierte siktedypene stort sett i området 1-5 meter ved stasjon 5. I august 2003, 5 år etter driftsstans ble det målt et siktedyp på 17 meter. Dette betyr at det nå er mulig å se mesteparten av bunnen med en vannkikkert. På klare, vindstille dager kan en også se hvordan avgangen er deponert ved å se ned på innsjøen fra en av åssidene.

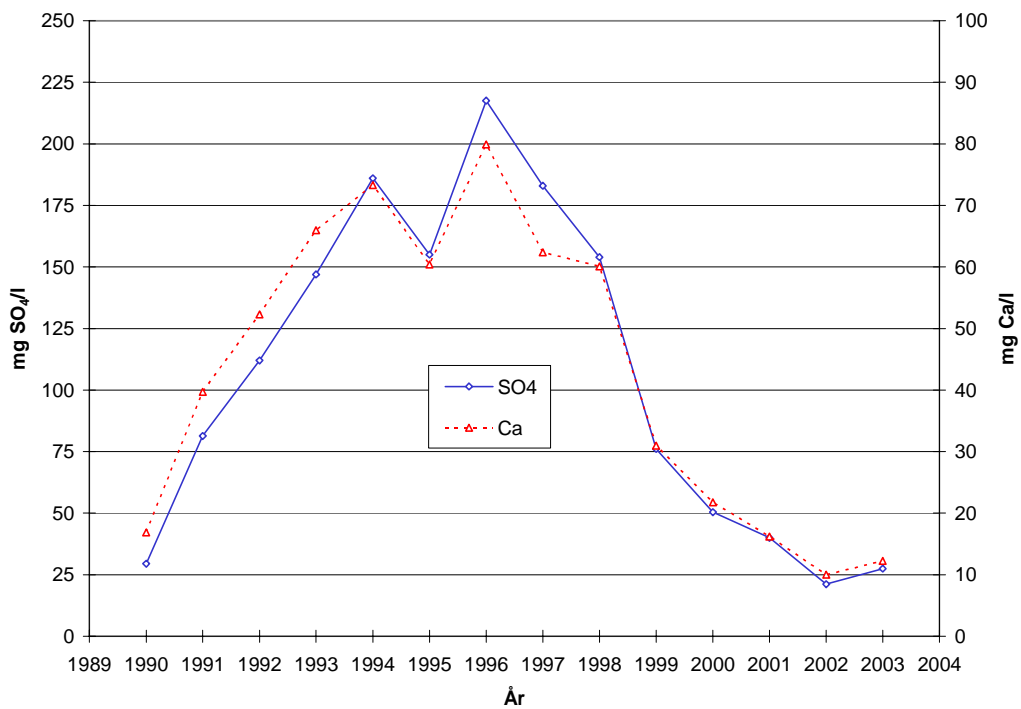
Resultatene for sink viser at sinkkonsentrasjonene økte betydelig etter hvert som deponeringen pågikk. Etter driftsstans kunne det observeres en ytterligere økning før konsentrasjonene igjen avtok. Det er ikke helt klart hva som er den egentlige årsaken til disse observasjonene. Det er imidlertid to forhold som trolig har størst betydning: Innledningsvis var det en lekkasje ved proppen i grunnstollen. Dette vannet inneholdt relativt mye sink. Lekkasjen ble tettet. Et annen årsak kan være at pH-fallet som følge av stopp i kalktilførselene da deponering opphørte, kan ha ført til en periode med økt sinkutløsning fra avgangen. Sinkkonsentrasjonene er for tiden avtakende i deponiområdet, men var i 2003 likevel betydelig høyere enn i tiden før deponering tok til.

#### 2.4.5 St.6B Overløp terskel til vestre Huddingsvatn

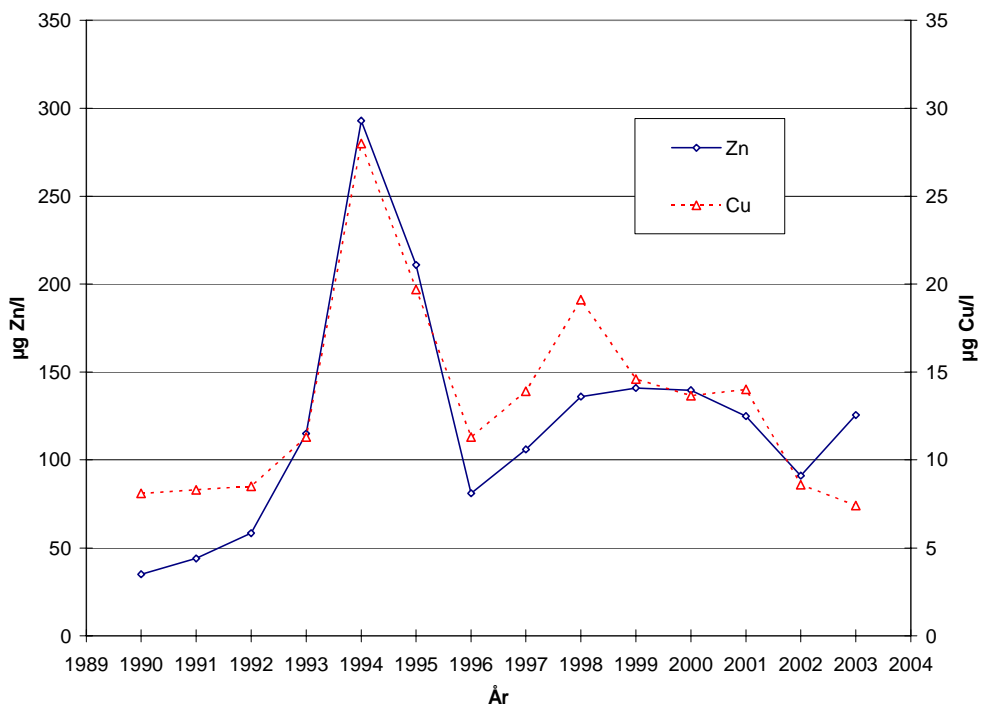
Stasjonen ved det tidligere vestre sund mellom østre og vestre del av Huddingsvatn ble prøvetatt 1 gang årlig under NIVAs befaring i perioden 1971-1988. Avstengningstiltaket som ble gjennomført i 1988/89, hadde som konsekvens at alt vannet fra østre Huddingsvatn ble ført ut gjennom en anlagt terskel i sundet. Fra og med 1990 er det tatt månedlige prøver ved denne stasjonen. Resultatene for 2003 er samlet i tabell 13 i vedlegg A. I tabell 28 i vedlegg A er beregnet årlige middelerverdier for de viktigste analyseparametre. I figur 16, figur 17, figur 18 og figur 19 er gitt grafiske fremstillinger av årlige middelerverdier for de mest sentrale analyseparametre.



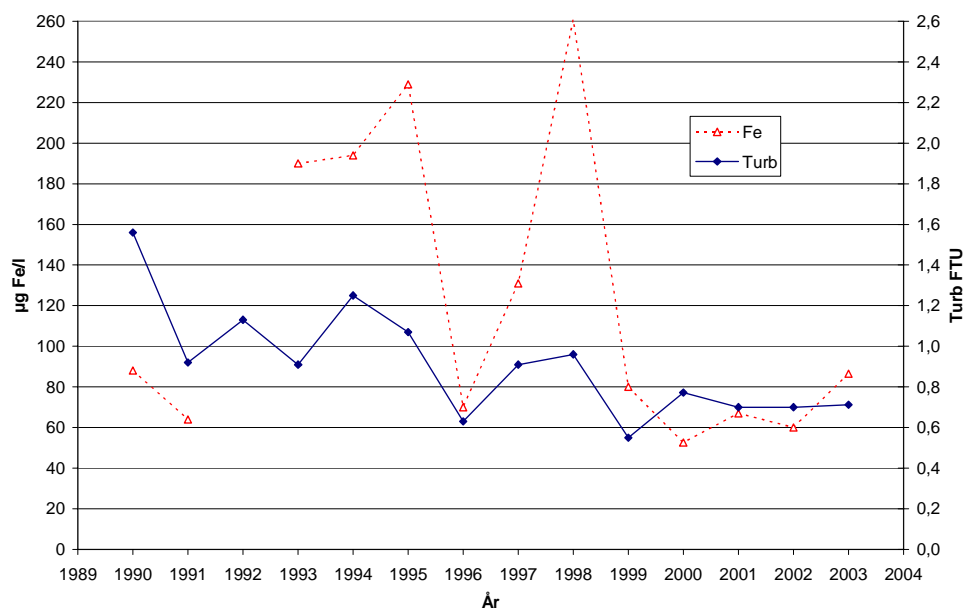
**Figur 16.** Årlige middelerverdier for pH og konduktivitet ved st.6B 1990-2003.



Figur 17. Årlige middelværdier for kalsium og sulfat ved st.6B 1990-2003.



Figur 18. Årlige middelværdier for kobber og sink ved st.6B 1990-2003.



**Figur 19.** Årlige middelverdier for jern og turbiditet ved st.6B 1990-2003.

Konduktiviteten økte jevnt fram til 1994, noe som har sammenheng med økte kalsium- og sulfatkonsentrasjoner. Etter driftsnedleggelsen har det skjedd en betydelig endring i vannkvaliteten med fallende verdier for pH, konduktivitet, kalsium og sulfat. Når det gjelder metallene, har også konsentrasjonene for jern, kobber og sink avtatt etter driftsnedleggelsen, med reduksjonen har ikke vært like stor som for sulfat og kalsium. Dette skyldes at store mengder sulfat og kalsium ble tilført vannmassene som løste ioner via avgangsutslippet (prosesskjemikalier), mens tungmetallinnholdet har sin årsak i utveksling mellom sedimentoverflaten og vannmassene over, samt innhold av avgangspartikler i vannmassene. Etter nedleggelsen har partikkelinnholdet avtatt betydelig, noe siktedypmålingene ved st.5 også bekrefter. Partiklene i vannmassene inneholdt en del jern (fra svovelkis) som ble utløst fra partiklene ved konservering av prøven med salpetersyre. Av figur 19 ser en at jerninnholdet har avtatt betydelig og er mer stabilt etter driftsstansen. Turbiditeten har også avtatt etter driftsstans. Når endringene ikke er så store for denne parameter, kan en medvirkende årsak være at de knuste avgangspartiklene har spesielle optiske egenskaper som forstyrrer turbiditetsmålingene slik at det ikke alltid er så god sammenheng mellom turbiditet og suspendert stoff eller siktedyp.

Resultatene for kobber, sink og pH tyder ikke på at situasjonen har stabilisert seg ennå. Når utviklingen ser ut til å flate ut (figur 17) når det gjelder kalsium og sulfat, kan dette skyldes at mye av innholdet av disse komponenter skyldes prosesskjemikalier som raskt forsvinner fra vannmassene som følge av fortykning, samt redusert transport fra porevannet i selve avgangen som trolig også inneholder rester av prosesskjemikalier. Tilførsler av sulfat som følge av forvitringprosesser i avgangen er meget langsomme prosesser i likhet med frigjøring av tungmetaller, og vil forårsake en annerledes konsentrasjonsutvikling i deponiområdet (Arnesen, 1998). Kvikksølvnivået (1,5 ng/l) i en stikkprøve som ble tatt under befaringen i august 2003 lå omkring deteksjonsgrensen på 1 ng/l. Selv om forurensningsutviklingen synes å gå i gunstig retning slik som beregnet, vil vi likevel anbefale en regelmessig oppfølging av tilstanden. Dette kan eventuelt gjøres som foreslått i en rapport utgitt av SFT i 2003 (Iversen et al, 2003. Elvestrekninger påvirket av gruveforurensning, kapittel 7) der en benytter en statistisk metode med basis i det erfaringsmaterialet en har for stasjonen.

Det er naturlig å velge denne stasjonen for å kontrollere tilstanden i deponiområdet. Prøvetakingpunktet er imidlertid ikke ideelt idet vannet omkring terskelen kan være helt stillestående. Under visse situasjoner kan også vann fra vestre Huddingsvatn gå inn i østre basseng.

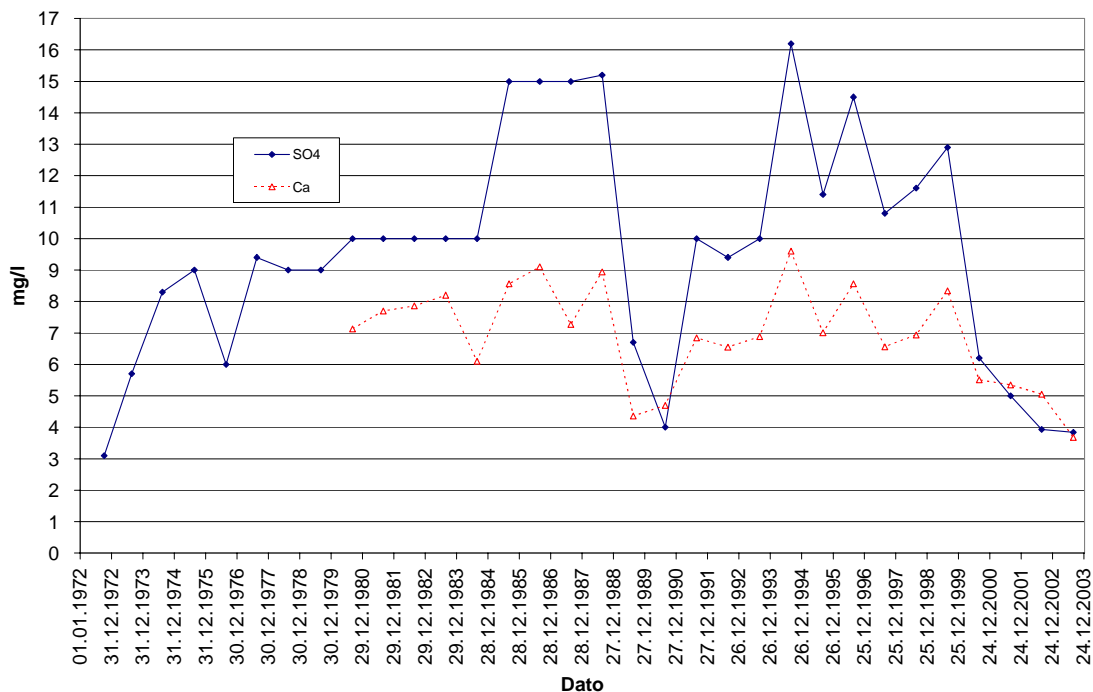


Prøvetakingsforholdene kan også være vanskelige om vinteren når det er overvann på isen. Disse problemene kan ha en viss betydning for observasjonsmaterialet fra tid til annen.

#### 2.4.6 St.7 Vestre Huddingsvatn ved største dyp

Stasjonen i vestre Huddingsvatn har vært prøvetatt siden 1970. Stasjonen er lokalisert ved største dyp som er ca. 30 meter. Stasjonen har vært prøvetatt en gang årlig i forbindelse med NIVAs befaring. Stasjonen ligger forholdsvis nære det tidligere østre sund (st.6) som ble gjenfylt i 1988 da avstengnings tiltaket ble gjennomført. Hovedtransporten av vann fra deponiområdet skjedde gjennom østre sund før 1988. Vannkvaliteten ved denne stasjonen kunne derfor periodevis variere mye avhengig av vindretningen. Etter 1989 ble effektene av tilførselene fra deponiområdet mer utjevnet idet både Renseelva og Orvasselva, som tidligere løp inn i deponiområdet, ble ført utenom og direkte til vestre Huddingsvatn.

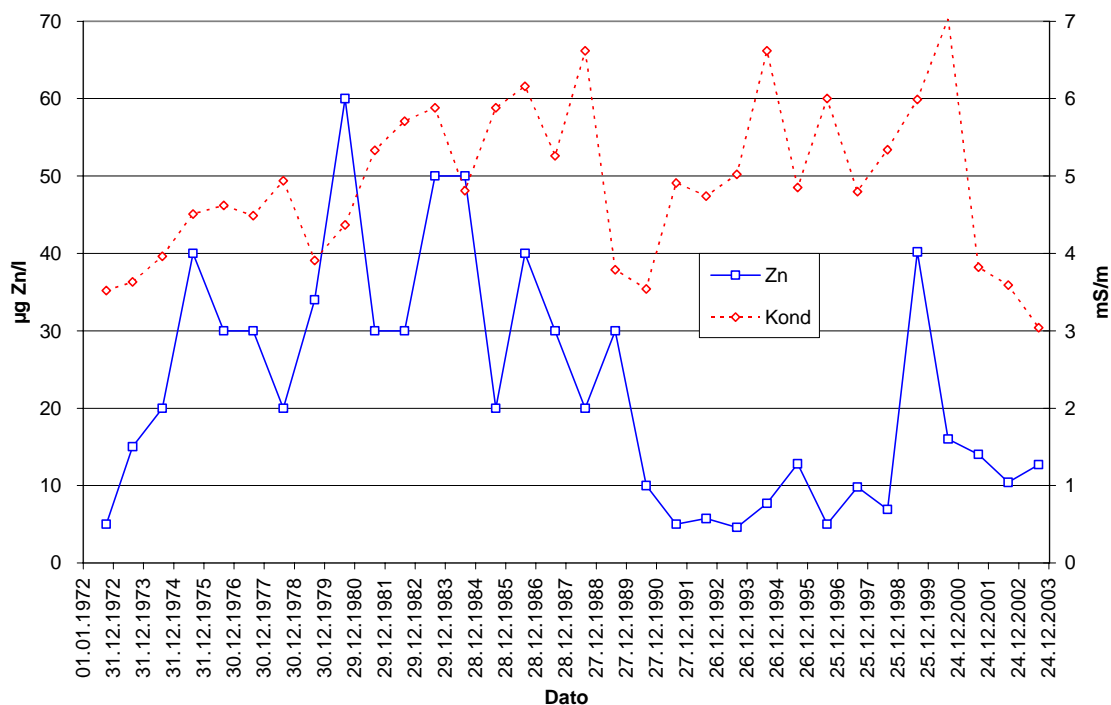
Resultatene for prøvetakingen i 2003 er samlet i tabell 14 i vedlegg A. Prøvetakingene ved denne stasjon startet i 1972, kort tid etter at deponeringen i østre Huddingsvatn startet. I denne rapporten har vi valgt å vise utviklingen i vannkvaliteten ved ett av prøvetakingsdypene for hele perioden 1972-2003. Vi har valgt å vise analyseresultater for noen karakteristiske parametre ved 10 meters dyp da en har observasjoner fra dette dypet for samtlige år, samtidig som en også får et godt inntrykk av effektene på innsjøen ved dette dypet. I figur 20 og figur 21 har en vist observasjonene for sulfat, kalsium, konduktivitet og sink. Som ved st.5 og st. 6B gir resultatene for sulfat, kalsium og konduktivitet uttrykk for virkningen av kjemikaliene i prosessutslippet. Sink kan både være bundet i avgangspartikler og løst i vannmassene. Fram til 1988 ble det påvist en gradvis økning for alle 4 parametre. Tiltaket i 1988/89 førte til reduserte verdier for disse observasjonene ved prøvetakingen i 1990. I tiden fram til driftsstans i 1998 økte verdiene for konduktivitet, sulfat og kalsium igjen opp til omtrent nivåene før tiltaket, mens sinkkonsentrasjonene holdt seg betydelig lavere. Dette tyder på at de sinkkonsentrasjoner som ble påvist før tiltaket, for en stor del hadde sin årsak i partikler fra avgangsutslippet.



**Figur 20.** Sulfat- og kalsiumkonsentrasjoner ved 10 meters dyp ved st.7 1972-2003.

Støtutslippet av overløpsvann fra dagbruksområdet våren 1999 ga seg også utslag i en markert økning i sinkkonsentrasjonen igjen. Etter 1999 har verdiene for alle 4 parametre vist en fallende

tendens. Etter at det ble overløp fra gruva i dagbruddsområdet, er sinknivået noe høyere enn i perioden 1990-1998. Dette tyder på tilførselene fra dagbruddsområdet nå er viktigst hva sinkkonsentrasjonene angår. Når det gjelder kobber, har nivåene alltid vært forholdsvis lave. Kvaliteteten på kobber har som tidligere nevnt endret seg mye etter at en tok i bruk ny teknikk i 1992. Kobbernivået i vestre Huddingsvatn lå i 2003 på mellom 1,5 og 2 µg/l. Dette er svært nær antatt naturlig bakgrunnsnivå før gruvestart. Til orientering er kobbernivået i Renseelva omkring 0,5 µg/l og i Orvasselva (før overløp på gruva) omkring 1,5 µg/l.



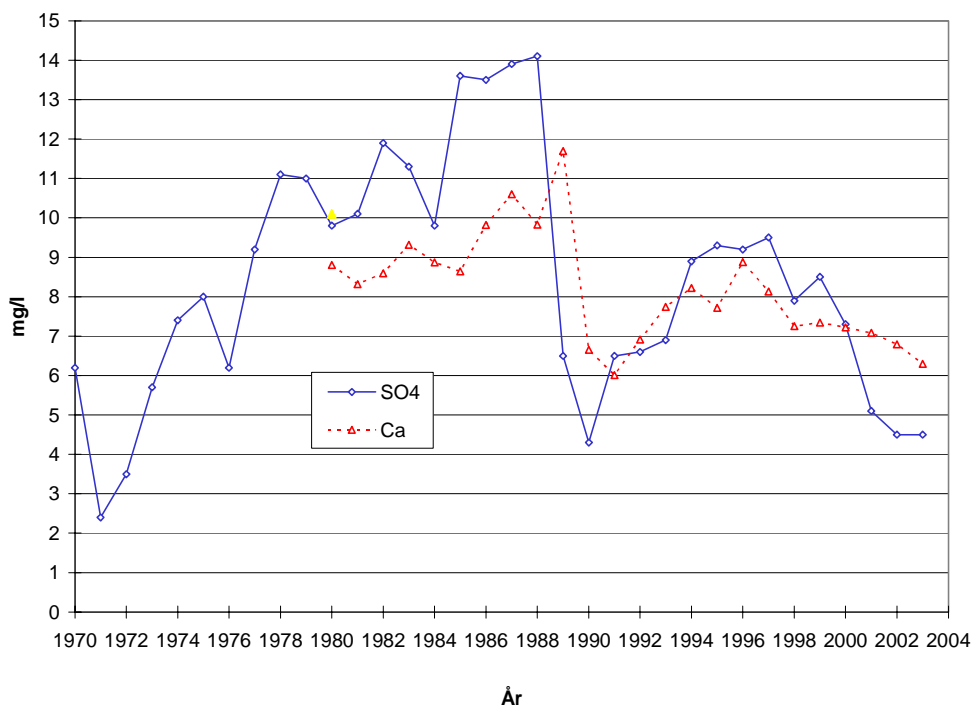
**Figur 21.** Konduktivitets- og sinkverdier ved 10 meters dyp ved st.7 1972-2003.

#### 2.4.7 St.8 Huddingselva ved veibru

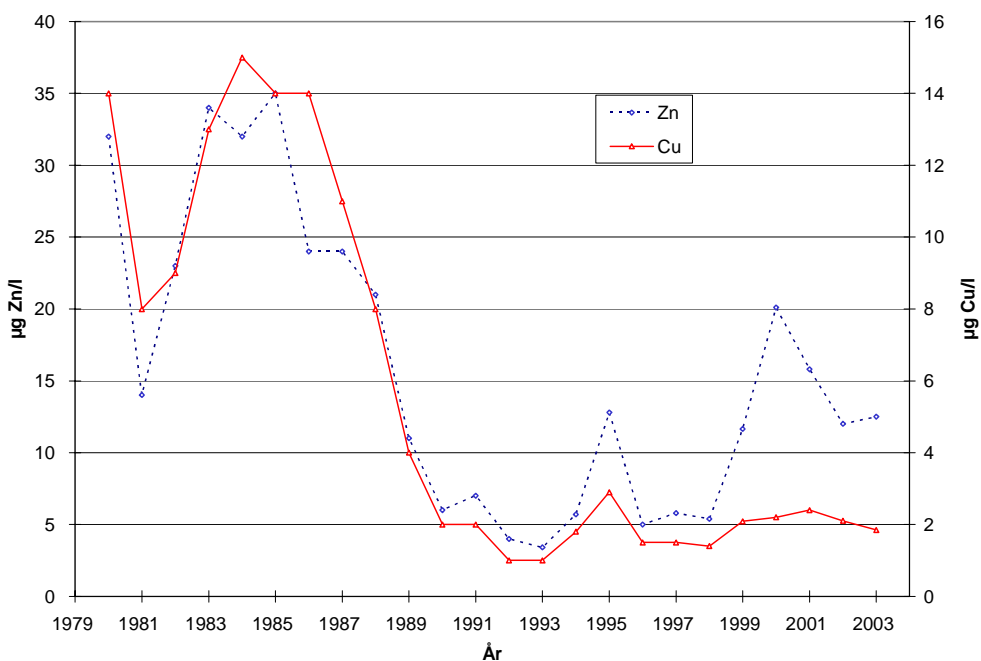
Stasjonen i Huddingselva har i alle år vært kontrollprogrammets viktigste stasjon. Stasjonen har vært prøvetatt månedlig i alle år fra 1970. I dagens situasjon gir analyseresultatene uttrykk for effektene av tilførselene fra deponiområdet i østre Huddingsvatn og fra dagbruddsområdet som drenerer til Orvasselva.

Analyseresultatene for 2003 er samlet i tabell 15 i vedlegg A. I tabell 29 er beregnet tidsveiede årlige middelveidier for de viktigste analyseparametre for alle år. I figur 22 og figur 23 er de årlige middelveidene for kalsium, sulfat, kobber og sink fremstilt grafisk. Resultatene viser at sulfat- og kalsiumkonsentrasjonene økte hele tiden fram til 1988. Dette er i samsvar med erfaringene fra stasjonene oppstrøms. De økende verdiene har sammenheng med bl.a. produksjonsøkning med økende utslipp av prosesskjemikalier. Etter avstengningstiltaket falt konsentrasjonene, noe som var en følge av at oppholdstiden i deponeringsområdet ble betydelig lengre da de to største tilløpselvene ble ledet bort. Fram til driftsstans økte konsentrasjonene jevnt igjen slik de også gjorde ved st. 6B. Etter driftsstansen har konsentrasjonene vist en fallende tendens igjen. Ved utgangen av 2003 var sulfatnivået fortsatt en del høyere enn det var før gruvedriften startet, og sannsynligvis også kalsiumnivået. Når det gjelder tungmetallene, viser figur 23 hvordan middelveidene for kobber og sink har utviklet seg etter 1979. I de første årene etter 1970 var ikke den anvendte analyseteknikken av en slik kvalitet at en kunne påvise konsentrasjoner på dette nivå med tilfredsstillende presisjon. En ser at nivåene falt betydelig etter 1988. Dette har for en stor del sammenheng med redusert transport av avgangspartikler fra deponiområdet. Det er tydelig at store deler av tungmetallinnholdet i Huddingselva var bundet til partikler før

tiltaket virket. Etter driftsstansen har sinkkonsentrasjonene økt noe. Dette kan ha delvis sammenheng med en midlertidig økning i tilførselen av sink fra deponiområdet (se figur 15) som følge av fallende pH-verdier. Over tid vil denne tilførselen avta. Mer merkelig er de nye tilførselene fra dagbruddsområdet som tok til våren 1999. Etter støtutslippet våren 1999 da overløpet på gruva kom, har tungmetallkonsentrasjonene avtatt igjen. Kobbernivået har de siste årene ligget omkring 2 µg/l, svakt over antatt naturlig bakgrunnsnivå som en antar lå omkring 1-2 µg/ før gruvedriften startet. Det ble tatt stikkprøve for kontroll av kvikksølvnivå under befaringen i august 2003. Det ble ikke påvist kvikksølv over deteksjonsgrensen på 1 ng/l.



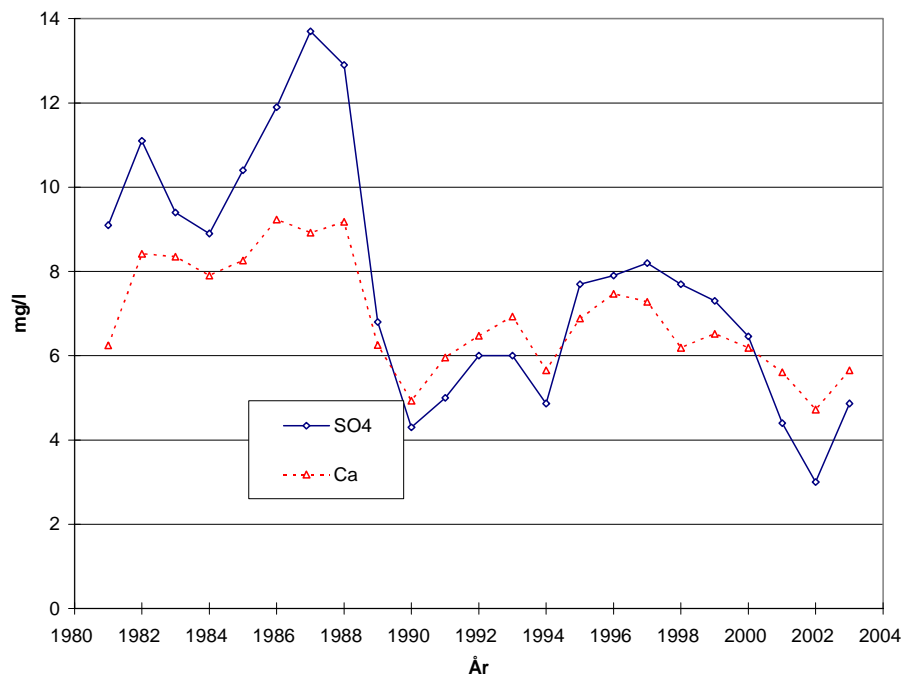
**Figur 22.** Årlige middelerverdier for kalsium og sulfat i Huddingselva 1970-2004.



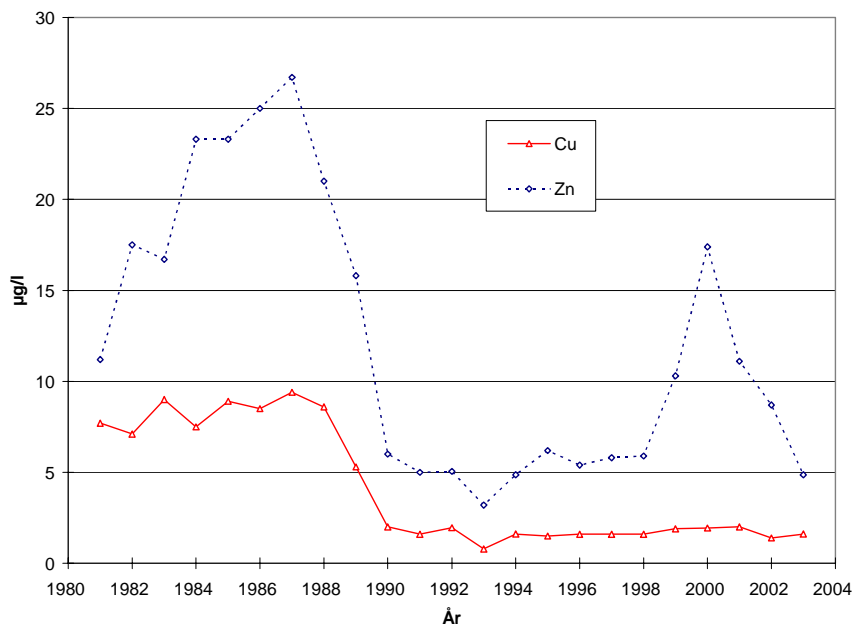
**Figur 23.** Årlige middelerverdier for kobber og sink i Huddingselva 1979-2003.

### 2.4.8 St.11 Utløp Vektarbotn

Prøvetakingen ved denne stasjonen startet i 1981 da det i de foregående årene hadde vært en gradvis forverring i forurensningstilstanden i Huddingsvatn og i Huddingselva. Resultatene for 2003 er samlet i tabell 17 i vedlegg A. I tabell 30 har en beregnet årlige middelverdier for de viktigste analyseresultater. Vannkvaliteten ligner svært mye på Huddingselva. De forhold som er påvist i Huddingselva kan også påvises ved utløpet av Vektarbotn. Nede i Vektarbotn inneholder vannet mer humus pga tilførsler fra myrene omkring. I figur 24 og figur 25 er vist grafisk årlige middelverdier for sulfat, kalsium, kobber og sink for perioden 1981-2003. Utviklingen viser samme forløp som for Huddingselva. Fortynningen nedover vassdraget gjør at konsentrasjonene er noe lavere ved denne stasjonen.



**Figur 24.** Årlige middelverdier for kalsium og sulfat ved utløpet av Vektarbotn 1981-2003.



**Figur 25.** Årlige middelverdier for kobber og sink ved utløpet av Vektarbotn 1981-2003.

### **2.4.9 St.9 Utløp Vektaren**

Stasjonen ble prøvetatt hver annen måned under driftsperioden i årene 1973 -1998. Etter 1998 er det kun tatt en kontrollprøve i august måned under NIVAs befarings. Etter at en tok i bruk mer moderne analyseteknikk i 1992, viser resultatene for tungmetaller at ved denne stasjonen kan en ikke lenger påvise noen effekter av betydning som følge av tilførselene fra Huddingsvassdraget. Resultatene for stikkprøver tatt etter 1998 er samlet i tabell 16 i vedlegg A. En ser at vannkvaliteten er forskjellig fra Huddingsvassdraget og at vannmassene fra Huddingsvassdraget er betydelig fortynnet med mer ionefattig vann i Vektaren.

## **2.5 Sediment- og slamundersøkelser**

Det ble tidlig oppdaget at det pågikk spredning av avgangspartikler fra deponiområdet i østre Huddingsvatn til vestre Huddingsvatn. Da analyseteknikken for tungmetaller i vann ga for liten informasjon på den tid, startet man allerede i 1973 prøvetaking av sedimentene ved forskjellige lokaliteter i Huddingsvatn. I 1974 ble det fremsatt en del klager fra grunneierene om tilslamming av garn i vestre Huddingsvatn. Ved en befarings foretatt i juni 1974 ble det konstatert at siktedypet i vestre Huddingsvatn var betydelig redusert i forhold til hva som var normalt. I 1975-1976 ble det foretatt ytterligere undersøkelser av garnslam og av frittsvevende partikler i vannmassene. Undersøkelser med scanning elektronmikroskop viste at transporten av avgangspartikler var omfattende, og en så etter hvert at hele vassdragsstrekningen ned til Vektarbotn var berørt. I en periode ble det også utsatt feller for å samle opp sedimenterende partikler ved lokaliteter i vestre Huddingsvatn, Vektarbotn og i Vektaren. Detaljresultater fra disse undersøkelsene er beskrevet i årsrapportene fra denne tiden. Utviklingen førte som nevnt til at det ble besluttet å gjennomføre tiltak for å begrense spredningen. Etter tiltaket ble avsluttet i 1989, ble det fortsatt å undersøke slam fra sedimentfeller i noen år. I 1999 ble det tatt prøver av sedimentene utenfor det nå gjenfylte sundet mellom østre og vestre Huddingsvatn ned til 30 meters dyp. Resultatene viste at de øverste 1-2 cm er betydelig påvirket av avgangsutslippet ved forhøyde verdier for kobber og sink.

## **2.6 Utlutning av forurensningskomponenter fra avgangsdeponiet i østre Huddingsvatn**

I forbindelse med forberedelsene til nedleggelse av driften ved Grong Gruber gjennomførte NIVA en vurdering i 1998, der en gjorde en modellberegning av hvordan vannkvaliteten i avgangsdeponiet ville utvikle seg i årene fremover (Arnesen, 1998). Vi vil her kort sammenholde resultatene fra modellberegningen med resultatene fra kontrollundersøkelsene etter 1998. Selve beregningsmodellen er presentert av NIVA tidligere (Arnesen *et al*, 1997). I beregningene har en benyttet eksisterende data fra NIVAs undersøkelser for å anslå fremtidige konsentrasjoner av sulfat og tungmetaller i vassdraget. Beregningene ble basert på laboratorieforsøk fra tre sett avgangsprøver (1989, 1992 og 1996). De to siste inneholdt avgang fra oppredning av Joma- og Gjersvikamalm i blanding. Det ble anslått utvikling i konsentrasjonene for sulfat, sink og kobber i overløpet fra østre Huddingsvatn i 20 år framover der en også simulerte effekten av overdekking av avgangen med alternative mektigheter. Uten overdekking ble det beregnet en sulfatkonsentrasjon på 50-100 mg/l i utløpet av østre Huddingsvatn i 20 år framover. Etter 10 år vil den avta noe mer, men neppe vesentlig. Avgangen vil ikke bidra med kobbertilførsler av betydning. Konsentrasjonen av sink ble beregnet å avta til ca. 50-100 µg/l etter 5 år. Etter 20 år vil den avta til 20-50 µg/l. Etter fortynning i vestre Huddingsvatn ble det vurdert at det ikke var sannsynlig at konsentrasjonene ville ha økologiske skadevirkninger. Feltobservasjonene etter 5 år viser at sinkkonsentrasjonen ved st.6B ligger omkring 100 µg/l som årsmiddel, mens sulfatkonsentrasjonen ligger omkring 25 µg/l. En må regne med en del avvik i forhold til beregninger basert på laboratorieforsøk. I virkeligheten er det mange forhold som spiller inn, bl.a. forhold som areal, sammensetning, vannføringsforhold etc. Situasjonen ved utgangen av 2003 synes å være i samsvar med de beregninger som er gjort.

## 2.7 Undersøkelser i dagbruddsområdet og Orvatn

### 2.7.1 Innledning

Dagbruddet ble drevet i årene 1976-1980. Det ble da tatt ut ca. 350.000 tonn. Bruddet er åpent og er ca 120 meter langt, 40 meter bredt og 17 meter dypt. Overflatearealet er ca. 4800 m<sup>2</sup>. Som det fremgår av figur 26, inneholdt bruddet en del surt, metallholdig vann før det ble fylt. Vannet ble vasket ned i gruva under fyllingen.



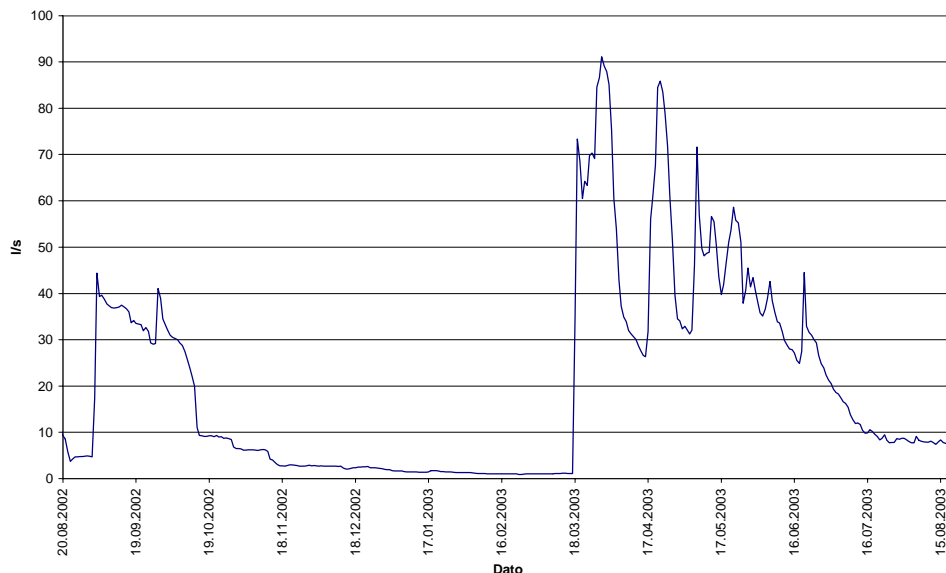
**Figur 26.** Dagbruddet slik det så ut før vannfyllingen (foto: G. Braastad, SFT, 1998).

For å redusere samlet metallbelastning på Huddingsvassdraget ble det besluttet å fylle Joma gruve med vann etter driftsstansen. Forberedelsene startet høsten 1998 ved at grunnstollen ble gjenstøpt med en betongpropp. Det ble videre besluttet å fylle gruva raskt våren 1999 ved å ta inn vann fra Orvasselva som passerer inntil dagbruddet. Til å begynne med ble det foreslått å føre overløpet fra den vannfylte gruva ut rampen med avløp til Orvasselva. Man vurderte det imidlertid som mer gunstig å forsøke å heve vannstanden i gruva ytterligere ved å støpe igjen bilstollen ut på rampen. En oppnådde derved at større deler av dagbruddet ble satt under vann, samtidig som det rent sikkerhetsmessig var en fordel å heve vannstanden i dagbruddet maksimalt. Det nye overløpet var planlagt tatt ut gjennom vollen mellom dagbruddet og Orvasselva. Da overløpet kom, viste det seg at gruva også fikk et overfløp gjennom stigort 4 som viste seg å ligge lavere enn avmerket på kartene. Overløpet kom dessuten som et støtutslipp som varte inntil åpningen til Orvasselva ble avstengt. Det ble ikke gjort ytterligere tiltak i 1999. NIVA startet et måleprogram for overløpsvannet i oktober 1999 med bl.a kontinuerlig registrering av vannføring i bekken som mottok overløpsvann fra stigort 4.

Da våren 2000 kom, ble det isoppstuvning i elva ved siden av dagbruddet, noe som førte til at elva en periode tok seg inn i dagbruddet gjennom en kløft i vollen mot elva. Hensikten med denne åpningen var å lede overløpsvann fra bruddet mot elva. Da stigort 4 ikke hadde tilstrekkelig høyde, gikk flommen motsatt vei og gjennom stigort 4. Det ble deretter besluttet å heve betongoverbygget på stigort 4 med ca.1 meter samtidig som åpningen i vollen mot elva ble fylt igjen. Det ble imidlertid laget et nødoverløp til elva ved å legge et rør gjennom vollen. NIVAs vannføringsmålinger ble gjenopptatt i august 2001.

## 2.7.2 Vannføringsmålinger

Målepunktet for vannføringsmålingene i bekken fra dagbruddet er lokalisert ved en kulvert som passerer under en anleggsvei i området (se figur 30). Et instrument måler vannhastighet og vannhøyde i kulverten en gang pr. time og logger en beregnet vannføring. Figur 27 viser beregnede døgnmiddelvannføringer for det hydrologiske året 18.08.02-18.08.03.



Figur 27. Døgnmiddelvannføringer for bekk fra stigort 4 2002-2003.

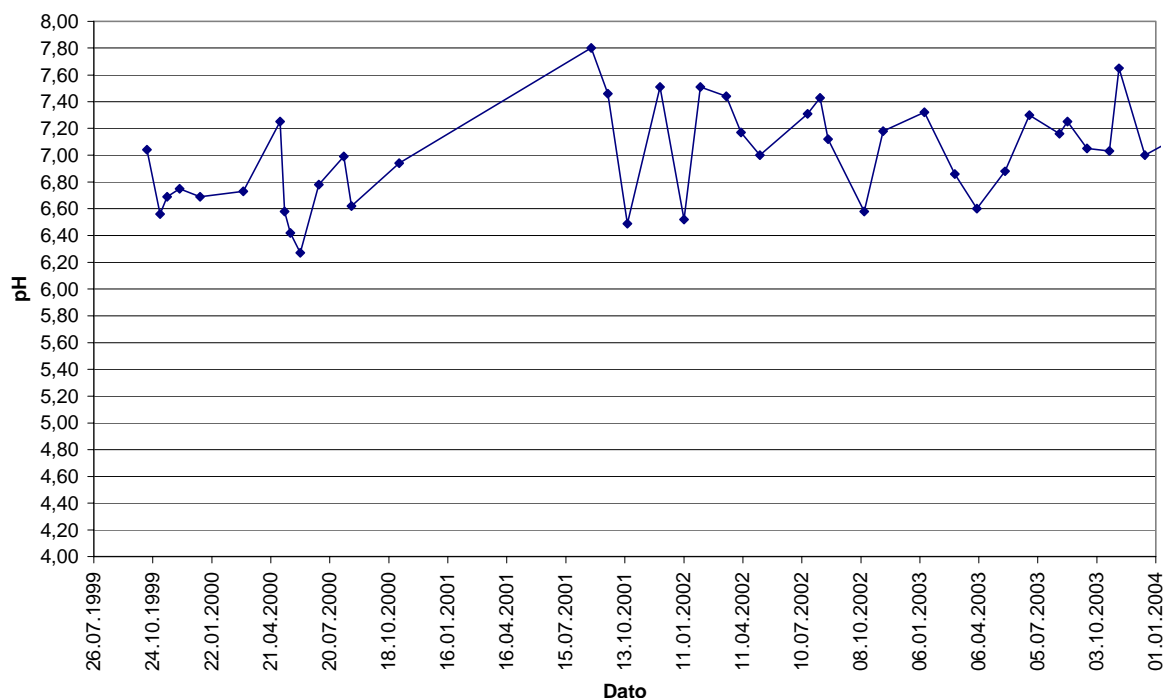
Døgnmiddelvannføringene kan benyttes til å beregne momentane transportverdier og årstransport av forurensningskomponenter. Vannføringskurven siste år har et normalt forløp. Om vinteren synker vannstanden i dagbruddet pga av lite tilsig. En mindre lekkasje gjennom proppen i bilstollen bidrar også til å senke vannstanden i bruddet om vinteren. Når våren kommer, stiger vannstanden raskt i bruddet, noe som fører til en plutselig økning i vannføringen ved målepunktet når vannstanden stiger over betongkanten på overbygget på stigort 4.

I tabell 3 har en beregnet årsavrenningen. En har pr. august 2003 tre måleperioder over hydrologiske år. En ser at vannmengdene det første året var betydelig høyere enn de to andre, noe som har sammenheng med at mye vann fra elva strømmet inn i dagbruddet våren 2000.

Under NIVAs befaringer i august har en målt lekkasjen gjennom rampen. Denne ser ut til å være forholdsvis stabil og omkring 1 l/s.

## 2.7.3 Vannkvalitet i dagbruddsområdet

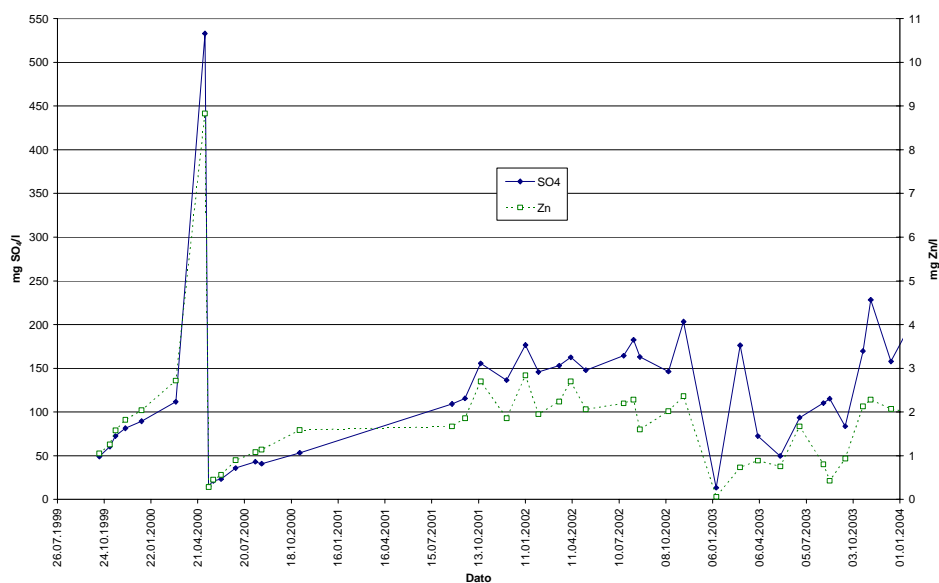
I tabell 23 i vedlegg A har en samlet analyseresultatene for de prøver som er tatt i bekken for overløpsvann fra stigort 4 i det hydrologiske året 2002-2003. Figur 28 viser samtlige pH-observasjoner i bekken. Resultatene viser at pH ligger i området 6,2-7,8. Ved slike pH-verdier vil konsentrasjonene av kobber og jern være forholdsvis lave. Sulfat og sink vil være viktigste forurensningskomponenter i drensvannet. I tillegg vil en også påvise høye kalsiumverdier.



**Figur 28.** pH-observasjoner i bekk fra stigort 4 1999-2003.

Figur 29 viser det tilsvarende observasjonsmaterialet for sulfat og sink. En ser at det var høye konsentrasjoner under vårfloppen 2000, noe som sannsynligvis også var tilfelle sommeren 1999 da gruva fikk overløp første gang. Etter at måleprogrammet ble gjenopptatt høsten 2001, har forholdene vært mer stabile. De laveste konsentrasjonene inntreffer når det ikke er overløp på stigorten dvs en har kun tilsig fra nedbørfeltet forøvrig.

I tabell 2 har en samlet tidsveiede middelerverdi for noen analyseresultater for de tre hydrologiske årene en har observasjoner for. Foreløpig tyder resultatene på at det tiltaket som ble gjennomført vinteren 2001, har hatt en gunstig effekt på sulfat- og sinknivåene.



**Figur 29.** Sulfat- og sinkobservasjoner i bekk fra stigort 4 1999-2003.



**Tabell 2.** Tidsveiede middelverdier for hydrologiske år. Bekk fra stigort 4.

År	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Al mg/l	Fe mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Mn mg/l	Ni mg/l	Co mg/l	Si mg/l
1999-2000	6,78	28,3	102,4	43,3	1,74	0,09	0,61	0,09	2,15	0,009	0,28	0,02	0,02	1,19
2001-2002	7,20	40,8	151,6	73,7	2,71	0,41	0,74	0,13	2,22	0,008	0,56	0,02	0,02	2,06
2002-2003	6,71	28,0	102,0	47,3	2,07	0,42	1,08	0,10	1,07	0,005	0,37	0,02	0,01	1,71

Det er også utført supplerende prøvetakinger ved flere lokaliteter i dagbruddsområdet i forbindelse med NIVAs befaringer:

- Orvasselva etter tilløp fra dagbrudd
- Orvatn ved største dyp
- Utløp Orvatn
- Lekkasjevann fra rampe
- Overflatevann i dagbrudd
- Overløp fra stigort 4

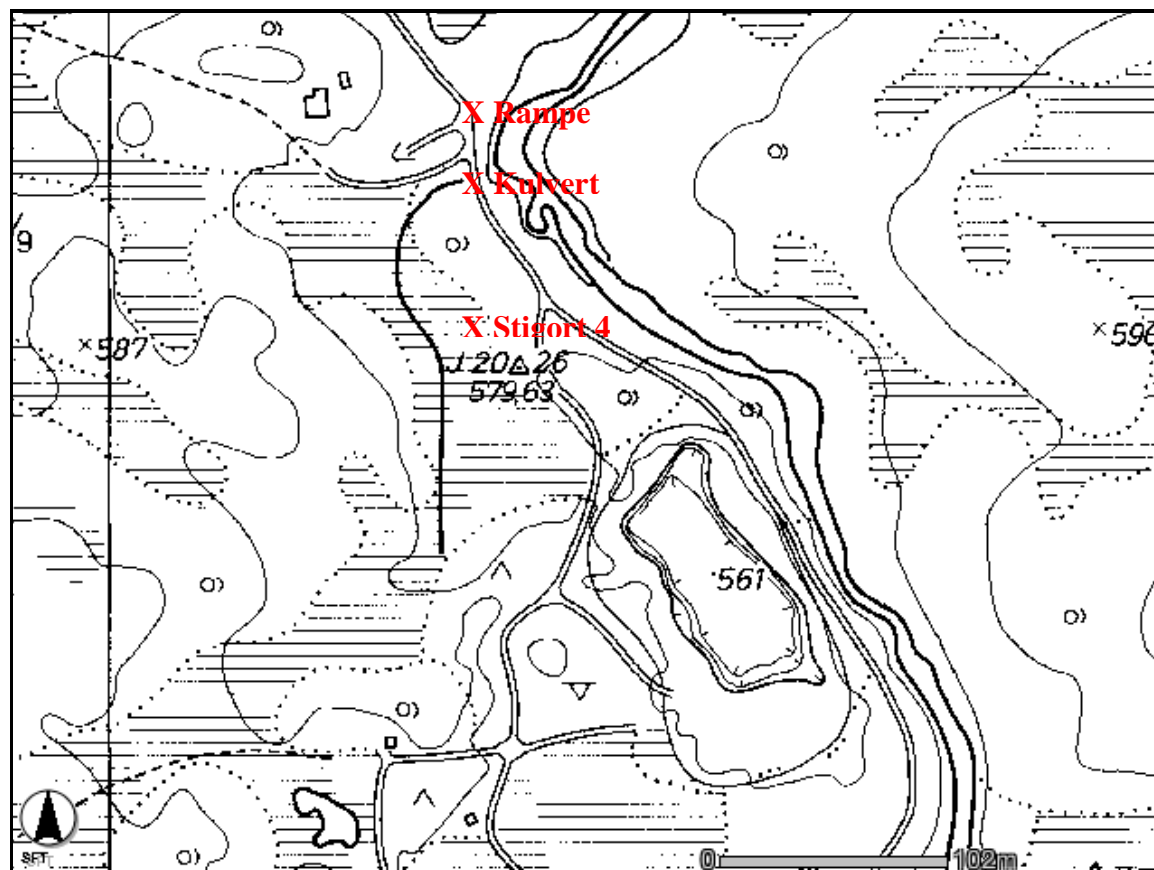
Resultatene fra disse prøvetakingene er samlet i tabell 19, tabell 20, tabell 21 og tabell 22 i vedlegg A bak i rapporten.

Orvasselva (Sjapmenjohke) som passerer forbi dagbruddet, ble også prøvetatt nedenfor dagbruddet og rampen før gruva fikk overløp. Det er utgående malm i elvebunnen og elva er derfor litt tungmetallpåvirket. Av tabell 20 ser en at konsentrasjonene økte for de fleste komponenter. Utslipp av gruvevann førte også til økte kalsiumkonsentrasjoner. Kobbernivået er nå ca. 10 x høyere enn det opprinnelige. Høy pH- og kalsiumverdi bidrar til å redusere giftvirkningen av kobber over for ørret.

I Orvatnet er kobberkonsentrasjonene lave (se tabell 19). Sinknivået viser imidlertid tydelig påvirkningen av utslippet fra gruva. Konsentrasjonene av kobber og sink var noe lavere i 2003 enn ved den første prøvetakingen i 1999. Innsjøen er imidlertid meget grunn slik at den har liten kapasitet til å fortynne tilførsler fra gruveområdet. En vil derfor kunne påvise en del variasjoner i konsentrasjonene avhengig av nedbørforholdene.

Lekkasjevannet fra rampen har pH-verdier over 7 (se tabell 21). I forhold til den første observasjonen i 1999 har konduktiviteten og dermed innholdet av oppløste salter økt. Lekkasjevannsmengden synes imidlertid å være forholdsvis stabil og omkring 1 l/s.

Prøve av overflatevannet i dagbruddet var noe surere i 2003 enn i 1999 (tabell 22), men dette har ikke hatt noen konsekvenser for metallinnholdet. Det ville imidlertid vært en fordel med analyse av et prøvesnitt i dagbruddet for å få et bedre inntrykk av forurensningstilstanden i selve bruddet.



**Figur 30.** Dagbruddsområdet med markering av prøvetakingssteder.

## 2.8 Undersøkelser ved Gjersvika gruve

Figur 31 viser et kartutsnitt der beliggenheten til gruveområdet er markert. I figur 32 viser et detaljkart over gruveområdet med markering av stoller og stigorter. Gjersvika gruve var i produksjon i årene 1993-1998. Malmen ble transportert til oppredningsverket ved anlegget i Joma. Gruva ble åpnet gjennom en hovedstoll (fra tidligere undersøkelser, se figur 32), en feltort mot øst, gammel stigort og en underliggende lasteort med 2 dagåpninger. Den øvre stigorten ble benyttet til ventilasjon. Høyeste strosse ligger på kote ca. 476. Laveste nivå ligger på kote 398, 20 meter under Limingen. Utdrevet volum er anslått til 105.000 m<sup>3</sup> (Haugen, A., 1995). Det er flere skjerp i området fra de første undersøkelsene. Etter avslutning av driften ble hovedstollen gjenstøpt med betongpropp. Gruva er under naturlig oppfylling med vann. Overløpet vil komme ved stigort, kote 463 pkt 3 på figuren.

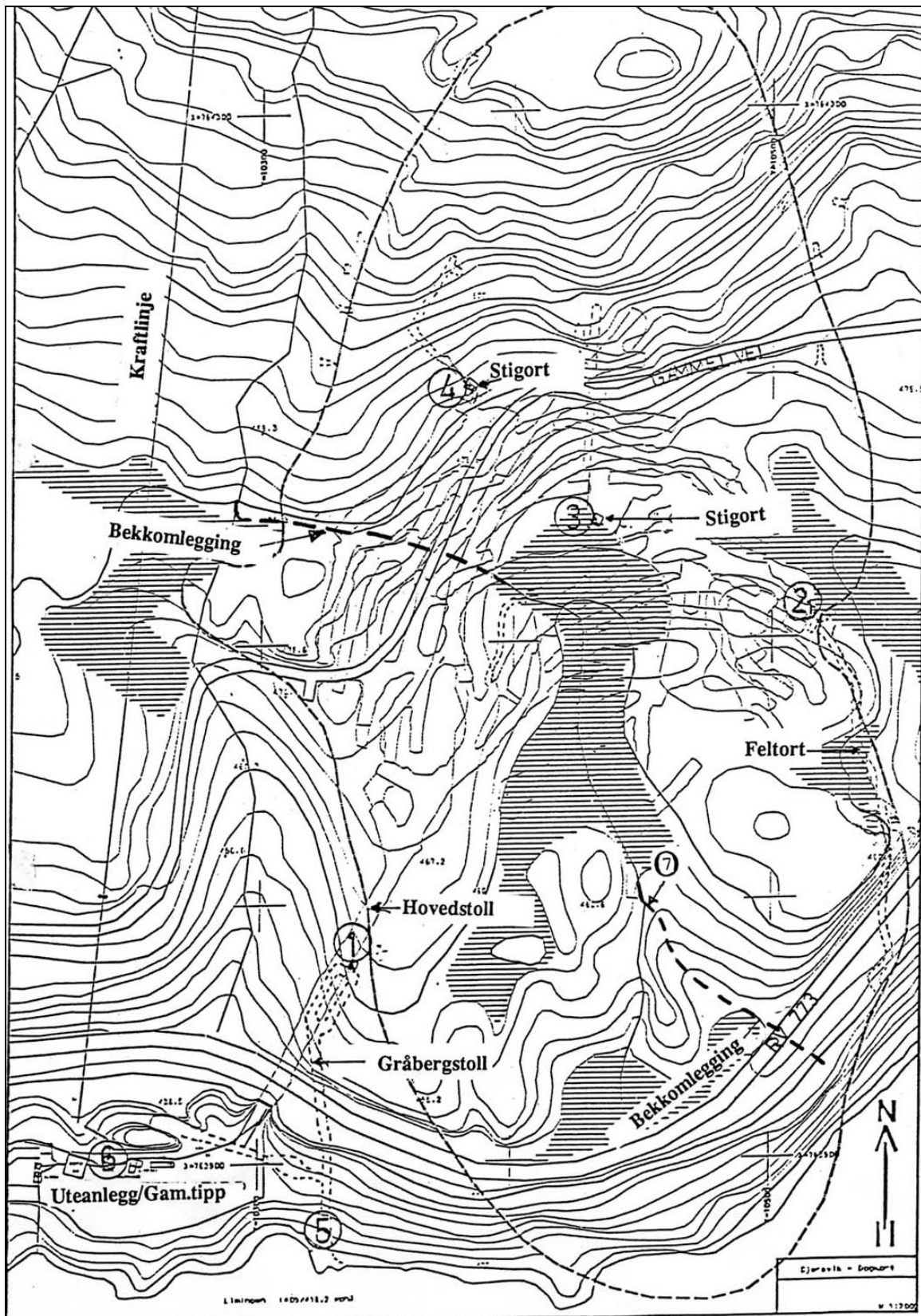
Både før og under driften ble det tatt en del kontrollprøver i området av tilløpselver til Gjersvika, bekker i gruveområdet som var påvirket av gammel forsøksdrift fra den første tiden (1910-1915), gruvevann under driften, samt prøvesnitt i Limingen utenfor gruveområdet. Gruveområdet er markert på kartutsnittet i figur 31. Etter at driften ble avsluttet, ble hovedstollen gjenstøpt.



Figur 31. Kartutsnitt med lokalisering av Gjersvika gruve.

Under en befaring til området den 20.08.2003 ble det tatt et prøvesnitt i Geitbergvika utenfor gruveområdet og vannstollen. Det ble også tatt en prøve av vannstollen som nå kun mottar drensvann fra områder utenfor betongproppen i hovedstollen. Resultatene fra prøvetakingene er samlet i tabell 24 og tabell 25 i vedlegg A. Her er også samlet årlige middelveier for de prøver som ble tatt av gruvevannet under driften (tabell 26).

Området omkring gruveanlegget er preget av sulfidmineraler i berggrunnen. Det er derfor en viss naturlig avrenning av tungmetaller til Geitbergvika og Limingen. Et par bekker som renner gjennom gruveområdet mottar også avrenning fra gammelt gruveavfall som ble deponert i området under den første forsøksdriften i 1912. Utenfor hovedstollen ned mot Limingen er også deponert en avfallstipp fra den første driftstiden. Tippen avgir noe sur, metallholdig avrenning. Under befaringen i 2003 var bekkene i området som drenerer overflatevann fra området tørre.



Figur 32. Kartutsnitt som viser gruveområdet i Gjernsvika

Gruvevannet ble gradvis mer metallholdig under den korte driftstiden. Sink var viktigste metall. Mest sannsynlig ville gruva etterhvert utviklet et surt drensvann dersom driften hadde pågått i lengre tid. Det vannet som nå renner ut av vannstollen (nedenfor hovedstollen) er nøytralt, men inneholder en del sink. Vannmengdene er imidlertid for beskjedne til at avrenningen har noen betydning for Limingen. Prøvesnittet som ble tatt i Limingen i 2003 viser som ved tidligere prøvetakinger et svært lavt tungmetallinnhold og tyder ikke på at tilførslene fra gruveområdet har noen betydning for vannkvaliteten i Geitbergvika og Limingen.

## 2.9 Forurensningstransport

### 2.9.1 Joma dagbrudd

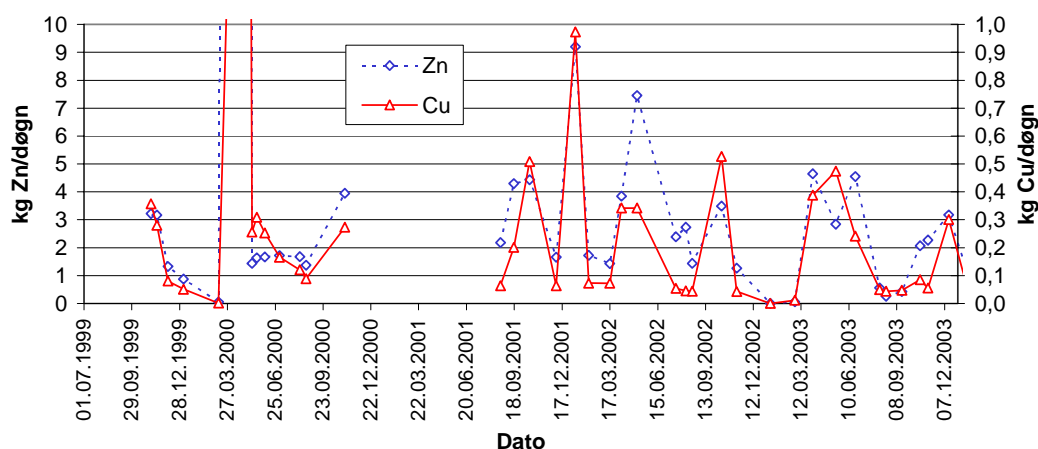
Ved denne stasjonen varierer konsentrasjonene mindre enn vannføringene. Ved hjelp av døgnmiddel-vannføringer kan døgnvannmengden beregnes. Årsavrenningen kan beregnes ved å summere alle døgnvannmengdene. Ved å multiplisere tidsveiet årsmiddelverdi for analyseresultat med årsavrenningen kan en få et godt anslag over årstransporten for noen viktige forurensningskomponenter.

**Tabell 3.** Årsavrenning og årstransport ved måleprofil for samlet avrenning fra dagbrudd.

Periode	År	Avrenning m <sup>3</sup>	SO <sub>4</sub> tonn/år	Fe tonn/år	Cu tonn/år	Zn tonn/år	Cd kg/år
15.10.99-19.10.00	1999-2000	1317531	135	0,80	0,12	2,83	11,9
23.08.01-23.08.02	2001-2002	645713	98	0,48	0,08	1,43	5,0
18.08.02-18.08.03	2003-2003	633038	65	0,68	0,06	0,68	3,0

I tillegg kommer tilførslene fra lekkasjen ved rampen. Vannmengdene er imidlertid her så beskjedne at dette bidraget er mindre enn usikkerheten i anslaget i tabellen ovenfor. Sinktransporten er f.eks mindre enn 100 kg/år. Tiltaket som ble gjennomført vinteren 2001 synes å ha bidratt til redusert transport.

Det kan også være av interesse å se på øyeblikksobservasjonene (døgntransporten). Figur 33 viser observasjonsmaterialet for kobber og sink for perioden 1999-2003.



**Figur 33.** Momentane transportverdier for kobber og sink ved målepunkt for samlet avrenning fra dagbrudd i perioden 1999-2003.

Målingene startet etter flomoverløpet våren 1999. Transporten var meget høy under vårflommen 2000. Resultatene for tiden etter tiltaket våren 2001 tyder på redusert transport av kobber og sink. Ved å ta ut overløpet fra gruva gjennom stigort 4 fører dette til at flomvann presser ut mer forenset vann i dagbruddet/gruva. Erfaringene fra tiltaket i 2001 som førte til en reduksjon i spesielt flomvannmengdene gjennom gruvesystemet ved at det ikke lenger kommer inn vann fra Orvasselva, kan ha ført til redusert metallavrenning. Mye tyder derfor på at det kan være gunstig å forsøke å ta ut overløpet som overflatevann fra dagbruddet. I flomperioder antas overflatevannet i dagbruddet å være mindre forurenset enn overløpet fra stigort 4.

## 2.9.2 Huddingselva

På grunn av reguleringen av nedbørfeltet til deponiområdet østre Huddingsvatn er det ikke mulig på noen enkel måte å foreta beregning av forurensninger fra deponiområdet til vestre Huddingsvatn med Huddingsvassdraget. Årsaken til dette er at vannstrømmen ved utløpet av østre del (st.6B) kan gå begge retninger over terskelen. For å få en oppfatning om størrelsesorden på transporten har vi valgt å benytte resultatene for stasjonen i Huddingselva (st.8). Vi har beregnet total årstransport i Huddingselva ved å multiplisere årlige tidsveiede middelkonsentrasjoner med korrigert normal vannføring ved stasjon 8. Hydrologiske data for Huddingselva (NVE, 1987) er samlet i tabellen under:

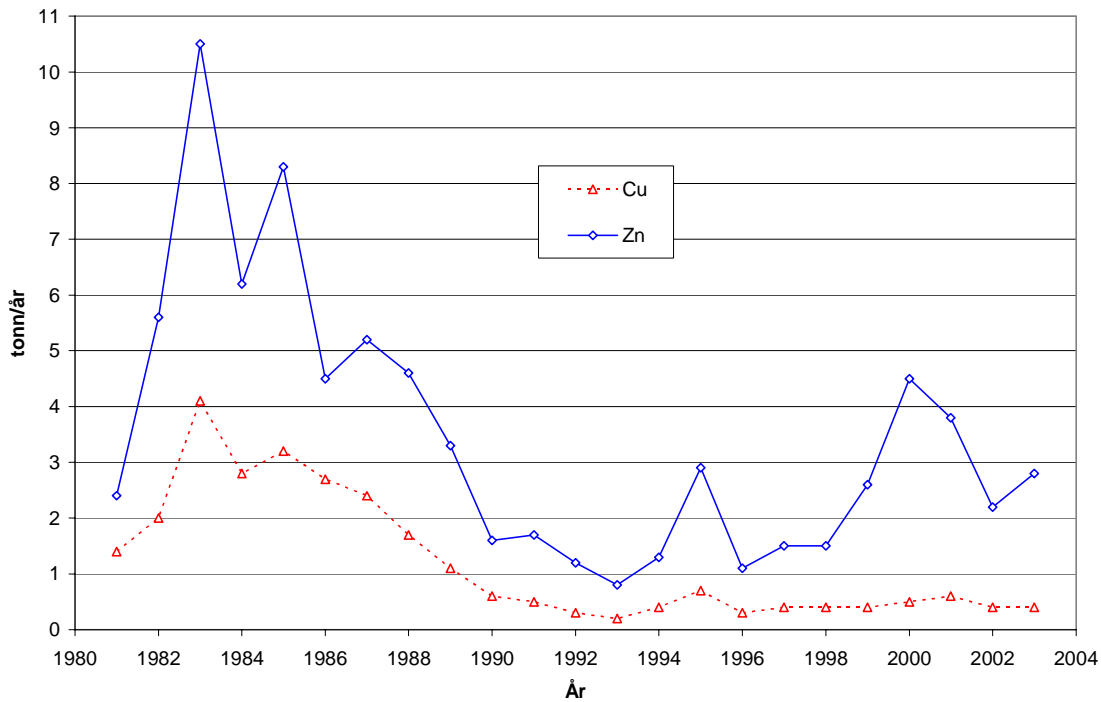
Kartref.	Nedbørfelt	Avrenningskoeff.	Norm. vannføring
33W VM 355972	169 km <sup>2</sup>	42,4 l s <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	7,16 m <sup>3</sup> /s

Korrigert vannføring er beregnet ved å multiplisere normalverdien med nedbørhøyde i % av årnormalen for den nærmeste nedbørstasjonen til Det norske meteorologisk institutt, 74320 Trones-Tromsstad. I året 2003 falt det 98,6 % av nedbøren i et normalår (normal 1961-90). Beregningene viser at det ble påvist en økt sinktransport fra gruveområdet i 1999 og 2000. Dette er også i samsvar med de observasjoner som ble gjort ved kildene. I tiden etter avtok sinktransporten igjen, sannsynligvis som følge av reduserte tilførsler fra dagbruksområdet.. Sulfattransporten er avtakende og avtok betydelig i 2002 og var også relativt lav i 2003 tatt i betraktning at avrenningen var betydelig høyere enn i 2002. Transportforløpet er en naturlig utvikling idet tilførslene fra avgangsdeponiet avtar slik som beregnet av Arnesen (1998). Avgangsdeponeringen tilførte Huddingsvassdraget betydelige mengder sulfat. Sulfattransporten fra deponiet vil sannsynligvis fortsatt avta noe i årene framover. På den annen side har tilførslene fra Orvasselva (dagbruksområdet) bidratt til økt transport, spesielt mht sink.

**Tabell 4.** Forurensningstransport i Huddingselva. Beregnet på grunnlag av tidsveiede middelværdier for konsentrasjon og korrigerede normalvannføringer.

År	Sulfat tonn/år	Jern tonn/år	Kobber tonn/år	Sink tonn/år	Kadmium kg/år
1981	1695	12	1,4	2,4	38
1982	2854	14	2,0	5,6	31
1983	3546	50	4,1	10,5	44
1984	1894	13	2,8	6,2	29
1985	3185	24	3,2	8,3	44
1986	2620	24	2,7	4,5	33
1987	2951	22	2,4	5,2	32
1988	3046	15	1,7	4,6	22
1989	1950	31	1,1	3,3	15
1990	1231	19	0,6	1,6	13
1991	1547	10	0,5	1,7	12
1992	1787	53	0,3	1,2	11
1993	1571	12	0,2	0,8	9
1994	2049	11	0,4	1,3	8
1995	2132	12	0,7	2,9	17
1996	2094	12	0,3	1,1	4
1997	2394	14	0,4	1,5	5
1998	2172	17	0,4	1,5	6
1999	1681	15	0,4	2,6	12
2000	1644	9,7	0,5	4,5	16
2001	1214	17	0,6	3,8	14
2002	817	9,1	0,4	2,2	7,3
2003	1002	9,6	0,4	2,8	8,5

De forutgående beregningene er beheftet med en del usikkerheter og bør derfor kun brukes for å gi informasjon om størrelsesorden av stofftransporten. For å få en oppfatning om bidraget fra deponiområdet må det dessuten korrigeres for naturlig bakgrunnstransport. Av tungmetallene er det bare sink som kan påvises i merkbare konsentrasjoner over bakgrunnsnivået. Dersom man antar at naturlig bakgrunnsnivå for sink er omkring  $2 \mu\text{g/l}$ , blir årstransporten av sink fra deponiområdet mindre enn 1 tonn/år. Beregningene viser forøvrig at tungmetalltransporten i vassdraget avtok etter at avstengningstiltaket mellom vestre og østre Huddingsvatn ble gjennomført i 1989.



**Figur 34.** Anslått årstransport av kobber og sink i Huddingselva.



## 3. Biologiske undersøkelser

### 3.1 Innledning

Den første biologiske befaring av Huddingsvassdraget med etterfølgende rapportering ble foretatt av NIVA i 1970. Senere er det gjennomført årlige befaringer av NIVA helt fram til 2003, dvs. en sammenhengende periode på 34 år. Tidligere hadde professor Erling Sivertsen ved det Kongelige norske vitenskapers selskab i Trondheim foretatt grundige biologiske undersøkelser med hovedvekt på fisk og bunndyr. Disse undersøkelsene ble påbegynt og avsluttet i 1969 (Sivertsen 1969), hvoretter hans sønn, cand.real. Bjørn Sivertsen, videreførte arbeidet med årlige befaringer fram til 1981. (Sivertsen, 1982). I tillegg har det ved enkelte anledninger vært fullført spesielle undersøkelser av andre personer og instanser. Her skal først og fremst nevnes undersøkelser av metallinnhold i fisk (Sørstrøm, 1985) og verdivurdering av fisket i vassdraget (Strand og Sanderud, 1981). Enkelte observasjoner og vurderinger er også utført av sakkyndige i forbindelse med rettslige vurderinger av skader på fisket. Det foreligger således et stort materiale over et langt tidsrom som beskriver utviklingen i de biologiske forhold i vassdraget.

I det følgende skal det gis en sammenfattende oversikt over de undersøkelser som er utført av NIVA i årene 1971-2003. Resultatene fra de andre undersøkelsene blir trukket inn der de kan belyse spesielle problemstillinger og utfylle NIVAs observasjoner.

### 3.2 Undersøkelsenes omfang

Undersøkelsene har hele tiden hatt til hensikt å gi et grunnlag for å kontrollere effektene av utslippene fra gruvevirksomheten til Huddingsvassdraget. Huddingselva var et meget godt aurevann og hovedvekten ble derfor lagt på å belyse eventuelle forurensningseffekter på fiskebestand og fisket, og biologiske forhold i tilknytning til det.

I de første årene var undersøkelsene av meget begrenset omfang fordi hovedansvaret for de biologiske undersøkelsene ble tillagt Bjørn Sivertsen. Etter hvert ble undersøkelsene trappet noe opp slik at NIVA også skulle ha et mer selvstendig grunnlag for å vurdere effektene på biologiske forhold.

Undersøkelsen har i hovedsak omfattet selve Huddingsvatn. Her er det utført et årlig prøvofiske med prøvegarnsett, bortsett fra enkelte år på midten 1980-tallet da forurensningene gjorde seg mest gjeldende. Fra denne tid og en periode utover ble også Huddingselva og Vektarbotn trukket inn i undersøkelsene. Fisken har vært undersøkt med henblikk på vanlige fiskebiologiske parametre som for eksempel alder, vekst, mageinnhold, kjønn, kjøttfarge og kondisjon. Enkelte år har det også vært foretatt analyser av metaller i fiskekjøtt og lever. I Huddingsvatnet har det i enkelte år vært tatt prøver av bunndyr, plante- og dyreplankton. Observasjoner av bunnvegetasjon er bare sporadisk gjennomført. I tilløpselvene Renseelva og til dels Orvasselva er det tatt prøver av bunndyr. Det samme gjelder Huddingselva hvor det også fra 1980 er fisket med elektrisk fiskeapparat. Det innsamlede materialet har vært bearbeidet med noe varierende grad av grundighet, bl.a. avhengig av situasjonen i vassdraget til enhver tid.

I årene fra og med 1999 ble også Orvatnet trukket litt med i undersøkelsene ved at det ble utført et årlig prøvofiske. I 1999 ble det også tatt prøver av plante- og dyreplankton. Befaringene i Huddingsvassdraget har i hovedsak vært gjennomført omkring 20. august og hatt en varighet av 2-3 dager i området. I de følgende avsnitt som omhandler resultatene vil det bli gitt en mer detaljert beskrivelse av anvendte metoder til enhver tid.

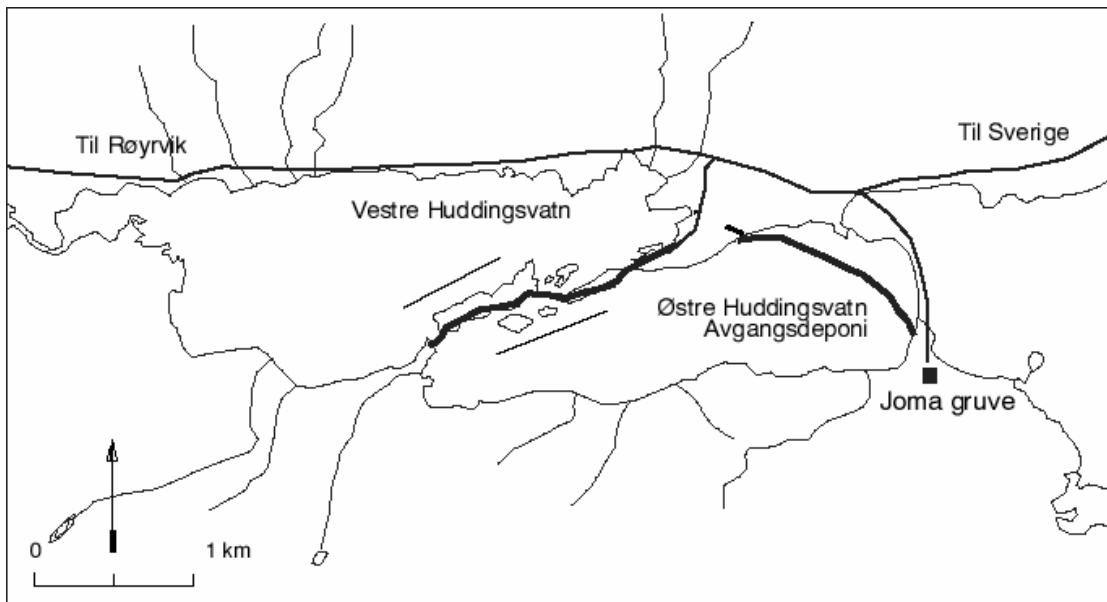
I 1983 ble det utarbeidet et programforslag med henblikk på å gjennomføre et større forskningsprosjekt i vassdraget. Det var mange spørsmål som ikke lot seg belyse på grunnlag av det meget begrensede kontrollprogram som var fastsatt. Det lot seg imidlertid ikke gjøre å skaffe midler til dette. Sakkyndige vurderinger av de erstatningskrav som i de senere år har kommet opp i forbindelse med tapt fiske viser at kontrollundersøkelsene ikke har hatt et omfang som kan gi fullstendige svar på slike spørsmål (Bjerknes et al, 2001). Det må understrekes at kontrollundersøkelsene heller ikke har hatt dette som formål. For øvrig henvises til de aktuelle årsrapporter.

### 3.3 Huddingsvatn

#### 3.3.1 Fisk

##### Metoder

Det er i alle år fisket med garnserier med forskjellige maskevidder på ulike steder i Huddingsvatn. I de første årene ble det fisket med fra litt varierende antall garn i seriene, men fra 1976 ble det fisket med den såkalte Jensen-serien, som består av maskeviddene 21, 26, 29, 35, 40, 45 og 52. Garnene er av monofilament (senegarn) og i lengder på ca 21m og dybde 1,5m. Disse settes fra land og utover mot dypet. Garnene har opp gjennom årene vært satt på mange forskjellige steder i østre og vestre Huddingsvatn. Faste garnplasser som har vært benyttet stort sett alle år er avmerket på figur 35. For å kunne observere utviklingen i fiskebestanden over tid, har fisket vært foretatt omtrent på samme tid (ca. 20. august) og på samme sted med en garnserie hvert år. I de første årene ble fisken veid, målt etc. på stedet, men etter hvert som fangstteknikken kom mer inn i bilde, ble fisken frosset ned og alle analysene foretatt i laboratorium. For alders- og vekstanalyser er hele tiden benyttet skjell. Mageanalysene er foretatt ved hjelp av binokularlupe på spritfiksert materiale. Fiskelengden er målt fra snute til halespiss på naturlig utstrakt fisk.



**Figur 35.** Garnplassering i Huddingsvatnet markert med strek på kartskissen. Vanlige sett.

##### Fangstresultater

I figur 38 er oppført resultatene av garnfiske med garn med fire utvalgte maskevidder. Disse garna har vært benyttet hele perioden fra 1970 på de angitte lokaliteter (figur 35). For sammenlikning er vist antall fisk og totalvektene for garnfiske med Jensen serien (8 garn) i vestre Huddingsvatn fra og med 1976 (figur 39). Figurene viser det samme bilde, dvs. at garnfangstene avtok sterkt fra 1976 og ut mot begynnelsen av 1980-årene. I midten av 1980-årene var fangstene på et lavmål. Det må her bemerkes

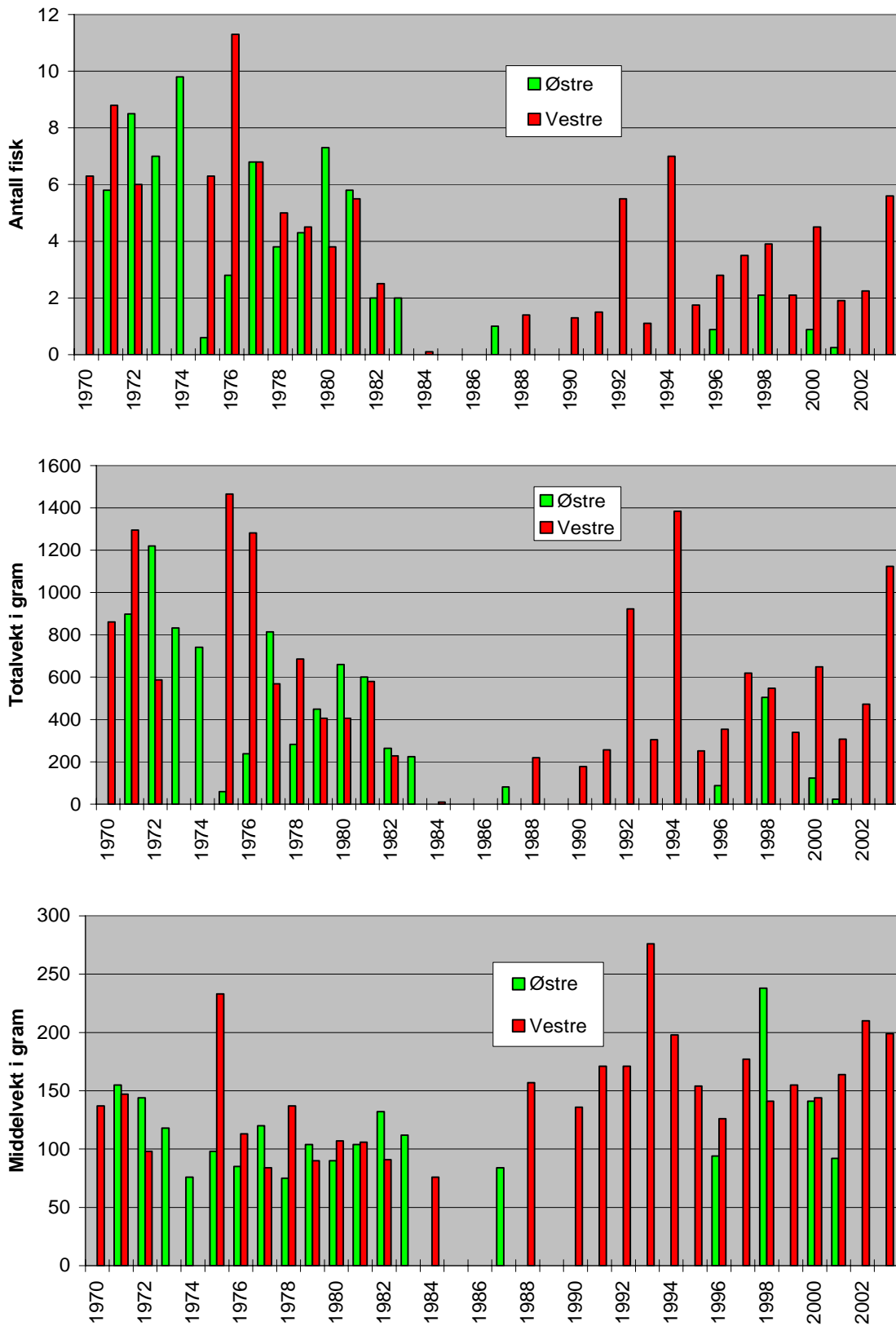
at det i en del år ikke ble fisket hverken i vestre eller østre Huddingsvatn. Tyngdepunktet for undersøkelsene ble da forskjøvet til Vektarbotn.



**Figur 36.** Garnfangst fra Huddingsvatn i august 2000. Øvre rekke vestre basseng, nedre rekke østre basseng (foto: E.R. Iversen).

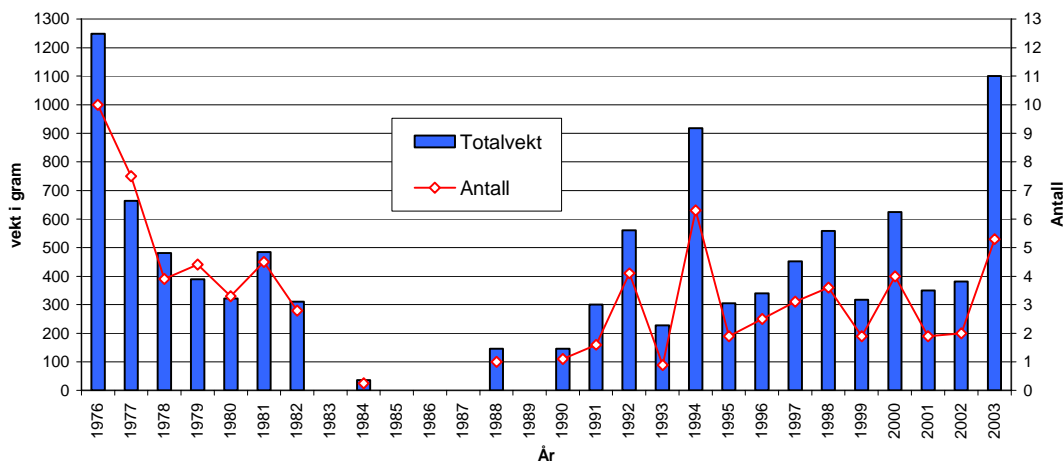


**Figur 37.** Den siste av de store? Tatt på garn i vestre Huddingsvatn august 1975 (foto E.R. Iversen).



**Figur 38.** Fangst pr. garnnatt i Huddingsvatnet i 1970-2003. Fire utvalgte maskevidder: 21, 26, 35 og 40 mm.

Mot slutten av 1980-tallet økte fangstene igjen, men stagnerte noe utover i 1990-årene på et lavere nivå enn de første årene fra 1971-1975. Totalvekten har i de beste årene ligget på vel 1200 gram pr. garnnatt, men svingningene har vært store. Disse årlige variasjonene skyldes nok for en vesentlig del vær- og klimaforhold.



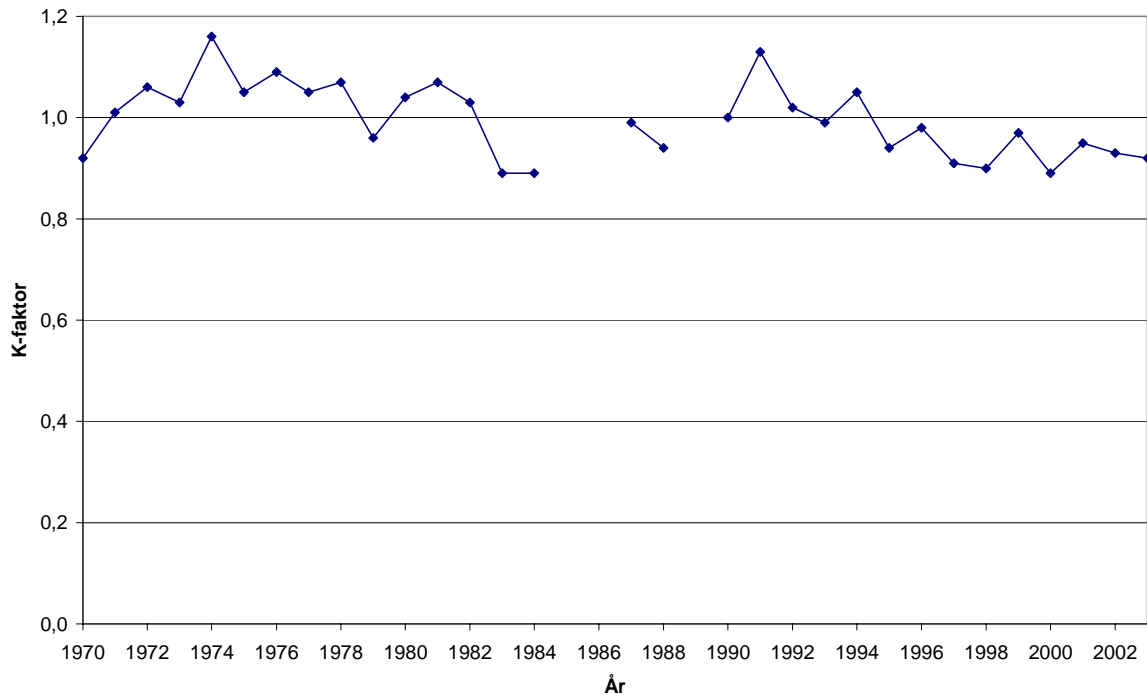
**Figur 39.** Fangst pr. garnnatt, Jensenserie. Vestre Huddingsvatn 1976-2003.

Om en sammenlikner fangstene i vestre Huddingsvatn fra før eller like etter at gruvedriften stanset og etterpå, vil en se at de beste siste årene 1992, 1994 og 2003 er omtrent på samme nivå som før gruvestart. Det er mulig at de gode fangstene i 1992 og 1994 ikke var et uttrykk for bedre forhold, men en økt bestand i vestre Huddingsvatn etter utvandring av fisk fra østre Huddingsvatn. Forholdene i østre basseng ble vesentlig forverret etter avstengningen av sundene i 1989 og noe fisk hadde det vært hele tiden i østre del av vannet. De lave fangstene i så vel 1999, 2001 og 2002 skyldes utvilsomt "dårlig fiskevær". I 2000 var det godt fiskevær (se figur 36), skyet og regn og det samme gjaldt i 2003. Fiskeværets betydning kan illustreres av fisket i 1999 da fangstene ble mer enn fordoblet (1,5-3,6 kg totalfangst) ved samme garnplassering (vanlig sett) andre natten av to påfølgende netter. Været skiftet da fra stille, klart til litt vind og overskyet neste natt.

Antall fisk og totalvekt i fangstene følger hverandre i grove trekk gjennom hele perioden. Middelvekten viser imidlertid et annet bilde. Den er helt klart høyere i perioden etter avstengningen. Dette skyldes at fangstene på de mest finmaskede garnene (21 mm) har avtatt. Det vil si at mengdene av småfisk er mindre, noe som henspiller på lav rekruttering. Beregninger etter en metode utarbeidet av Jensen (1979) tyder da også på at rekrutteringen har vært for liten i årene fra 1988 og utover. Dette kan ha sin naturlige forklaring idet det kan ta mange år før en tidligere bestand av aure som er nesten utradert kan komme opp til tidligere nivå. Dette skyldes bl.a. mange år før fisken blir kjønnsmoden og nye rekrutterer når opp i fangbar størrelse.

### Kondisjon og kvalitet

Fiskens kondisjonsfaktorer ( $K = \text{Vekt (g)} \times 100 / \text{lengde (cm)}^3$ ) kan gi et bilde av fiskens oppvekstmiljø og næringstilstand. Normalt for aure er omkring 1,0. Om en ser på fisk over 20 cm i perioden 1970-1972 (før gruvestart) var de gjennomsnittlige kondisjonsfaktorene henholdsvis 0,92, 0,98 og 1,04 for fisk over 20 cm i de tre årene (figur 40). I årene etter gruvestart fram til omkring 1999, har verdiene ligget omtrent på samme nivå. I årene fra og med 2000 har kondisjonsfaktorene ligget omkring 0,9. En forklaring på dette kan være at bestandene har økt med tendens til overbefolkning, dvs. at mengde fisk er for stor i forhold til næringstilbudet (som nå er dårligere enn før).



**Figur 40.** Kondisjonsfaktorer for aure fra Huddingsvatnet over 20 cm i årene 1970-2003.

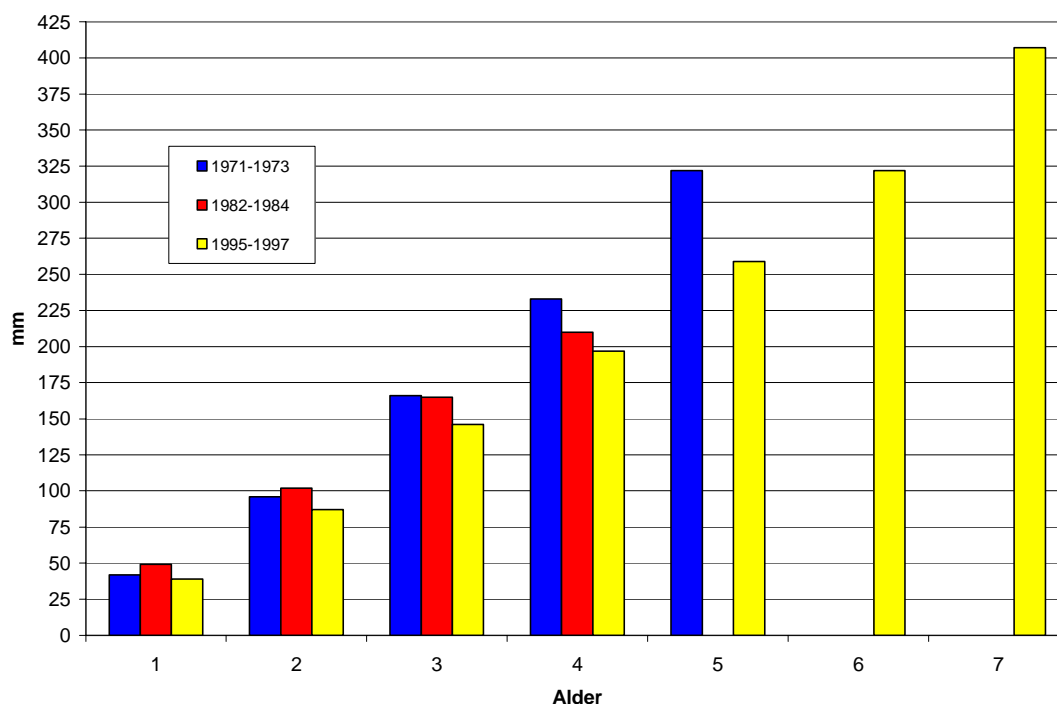
Fiskens kjøttfarge gjenspeiler også til en viss grad fiskens kvalitet i en innsjø som Huddingsvatnet. Fisken spiser i stor grad næringsdyr som gir rød kjøttfarge. Dette gjelder bl.a. det tidligere viktige næringsdyret marflo samt dyreplankton som hoppekreps og vannlopper. I alle år, både før gruvedriften startet og etterpå, har praktisk talt all fisk hatt rød eller lys rød kjøttfarge. Nyansene i farge har ikke vært vurdert nærmere.

### Alder og vekst

Alder og vekst har vært beregnet på grunnlag av skjellavlesninger. Dette er en relativt usikker metode, men kan benyttes til grove estimater av årlig tilvekst, og for yngre fisk også alder. Det er imidlertid ikke mulig å trekke sikre konklusjoner om mindre endringer i tilvekst over tid, økt eller minsket produksjon eller vekstforhold på grunnlag av slike data.

I figur 41 er oppført årlige lengder ved forskjellige alder for aure fisket ved tre forskjellige tidsperioder; 1971-73 (førsituasjon), 1982-84 og 1995-1997.

Det fremgår av figuren at tilveksten er størst i materialet av fisk fra førsituasjonen. Dårligst tilvekst synes det å være for fisk fra den siste perioden. Til resultatene er å bemerke at materialet omfatter fisk av forskjellig alder, dvs. at det såkalte Lees fenomen kan gjøre seg gjeldende. Det vil si at eldre fisk får gjennomsnittlig dårligere tilvekst enn yngre fisk. Det kan bero på et faktisk forhold, men også på en ren metodisk svakhet i forbindelse med feilavlesning av skjell. Om en ser bort fra dette, kan det se ut som om vekstforholdene var bedre i årene før graven startet opp. Forskjellene var imidlertid små i de fire første leveår. Her må en også være oppmerksom på at en stor del av auren i Huddingsvatn lever i tilløpselver (Renselelva m.fl.) i de 2-3 første leveår. Disse oppvekstområdene har ikke vært påvirket av forurensninger. Forskjellen i tilvekst er størst i de senere leveår, men her er materialet lite fordi fisk med avlest alder over 5-6 år er forholdsvis sjeldne.



**Figur 41.** Gjennomsnittlig lengde ved forskjellig alder (vintre) for aure fra Huddingsvatn.

Ut fra betraktninger om forurensningsforholdene slik de har vært og fortsatt er, er det naturlig å vente en bedre tilvekst før gruvestart, noe som materialet synes å vise. Tilgangen på næring var da vesentlig bedre enn den er i dag. En faktor som imidlertid har betydning er bestandens størrelse. En redusert bestand vil resultere i at det blir færre fisk om tilgjengelig næring og dermed bedre vekst for enkeltfisk, selv om totalproduksjonen er mindre. Bestandens størrelse før og nå er ikke bestemt. Det kan som tidligere nevnt ta relativt lang tid før en sterk redusert bestand bygger seg opp til et tidligere normalnivå, selv om forholdene for øvrig er normalisert.

### Mageprøver

Stort sett har det vært tatt prøver av fiskens mageinnhold gjennom hele perioden fra 1970-2003. Hva fisken spiser gjenspeiler også i stor grad hvilke dyr som finnes, både på bunnen og i vannmassene. Auren er en opportunist som spiser det meste av tilgjengelige dyr av passende størrelse. Det har vist seg for bl.a. marflo at dersom den ikke blir funnet i fiskemagene, er det liten sjanse for å finne den i bunndyrprøver tatt opp med bunnhentere.

I tabell 5 er oppført prosentandel fisk med forskjellige næringsgrupper i mageinnholdet (frekvensprosent) i årene 1971-2003. Tallene viser ikke noe om hvilke kvanta hver enkelt fisk har spist, men hvor ofte vedkommende næringsgruppe er spist. Det fremgår av resultatene at marflo forekom relativt hyppig, i 42 % av fiskene i 1975 i vestre Huddingsvatn. I østre Huddingsvatn forsvant dette næringsdyret praktisk talt fra prøvene allerede i 1974. I 1976 var det også borte i NIVAs prøver fra vestre Huddingsvatn. Senere har ikke dette viktige næringsdyret vært funnet i fiskemagene fra Huddingsvatn. Linsekreps, også et viktig næringsdyr, var borte i en lang periode etter 1973, men dukket opp igjen noen ganger i 1990-årene. Plankton-krepsdyr som har vært en meget viktig næringsgruppe, var borte noen år på midten av 1980-tallet, men har i de senere år vært den viktigste gruppen. I 1980-årene ble det stort sett bare funnet diverse insekter som f.eks. vårfluer og forskjellige landinsekter. For øvrig har også døgnfluer, fjærmygg, snegl og muslinger vært funnet år om annet.

**Tabell 5.** Mageinnhold i aure fra Huddingsvatn 1971-2003. Frekvensprosent. N = antall fisk. 1971-74 og 1983-87.

År	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1987	1988	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
N	37	46	31	30	28	12	41	25	20	50	24	25		2	5	8	9	13	33	7	45	15	20	25	29	44	32	40	38	84
Gruppe																														
Marflo	16	9	29		42																									
Linsekreps	35	20																	21	14			25		7					
Planktonkreps	16	54	10	57	15	65	78	80	5	60	17						44	85	64	43	69	20	55	8	34	61	47	65	47	2
Døgnfluer		15		7								8											5	4			3			3
Vårfluer	3	13	35		4	2	7	28	35	13	29	36	38		40			8	18		7	20	20	16	38	9	13	18	8	6
Biller					12		2	4	20		13	8								3			5	4						
Fjærmygg		7	10	3	4		10					4										7	10		3	5		8	2	
Insekter, div.	14	39		37	54	19	17	28	10	13	8		50		20		67	8	18	14	51	33	40	16	17	18	19	48	50	38
Muslinger						7		4			4																			
Snegl					12	4		8	5			4									2					2	3	5	0	1
Fisk												4				38	11	8	3		2	13	5	24	3	25	16	5	29	8
Landorganism.							7	12	25	7	4	52		100	40	8					14		20	8		23				
Antall grupper	5	7	4	4	7	5	6	7	6	4	6	7	2	1	3	2	3	4	6	4	5	5	8	7	6	7	6	5	5	7



### 3.3.2 Bunndyr

Bunndyr ble samlet inn fra Huddingsvatn hele perioden fra 1970 til 1979 samt i 1982. Det ble inntil 1979 brukt en Van Veen grabb, dvs samme type som tidligere var brukt av Erling Sivertsen, senere Bjørn Sivertsen. I 1982 ble det benyttet en Ekman-grabb. Prøvene ble tatt på forskjellig dyp og det henvises her til de enkelte års prøvetakinger. I tabell 6 er oppført mengdene av en del viktige grupper pr. m<sup>2</sup> på en 2-3 m dyp fra vestre Huddingsvatn ved Kjernes i perioden 1970-82. Det fremgår her at marflo ble borte fra prøvene fra og med 1978 i vestre Huddingsvatn. I østre basseng ble marflo siste gang funnet i 1973. Snegl, muslinger, krepsdyr og enkelte insektgrupper ble bare sporadisk funnet etter 1978. Børsteormer, fjærmygg og vårfluelarver syntes å være gruppene som klarte seg best. I årene 1991-1995 ble det igjen tatt stikkprøver på 2-3 m dyp med Van Veen grabb i vestre Huddingsvatn ved Kjernes. Det ble da påvist fjærmygg, børsteormer og vårfluelarver i de fleste år, mens av marflo bare ble funnet ett eneste eksemplar i 1994.

**Tabell 6.** Bunndyr fra vestre Huddingsvatn ved Kjernes, 1971-1982, mg/m<sup>2</sup> (halvtørr vekt).

	1971	1972	1973*	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1982
Børsteormer	1474	643	1360	1345	1235	1248	2571	1946	51	870
Snegl og muslinger	82	59		44	62	336	170	102		
Vårfluer	36	177	1120							
Fjærmygg	31	72		89		58	79	914		310
Marflo	3570	1757	130	48	84		4			

\*Østre Huddingsvatn.

Bunndyrundersøkelsene viser god overensstemmelse med mageprøvene av fisk. Fra mageprøvene forsvant marflo allerede i 1974 i østre Huddingsvatn. Dette samsvarer helt med bunndyrprøvene. I vestre Huddingsvatn ble dette næringsdyret borte fra mageprøvene i 1976, mens de ble funnet i bunndyrprøvene til og med 1977. Senere er marflo hverken funnet i fisk eller bunnprøver, bortsett fra det ene eksemplaret fra en bunnprøve i 1994. Det er sannsynlig at dette også gjelder for enkelte andre bunndyr som har mindre betydning som fiskenæring og opptrer fåtallig også i naturtilstanden.

### 3.3.3 Dyreplankton

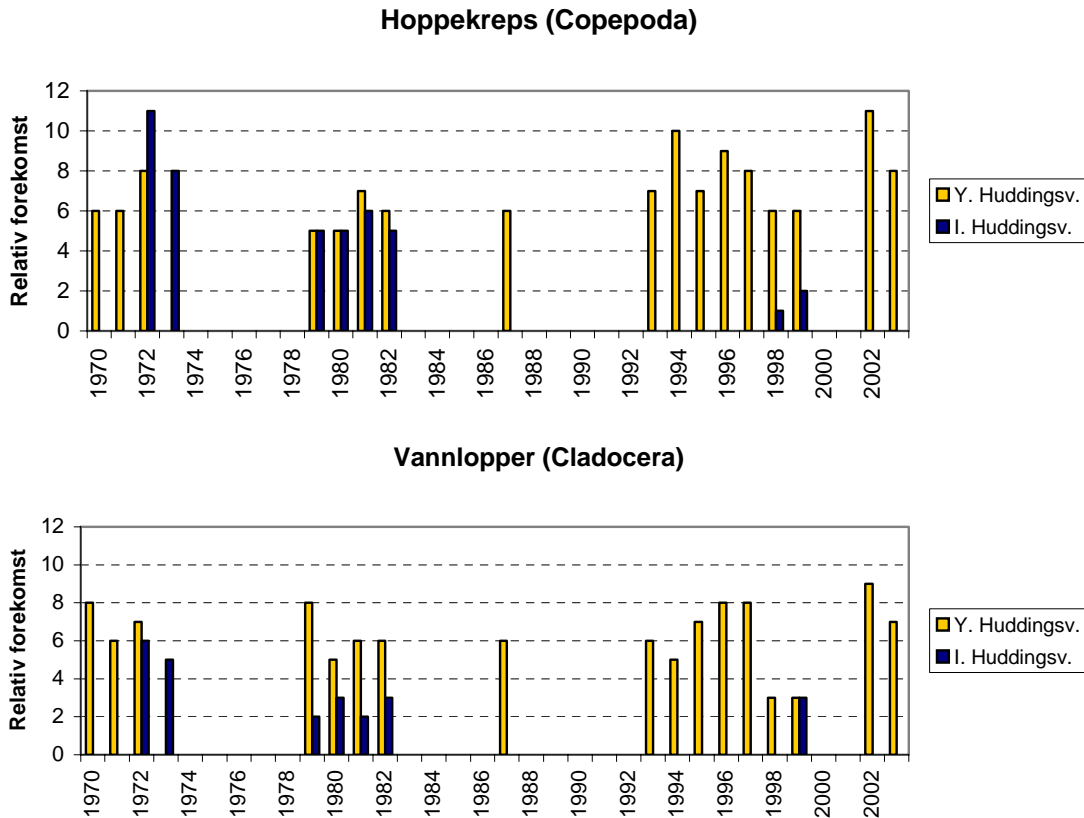
De første observasjonene av dyreplankton i Huddingsvatn er fra perioden 1970-73. Siden har det blitt samlet inn prøver i perioden 1979-82, i 1987, i perioden 1991-1999 og i 2002-2003. Prøvene har blitt samlet inn i august, og flest observasjoner er gjort i vestre basseng. I hovedsak er prøvene tatt som vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-10 m ved alle tre lokalitetene. Håvtrekk gir et godt bilde av artssammensetning og dominansforhold i dyreplanktonet (kvalitativ metode), men bør betraktes som en relativt usikker metode med hensyn til mengder og biomasse (kvantitativt). Analysene er utført av flere personer opp gjennom årene, og framstillingsmåten i tabeller osv. har variert en del. For å kunne illustrere og vurdere utviklingen over tid, har vi derfor forsøkt å vise den relative forekomsten av grupper og arter av dyreplankton for hele perioden (figur 42 og tabeller i vedlegg B). De enkelte artene gis et vekttall fra 0 til 3 der 0 = ikke funnet, 1 = få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. Innen krepsdyrplanktonet vil en i en "normal", næringsfattig innsjø i denne regionen forvente å finne 1-2 dominerende arter, 1-2 vanlig forekommende arter og 1-2 arter med få individer, for hver av hovedgruppene hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera). Det betyr at en for begge hovedgruppene forventer å få en sum relativ forekomst på minimum ca. 6.

På begynnelsen av 1970-tallet hadde krepsdyrplanktonet i Huddingsvatnet en normal sammensetning karakteristisk for næringsfattige innsjøer i begge bassengene i Huddingsvatnet. Vanlige eller dominerende arter var hoppekrepsene *Heterocope saliens*, *Acanthodiptomus denticornis*, *Arctodiptomus laticeps* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina* og

*Bosmina longispina*. I perioden 1979-1982 skjedde det en markert utarming av krepsdyrplanktonet i Østre Huddingsvatnet. Artene *H. saliens*, *A. denticornis* og *D. longispina* ble praktisk talt borte, mens *H. gibberum* og *B. longispina* fikk betydelig reduserte individantall. Vestre Huddingsvatnet hadde et i hovedsak normalt sammensatt krepsdyrplankton på denne tida, men *D. longispina* forsvant også her mot slutten av perioden. Hverken denne eller andre *Daphnia*-arter var til stede i Vestre Huddingsvatnet i 1987 heller, men for øvrig hadde dyreplanktonet en normal sammensetning ved denne lokaliteten i 1987. I 1993 dukket *D. longispina* opp igjen i Vestre Huddingsvatnet, og biomangfoldet økte noen år framover inntil slutten av 1990-tallet da det ble observert en markert tilbakegang spesielt blant vannloppene. I 1998-99, som er de siste årene vi har observasjoner fra i Østre Huddingsvatnet, var dyreplanktonet sterkt utarmet på denne lokaliteten. I 1998 ble det bare funnet noen få individer av cyclopoide hoppekreps og hjuldyr. De to siste årenes observasjoner fra Vestre Huddingsvatnet (2002-2003) viser derimot et naturlig sammensatt og relativt artsrikt dyreplanktonsamfunn her. Det ble funnet 4 arter calanoide hoppekreps, 1 cyclopoide hoppekreps og 4 vannlopperarter i til dels betydelige individantall og i tillegg 5 arter av hjuldyr.

Krepsdyrplankton er antagelig viktig føde for fisken i Huddingsvatnet. I en prøve av mageinnhold fra ørret (blandprøve fra 5 fisk) i 2003 dominerte vannloppene *Daphnia longispina* og *Daphnia galeata*, mens *Bythotrephes longimanus*, *Bosmina longispina*, overflateinsekter (tovinger) og kjøttrester av fisk (antagelig ørekyt) også var representert. Predasjonspresset på krepsdyrplanktonet fra planktonspisende fisk vurderes likevel som moderat ettersom krepsdyrplanktonet var dominert av relativt storvokste arter. Økende predasjonspress fører vanligvis til at sammensetningen forskyves mot økende dominans av småvokste arter og former. I Vestre Huddingsvatnet var middellengdene av voksne hunner av *H. gibberum*, *D. longispina* og *B. longispina* henholdsvis 1,64 mm, 1,74 mm og 0,69 i håvtrekkprøven fra 2003.

Det synes rimelig å sette utarmingene av dyreplanktonet i Huddingsvatnet i sammenheng med forurensning fra gruvevirksomheten. Skader på dyreplanktonet kan ha oppstått både på grunn av perioder med høyt innhold av uorganiske partikler eller høye konsentrasjoner av tungmetaller som sink og kobber eller en kombinasjon av disse faktorene. Karakteristiske trekk ved metallforurensninger er redusert artsantall (artsdiversitet) og forenklet næringsnett innen dyreplanktonet (se f. eks. Schartau et al. 1997 m. referanser). Vannloppene har vist seg å være mer sensitive for høye konsentrasjoner av metaller enn hoppekreps, og blant vannloppene reknes daphniene som mest følsomme. Videre synes calanoide hoppekreps å være mer sensitive enn cyclopoide hoppekreps. Toksiske effekter av kobber og sink på dyreplankton kan forventes ved konsentrasjoner høyere enn ca. 70-100 µg Zn/l og ca. 3-20 µg Cu/l (Biesinger & Christensen 1972, Lydersen & Löfgren 2000). Faktorer som surhetsgrad og humusinnhold i vannet har imidlertid også stor betydning for hvilke konsentrasjoner av tungmetaller som forårsaker toksiske effekter. Nyere undersøkelser kan tyde på at konsentrasjonen av kobber trolig må være høyere enn ca. 35-50 µg/l ved tilsvarende pH og humusinnhold som i Huddingsvatnet før toksiske effekter på vannlopper inntreffer (Schampelaere & Janssen 2004).



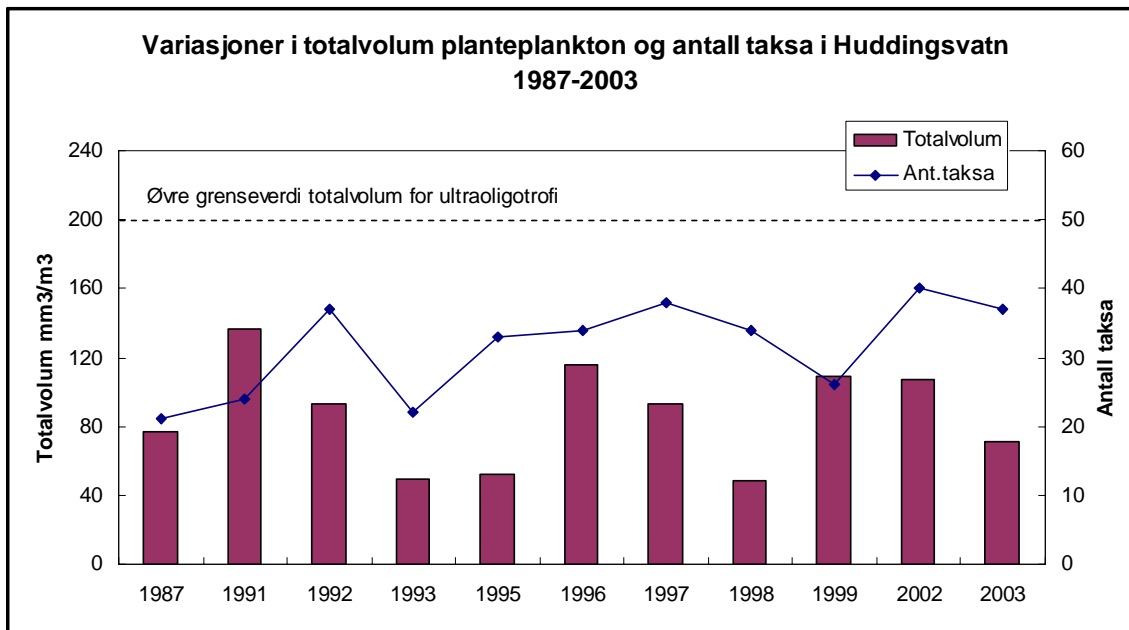
**Figur 42.** Relativ forekomst av hoppekreps og vannlopper i østre (I) og vestre (Y) Huddingsvatnet i perioden 1970-2003. I østre basseng er undersøkelser gjort i 1972-73, 1979-82 og 1998-99. I vestre basseng er undersøkelser gjort i 1970-72, 1979-82, 1987, 1993-99 og i 2002-2003.

Vurderer en disse nivåene mot analyseresultatene av kobber og sink i vassdraget, ser en at gruvevannet (st. 2) har hatt konsentrasjoner (særlig av sink) som langt overstiger de nivåene der en kan forvente gifteffekter. I tillegg har vannet hatt så høyt innhold av uorganiske partikler at det ville kunne virke skadelig på dyreplanktonorganismer (jfr. Hessen 1992). Gruvevannet fortynnes betydelig i Huddingsvatnet og mye av partiklene sedimenterer her. Likevel har konsentrasjonene spesielt av sink i perioder vært så høye at dette kan være en sannsynlig forklaring på utarming av dyreplanktonet i innsjøen (først og fremst østre basseng). Når dyreplanktonet i vestre basseng ser ut til å ha hatt en normal sammensetning i de senere årene, kan det tyde på at vannkvaliteten der ikke har vært så dårlig at den har forårsaket skadeeffekter av betydning på denne organismegruppen.

### 3.3.4 Planteplankton

I perioden 1987 til 2003 ble det samlet inn og analysert én kvantitativ planteplanktonprøve fra Huddingsvatn, vestre del, de fleste årene. Prøvene ble samlet inn i august hvert år. Da bare én prøve ble samlet inn fra hver vekstsesong, varierer resultatene noe fra år til år, avhengig av forholdene de enkelte årene. Det er heller ikke gitt at prøvene representerer et maksimum for algebiomasse eller algevolum hvert år. På tross av dette viser resultatene fra år til år (figur 43) gjennom hele perioden ultraoligotrofe, svært næringsfattige vannmasser. Registrert totalvolum varierte mellom 48 og 137  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  ( $\approx \text{mg}/\text{m}^3$  våtvekt). Dette er godt under øvre grense for planteplanktonvolum i ultraoligotrofe

vannmasser. Den er på  $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  (Brettum, 1989). Antall arter/taksa var også svært beskjedent i hele perioden, varierende mellom 21 og 40.



**Figur 43.** Variasjoner i totalvolum planteplankton og antall taksa i Huddingsvatn i perioden 1987-2003

Gjennom hele perioden er det gruppen Chrysophyceae (gullalger) som har vært den dominerende og utgjort 40-50 % av det samlede planteplanktonvolum. Viktigste arter/taksa innen denne gruppen har vært ulike chrysonader. Andre grupper som til tider utgjør en relativt stor del av det samlede planteplanktonvolum, er gruppen Cryptophyceae (svelgflagellater) hovedsakelig med artene *Cryptomonas* spp., *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas lacustris*, og gruppen Dinophyceae (fureflagellater) med artene *Gymnodinium lacustre* og *Peridinium umbonatum* (= *P. inconspicuum*). En gruppe som ofte utgjør en vesentlig del av det samlede planteplankton i slike svært næringsfattige vannmasser er gruppen "µ-alger". I slike vannmasser kan de utgjøre fra 10-20 % av biomassen. Gruppen omfatter små, ikke nærmere bestemt, former med diameter 2-4 µm. Nærværet av cryptomonadene *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas lacustris* viser at vannmassene i Huddingsvatn ikke er spesielt sure.

Før 1987 ble det gjort noen spredte planteplanktonobservasjoner også i 1977 og 1980. Disse er imidlertid basert på kvalitative håvtreksprøver, og kan dermed ikke sammenlignes med de kvantitative prøvene fra 1987-2003. De få artene (store former) som ble registrert i disse tidlige prøvene er imidlertid arter som er vanlige i næringsfattige vannmasser, og dermed viser at vestre del av Huddingsvatn også da var lite påvirket.

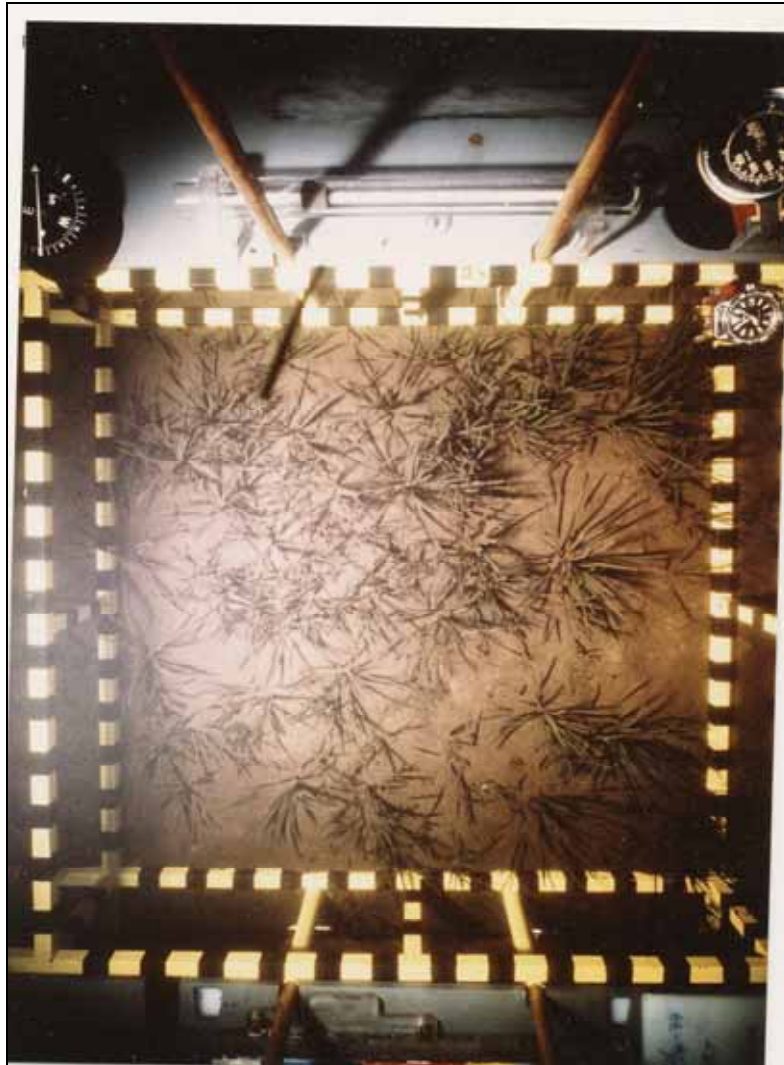
Selv om analysegrunnlaget er lite, viser planteplanktonresultatene, både med hensyn til mengden og den registrerte sammensetningen av arter/taksa, naturlige forhold for svært næringsfattige, upåvirkete vannmasser.

### 3.3.5 Overlevingsforsøk med marflo i flotasjonsavgang

I forbindelse med at marflo forsvant, ble det i 1975 utført et forsøk med marflo i flotasjonsavgang. Hensikten var å konstatere eventuelle akutte eller kroniske effekter som kunne forklare det som skjedde i Huddingsvatnet. Resultatene var ikke helt entydig, men viste at det var totalt 40 % dødelighet av marflo i testakvarier med fra 10-50 ml/avgang i løpet av 70 dager. I kontrollen var det ikke dødelighet. Det ble konkludert med at slammene hadde en skadelig effekt, men det var usikkert om dette var en kjemisk eller fysisk effekt.

### 3.3.6 Dykkerundersøkelser

I 1977 ble det gjennomført en dykkerundersøkelse i Huddingsvatn. Det viste seg da at det på 1-3 m dyp i østre basseng lå et lag med grått slam. Sikten var bare ca 1 m. Det fantes enkelte tuster med nedslammet brasmegras, men ingen bunndyr (marflo, insektlarver og lignende) ble funnet. I vestre Huddingsvatn i en bukt ved vestenden besto bunnlaget av fin lysebrun sand. Sikten var her ca 7 m. Vegetasjonen besto vesentlig av brasmegras, men også andre arter fantes. Blærerot kom inn fra ca 3 m. Bare enkelte individer ble funnet ned til 4 m. Heller ikke her ble det observert dyreliv enda det ble spesielt søkt etter dette. Det var på dette tidspunkt således stor forskjell på østre og vestre Huddingsvatn når det gjaldt slampåvirkning overfor vegetasjonsforholdene.

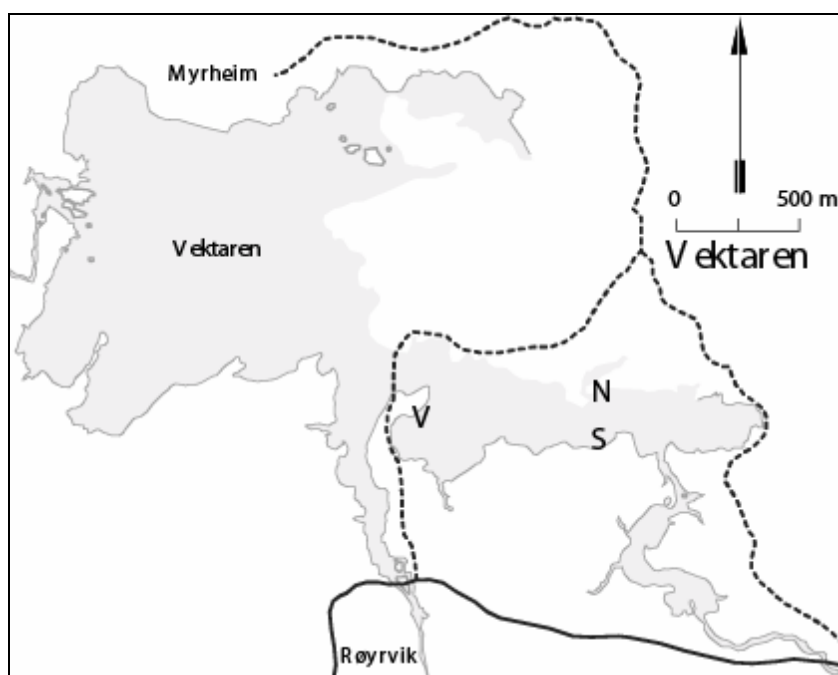


**Figur 44.** Brasmegrasvegetasjon i vestre Huddingsvatn (vestenden - 2,8 m dyp) i juni 1977. Tilmærmet upåvirket av avgangsutslippet (foto: Knut Kvalvågnes).

## 3.4 Vektarbotn

### 3.4.1 Innledning

For di en i begynnelsen av 1980-årene mente å ha observert virkninger av forurensningene fra Grong Gruber nedover Huddingselva i Vektarbotn (indre del av Vektarbotn) ble det fra NIVAs side i 1982 påbegynt biologiske undersøkelser også i denne del av vassdraget. Bjørn Sivertsen hadde allerede i 1980 innledet fiskeundersøkelser i Vektarbotn, men disse ble avsluttet etter bare to år i 1981. Undersøkelsene hadde – som i Huddingsvatn – til hensikt å påvise eventuelle forurensningsvirkninger og følge utviklingen videre. Undersøkelsene ble fortsatt frem til og med 1997 av NIVA. I dette tidsrommet ble det foretatt årlige befaringer på samme tid som i Huddingsvatn. De biologiske undersøkelsene besto i prøvefiske med ”Jensen-garnserier” på en eller flere lokaliteter i Vektarbotn. Ved en anledning ble det også fisket i Vektaren. I tillegg ble det tatt prøver av plante- og dyreplankton i enkelte år. I det følgende skal det gis en kortfattet fremstilling av resultatene fra disse undersøkelsene.

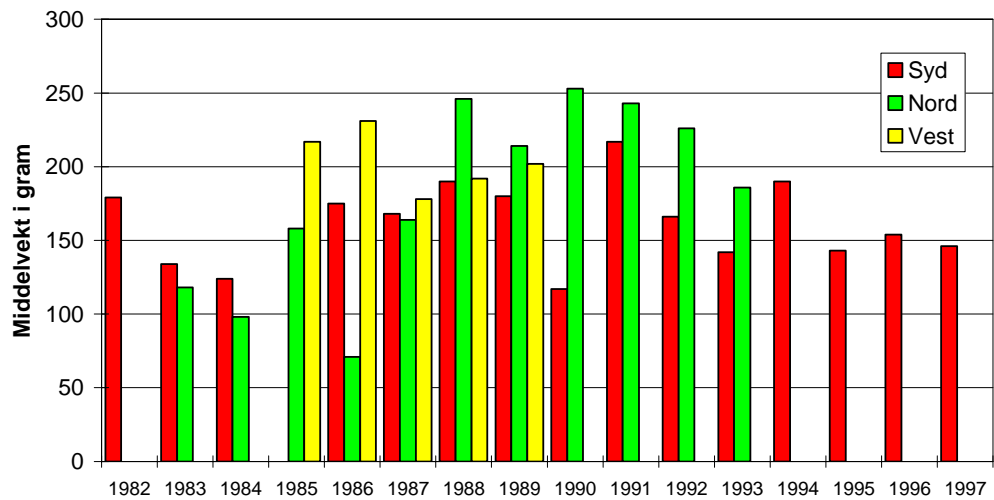
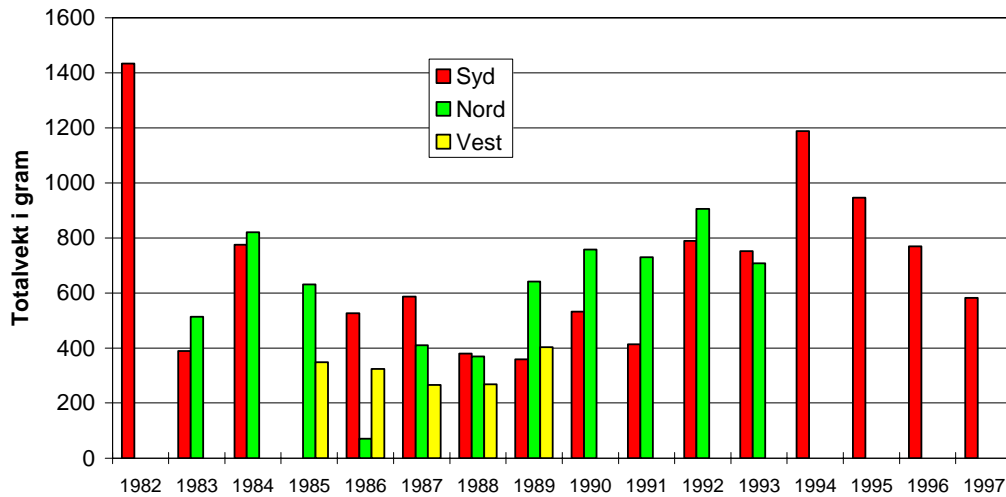
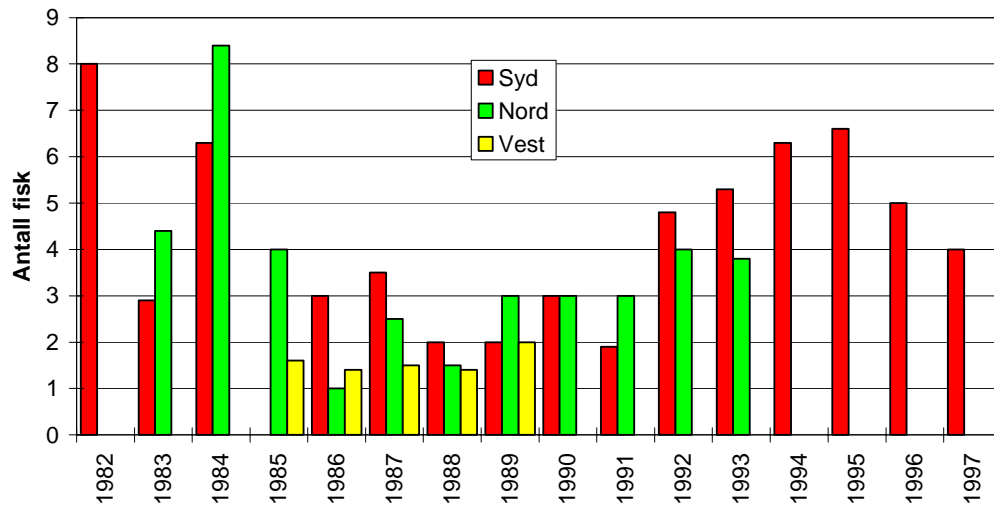


**Figur 45.** Garnplasseringer i Vektarbotn. N = nord, S = syd, V = vest

### 3.4.2 Fisk

#### Fangstresultater

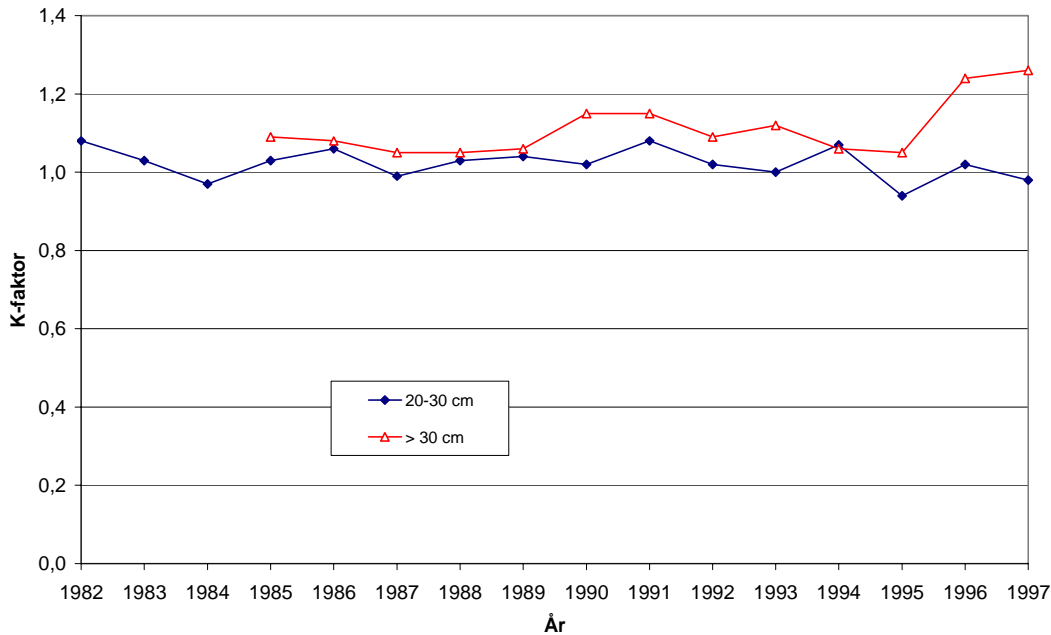
I figur 45 er angitt garnplasseringer i Vektarbotn på tre lokaliteter som er betegnet nord, syd og vest. Lokaliteten syd ble fisket hvert år, noe som framgår av figur 46 hvor fangstene pr. garnnatt på ”Jensenseriene” er avsatt. Totalbildet er at fangstene gikk noe ned i siste halvdel av 1980-årene for så å ta seg noe opp på 90-tallet. Fiskens middelvekt hadde en motsatt trend med høyere vekt på 80-tallet. Nedgangen i totalvekt og antall fisk på 80-tallet kan ha hatt en sammenheng med forurensningene som var på det verste på denne tiden før avsteningene av Huddingsvatnet (1988): At middelvekten øker skyldes mindre andel av småfisk i fangstene, noe som kan ha hatt sammenheng med sviktende rekruttering. Den betydelige forurensning i disse årene av Huddingselva, som er den viktigste gyte- og oppvekstelva for fisk fra Vektarbotn, kan være årsaken til dette.



Figur 46. Fangst pr. garnnatt i Vektarbotn, 1982-1997. "Jensen"-serie

### Kondisjon og kvalitet

Fiskens kondisjon og kvalitet har vist liten variasjon i hele perioden fra 1982-97. Kondisjonsfaktorene har svingt med en spredning fra 0,94 til 1,08 for fisk over 20 cm. For fisk over 30 cm har kondisjonsfaktoren ligget mellom 1,05 og 1,25. Dette er noe høyere enn for Huddingsvatn. Det er således ingen klar utviklingstrend i denne perioden. Fisk over 30 cm har hele tiden hatt en rød eller lyserød kjøttfarge. For fisk mellom 20 og 30 cm har dette variert mellom 88 og 100 %.

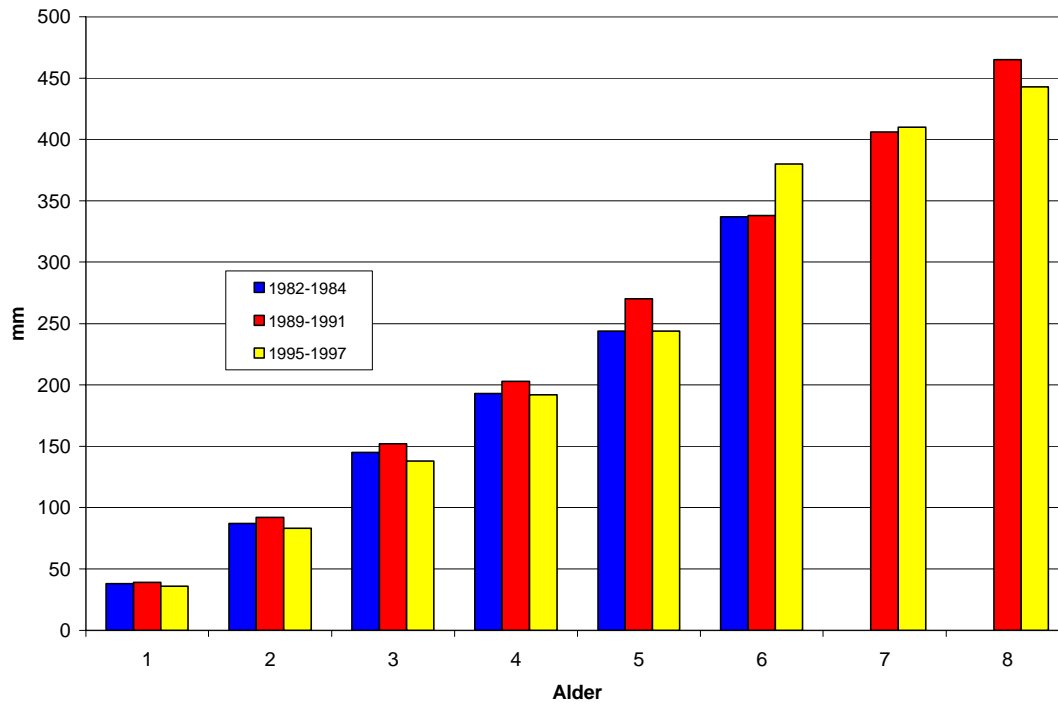


**Figur 47.** Kondisjonsfaktorer for aure fra Vektarbotn 1982-1997.

### Alder og vekst

Fiskens alder og vekst har vært bestemt ved hjelp av skjellanalyser. Dette er en metode med relativt begrenset verdi for finere og mer detaljerte beregninger og ser heller ikke ut til å gi noen sikker informasjon om endringer i vekstforholdene gjennom perioden. Ved en sammenlikning mellom tre perioder (1982-84, 1989-91 og 1995-97), er det ingen systematiske forskjeller å observere (figur 48). En kunne kanskje ha forventet en bedre årlig tilvekst i første og siste periode, men dette er ikke tilfelle. I første periode var fisken i Vektarbotn relativt lite berørt av forurensningene. (En sammenlikner her tilveksten opptil 8 år tilbake i tid.). I midtre periode var forurensningene på det verste. Etter avstengningen i 1988 var forholdene igjen bedre. Om dette har gitt seg utslag på vekstforholdene, gir det seg i alle fall ikke utslag på de skjellanalyser som er foretatt.

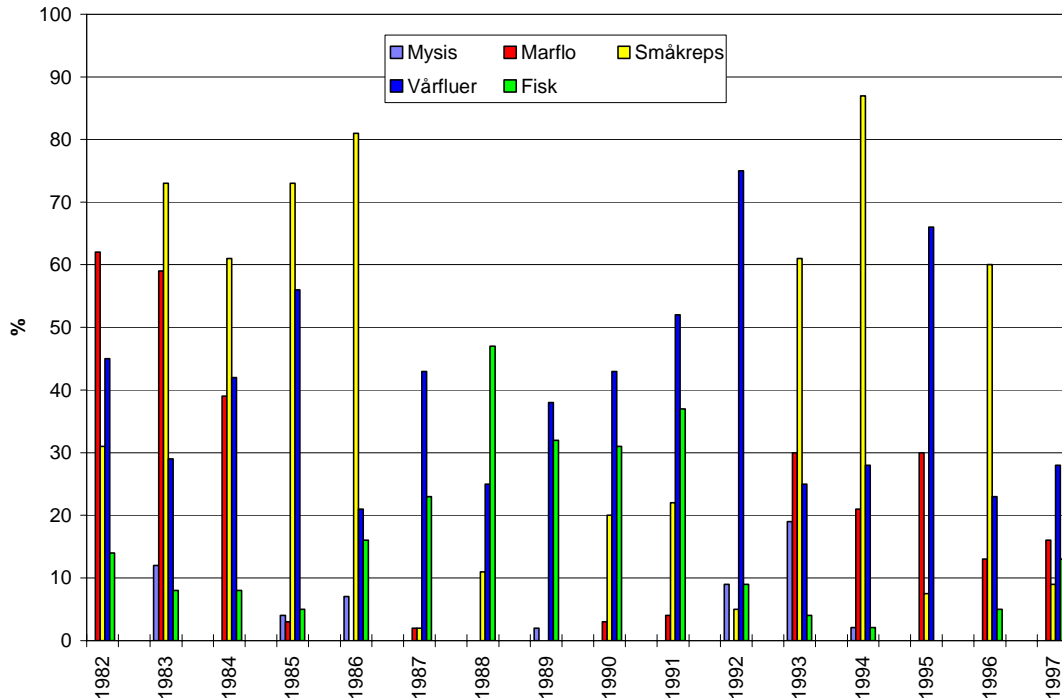




**Figur 48.** Gjennomsnittlig lengde ved foreskjellig alder (vintre) for aure fra Vektarbotn.

**Mageprøver**

Fiskens ernæring har vært studert ved hjelp av analyser av mageprøver. Disse er bare innsamlet på en tid av året i august og kan selvsagt ikke gi et bilde av hva fisken spiser gjennom et helt år. De gir likevel et inntrykk av ernæringen i den viktigste vekstperioden og gir mulighet for sammenlikning fra år til år.



**Figur 49.** Mageinnhold i aure fra Vektarbotn i 1982-1997. Uttrykt som prosent fisk med noen viktige grupper av næringsdyr i magene (frekvensprosent).

De viktigste næringsgruppene som ble funnet de første årene i mageprøvene var marflo, linsekreps, diverse insektlarver som døgnfluer, vårfluer og fjærmygg, samt dyreplankton og fisk. Imidlertid skjedde det her en markert utvikling i likhet med det som var tilfelle i Huddingsvatn. Dette fremgår av figur 49 hvor utviklingen er vist for marflo, småkreps (vesentlig linsekreps) mysis (pungreke), vårfluer og fisk. Det fremgår her at marflo ble redusert til et minimum fra og med 1985 og fram til 1993 hvor den igjen dukket opp i større antall av mageprøvene.

### **3.4.3 Dyreplankton**

For Vektarbotn finnes dyreplanktondata fra 1985-1987 og 1991.

Krepsdyrplanktonet var her dominert av arter som *Cyclops scutifer*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Calanoide hoppekreps som *Heterocope saliens*, *Acanthodiptomus denticornis* og *Arctodiptomus laticeps*, gelekrepseren *Holopedium gibberum*, samt en del vanlig forekommende hjuldyrarter ble observert i varierende antall (se tabell i vedlegget). Sammensetningen er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Tettheten av krepsdyrplankton var generelt lav, og spesielt var tettheten av calanoide hoppekreps og vannlopper meget lav i 1991. Kombinasjonen av lite tilgjengelig føde i form av planteplankton og dødt organisk materiale, stor vanngjennomstrømning samt hardt predasjonspress fra røye og det rekelignende krepsdyret *Mysis relicta* anser vi som den mest sannsynlige forklaringen på de lave tetthetene. En viss negativ effekt fra gruveforurensningene lengre opp i vassdraget kan heller ikke helt utelukkes, men de nevnte faktorene har sannsynligvis vært overskyggende.

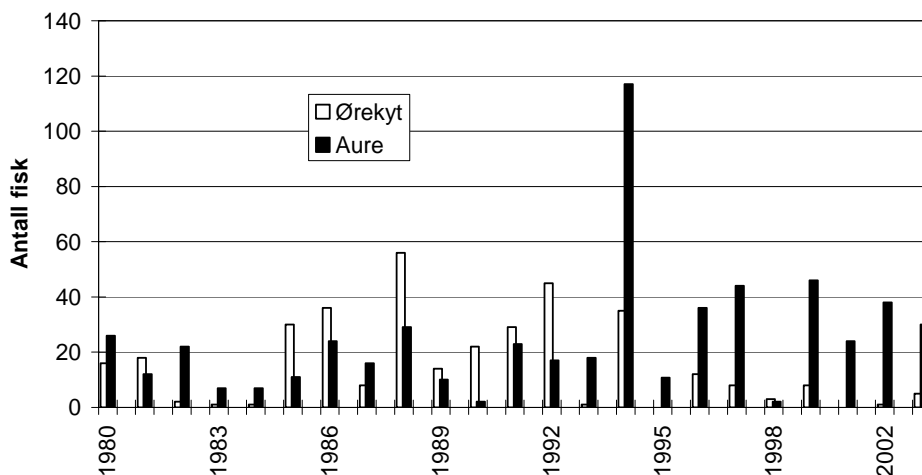
## 3.5 Huddingselva og Renseelva

### 3.5.1 Innledning

For å ha en viss kontroll med vassdraget nedenfor Huddingsvatn ble også Huddingselva gjenstand for enkle undersøkelser allerede i 1971. Det ble da tatt prøver av bunndyr med vannhåv på en stasjon nær utløpet. Dette ble gjentatt i 1972 og senere i de fleste årene fra 1977 fram til 2003. Etter hvert ble prøvene som regel tatt ved veibrua kort ovenfor Vektarbotn fra 1980 og etter en mer standardisert metode i 3x1 min. (sparkeprøve). I 1980 ble det også fisket med elektrisk fiskeapparat, noe som senere er gjort alle år unntatt 2001. I det følgende skal det gis en kortfattet oversikt over resultatene fra disse undersøkelsene.

### 3.5.2 Fisk

Fra og med 1980 er det blitt fisket med elektrisk fiskeapparat (Lima) i Huddingselva ved veibru ovenfor innløpet i Vektarbotn (st. 8). Fisket har foregått på et strykparti ca 30 m nedenfor brua i et bestemt tidsrom, vanligvis 15-20 minutter. Antall fisk er notert og fisken målt. I ett tilfelle er mageprøver analysert. I figur 50 er inntegnet antall fisk fanget pr. 30 minutter i perioden 1980-2003. Bare i 2001 ble det ikke fisket. Figuren viser at det har vært store svinginger i fangstene fra år til år. Dette skyldes i stor utstrekning vannføringen som har stor innvirkning på effektiviteten av elektrofiske. Om det skal spores en langtidstrend kan det være at fangstene av aure har økt noe etter 1990, mens ørekyta hadde en topp i fangstene mellom 1985 og 1994. Dette kan ha sammenheng med den økte forurensning i 1980-årene som kan ha favorisert ørekyta i forhold til auren. I 1999 ble det fisket en røye på 11,5 cm. Ellers er ingen andre fiskearter fisket eller observert.

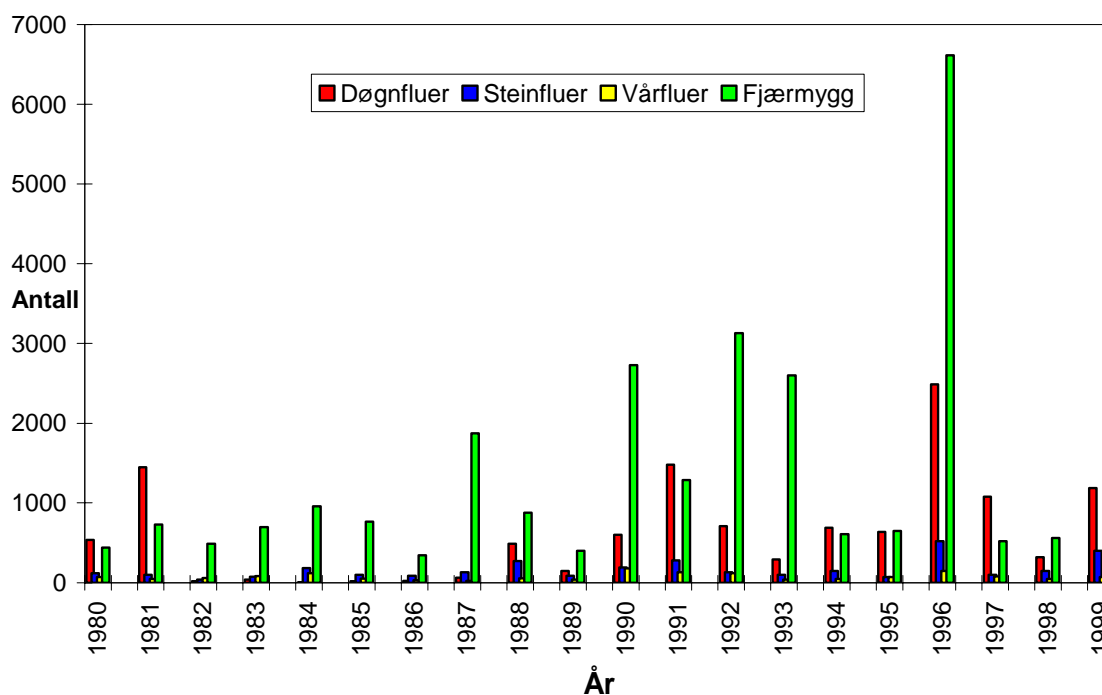


Figur 50. Elektrofiske i Huddingselva (stasjon 8) 1980-2003. Antall fisk pr. 30 minutter.

### 3.5.3 Bunndyr

I tabell 7 er det gitt en oversikt over hvilke hovedgrupper av dyr som ble funnet i Huddingselva i årene 1971-1983. I tabellen er oppført resultater fra stasjon A, som er under bru ved utløpet av Huddingsvatn (Lauvmo) og stasjon C som er ved bru for hovedvei ca 300 m ovenfor innløpet til Vektarbotn (Sæteråsen).

I alt 15 dyregrupper ble funnet i 1971 på st. A mot 10 dyregrupper i 1975. Etter 1975 var 8-10 grupper vanlig frem til 1983. Marflo ble ikke observert på stasjon A etter 1974. Tettheten av døgnfluer falt også sterkt på begge stasjonene. Dette skjedde allerede fra 1977 på stasjon A senere, fra 1981, også på stasjon C. På artsnivå av insekter kan nevnes at vårfluen *Rhyacopbila nubila* forsvant fra st. A, mens *Polycentropus flavomaculatus*, en nettspinnende filtrerende art dominerte her. Fra 1983-84 foreligger mer omfattende data på artsnivå som ikke skal omtales her (NIVA 1983, NIVA 1984). Fra og med 1980 ble prøvetakningsmetoden standardisert til 3x1 min. Tallene for de etterfølgende år blir derfor noe mer sammenliknbare. I figur 51 er oppført antall opptalte individer av fire viktige bunndyrgrupper fra Sæteråsen (st. C). Det fremgår her at døgnfluene praktisk talt var borte i årene 1982-1987.



**Figur 51.** Viktige bunndyrgrupper i Huddingselva (st. 8) i august 1980-1999. Antall pr. 3x1 minutt.

Etter avstengning av sundene i 1988/89 kom de tilbake til et tilnærmet normalt nivå i antall. Fjærmygglarvene var i denne perioden og senere den dominerende gruppen Steinfluer og vårfluer har variert mindre i antall.

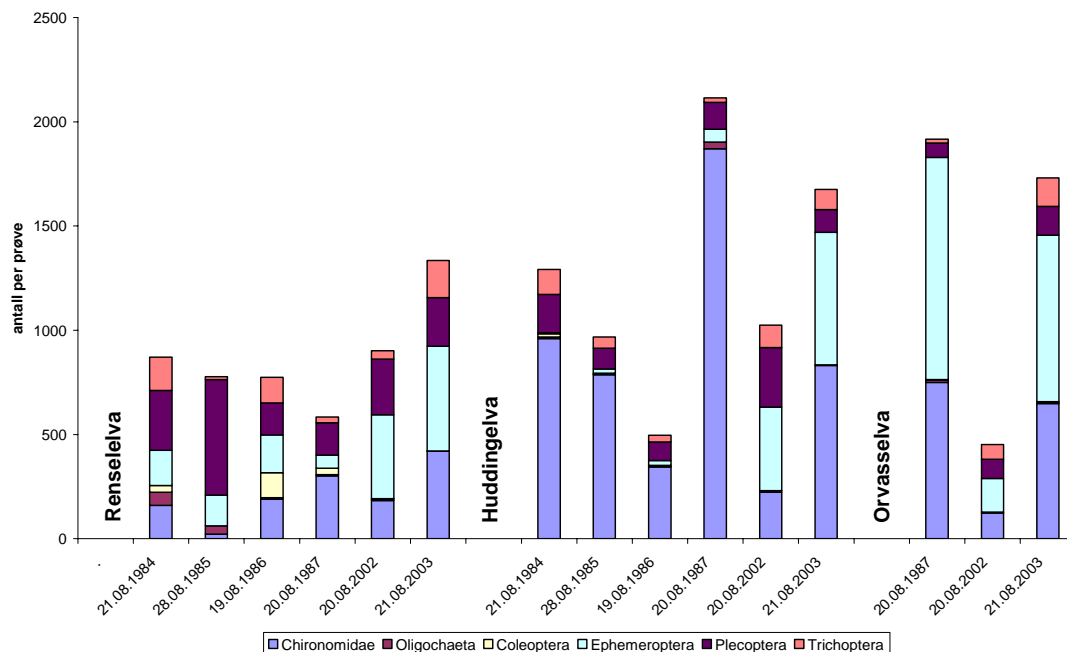
**Tabell 7.** Bunndyr i Huddingselva, 1971-1983. Tallene angir antall dyr i hver gruppe.

Dato	Stasjon A									
	1971	1974	1975	1977	1980	1981	1982	1983		
Bunndyrgrupper	15/8	14/8	21/8	19/8	4/9	27/8	26/8	30/6	23/8	25/8
Rundmark	1	1	2	1	10	10	10	21	1	6
Fåbørstemark	8	2	1	39	10	20	20	4	1	4
Snegl	5	1	-	-	-	-	20	-	-	-
Muslinger	6	2	1	1	20	-	-	-	-	-
Steinfluer	144	80	77	590	120	360	360	41	115	104
Døgnfluer	7	14	7	7	-	-	-	6	-	-
Vårfluer	21	24	7	10	150	30	70	30	38	110
Biller	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Fjærmygg	40	100	40	169	310	250	760	259	400	450
Knott	300	3	1	-	-	-	-	83	4	5
Stankelbeinmygg	1	1	1	2	10	10	20	3	4	4
Vannmidd	3	-	-	6	10	10	20	-	9	3
Småkreps	4	20	8	10	100	60	170	-	30	60
Marflo	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Polypdyr	25	-	-	-	300	-	300	-	-	-
Sum	569	250	145	836	1040	750	1850	447	602	746
Antall grupper	15	12	10	11	10	8	10	8	9	9

Dato	Stasjon C					
	1980	1981	1982	1983		
Bunndyrgrupper	4/9	27/8	26/8	30/6	23/8	25/8
Rundmark	10	10	10	1	5	17
Fåbørstemark	20	10	10	4	5	6
Snegl	-	-	-	-	-	-
Muslinger	-	-	-	-	-	-
Steinfluer	120	100	50	22	90	76
Døgnfluer	540	1200	20	-	50	41
Vårfluer	70	60	70	21	75	83
Biller	10	50	-	7	20	14
Fjærmygg	440	730	490	304	650	700
Knott	-	10	10	6	1	6
Stankelbeinmygg	10	10	10	3	11	9
Vannmidd	10	10	-	6	5	10
Småkreps	-	-	80	-	2	10
Marflo	-	-	-	-	-	-
Polypdyr	10	-	-	-	-	-
Sum	1240	2190	750	374	914	972
Antall grupper	10	10	9	9	11	11

I 2002 og 2003 ble det foretatt en mer omfattende analyse av det innsamlede materialet av Torleif Bækken. I figur 52 er sammenlignet utvalgte hovedgrupper i bunndyrsamfunnet ved ulike tidspunkter i hver av de tre elvene Huddingselva, Renseelva og Orvasselva.

Gjennomgående har tettheten av døgnfluer, steinfluer og vårfluer vært høyere i Renseelva enn i Huddingselva (figur 52). Særlig var det en markant forskjell i tettheten av døgnfluer i starten av denne perioden (1984-1986). Fra denne perioden fram til 2002 og 2003 hadde tettheten økt vesentlig, særlig for døgnfluene. I 2002 og 2003 var tettheten noe tilsvarende som for Renseelva. Døgnfluer er generelt minst tolerante overfor metallforurensninger. Dette kan derfor være årsak til den lave tettheten.

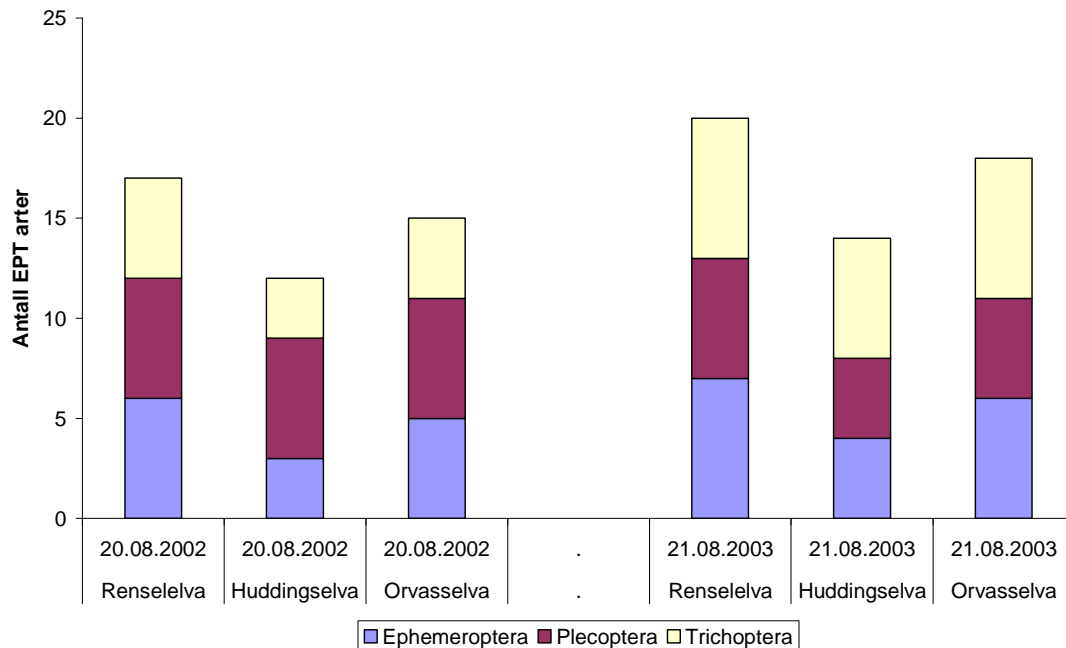


**Figur 52.** Utvalgte hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i ved ulike tidspunkt henholdsvis Renselelva (1984-2003) Huddingelva (1971-2003) og Orvasselva (1987-2003). Antall individer per 3x1 minutt sparkeprøve (NS4719)

EPT brukes ofte som kortnavn for døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) samlet. Ofte sier antallet arter i disse gruppene noe om de fysiske forholdene eller forurensningstilstanden i elva. Ved metallvirkninger vil en ofte se to typer effekter i bunndyrsamfunnet: 1. De mest forurensningsfølsomme artene forsvinner slik at artsantallet reduseres (reduert EPT). Særlig reduseres døgnfluefaunaen. 2. Individtettheten av gjenværende arter eller grupper er vesentlig redusert.

Gjennomgående var det lavere antall EPT-arter i Huddingselva enn i de andre elvene. I prøven fra høsten 2002 var antall EPT-arter i Huddingselva forholdsvis lavt med 12 arter (figur 53). Dette hadde økt til 14 arter i 2003. Renselelva hadde til sammenligning 17 EPT i 2002 og 20 i 2003. Dette er moderat høyt, og representerer trolig en normalsituasjon for området. Orvasselva hadde noe lavere antall EPT-arter med henholdsvis 15 og 18 i 2002 og 2003.

I 2003 besto døgnfluefaunaen på alle stasjonene først og fremst av individer fra slekten *Baetis* (vedlegg). De to vanligste identifiserte artene var *Baetis rhodani* og *Baetis muticus*. Et stort antall små uidentifiserte *Baetis* sp var trolig også *Baetis rhodani*. Denne arten er den vanligste døgnfluearten i norske elver. I Renselelva var det i tillegg flere andre arter, hvorav *Ameletus inopinatus* var den vanligste. Også Orvasselva hadde flere døgnfluearter. Av disse var *Ameletus inopinatus* og *Centroptilum luteolum* like vanlige. Huddingselva hadde klart færrest døgnfluearter.



**Figur 53.** Antall EPT-arter i Renseelva, Huddingselva og Orvasselva, 2002 og 2003.

Steinfluefaunaen i alle elvene var en art av slekten *Amphinemura*-dominant eller subdominant. I Renseelva var en art fra slekten *Capnia* den vanligste. I Orvasselva var det bare 3 arter, hvorav *Leuctra* sp ikke var registrert i de andre elvene. Også blant steinfluene var det færre arter i Huddingselva enn i de to andre elvene.

Det ble registrert like mange vårfluearter i alle elvene. Individuer fra en art fra slekten *Hydroptila* sp var vanligst i alle elvene. Ellers var *Oxyethira* sp, *Rhyacophila nubila*, *Seriestoma personatum* og *Philopotamus montanus* vanlig.

### 3.5.4 Begroing

Analyser av begroingsprøver i Huddingselva er blitt utført på prøver tatt i 1971 og 1982 (veibru). Disse prøvene ble ikke tatt etter standardmetode og resultatene var derfor rent orienterende. I 1971 var det relativt rike forekomster av kiselalger både i kvalitativ og kvantitativ henseende. I 1981 ble det påvist relativt mye jernbakterier. Noen forurensningsømtålelige organismer ble også observert.

Så vel i 1971 som i 1982 ble det konkludert med at begroingssamfunnene ikke syntes å ha noen unormal sammensetning.

### 3.6 Metaller i fisk

Metallanalyser av prøver av filét (fiskekjøtt) og/eller lever av fisk fra Huddingsvassdraget er gjennomført for årene 1982, 1984 og 2003. I tabell 8 er oppført middelverdiene for hvert av disse årene. Til sammenlikning er også tatt med en upåvirket lokalitet, Vallervatn, som referanse. Prøvene er tatt av fisk av middels størrelse (150-500g), men enkelte større fisk er også innbefattet (tabell 34).

Det fremgår av tabellene at konsentrasjonene av kobber og sink i lever har avtatt i fisk fra Huddingsvatn i 2003 i forhold til 1982 og 1984. For kadmium gjelder at det er omtrent samme nivå i lever i 2003 som i 1982. I Vektarbotn var verdiene i 1982 gjennomgående litt lavere enn i Huddingsvatn i 1982-84 for kobber, sink og kadmium. I Vektarbotn lå verdiene for kadmium og kobber vesentlig lavere i lever enn i Huddingsvatn og Vektarbotn. For sink derimot, var verdiene i lever høyest i Vallervatn. I filét var nivåene omtrent de samme i alle vann. Kvikksølv og bly ble bare analysert i 2003 og verdiene var lave og på samme nivå i Orvatn og Huddingsvatn.

I tabellen er også oppført antatte bakgrunnsverdier fra bare diffust belastede eller tilnærmet uberørte områder (Grande, 1987). De fleste metallverdier ligger omkring eller under øvre grense for bakgrunnsnivå. Derimot viser verdiene i lever tydelig kontaminering av kadmium og kobber. Kadmiumverdiene i fisk fra Orvatn var i 2003 for eksempel ca 6 ganger høyere enn antatt høyeste nivå for bakgrunnsverdier i lever.

Verdiene i filét (muskulatur) er som nevnt omkring bakgrunnsnivå og fisken har verken før eller nå så vidt vi kan se utgjort noen fare ved konsum på grunn av tungmetallinnholdet. Det tilligger imidlertid helsemyndighetene til enhver tid å vurdere dette.

**Tabell 8.** Tungmetaller i aure fra Huddingsvassdraget. Mg/kg våtvekt, middelverdier.

	Cu		Zn		Cd		Pb		Hg Filét	Antall prøver
	Lever	Filét	Lever	Filét	Lever	Filét	Lever	Filét		
Huddingsvatn										
1982	124	0,40	88	5,75	1,59	0,012				10
1984	207	0,61	75	6,69	1,10	0,007				2
2003	80	0,85	62	6,96	1,63	0,004	0,017	<0,02	0,08	10
Vektarbotn										
1982	66	0,28	64	4,77	0,64	0,005				5
1984	61	0,52	57	5,88	0,69	0,005				
Orvatn										
1999	178	0,21	85	2,9	2,02	0,004	<0,04	<0,02		10
2000	127	1,00	103	3,3	1,83	0,009	<0,03	<0,02		10
2003	103	1,18	107	6,70	1,89	0,019	0,014	<0,02	0,04	10
Vallervatn (ref.)										
1984	35	0,48	80	4,89	0,29	0,004				7
Bakgrunnsverdier (antatte)	1-40	0,1-0,8	20-80	1-10	0,03-0,3-	0,002- 0,01-	0,03- 0,3-	0,002- 0,1		



### 3.7 Orvatnet

I 1999 fikk Orvatnet større tilførsler av metaller fra overløp i dagbruddet ovenfor. Det ble derfor foretatt et enkelt prøvefiske og innsamling av plante- og dyreplankton i Orvatn. I de etterfølgende år fram til 2003 er det utført et enkelt prøvefiske med oversiktsgarn (42 m, sammensatt av 14 garn á 3 m lengde i maskevidde 6-60 mm). I 2000 ble det også fisket med full "Jensen" garnserie. I tabell 9 er vist resultatene av dette fisket i årene 1999-2003.

**Tabell 9.** Fangst av aure på oversiktsgarn i Orvatn, 1999-2003.

År	Dato	Fangst Antall	Vekt			K-faktor	Rød kjøttfarge
			Total	Middel	Min-max		
1999	15/10	19	4471	325	15-936	0,89	79
2000	23/08	18	2588	144	15-1244	1,01	72
2001	23/08	21	3539	169	20-350	1,03	95
2002	20/08	16	2856	179	28-1100	1,04	63
2003	20/08	17	3171	187	23-1067	0,99	35

Fisket har foregått på omtrent samme tid og sted (bortsett fra i 1999 da tidspunktet var i oktober). Resultatene viser små variasjoner fra år til år både med hensyn til sammensetning av fiskestørrelser og fangstmengder. Kondisjonsfaktorene har ligget omkring 1 og kjøttfargen har stort sett vært rød eller lyserød. I de to siste årene (2002 og 2003) synes det imidlertid om om fisk med hvit kjøttfarge har økt i antall.

Fiskens mageinnhold har stort sett bestått av vannboende insektlarver som vårfluer, mudderfluer, steinfluer, døgnfluer og fjærmygg. Marflo ble funnet i én fisk i 2000. Dyreplankton ble også funnet i mange mager i 2003.

Bestanden kan betraktes som stor, på grensen til overbefolkning, og bærer ikke preg av forurensningspåvirkning.

Undersøkelser av metaller i lever i 1999 og 2003 (tabell 8) viser en tydelig påvirkning av kadmium og kobber. Kobber og kadmium i filét for 2003 viser verdier litt over bakgrunnsnivå.

Undersøkelser av plante- og dyreplankton i 1999 viste forekomster av begge grupper som kunne tyde på metallpåvirkninger. Spesielt var det meget lite dyreplankton på dette tidspunkt (19. oktober). Senere er det ikke foretatt planktonundersøkelser i Orvatnet.

### 3.8 Gjersvika

I forbindelse med forestående uttak av kis i Gjersvika i Limingen ble NIVA bedt om å utrede forurensningssituasjonen i Gjersvika. Vika hadde siden 1910-1915 hatt overflateavrenning og surt metallholdig vann fra prøvedrift i området. Avrenningen av metaller har imidlertid vært meget beskjeden og det var ikke kommet henvendelser fra fiskere eller andre om forurensningseffekter i Gjersvika.

I august 1991 ble det foretatt en orienterende prøvetaking av bunndyr med van Veen bunndyrgrabb og håv med henblikk på dyre- og planteplankton. Resultatene viste at de vanligste bunndyrgruppene forekom omtrent i forventet mengde og svært nær det som ble funnet i større undersøkelser i Tunnsjøen (Grande, m.fl. 1987). Bl.a. ble så vel marflo som pungreke (*Mysis relicta*) funnet i området. Undersøkelsene av dyreplankton viste en dyresammensetning og mengde slik en kunne forvente i en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Det var en total dominans av vannloppen *Holopedium gibberum*. Videre ble det funnet bl.a. *Bosmina gibberum*. Det var ingen indikasjoner på forurensningseffekter. For planteplankton gjaldt det samme. Både totalvolumet, artssammensetning og dominansen (96,7 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) av gruppen gullalger (Chrysophyceae) og kiselalger (Cunophyceae) var typiske for svært næringsfattige (ultraoligotrofe) vannmasser. Forurensningseffekter ble ikke påvist.

Senere undersøkelser (Grande og Iversen, 1994) av bunndyr, plante- og dyreplankton viste bare ubetydelige endringer i forhold til tidligere. Gruvevirksomheten i Gjersvika førte således ikke til merkbare effekter på generelle biologiske forhold.

Når det gjelder fiskeforholdene foreligger det ikke opplysninger som antyder at kisforekomster i Gjersvika har noen negativ innflytelse.

### 3.9 Sammenfattende kommentarer biologiske undersøkelser

#### 3.9.1 Innledning

I forbindelse med planleggingen av gruvedrift i Joma ble DKNVS, Muséet i Trondheim i 1962 anmodet om å foreta fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn. Formålet var da å få registrert hvordan innsjøen var i fiskeribiologisk henseende og å vurdere hvor store skadene ville bli på fiskebestanden dersom gruvedrift og lagring av avgang i indre del av Huddingsvatn ble satt i gang.

Fiskeribiologiske undersøkelser ble gjennomført i årene 1962 og 1965-1968 under ledelse av professor Erling Sivertsen. Resultatene av disse undersøkelsene ble lagt fram i tre rapporter (Sivertsen, 1966, 1968 og 1969) og en artikkel (Sivertsen, 1973). I 1970 fikk NIVA i oppdrag å overvåke vassdraget med henblikk på eventuelle forurensningseffekter. Hovedvekten ble lagt på fysisk-kjemiske undersøkelser med stikkprøver av de biologiske forhold. DKNVS, Museéet, skulle fortsatt foreta mer omfattende biologiske undersøkelser om nødvendig.

NIVAs undersøkelser har senere foregått frem til 2003 med årlige rapporteringer. På grunn av omfattende forurensningsproblemer ble også DKNVS undersøkelser fulgt opp i årene 1974, 1976, 1977, 1979, 1980 og 1981 under ledelse av Bjørn Sivertsen. Disse undersøkelsene ble lagt fram i en rekke rapporter (Sivertsen, 1975, 1977, 1978, 1980, 1981 og 1982). NIVAs biologiske undersøkelser ble noe opptrappet etter hvert som tilstanden forverret seg og etter bortfall av Sivertsens undersøkelser i 1982.

I det følgende skal det gis en sammenfattende oversikt over utviklingen av de biologiske forhold på grunnlag av disse undersøkelsene.

### 3.9.2 Huddingsvatnet før igangsetting av gruvevirksomheten

Sivertsen (1966, 1968 og 1969) konkluderte etter et omfattende garnfiske med at Huddingsvatnet måtte betegnes som et førsteklasses aurevann. Det ble beskattet sterkt, men gyteforholdene var såpass gode at tilstrekkelig ungfisk fantes for en tilfredsstillende rekruttering. Han antok at avkastningen av aure kunne dreie seg omkring 6 kg/ha (Sivertsen 1966), men antyder senere at dette muligens er i høyeste laget (Sivertsen, 1968). Fisken ble betegnet som en glimrende sportsfisk, sprek og livlig, av fin kvalitet og rød i kjøttet. Fisken var imidlertid av en relativt slank type med en K-faktor på 1,03.

Bunndyrundersøkelsene og undersøkelser av fiskens mageinnhold viste en allsidig forekomst av næringsdyr. Bunndyrene var rikest representert ned til 5-10 meter, men snegler, muslinger, insektlarver og vannmetemark ble funnet helt ned til de største dyp. Marflo ble fanget helt ned til 16 m. Mageprøvene (juli måned) var dominert av insekter og da spesielt vårflue- og fjærmygglarver. Vannkalver, snyltekreps og stankelbeinlarver var også vanlige. Bløtdyr som strandsnegl, skivesnegl og ertemuslinger var også representert. Av krepsdyr ble det funnet atskillig småkreps, særlig da linsekreps. Viktigst var her den hyppige forekomst av marflo. Enkelte auremager kunne inneholde opptil 100 eksemplarer av disse dyrene. I et materiale på 112 fiskemager inneholdt hele 50 stykker marflo eller rester av dette dyret.

Ut fra Sivertsens undersøkelser kan en konkludere med at situasjonen i Huddingsvatnet var godt dokumentert før gruedriften kom i gang i 1972. NIVAs stikkprøver av de biologiske forhold som ble foretatt i 1970 og 1971 bekreftet fullt ut disse forhold.

### 3.9.3 Huddingsvatnet i årene 1972-1982

Utviklingen i denne perioden er relativt godt dokumentert gjennom Sivertsens og etter hvert også NIVAs biologiske undersøkelser. Kort etter at gruedriften startet i månedsskiftet juli-august 1972, ble det av grunneierne klaget over tilslamming av østre basseng. Spesielt ble det nevnt vanskeligheter med å sette garn på de vanlige garnplassene nær utløpet av Renselelva på grunn av slam som dekket over merker på bunnen (stein etc.) og dårligere sikt i vannet. Noe tilslamming av selve garna ble også konstatert. Utbyttet av fiske var likevel bra, og NIVAs undersøkelser dette året viste ingen endringer i de biologiske forhold.

I 1973 ble det av NIVA ikke registrert noen endringer i utbyttet av prøvefisket eller i forekomst av dyreplankton. I bunndyrprøvene ble det funnet mindre marflo enn tidligere på de fleste lokaliteter. Grunneierne hadde dette året merket seg at så vel østre som vestre Huddingsvatnet var noe tilslammet og at fisket ga dårligere utbytte enn vanlig. Allerede i 1974 hadde både biomasse og artsantall av bunndyr avtatt sterkt i østre basseng. Dette ble påvist i bunndyrprøver i både Sivertsens og NIVAs undersøkelser. I Sivertsens undersøkelser ble marflo bare funnet i 10 % av mageprøvene i 1974, mens NIVA ikke fant denne arten hverken i mageprøver eller i bunnprøver. Senere ble ikke marflo funnet og børstemark og fjærmygg var de eneste gruppene som fantes i nevneverdige mengder. I 1975 ble ørekyte første gang rapportert observert i Huddingsvatn. Denne fisken, som er en alvorlig konkurrent til auren, har sannsynligvis hatt negativ effekt på aurebestanden uten at det er mulig å kvantifisere dette nærmere. Fiskefangstene gikk gradvis nedover i denne perioden, først og fremst markert i østre Huddingsvatn, senere også i vestre basseng. På grunn av de årlige variasjonene som skyldes naturlige faktorer (vær, vanntemperatur, vannføring osv.) er det først over en lengre periode dette markerer seg tydelig. I årene fra 1972-1982 gikk totalutbyttet i vekt i NIVAs prøvefiske ned mot omkring 200 g/garnnatt, så vel i østre som i vestre Huddingsvatn. Det samme gjaldt for Sivertsens fangster. Grunneierne fant fisket etter hvert så dårlig at det knapt var verdt å fiske. Sportsfisket var heller ikke attraktivt og ble praktisk talt innstilt.

### 3.9.4 Perioden 1982-1988

I 1982 avsluttet Bjørn Sivertsen sine undersøkelser i Huddingsvassdraget og senere opplysninger er basert på NIVAs undersøkelser. I hele denne perioden fram til avstengningen av sundene skjedde det en gradvis forverring av tilstanden i vassdraget. Det skjedde en omfattende transport av avgang nedover vassdraget og til tider var Huddingselva nedover til Vektarbotn betydelig tilsilammet. Dette førte til at undersøkelsene ble konsentrert om Huddingselva og Vektarbotn for om mulig å konstatere effekter her. I hele perioden var så vel østre som vestre Huddingsvatn sterkt påvirket og NIVAs prøvefiske ga meget små fangster. Det ble praktisk talt ikke fisket. Bunnfaunaen var redusert til et minimum og marflo som kan være en indikator for tilstanden ble ikke funnet i hele perioden.

Også nedover i Huddingselva ble det konstatert effekter på bunnfaunaen. Her forsvant praktisk talt døgnfluene i hele perioden og dukket først opp igjen i 1988-1990. Også andre dyregrupper var redusert i antall. Elektrofiske ga imidlertid fangster av så vel aure som ørekyte - den siste økte særlig i antall mot slutten av 1980-årene.

Vektarbotn ble det ved prøvefiske konstatert gode fangster i hele perioden, men noe reduserte fangster kunne spores fra 1985 og fram til 1991. Et påfallende trekk her var at marflo praktisk talt forsvant fra fiskens mageinnhold i årene fra og med 1985 til 1992. Senere var den igjen rikt representert i prøvene. Dette kan ha sammenheng med forurensningene som fram til 1988 var på det verste. En skal imidlertid ikke se bort i fra at ørekyte kan ha hatt en viss betydning, idet den tilsynelatende hadde en sterk oppblomstring i så vel Huddingselva som i Vektarbotn på denne tiden. Det foreligger imidlertid ikke kvantitative data som kan underbygge dette.

### 3.9.5 Perioden 1988-1998

Denne perioden mellom stengningen av sundene og avslutningen av gruvevirksomheten er preget av en rask forbedring av vannkvaliteten i vestre Huddingsvatn og nedover vassdraget. Østre Huddingsvatn derimot fikk en større belastning enn noen sinne og kunne selvsagt ikke opprettholde normale biologiske forhold. Prøvefisket i vestre Huddingsvatn ga etterhvert sterkt økte fangster og spesielt i 1992 og 1994 var fangstene store. Noe av dette skyldes nok en økt tilstrømming av fisk fra østre del, hvor det tross alt hadde vært noe fisk før avstengning. Fiskens mageinnhold viste imidlertid at forholdene ikke var normalisert. Dyreplankton og insekter, samt noe ørekyte hørte med til de viktigste næringsgruppene under augustfisket. Marflo kom ikke inn hverken i denne perioden eller senere. Spredte bunnprøver viste at bunndyrsamfunnene ennå ikke var normalisert. I Huddingselva og Vektarbotn normaliserte forholdene seg tilsynelatende, og døgnfluer og marflo dukket igjen opp i henholdsvis bunndyrprøver fra Huddingselva og mageinnhold i fisk fra Vektarbotn. Det siste prøvefisket i Vektarbotn fra NIVAs side ble foretatt i 1997.

### 3.9.6 Perioden 1998-2003

Etter at gruvevirksomheten tok slutt i 1998, skjer det ikke lenger noen tilførsel av avgangspartikler til vassdraget. Vannkvaliteten blir ytterligere forbedret med hensyn på partikkelinnhold og dette må nødvendigvis også ha konsekvenser for de biologiske forhold. På den annen side kan det hende at metalleffekter kan gjøre seg gjeldende i større grad, fordi partiklene til en viss grad inaktiverer (binder) metallioner. I østre Huddingsvatn er vannet klart, men både planteplankton og dyreplankton er meget fattig, sannsynligvis som følge av metallpåvirkninger. Fisk finnes, men i lite antall og er sannsynligvis mer sporadiske innvandrere fra vestre Huddingsvatn. Noe mat vil det være, fordi en del av næringstilfanget består av insekter og andre organismer fra land og tilførselsbekker.

I vestre Huddingsvatn er forholdene under gradvis forbedring. Så vel plante- som dyreplankton virker her helt normalt for denne lokaliteten. Dyreplankton er nå en meget viktig næringsgruppe for fisken.

Fortsatt er imidlertid bunndyrsamfunnene sterkt redusert. Marflo og andre viktige næringsdyr forekommer ikke, eller i meget lite antall. Fiskefangstene er varierende, men i 2003 var fangsten meget god og på nivå med situasjonen før gruvedriften startet. Grunneierne hevder imidlertid at fisket fortsatt er betydelig dårligere enn før og at det derfor fiskes mindre. Ørekytens innflytelse på aurebestanden er fortsatt et uavklart spørsmål.

I forbindelse med avslutningen av gruvedriften har det skjedd overløp av gruvevann til Orvatnet. I den forbindelse har det periodevis kommet økte tilførsler av metaller, spesielt sink, til Orvatnet og Orvasselva. Undersøkelsene som ble foretatt av NIVA i forbindelse med dette, viste at plante- og dyreplanktonet i Orvatnet tydeligvis var påvirket av metaller. Prøvefiske viste imidlertid at bestanden av aure, som er eneste fiskeart, er stor. Mageinnholdet er rikt og variert og består vesentlig av forskjellige insekter. Marflo er så vidt påvist. Situasjonen i Orvatnet er avhengig av i hvilken grad en til enhver tid har kontroll over overløpet fra gruva.

## 4. Referanser

- Arnesen, R.T. og Knudsen, J., 1968. Foreløpig rapport om befaringsene i Joma-feltet. 22.-23.08.1968 og 03-04.09.1968. O-37/65. Notat 14.11.1968. 11 s.
- Arnesen, R.T., 1998. Avgangsdeponering under vann. Utlutning av forurensninger fra avgangsdeponiet i Huddingsvatnet. NIVA-rapport, L.nr. 3780-98. O-69120. 26 s.
- Arnesen, R.T., Bjerkgeng, B. and Iversen, E.R., 1997. Comparison of Modell Predicted and Measured Copper and Zinc Concentrations at Three Norwegian Underwater Tailings Disposal Sites. Proc. from Fourth Int. Conf. on Acid Rock Drainage. Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 1997. pp 1831-1847.
- Biesinger, K.E. & Christensen, G.M. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1691-1700.
- Bjerknes, V., Åtland, Å. og Vatn, T., 2001. Huddingsvatn. Erstatning for tapt fiske. NIVA-rapport. O-20126. L.nr. 4338-2001. 09.mars 2001. 21 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr. 2344. O-86116. 111 s.
- Grande, M., 1970. Vassdragsundersøkelser for A/S Grong Gruber, Joma. Notat. Forslag til arbeidsprogram. 20.04.1970. O-120/69. 5 s.
- Grande, M., Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. Niva-rapport, O-85167, L-nr. 1979.34 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Løvik, J.E., 1987. Kontrollundersøkelser – Skorovas Gruber, 1986. NIVA-rapport, O-62042, l.nr. 1995. 121 s.
- Haugen, A., 1995. Avviklingsplan for Norsulfid AS. Avd Grong Gruber. Beskrivelse av forurensnings- og anleggstiltak som må gjennomføres i forbindelse med at gruvedriften tar slutt i Joma. Joma 18.12.1995.
- Hessen, D. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport .L.nr. 2787. 42 s.
- Iversen, E.R. og Arnesen, R.T., 2001. Monitoring water pollution from Loekken mines after mitigative measures. The Swedish Mining Association, Securing the Future. Int. Conf. on Mining and the Environment. Skellefteå June 25-July 1, 2001. Proc. Pp 292-301.
- Iversen, E.R. og Arnesen, R.T., 2003. Elvestrekninger påvirket av gruveforurensning. SFT, TA-nr. 1986/2003. ISBN 82-577-4402-6, 81 s.
- Jensen, J.W. 1979. Utbytte av prøvofiske med standardserier av bunngarn i norske ørret- og røyevatn. (Gunneria 31: 1-36).
- Lydersen, E. & Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt och riskanalys. Naturvårdsverket. Rapport 5074. 76 s.

- Ofstad, K. 1967. Fiskerisakkyndig uttalelse vedrørende Vekteren, Røyrvik herred, avgitt i august 1967. (Stensilert rapport)
- Ofstad, K. 1971. Fiskerisakkyndig uttalelse vedrørende Vekteren, avgitt i august 1971. (Stensilert rapport)
- Schamphelaere, K.A.C. & Janssen, C.R. 2004. Effects of dissolved organic carbon concentration and source, pH, and water hardness on chronic toxicity of copper to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 1115-1122.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. & Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA-rapport Inr. 3768-97. 58 s.
- Sivertsen, B. 1975. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruvedrift ved vatnet. (DKNVS Rapport Zool. Ser. 1975-3).
- Sivertsen, B. 1977, 1980 og 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn i hhv 1976, 1979 og 1980. (Stensilerte rapporter, 3 stk. til Grong Gruber A/S)
- Sivertsen, B. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. (DKNVS Rapport Zool. Ser. 1978-8).
- Sivertsen, B. 1973. The bottom fauna of Lake Huddingsvatn, based on quantitative sampling. (Norw. J. Zool. 21: 305-321).
- Sivertsen, E. 1966. Fiskeriundersøkelser i Huddingsvann, foreløpig rapport. (Stensilert rapport til Joma Bergverk).
- Sivertsen, E. 1968. Foreløpig rapport (II) over fiskeriforholdene i Huddingsvann, sett i sammenheng med eventuell fremtidig drift ved Joma Bergverk. (Stensilert rapport til Joma Bergverk).
- Sivertsen, E. 1969. Avsluttende rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvann foretatt i årene 1962-1968. (Stensilert rapport til Joma Bergverk).
- Strand, J. og Sanderud, P. 1981. Forurensninger fra Grong Gruber – en kostnads-nytteanalyse. Utredning for Grong Gruber A/S, 1981, 66s.
- Sørstrøm, S.E. og Rikstad, A. 1985. Tungmetaller i fisk i indre Namdalen. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 8, 1985.

## **Vedlegg A. Fysisk/kjemiske analyseresultater**



**Tabell 10.** St.3 Orvasselva nedre del.

<b>Prøve tatt</b>	<b>pH</b>	<b>Kond mS/m</b>	<b>Turb FNU</b>	<b>Alk mmol/l</b>	<b>SO<sub>4</sub> mg/l</b>	<b>Ca mg/l</b>	<b>Mg mg/l</b>	<b>Fe µg/l</b>	<b>Cu µg/l</b>	<b>Zn µg/l</b>	<b>Pb µg/l</b>	<b>Cd µg/l</b>	<b>Mn µg/l</b>	<b>Ni µg/l</b>	<b>Co µg/l</b>	<b>Cr µg/l</b>	<b>As µg/l</b>
13.01.2003	7,27	9,41	0,97	0,520	13,8	17,8	0,93	170	3,7	59,2	0,252	0,160	9,6	2,3	0,10	1,0	0,10
18.02.2003	7,58	10,60	0,48	0,684	18,0	17,4	0,94	122	2,8	60,5	0,170	0,180	2,2	1,6	0,04	0,4	0,10
17.03.2003	7,60	10,90	1,50	0,587	19,1	19,3	1,06	300	6,0	86,0	0,267	0,256	14,1	2,3	0,15	<1	0,20
09.04.2003	7,31	9,79	0,72	0,417	20,4	17,5	0,93	306	11,5	200,0	0,180	0,400	38,5	3,9	0,65	0,3	0,18
15.05.2003	7,10	6,58	0,78	0,210	14,9	10,5	0,51	180	7,1	152,0	0,170	0,230	47,0	2,5	1,25	0,4	0,10
03.06.2003	6,89	2,34	0,50	0,136	2,7	3,15	0,23	78	11,1	26,1	0,057	0,092	7,5	1,5	0,21	<0,1	0,09
13.07.2003	7,21	2,66	0,27	0,186	2,9	4,05	0,24	32	1,9	18,1	0,020	0,055	1,6	0,7	0,03	0,2	0,08
19.08.2003	7,47	4,52	0,25	0,297	5,5	6,58	0,36	36	2,2	18,1	0,010	0,060	1,0	0,79	0,02	0,4	0,10
10.09.2003	7,46	4,98	0,29	0,326	6,3	8,04	0,45	65	3,0	18,5	0,027	0,065	2,0	1,2	0,04	0,5	0,10
04.10.2003	7,27	4,69	0,48	0,281	6,0	7,52	0,45	110	3,9	39,8	0,079	0,130	11,2	1,7	0,23	0,5	0,10
24.11.2003	7,36	6,78	0,28	0,389	10,0	11,1	0,64	98,4	3,2	51,1	0,046	0,120	3,0	1,7	0,07	1,2	0,20
Gj.snitt	7,32	6,66	0,59	0,367	10,9	11,18	0,61	136	5,1	66,3	0,116	0,159	12,5	1,8	0,25	0,2	0,12
Maks.verdi	7,60	10,90	1,50	0,684	20,4	19,30	1,06	306	11,5	200,0	0,267	0,400	47,0	3,9	1,25	1,2	0,20
Min.verdi	6,89	2,34	0,25	0,136	2,7	3,15	0,23	32	1,9	18,1	0,010	0,055	1,0	0,7	0,02	<0,1	0,08

**Tabell 11.** St. 4 Renseelva ved Landbru 1998-2003.

<b>Dato</b>	<b>pH</b>	<b>Kond mS/m</b>	<b>Turb FTU</b>	<b>Alk mmol/l</b>	<b>SO<sub>4</sub> mg/l</b>	<b>Ca mg/l</b>	<b>Mg mg/l</b>	<b>Fe µg/l</b>	<b>Cu µg/l</b>	<b>Zn µg/l</b>	<b>Pb µg/l</b>	<b>Cd µg/l</b>	<b>Mn µg/l</b>	<b>Ni µg/l</b>	<b>Co µg/l</b>	<b>Cr µg/l</b>	<b>As µg/l</b>
18.08.1998	7,13	2,54	0,42	0,214	1,0	3,82	0,29	138	0,50	1,20	0,08	<0,01	12,2	1,0	0,10	<0,5	0,10
16.08.1999	7,07	3,60	0,28	0,294	1,2	5,25	0,33	15	0,30	0,60	<0,02	<0,01	3,4	0,50	<0,1	<0,5	0,10
21.08.2000	7,51	2,50	0,20	0,185	1,1	3,32	0,26	14	0,42	1,00	0,04	<0,003	1,2	0,41	0,02	<0,1	0,06
23.08.2001	7,31	2,59	0,27	0,204	1,1	3,73	0,30	20	0,42	0,70	0,03	<0,003	1,1	0,37	0,01	<0,1	0,08
19.08.2002	7,16	3,36	0,29	0,266	1,1	5,44	0,38	10	0,40	0,41	0,01	<0,005	2,0	0,45	0,02	0,3	0,09
19.08.2003	7,36	2,95	0,26	0,232	1,1	3,58	0,26	<10	0,29	0,44	0,01	<0,005	1,1	0,23	0,01	0,4	0,08

**Tabell 12.** St.5 Østre Huddingsvatn. Prøver tatt under befaringen den 20.08.2003.

Dato	Dyp m	Temp gr. C	pH	Kond mS/m	Turb FTU	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
20.08.2003	1	15,2	6,82	8,57	0,36	28,7	11,8	0,611	29	9,53	104	0,15	0,392	121	2,66	1,15	<0,1	0,23
20.08.2003	5	15,2	6,81	8,63	0,28	28,8	11,7	0,605	26	9,75	104	0,19	0,401	126	2,89	1,17	<0,1	0,25
20.08.2003	10	12,7	6,69	8,72	0,26	29,6	11,3	0,585	22	11,1	109	0,12	0,441	127	2,79	1,27	<0,1	0,24
20.08.2003	15	9,2	6,66	8,87	0,22	30,0	11,6	0,590	19	11,8	112	0,095	0,435	125	2,92	1,31	<0,1	0,21
20.08.2003	20	8,5	6,62	9,27	0,22	31,6	13,0	0,632	16	12,8	113	0,086	0,450	118	2,81	1,23	0,1	0,21

**Tabell 13.** St. 6B Overløp terskel østre Huddingsvatn.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l	Hg ng/l
13.01.2003	6,68	10,50	0,66	0,104	35,3	16,7	0,78	34	9,7	127,0	0,26	0,460	129	2,8	1,2	0,2	0,26	
18.02.2003	6,96	9,91	1,10	0,166	33,2	14,5	0,72	36	9,7	120,0	0,27	0,464	115	3,2	1,1	<0,1	0,27	
17.03.2003	5,21	1,47	0,94	0,026	1,8	0,63	0,16	5	1,2	5,8	0,39	0,032	9,0	0,2	0,2	<0,1	<0,05	
09.04.2003	5,62	0,70	0,67	0,035	0,5	0,28	0,06	5	0,7	2,5	0,42	0,020	1,1	0,1	0,02	<0,1	0,05	
15.05.2003	6,42	3,08	0,88	0,061	9,2	4,64	0,28	150	2,6	78,3	0,37	0,180	57,7	3,8	1,3	<0,1	0,05	
03.06.2003	6,68	8,76	0,66	0,107	27,9	11,8	0,61	81	15,4	108,0	0,22	0,427	143	3,8	1,6	1,3	0,26	
13.07.2003	6,83	8,54	0,55	0,102	28,1	11,8	0,62	30	10,2	102,0	0,15	0,412	118	2,7	1,2	<0,1	0,23	
19.08.2003	6,97	7,67	0,35	0,123	23,9	9,57	0,52	35	8,1	89,1	0,15	0,340	105	2,46	0,86	<0,1	0,23	1,5
10.09.2003	7,43	28,80	1,16	0,474	104	46,1	2,81	519	11,8	616,0	0,52	1,050	686	27,7	8,04	0,7	0,29	
04.10.2003	7,20	3,38	0,35	0,213	3,72	4,83	0,37	20	1,7	9,7	0,02	0,035	3,9	0,63	0,03	0,3	0,10	
24.11.2003	6,71	9,67	0,51	0,107	34,3	13,9	0,73	37	10,4	123,0	0,25	0,486	125	3,18	1,12	<0,1	0,30	
Gj.snitt	6,61	8,41	0,71	0,138	27,4	12,25	0,70	87	7,4	125,6	0,27	0,355	135,7	4,6	1,5	<0,1	0,19	
Maks.verdi	7,43	28,80	1,16	0,474	104,0	46,10	2,81	519	15,4	616,0	0,52	1,050	686,0	27,7	8,0	1,3	0,30	
Min.verdi	5,21	0,70	0,35	0,026	0,5	0,28	0,06	5	0,7	2,5	0,02	0,020	1,1	0,1	0,0	<0,1	<0,05	

**Tabell 14.** St.7. Vestre Huddingsvatn ved største dyp. Prøver tatt under befaringen den 20.08.2003.

Dyp m	Temp gr.C	pH	Kond mS/m	Turb FNU	SO <sub>4</sub> mg/l	As µg/l	Ca mg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Mg mg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
1	15,0	7,19	3,30	0,30	4,1	0,10	4,85	0,043	0,023	0,3	1,90	10	0,358	4,30	0,61	0,180	10,5
5	15,0	7,19	3,30	0,30	4,2	0,10	4,46	0,035	0,010	0,3	1,57	<10	0,330	2,64	0,57	0,023	9,1
10	9,6	7,02	3,04	0,28	3,8	0,10	3,68	0,041	0,027	0,3	1,70	10	0,296	4,11	0,65	0,020	12,7
15	9,6	6,99	3,02	0,23	3,8	0,08	3,74	0,036	0,034	0,3	1,68	10	0,303	4,94	0,66	0,010	12,8
20	7,8	6,97	3,04	0,24	3,8	0,09	3,70	0,041	0,042	0,3	1,75	10	0,294	5,78	0,65	0,031	13,0
25	7,3	6,98	3,08	0,26	3,9	0,09	4,12	0,042	0,051	0,3	1,78	10	0,325	6,53	0,67	0,065	13,6
28	7,2	7,03	3,16	0,27	3,9	0,08	3,93	0,048	0,052	0,3	1,81	10	0,307	6,57	0,66	0,047	13,8

**Tabell 15.** St.8. Huddingselv ved veibru.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FNU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l	Hg ng/l
13.01.2003	7,24	5,34	0,42	0,336	5,0	8,38	0,57	71	1,6	11,3	0,010	0,029	9,4	0,59	0,03	0,5	0,10	
18.02.2003	7,07	4,70	0,33	0,302	4,5	7,64	0,54	37	1,5	10,6	0,034	0,026	5,4	0,55	0,02	0,2	0,10	
17.03.2003	7,37	5,52	0,54	0,351	4,7	9,02	0,63	89	1,7	14,0	0,437	0,049	17,6	0,72	0,05	<1	0,10	
09.04.2003	7,27	5,75	0,56	0,321	7,1	9,69	0,64	78	2,7	33,4	0,069	0,073	23,6	1,10	0,18	0,4	0,12	
15.05.2003	7,18	4,27	1,1	0,259	4,2	6,97	0,50	85	2,1	18,5	0,230	0,056	21,3	0,77	0,19	0,4	0,09	
03.06.2003	7,02	3,30	1,6	0,200	3,4	4,41	0,39	46	2,2	11,7	0,040	0,044	9,7	0,88	0,11	1,1	0,09	
13.07.2003	7,19	3,29	0,45	0,183	4,1	4,36	0,34	20	1,7	7,2	0,020	0,032	7,9	0,51	0,05	0,2	0,10	
19.08.2003	7,26	3,54	0,32	0,218	4,2	4,24	0,31	20	1,7	5,1	0,061	0,020	3,1	0,32	0,02	0,3	0,10	<1
10.09.2003	7,28	3,52	0,32	0,216	4,2	4,86	0,37	20	2,0	6,8	0,048	0,023	5,5	0,48	0,03	0,3	0,10	
04.10.2003	7,27	3,49	0,52	0,217	3,9	5,00	0,38	30	1,7	9,0	0,035	0,031	7,5	0,60	0,04	0,4	0,10	
24.11.2003	7,21	4,35	0,28	0,272	4,6	6,14	0,47	20	1,8	12,3	0,020	0,041	4,7	0,54	0,05	<0,1	0,20	
Gj.snitt	7,21	4,28	0,59	0,261	4,5	6,43	0,47	47	1,9	12,7	0,091	0,039	10,5	0,64	0,07	0,4	0,11	
Maks.verdi	7,37	5,75	1,60	0,351	7,1	9,69	0,64	89	2,7	33,4	0,437	0,073	23,6	1,10	0,19	1,1	0,20	
Min.verdi	7,02	3,29	0,28	0,183	3,4	4,24	0,31	20	1,5	5,1	0,010	0,020	3,1	0,32	0,02	<0,1	0,09	

**Tabell 16.** St.9. Utløp Vektaren. Stikkprøver tatt etter driftsnedleggelsen.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
18.08.1998	7,08	2,03	0,23	0,113	2,3	2,15	0,26	16	0,40	1,0	0,1	<0,01	2,5	0,2	<0,1	<0,5	0,20
16.08.1999	6,45	1,60	0,33	0,101	1,1	1,65	0,23	15	0,40	1,7	0,0	<0,01	2,4	<0,2	<0,1	<0,5	0,20
21.08.2000	7,58	1,88	0,32	0,098	1,3	1,76	0,23	23	1,80	3,9	2,2	0,007	2,7	0,4	0,02	<0,1	0,08
23.08.2001	6,95	1,90	0,27	0,121	1,4	2,20	0,26	25	0,62	2,5	0,1	0,013	2,8	0,4	0,02	<0,1	0,09
19.08.2002	6,64	1,66	0,48	0,094	1,0	1,76	0,27	10	0,58	1,6	2,9	0,009	2,3	0,3	0,02	0,2	0,10
19.08.2003	6,76	1,58	0,38	0,086	0,9	1,19	0,20	<10	0,60	1,6	0,1	0,006	2,6	0,2	0,02	0,1	0,10

**Tabell 17.** St.11. Utløp Vektarbotn.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
13.01.2003	6,94	3,87	0,31	0,228	3,3	5,57	0,48	54	1,0	8,1	0,020	0,021	14,4	0,4	0,04	0,4	0,10
18.02.2003	6,96	4,63	0,92	0,290	4,5	7,43	0,56	100	1,4	10,1	0,100	0,030	28,7	0,5	0,08	0,2	0,10
17.03.2003	7,29	5,34	0,65	0,330	5,0	8,44	0,63	200	1,4	10,4	0,028	0,023	59,7	0,6	0,14	<1	0,10
09.04.2003	7,18	5,77	0,38	0,337	7,1	9,61	0,67	99	2,7	30,2	0,048	0,056	15,5	1,1	0,11	0,4	0,11
15.05.2003	7,08	3,63	0,67	0,220	3,3	5,91	0,45	93	1,5	13,3	0,599	0,037	16,6	0,7	0,11	0,4	0,09
03.06.2003	7,08	3,28	0,36	0,201	3,2	4,34	0,36	45	2,1	10,8	0,035	0,035	8,2	0,9	0,08	1,0	0,10
13.07.2003	7,16	3,09	0,65	0,167	3,4	3,66	0,32	34	1,5	5,8	0,020	0,022	8,9	0,4	0,04	<0,1	0,10
19.08.2003	7,03	2,34	0,44	0,142	2,2	2,43	0,25	20	1,1	2,6	0,052	0,008	4,3	0,2	0,02	0,1	0,10
10.09.2003	7,23	2,91	0,46	0,194	2,7	3,73	0,47	39	1,4	2,9	0,035	0,010	4,5	0,3	0,03	0,2	0,10
04.10.2003	7,17	3,38	0,45	0,204	3,6	4,64	0,39	41	1,6	7,0	0,043	0,024	4,7	0,5	0,03	0,3	0,10
24.11.2003	7,05	3,06	0,29	0,188	2,4	3,66	0,41	20	0,9	4,7	0,041	0,020	2,8	0,2	0,02	<0,1	0,20
Gj.snitt	7,11	3,75	0,51	0,227	3,7	5,40	0,45	68	1,5	9,6	0,093	0,026	15,3	0,5	0,06	0,2	0,11
Maks.verdi	7,29	5,77	0,92	0,337	7,1	9,61	0,67	200	2,7	30,2	0,599	0,056	59,7	1,1	0,14	1,0	0,20
Min.verdi	6,94	2,34	0,29	0,142	2,2	2,43	0,25	20	0,9	2,6	0,020	0,008	2,8	0,2	0,02	<0,1	0,09

**Tabell 18.** St.2 Gruvevannsutløp ved kum i strandkanten.

Dato	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	V µg/l	As µg/l
16.08.1999	7,09	91,8	428	163	5,03	220	280	10600	0,19	41,5	750	75,7	75,4	<0,5	<0,2	0,2
22.08.2000	7,19	73,5	116	77,9	3,50	1020	52	1460	0,65	3,3	109	8,6	5,6	<1	<1	1,2
23.08.2001	7,74	51,6	169	87,7	3,86	3530	130	2140	<10	<5	160	11	9,0			
20.08.2002	7,93	55,1	173	100	4,89	728	6	257	<10	<1	76	6	<2			
19.08.2003	7,74	41,5	130	70,5	3,38	1520	44	486	4,51	0,99	101	6,2	2,0	2		1,3

**Tabell 19.** Orvatn ved største dyp. Prøvetakinger 1999-2003.

Dato	Dyp m	Temp gr.C	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
15.10.1999	1	3,2	7,21	4,23	0,46	0,294	4,4	6,56	0,36	135	4,6	37	0,35	0,20	10,1	1,6	0,3	<0,5	0,4
15.10.1999	4	3,4	7,24	4,20	0,49	0,293	4,2	6,48	0,35	127	4,5	37	0,58	0,22	8,5	1,6	0,3	<0,5	0,3
15.10.1999	8	3,5	7,27	4,21	0,44	0,293	4,3	6,54	0,36	127	4,7	37	0,21	0,17	9,6	1,7	0,2	<0,5	0,3
22.08.2000	1	12,0	7,38	3,11	0,52	0,240	2,7	4,93	0,29	103	3,5	27	0,18	0,14	9,5	1,4	0,21	<0,1	0,12
22.08.2000	4	11,5	7,32	3,05	0,50	0,227	2,2	4,79	0,29	102	3,2	25	0,11	0,13	8,7	1,5	0,19	<0,1	0,12
22.08.2000	8	9,4	7,18	2,91	0,72	0,214	2,3	4,59	0,27	104	3,4	48	0,10	0,15	7,4	1,4	0,13	<0,1	0,12
23.08.2001	1	11,6	7,35	4,27			4,3	7,32	0,44	97	3,2	37	0,05	0,17	13	1,5	0,24	0,1	0,12
23.08.2001	5	11,4	7,35	4,33			4,6	7,22	0,38	106	3,3	39	0,05	0,17	13	1,5	0,26	<0,1	0,10
23.08.2001	8	11,2	7,37	4,33			4,4	7,24	0,38	98	3,7	38	0,05	0,19	12	1,4	0,21	0,1	0,12
19.08.2002	1	20,4	7,23	6,24			8,3	10,4	0,51	120	2,9	34,5	0,07	0,15	23,6	1,6	0,21	0,47	0,2
19.08.2002	4	17,2	7,41	6,02			7,6	9,98	0,49	120	2,8	35,6	0,11	0,15	23,7	1,6	0,19	0,50	0,2
19.08.2002	6	13,5	7,01	4,65			4,9	7,73	0,40	110	2,6	29,3	0,08	0,10	14,1	1,3	0,11	0,45	0,2
19.08.2003	1	15,1	7,23	4,32			5,5	7,04	0,38	76	2,7	23,4	0,042	0,09	11,4	1,1	0,10	0,54	0,2
19.08.2003	4	14,5	7,28	4,29			5,4	6,84	0,36	85	2,6	23,4	0,079	0,08	12,1	1,0	0,11	0,51	0,2
19.08.2003	8	13,6	7,20	4,23			5,3	6,75	0,35	91	2,7	25,0	0,059	0,09	12,0	1,1	0,10	0,54	0,2

**Tabell 20.** St. 3A. Orvasselva nedenfor dagbruddet.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
20.08.1996	7,63	5,19	0,21	0,403	3,9	8,69	0,43	30	1,2	4,9	0,03	0,04	2,2	1,2	<0,1	<0,5	0,2
19.08.1998	7,04	2,38	0,22	0,201	1,7	3,87	0,24	80	1,9	5,1	0,07	0,03	2,9	2,0	<0,1	<0,5	0,1
16.08.1999	7,17	9,20	0,56	0,669	9,0	20,4	0,64	108	18,8	100	0,32	0,52	26,9	3,4	1,4	<0,5	0,2
15.10.1999	7,40	5,91	0,49	0,397	6,7	9,28	0,45	175	9,2	148	0,40	0,64	17,6	2,0	0,7	<0,5	0,4
22.08.2000	7,20	5,31	0,46	0,390	5,6	8,82	0,46	120	8,2	81	0,20	0,49	18,0	1,7	0,6	<0,1	0,13
23.08.2001	7,57	6,76			8,6	11,1	0,51	102	6,4	93	0,07	0,46	28,0	1,9	0,7	<0,1	0,11
19.08.2002	7,45	12,8			23,5	21,0	0,87	330	13,1	197	0,45	0,76	63,3	3,3	1,5	0,7	0,45
19.08.2003	7,50	8,23			13,5	13,9	0,67	300	11,1	124	0,20	0,49	43,7	2,5	1,2	0,8	0,32

**Tabell 21.** Lekkasjevann fra rampe.

Dato	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Al mg/l	Fe mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Mn mg/l	Ni mg/l	Co mg/l	Si mg/l	Vannf l/s
16.08.1999	6,75	19,63	20,7	9,48	0,69	0,38	1,17	0,06	0,39	<0,005	<0,05	0,09	<0,01	0,005	0,92	
23.08.2001	7,90	35,8	93,7	65,4	1,73	<0,01	0,29	0,01	1,18	<0,005	<0,01	0,24	0,008	<0,005	1,6	1
19.08.2002	7,45	57,5	206,6	114	2,98		0,19	0,004	2,01	0,007	0,0005	0,49	0,016	0,01		0,88
19.08.2003	7,42	48,9	185,9	91,7	3,37	0,01	0,192	0,030	2,88	0,011	<0,01	0,59	0,026	0,013	1,9	

**Tabell 22.** Overflateprøver fra dagbrudd.

Dato	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Al mg/l	Fe mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Mn mg/l	Ni mg/l	Co mg/l	Si mg/l
16.08.1999	6,72	7,14	65,3	30,3	1,17	0,15	2,31	0,08	1,43	0,005	<0,05	0,16	0,02	0,010	0,87
19.08.2003	4,22	17,9	71,0	16,4	2,08	1,71	1,24	0,28	1,31	0,008	<0,01	0,31	0,025	0,012	1,91

**Tabell 23.** Samlet avrenning fra stigort 4 ved kulvert.

<b>Dato</b>	<b>pH</b>	<b>Kond mS/m</b>	<b>SO<sub>4</sub> mg/l</b>	<b>Ca mg/l</b>	<b>Mg mg/l</b>	<b>Al mg/l</b>	<b>Fe mg/l</b>	<b>Cu mg/l</b>	<b>Zn mg/l</b>	<b>Pb mg/l</b>	<b>Cd mg/l</b>	<b>Mn mg/l</b>	<b>Ni mg/l</b>	<b>Co mg/l</b>	<b>Si mg/l</b>	<b>Vannf l/s</b>
13.10.2002	6,58	34,5	146,4	54,7	3,09	1,69	1,59	0,31	2,02	<0,01	0,0110	0,603	0,031	0,020	2,46	20,0
11.11.2002	7,18	52,9	203,3	96,0	3,02	0,33	1,08	0,08	2,36	<0,01	0,0086	0,686	0,023	0,019	1,90	6,2
13.01.2003	7,32	9,35	13,5	13,9	0,83	0,02	0,18	0,004	0,06	<0,01	<0,001	0,009	<0,004	<0,002	1,17	1,4
28.02.2003	6,86	45,3	176,3	79,1	3,34	0,48	2,30	0,13	0,74	<0,01	0,0042	0,588	0,026	0,019	2,45	1,0
03.04.2003	6,60	20,7	72,5	32,8	1,45	0,35	1,21	0,07	0,89	<0,01	0,0020	0,236	0,010	0,009	1,16	60,6
16.05.2003	6,88	15,1	49,7	21,7	1,29	0,38	0,91	0,13	0,76	<0,01	0,0030	0,177	0,010	0,008	1,30	43,6
22.06.2003	7,30	27,5	93,7	45,5	2,20	0,33	0,48	0,09	1,67	<0,01	0,0080	0,422	0,021	0,013	1,82	31,6
07.08.2003	7,16	31,5	110,2	55,4	2,30	0,12	1,52	0,07	0,81	<0,01	0,0039	0,426	0,019	0,012	2,07	8,1
19.08.2003	7,25	31,8	115,3	54,8	2,33	0,11	1,57	0,07	0,43	<0,01	0,0030	0,402	0,016	0,012	2,15	7,1
Aritm. middel	7,01	29,85	109,0	50,4	2,21	0,42	1,20	0,11	1,08	<0,01	0,0049	0,394	0,020	0,013	1,83	20,0
Tidsv. middel	6,71	28,03	102,0	47,3	2,07	0,42	1,08	0,10	1,07	<0,01	0,0048	0,368	0,016	0,012	1,71	19,2
Maks.verdi	7,32	52,90	203,3	96,0	3,34	1,69	2,30	0,31	2,36	<0,01	0,0110	0,686	0,031	0,020	2,46	60,6
Min.verdi	6,58	9,35	13,5	13,9	0,83	0,02	0,18	0,004	0,06	<0,01	<0,001	0,009	0,010	<0,002	1,16	1,0

**Tabell 24.** Limingen utenfor Geitbergvika og Gjersvika gruve.

Dato	Dyp m	Temp gr.C	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	As µg/l
20.08.2003	1	13,8	7,01	2,26	1,56	2,31	0,294	<10	0,498	1,80	0,006	0,01	1,3	0,23	0,010	<0,1	0,09
	5	13,6	7,05	2,29	1,60	2,25	0,283	<10	0,540	1,80	0,010	0,01	1,2	0,25	0,009	<0,1	0,10
	10	13,2	7,04	2,32	1,63	2,16	0,272	<10	0,542	1,80	0,008	0,01	1,2	0,26	0,009	0,1	0,08
	20	8,6	7,03	2,40	1,67	2,28	0,284	<10	0,539	1,90	0,006	0,01	1,3	0,26	0,010	<0,1	0,09
	30	5,0	7,01	2,44	1,71	2,44	0,301	<10	0,594	2,07	0,006	0,01	1,4	0,26	0,010	<0,1	0,09
	37	4,6	6,99	2,43	1,72	2,29	0,284	<10	0,578	2,13	0,010	0,01	1,5	0,28	0,010	<0,1	0,09

**Tabell 25.** Gruvevann ved utløp av vannstoll ved Gjersvika gruve.

Dato	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Al µg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Si mg/l
20.08.2003	7,19	92	494	175	10,8	1600	5560	1760	10000	20	16	4220	7	62	4,25

**Tabell 26.** Årlige middelverdier for gruvevann fra Gjersvika gruve under driften.

År	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	V µg/l	As µg/l
1994	7,08	219,4	394	144	16,7	499	57,6	565	1,63	3,01	1682	6,4	17,8			1,9
1995	7,66	95,7	323	116	11,1	300	11,8	820	3,88	12,52	1082	5,3	14,1	<0,5	0,2	1,1
1996	6,45	169,5	724	214	16,7	218	71,2	2248	1,89	5,06	3686	8,4	37,2	<0,5	<0,2	0,8
1997	7,14	146,8	656	222	16,1	218	16,1	2241	0,38	4,55	4153	2,7	33,5	<0,5	<0,2	1,2
1998	6,25	110,9	548	182	12,1	4423	222	5130	0,21	8,56	4088		49,4			



**Tabell 27.** Årlige middelveidier. St.2 Gruvevannsutløp 1970-1998.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l
1970	7,70	17,4			113			3700	33	112		
1971	7,90	26,3			14,3			13000	50	130		
1972	8,00	27,1	357		38,5			2400	20	160		
1973	7,60	31,8	97		62,4			4565	210	632		
1974	7,40	36,3	121		81,0			548	40	386		
1975	7,60	32,7	113		70,2			431	13	141		
1976	7,70	33,5	136		60,0			71	10	138		
1977	8,30	34,5	200		58,0			67	10	51		
1978	7,70	35,6	92		67,0			53	66	457		
1979	7,60	33,1	56		74,3	49,7	3,80	58	20	262		
1980	7,69	33,2	63		73,3	48,5	3,57	511	13	278		
1981	7,84	32,6	34		78,3	58,1	3,33	92	26	450		
1982	7,71	36,2	36		79,3	53,5	4,00	27	20	300		
1983	7,59	34,5	151		80,4	54,9	3,89	42	17	493		
1984	7,54	36,3	102		93,0	58,7	3,94	33	51	1565		
1985	7,71	37,7	18		82,5	55,1	3,77	945	120	1028		
1986	7,60	39,5	34		134	57,8	4,05	525	56	1283	6,9	
1987	7,47	39,5	72	1,300	122	62,0	4,38	4283	215	1927	13,1	
1988	7,41	37,4	38	1,520	132	66,6	4,72	1067	68	1198	8,6	
1989	7,50	44,0	192	1,500	148	62,3	3,93	8	12	1683	10,2	
1990	7,42	47,4	201	1,490	166	69,9	4,21	826	92	1803	11,7	
1991	7,54	46,1	115	1,583	149	70,6	4,26	7	72	1791	8,2	
1992	7,53	42,2	116	2,016	164	77,0	4,44	438	21	1448	7,7	
1993	7,48	50,1	85	1,533	164	79,4	4,58	549	33	2048		
1994	7,65	49,7	21	1,551	150	76,1	5,23	928	61	3899	16,5	14,3
1995	7,76	49,2		1,493	154	74,3	4,77	36	18	3229	14,4	1,3
1996	7,82	45,2		1,704	117	69,7	4,16	159	15	1905	8,8	0,9
1997	7,87	41,9		1,499	123	68,8	4,41	353	18	1635	8,4	0,5
1998	7,54	42,1		1,106	176	67,6	4,46	353	18	3333	18,0	0,4

**Tabell 28.** Årlige middelveier. St.6B overløp terskel mellom østre og vestre Huddingsvatn

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Ni µg/l	Mn µg/l	As µg/l
1990	7,25	11,9	1,56	0,377	29,5	16,9	0,55	88	8,1	35	0,20				
1991	7,39	25,6	0,92	0,447	81,3	39,7	0,88	64	8,3	44	0,26				
1992	7,02	31,2	1,13	0,477	112,0	52,3	1,07		8,5	58	0,39	2,0			
1993	7,23	37,1	0,91	0,547	147,0	66,0	1,52	190	11,3	115	0,53	2,1	5,5	146	2,4
1994	7,28	42,3	1,25	0,590	186,0	73,3	1,73	194	28,0	293	1,42	2,0	5,5	155	2,2
1995	7,27	36,6	1,07	0,46	155,0	60,4	1,57	229	19,7	211	1,06	1,9	9,5	135	1,9
1996	7,20	43,1	0,63	0,452	217,5	79,9	1,68	70	11,3	81	0,35	1,2	3,5	120	1,4
1997	7,14	40,3	0,91	0,475	183,0	62,4	1,73	131	13,9	106	0,56	1,1	2,7	129	1,3
1998	7,05	36,0	0,96	0,321	154,0	60,1	1,57	261	19,1	136	0,68	2,0	5,3	140	0,8
1999	6,81	21,0	0,55	0,167	76,1	31,0	0,99	80	14,6	141	0,63	1,1	3,7	137	0,5
2000	6,84	16,4	0,77	0,156	50,4	21,8	0,82	53	13,7	140	0,56	0,86	4,0	118	0,3
2001	6,85	11,7	0,70	0,129	40,0	16,2	0,68	67	14,0	125	0,53	1,1	3,4	114	0,3
2002	6,71	7,3	0,70	0,109	21,1	10,0	0,51	60	8,6	91	0,31	0,3	3,1	77	0,2
2003	6,61	8,4	0,71	0,138	27,4	12,3	0,70	87	7,4	126	0,36	0,3	4,6	136	0,2

**Tabell 29.** Årlige middelveidier. St.8 Huddingselv ved veibru.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Mn µg/l	As µg/l
1970	7,08	5,96			6,2			69	22	27						
1971	7,16	4,12			2,4			46	30	13						
1972	7,18	5,52			3,5			57	12	14						
1973	7,11	4,94			5,7			73	8	11						
1974	7,20	4,52			7,4			43	6	7						
1975	7,21	5,24			8,0			46	4	9						
1976	7,14	5,11			6,2			44	7	13						
1977	7,17	5,55			9,2			42	9	24						
1978	7,23	5,55			11,1			111	6	17						
1979	7,12	6,07			11,0			59	15	28						
1980	7,11	5,67			9,8	8,80		65	14	32	5,4					
1981	7,18	6,08			10,1	8,32		74	8	14	0,23					
1982	7,18	6,78			11,9	8,59		56	9	23	0,13					
1983	7,14	6,50			11,3	9,32		161	13	34	0,14					
1984	7,14	6,19			9,8	8,87		65	15	32	0,15					
1985	7,17	6,86			13,6	8,64		103	14	35	0,19					
1986	7,27	7,08			13,5	9,82		128	14	24	0,17					
1987	7,16	7,03			13,9	10,60		103	11	24	0,15					
1988	7,14	7,07			14,1	9,83		67	8	21	0,1					
1989	7,10	5,39			6,5	11,70		104	4	11	0,05					
1990	7,18	4,56			4,3	6,65		65	2	6	5,62					
1991	7,18	5,09			6,5	6,01		44	2	7	0,05					
1992	7,20	5,28			6,6	6,91		196	1	4	0,04					
1993	7,13	5,47	0,39	0,289	6,9	7,74	0,48	52	1,0	3,4	0,04	0,04	0,7	0,1	8,6	0,5
1994	7,07	5,87	0,45	0,286	8,9	8,22	0,46	48	1,8	5,7	0,04	0,13	0,6	<0,1	7,4	0,2
1995	7,13	5,54	0,47	0,273	9,3	7,72	0,45	51	2,9	12,8	0,07	0,15	2,0	0,2	19,8	0,4
1996	7,16	5,96	0,36	0,322	9,2	8,88	0,51	55	1,5	5,0	0,02	0,13	0,9	<0,1	5,1	0,1
1997	7,07	5,71	0,34	0,276	9,5	8,13	0,48	54	1,5	5,8	0,02	0,11	0,7	<0,1	8,0	0,1
1998	7,16	4,84	0,39	0,262	7,9	7,25	0,45	61	1,4	5,4	0,02	0,09	0,7	<0,1	8,9	0,4
1999	7,13	5,18	0,32	0,276	8,5	7,34	0,45	75	2,1	11,7	0,08	0,14	1,0	0,1	15,6	0,3
2000	7,23	5,33	0,37	0,267	7,3	7,22	0,47	43	2,2	20,1	0,07	0,08	0,8		6,7	0,1
2001	7,34	4,82	0,50	0,306	5,1	7,08	0,46	70	2,4	15,8	0,06	0,13	1,5	0,1	8,7	0,1
2002	7,17	4,54	0,46	0,261	4,5	6,79	0,49	50	2,1	12,0	0,04	0,05	0,7	0,08	9,9	0,1
2003	7,19	4,23	0,55	0,259	4,5	6,30	0,46	43	1,85	12,5	0,04	0,08	0,6	0,07	9,75	0,1

**Tabell 30.** Årlige middelveier st.11 Utløp Vektarbotn.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Ni µg/l	Mn µg/l	As µg/l
1981	7,10	4,23	0,72		9,1	6,24	0,37	65	7,7	11,2					
1982	7,04	6,23	0,83		11,1	8,42	0,49	64	7,1	17,5					
1983	6,99	6,04	1,28		9,4	8,35	0,51	111	9,0	16,7					
1984	6,96	5,85	1,10		8,9	7,90	0,46	88	7,5	23,3					
1985	7,16	5,82	0,84		10,4	8,26	0,44	102	8,9	23,3					
1986	7,20	6,20	0,78		11,9	9,23	0,44	98	8,5	25,0	0,10				
1987	6,94	6,19	0,89	0,189	13,7	8,92	0,46	110	9,4	26,7	0,13				
1988	6,91	6,30	0,90	0,254	12,9	9,18	0,46	95	8,6	21,0	0,05				
1989	6,91	5,06	1,40	0,227	6,8	6,25	0,43	114	5,3	15,8	0,05				
1990	7,07	4,07	0,52	0,226	4,3	4,93	0,40	77	2,0	6,0	0,05				
1991	6,99	4,47	0,40	0,240	5,0	5,96	0,41	52	1,6	5,0	0,05				
1992	7,08	4,90	0,56	0,247	6,0	6,47	0,46		2,0	5,1	0,02	0,39			
1993	6,96	5,15	0,35	0,263	6,0	6,93	0,48	75	0,79	3,2	<0,01	0,14	0,7	16,8	<0,2
1994	6,91	5,20	0,43	0,195	4,9	5,66	0,40	67	1,6	4,9	0,1	0,19	0,8	22,9	0,2
1995	7,04	4,90	0,37	0,245	7,7	6,88	0,45	81	1,5	6,2	0,02	0,30	1,4	16,5	0,4
1996	7,03	5,11	0,56	0,268	7,9	7,47	0,49	91	1,6	5,4	0,02	0,36	0,8	13,3	0,1
1997	6,94	5,18	0,31	0,232	8,2	7,28	0,47	65	1,6	5,8	0,03	1,00	0,7	10,6	<0,1
1998	7,07	4,37	0,43	0,215	7,7	6,19	0,39	68	1,6	5,9	0,02	0,12	0,6	10,5	0,1
1999	7,07	4,70	0,31	0,250	7,3	6,52	0,43	67	1,9	10,3	0,03	0,18	0,8	14,8	0,2
2000	7,09	4,61	0,53	0,227	6,5	6,19	0,44	60	1,9	17,4	0,05	0,45	0,7	12,8	0,10
2001	7,22	4,00	0,42	0,244	4,4	5,61	0,42	65	2,0	11,1	0,03	0,20	0,7	7,5	0,1
2002	6,99	3,49	0,51	0,183	3,0	4,72	0,43	44	1,4	8,7	0,03	0,20	0,5	9,1	0,1
2003	6,91	5,20	0,43	0,195	4,9	5,66	0,40	67	1,6	4,9	0,05	0,19	0,8	22,9	0,2

## **Vedlegg B. Biologiske analyser**

**Tabell 31.** Kvalitativ forekomst av dyreplankton i østre Huddingsvatn. Prøver innsamlet i august alle år.  
1 = Få individer, 2 = Vanlig, 3 = Rikelig/dominerende.

	<b>Krepsdyr (Crustacea):</b>	Heterocope saliens	Acanthodiaptomus denticornis	Arctodiaptomus laticeps	Mixodiaptomus laciniatus	Diaptomidae ubest.	Cyclops scutifer	Cyclopoida ubest.	Sida crystallina	Holopedium gibberum	Daphnia longispina	Bosmina longispina	Bythotrephes longimanus	Chydoridae ubest.	<b>Hjuldyr (Rotifera):</b>	Keratella quadrata	Keratella hiemalis	Keratella spp.	Keratella cochlearis	Kellicottia longispina	Polyarthra spp.	Conochilus spp.	Collotheca sp.	Rotifera ubest.	<b>Sum Copepoda</b>	<b>Sum Cladocera</b>	<b>Sum Rotifera</b>
1972		3	2	2		1	3			2	1	3								1		3			11	6	4
1973		3		3			2				2	3													8	5	
1979				2			3			1		1							1	1					5	2	2
1980				2			3			2		1								2			1		5	3	3
1981		1		2			3			1		1							1	3	1				6	2	5
1982				2			3			1		2								1			1		5	3	2
1998								1												2					1	0	2
1999							2					2		1					1	1					2	3	2

**Tabell 32.** Kvalitativ forekomst av dyreplankton i vestre Huddingsvatn. Prøver innsamlet i august alle år.  
1 = Få individer, 2 = Vanlig, 3 = Rikelig/dominerende.

	<b>Krepsdyr (Crustacea):</b>								<b>Hjuldyr (Rotifera):</b>															
	Heterope saliens	Acanthodiaptomus denticornis	Arctodiaptomus laticeps	Mixodiaptomus laciniatus	Diaptomidae ubest.	Cyclops scutifer	Sida crystallina	Holopedium gibberum	Daphnia longispina	Daphnia galeata	Bosmina longispina	Bythotrephes longimanus	Keratella quadrata	Keratella hiemalis	Keratella spp.	Keratella cochlearis	Kellicottia longispina	Asplanchna priodonta	Polyarthra spp.	Conochilus spp.	Collotheca sp.	Rotifera ubest.	Copepda	Cladocera
1970	3		1			2		3	2		2	1					1						6	8
1971	1	2				3	1		2		3		1				3			1			6	6
1972	2	2			1	3		2	3		2						3		1	3			8	7
1973	Ingen observasjon																							
1974	Ingen observasjon																							
1975	Ingen observasjon																							
1976	Ingen observasjon																							
1977	Ingen observasjon																							
1978	Ingen observasjon																							
1979			2			3		3	2		3						1			1			5	8
1980			2			3		2	1		2						2		1			2	5	5
1981	1		3			3		3	1		2						3					2	7	6
1982	1		2			3		3			3				1		1				1		6	6
1983	Ingen observasjon																							
1984	Ingen observasjon																							
1985	Ingen observasjon																							
1986	Ingen observasjon																							
1987	1		2			3		3			3						1			1	1		6	6
1988	Ingen observasjon																							
1989	Ingen observasjon																							
1990	Ingen observasjon																							

---

1991	1	2				3	2	1				1				
1992	1		3			3	1					3				
1993	1	2	1		3	2	1		3	1	2	3	7	6		
1994	2	2	2	1	3	1	1	2	1	2	2	2	10	5		
1995	1		1	2	3	1	2	1	3	2	1	3	1	7		
1996	1	2	2	1	3	3	3		2	1		3	9	8		
1997	1	3		1	3	3	3	1	1	1	1	2	8	8		
1998	2		1	1	2	2			1	2	3	2	6	3		
1999		1	1	1	3	2		1		2	3	3	3	6		
2000	Ingen observasjon															
2001	Ingen observasjon															
2002	1	2	2	1	2	3	2	2	2	3		3	2	3	11	9
2003	1	1	2	1	3	1	3	1	2	1	2	2	3	3	8	7

---





**Tabell 34.** Garnfangst av aure i vestre Huddingsvatn (H) og Orvatnet, 19.-20. august 2003.

Kjøttfarge: R=rød, LR=lysrød; H=hvit.

Mageinnhold: cc=dominerende, c=noen, r=få.

M = metallanalyser

Lokalitet	Fisk nr.	Maskestr. mm	Vekt g	Lengde mm	Alder	Kjønn *	Stadium	Kjøttfarge	K-faktor	Mageinnhold
H1	1	21	143	250	5	hunn	1	R	0,92	Landinsekter-cc, zooplankton-r
"	2	"	94	215	4	hann	2	R	0,95	Insektrester
"	3	"	93	220	5	hann	1	LR	0,87	Zooplankton
"	4	"	86	210	4	hann	1	LR	0,93	Tom
"	5	"	73	195	4	hann	1	H	0,97	Tom
"	6	"	194	280	6(5)	hann	1	R	0,88	Døgnflue sub im.-1, tege-1
"	7	"	100	225	5	hann	1	R	0,88	Zooplankton
"	8	"	112	235	5	hann	1	R	0,86	Insektrester-cc, zooplankton-c
"	9	"	79	205	5	hann	1	LR	0,92	Landinsekter
"	10	26	310	310	6(7)	hann	4-5	R	1,04	Zooplankton-cc, insektrester-r
"	11	"	176	255	5(6)	hann	4-5	R	1,06	Zooplankton
"	12	"	357	340	6(7)	hunn	2-3	R	0,91	Zooplankton
"	13	"	195	275	7	hann	1	R	0,94	Zooplankton-cc, insektrester-r
"	14	"	338	330	7(6)	hunn	3	R	0,94	Zooplankton-cc, fjærmygglarver-1
"	15	"	136	250	5(6)	hunn	1	LR	0,87	Zooplankton-cc, fisk-1
"	16	"	104	220	5	hunn	1	LR	0,98	Tom
"	17	"	146	250	6	hunn	1	LR	0,93	Zooplankton
"	18	35	559	420	8(9)	hann	7-2	R	0,75	Parasitter cyster i bukhulen. Tom
"	19	"	509	376	7(8)	hunn	3	R	1,00	Vårfluelarver – mange
"	20	"	319	325	8(7)	hann	2	R	0,93	Lungesnegl-5, vårfluelarve-1, zooplankton-r
"	21	29	239	290		hann	2	R	0,98	Zooplankton
"	22	"	220	275		hann	4	R	1,06	Insekter, fisk
"	23	"	232	290		hann	1	R	0,95	Zooplankton
"	24	"	264	305		hunn	2	R	0,93	Zooplankton
"	25	"	184	265		hann	1	R	0,99	Zooplankton
"	26	"	196	280		hann	1	R	0,89	Zooplankton
"	27	27	76	200		hunn	1	LR	0,95	Zooplankton
"	28	"	88	205		hunn	1	LR	1,02	Insektrester-cc, zooplankton-r
"	29	"	106	225		hann	1	R	0,93	Zooplankton
"	30	"	109	235		hann	1	R	0,84	Zooplankton
"	31	21	218	290		hunn	2	R	0,89	-
"	32	"	109	230		hann	1	LR	0,90	Zooplankton
"	33	"	96	210		hann	1	R	1,04	Insektrester-cc, zooplankton-r
"	34	"	178	255		hann	1	R	1,07	Zooplankton
"	35	"	95	220		hunn	1	LR	0,89	Zooplankton
"	36	"	91	220		hunn	1	LR	0,85	Zooplankton
"	37	"	167	260		hann	2	R	0,95	Zooplankton-cc, insektrester r
"	38	"	218	290		hunn	2	R	0,89	Zooplankton
"	39	"	122	240		hann	4	LR	0,88	Zooplankton
"	40	"	34	150		hann	1	H	1,01	Tom
H2	41	21	97	220		hann	1	LR	0,91	Fisk-2
"	42	"	247	300		hann	2	R	0,91	Zooplankton-cc, insektrester-r
"	43	"	207	280		hunn	1	R	0,94	Zooplankton-cc, mygg-r
"	44	"	163	260		hann	1	R	0,93	Insektrester-cc, zpolankton-r
"	45	"	162	255		hunn	1	R	0,98	Zooplankton
"	46	"	197	285		hunn	1	R	0,85	Insektrester-cc, zooplankton-r
"	47	"	206	285		hann	1	R	0,89	Zooplankton
"	48	"	144	255		hann	1	R	0,87	Zooplankton
"	49	"	105	225		hann	4	LR	0,92	Insektrester-cc, fisk 1
"	50	21	77	205		hunn	1	H	0,89	Insektrester
"	51	"	73	195		hann	1	H	0,98	Tom
"	52	"	76	205		hann	1	LR	0,88	Tom
"	53	"	119	240			1	LR	0,86	Zooplankton
"	54	"	64	185		hann	1	LR	1,01	Zooplankton
"	55	"	82	205		hann	1	LR	0,95	Zooplankton
"	56	"	79	205		hann	1	LR	0,92	Tom
"	57	"	138	250		hann	1	LR	0,88	Zooplankton
"	58	"	87	210		hunn	1	LR	0,94	Insektrester
"	59	"	81	220		hann	1	LR	0,76	Tom
"	60	"	94	225		hunn	1	LR	0,83	Tom
"	61	"	65	190		hann	1	H	0,95	Fisk-1
"	62	"	74	195		hann	1	H	1,00	Insektrester
"	63	"	37	170		hann	1	H	0,75	Zooplankton
"	64	26	175	270		hunn	4-5	R	0,89	Zooplankton

Lokali- tet	Fisk nr.	Maske- str. mm	Vekt g	Lengde mm	Alder	Kjønn *	Stadium	Kjøtt- farge	K-faktor	Mageinnhold
H2	65	"	267	285		hunn	2	R	1,15	Tom
"	66	"	275	315		hunn	1	R	0,88	Zooplankton
"	67	"	169	260		hann	1	LR	0,96	Vårfluelarver-cc, zooplankton-r
"	68	"	165	270		hann	1	R	0,84	Zooplankton
"	69	"	148	255		hunn	1	R	0,89	Zooplankton
"	70	"	179	265		hann	1	R	0,96	Buksvømmer-1
"	71	"	211	285		hann	1	R	0,91	Insektrester
"	72	45	247	295		hann	1	R	0,96	Tom
H1	73	52	1375	505	10-12	hann	7-1	R	0,96	Ørret-1, ca 15 cm (M)
"	74	"	263	310		hann	2	R	1,04	Insektrester-cc, zooplankton (M)
H2	75	20	393	355		hann	1	R	0,88	Vårflue-1, zooplankton-cc (M)
"	76	"	252	305		hann	1	R	0,89	Insektrester-cc, zooplankton-r (M)
"	77	"	280	305		hann	1	R	0,99	Fisk-1 (M)
"	78	"	256	310		hunn	2	R	0,86	Landinsekter-cc, zooplankton-r (M)
"	79	"	239	300		hunn	2	R	0,89	Zooplankton (M)
"	80	"	226	290		hunn	2	R	0,93	Vårfluelarver-cc, zooplankton-r (M)
"	81	"	212	285		hann	2	R	0,92	Insektrester (M)
"	82	"	218	300		hann	1	R	0,81	Insektrester (M)
"	83	"	184	280		hann	1	R	0,84	Tom
"	84	"	201	280		hunn	2	R	0,92	Tom
Orvatnet	85	"	1067	500	9-11	hunn	5	R	0,85	Fisk-1, ca 14 cm
"	86	"	335	330	7	hann	2	R	0,93	Fjærmygglarver –mange
"	87	"	302	310	7(6)	hann	5	R	1,01	Landinsekter-cc, døgnfluelarver-2, Zooplankton (M)
"	88	"	167	260	5(6)	hunn	1	LR	1,05	Zooplankton-cc, steinfluer-2, døgnfluer-1 (M)
"	89	"	282	305	7(8)	hann	4-5	LR	0,99	Zooplankton-cc, småkreps-r (M)
"	90	"	150	245	6(5)	hann	1	LR	1,02	Zooplankton-cc, småkreps-r (M)
"	91	"	143	245		hunn	1	H	0,97	Fjærmygglarver-cc, maur-1, insektrester (M)
"	92	"	152	250	6	hann	1	H	0,97	Steinfluelarver-sub.im-1, zooplankton-r (M)
"	93	"	124	240	5(6)	hunn	1	H	0,90	Steinfluelarver-cc, døgnfluelarver-1, vårfluelarver-1 (M)
"	94	"	83	200	5	hann	1	H	1,04	Zooplankton-cc, fjærmygglarver-r (M)
"	95	"	90	200		hann	1	H	1,13	Steinfluer-sub.im.-5, mudderfluelarve-1, døgnfluelarve-1, småkreps (M)
"	96	"	84	205		hann	1	H	0,98	Steinfluer sub.im.-5, fjærmygglarve-1 (M)
"	97	"	79	190		hunn	1	H	1,15	Steinfluelarver-8-cc, zooplankton-c, småkreps-r
"	98	"	23	140		hunn	1	H	0,84	Vårflue sub.im. -1
"	99	"	32	150		hann	1	H	0,95	Zooplankton-r
"	100	"	30	145	3	hann	1	H	0,98	Steinfluelarve-1
"	101	"	28	140	3	hann	1	H	1,02	Steinfluer-sub.im.-3, vårfluelarve-1
"	*102	"	198	260	6	hunn	2	LR	1,13	Velfylt mage (*funnet død 17/8-03) (M)

**Tabell 35.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Huddingsvatn.  
Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (= mg/m<sup>3</sup> våtvekt).

	År	1987	1991	1992	1993	1995	1996	1997	1998	1999	2002	2003
	Måned	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	Dag	18	20	19	24	30	21	19	19	17	20	17
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>												
Botryococcus braunii		.	.	.	.	.	0,7	0,7	.	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)		.	.	.	.	0,2	0,4	.	.	0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,6	.	0,3	.	.	.	0,5	0,5	.	0,5	1,8
Cosmarium sp. (l=10 b=12)		.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Cosmarium subtumitum		.	.	.	.	.	1,0	.	.	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium		.	.	.	.	0,1	.	1,5	.	0,3	0,6	0,6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,5	0,7	.	1,1	.	0,2	.	.	.	.
Euastrum elegans		.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis		.	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.
Kirchneriella sp.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1
Monoraphidium dybowskii		.	.	.	0,3	0,5	1,6	1,1	1,0	0,2	0,3	0,1
Monoraphidium griffithii		.	.	0,3	0,7	.	.	0,5	0,3	.	6,3	0,4
Oocystis marssonii		.	.	.	.	0,3	.	.	.	0,2	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	1,9	0,7	0,8	0,5	0,7	0,3	4,4	1,9	2,1
Paramastix conifera		0,8	.	0,7	.	.	.	.	.	.	.	0,2
Quadrigula pfitzeri		.	.	.	.	.	.	0,2	0,4	.	.	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	0,1	0,1
Scourfieldia cordiformis		.	0,4	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.
Selenastrum capricornutum		.	.	.	.	.	.	.	0,0	.	.	.
Sphaerocystis Schroeteri		.	.	0,6	.	0,7	.	0,7	0,5	.	0,6	.
Teilingia granulata		.	.	.	.	.	.	0,2	0,5	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	0,1	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	.	.	.	.	.	1,0	.	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	0,5	0,5
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		.	.	.	.	2,5	.	1,1	2,1	.	1,3	2,9
Sum - Grønnalger		1,4	0,9	5,2	1,8	7,5	4,5	8,5	5,6	5,6	12,6	8,9

<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>											
Bitrichia chodatii	.	.	0,5	.	.	0,5	.	0,3	.	1,3	0,2
Chromulina sp.	3,0	4,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	0,4	.	.	.	.	0,1	0,3	.	.
Chrysococcus minutus	.	.	1,1	.	.	.	.	.	.	.	.
Chrysococcus sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
Chrysolykos skujai	.	0,3	.	0,1	0,6	0,1	.	0,1	.	.	0,2
Craspedomonader	0,5	.	2,1	0,6	1,9	.	0,1	0,9	0,4	0,4	0,4
Cyster av Bitrichia chodatii	.	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.
Cyster av Chrysolykos skujai	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	0,4	.
Dinobryon borgei	.	0,2	0,4	0,1	0,0	0,3	.	.	.	.	.
Dinobryon crenulatum	1,9	3,0	1,2	0,4	.	1,0	1,4	0,4	.	13,2	1,0
Dinobryon cylindricum var.alpinum	.	.	0,1	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	0,4	.	.	.	.	.	0,7	0,2	.	2,0	0,6
Dinobryon suecicum	.	.	0,2	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	.	.	.	.	0,2	0,2	.	.
Kephyrion boreale	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.
Kephyrion litorale	.	.	.	.	0,1	.	1,2	.	1,9	.	.
Kephyrion sp.	1,9	.	.	.	.	.	.	.	.	0,6	0,1
Kephyrion spp.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Kephyriopsis elegans	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	1,9	0,7	0,4	.	0,3	.	0,4	.	.	1,1	0,5
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0,5	0,5	.	0,5	0,5	0,5	0,3	.	.	0,5
Mallomonas cf.maiorensis	.	.	.	.	.	1,6	.	.	.	0,9	0,1
Mallomonas spp.	.	.	2,0	.	0,6	.	3,7	1,0	.	0,6	0,3
Ochromonas sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,1	1,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,9	10,0	9,3	7,1	4,6	5,0	10,0	2,9	6,7	5,5	2,4
Pseudokephyrion attenuatum	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion entzii	.	0,5	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	8,5	18,2	15,0	10,5	5,8	15,3	21,1	7,8	19,1	11,9	12,4
Spiniferomonas bourellyi	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.
Spiniferomonas sp.	.	.	0,5	.	.	.	0,7	.	.	.	0,6
Stichogloea doederleinii	.	.	.	.	.	.	3,0	.	.	.	2,7
Store chrysomonader (>7)	14,2	20,7	5,2	6,0	8,2	32,7	11,2	4,7	8,6	3,4	11,2
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0,8	0,5	1,1	0,1	2,1	0,6	2,8	0,8	.	1,7
Ubest.chrysophycee	.	.	0,8	0,1	.	0,1	0,1	0,1	.	.	.
Sum - Gullalger	37,7	59,7	40,5	26,3	22,8	61,1	55,3	21,6	37,8	44,6	36,0

<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>											
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	.	.	.	0,4	0,4	.	.	.	.
Aulacoseira alpigena	.	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.
Cyclotella glomerata	.	.	4,0	.	.	.	1,8	.	.	1,1	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	1,1	3,1	.	1,6	3,1	0,1	1,3	0,2	1,0	.
Cyclotella sp. (l=3.5-5 b=5-8)	0,6	47,9	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eunotia lunaris	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	.	.	.	0,4	0,1	0,1	.	.	.
Synedra sp. (l=30-40)	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Synedra sp. (l=40-70)	0,7	.	0,1	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Tabellaria binalis	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Tabellaria flocculosa	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	1,3	49,0	7,2	0,2	1,7	4,8	2,4	1,4	1,3	2,1	0,0
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>											
Cryptaulax vulgaris	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	.	.	.	.	0,2	0,3	.	.	.
Cryptomonas marssonii	.	1,1	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	.	.	.	.	1,9	.	0,7	0,6	1,7	0,9
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.
Katablepharis ovalis	4,4	1,7	0,7	1,0	1,1	0,7	.	0,7	1,9	2,2	0,9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	.	3,2	13,3	4,0	7,3	11,3	0,9	5,2	8,3	3,0	2,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	0,5	1,7	.	0,8	7,0	.	0,6	31,8	6,7	1,8
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	0,2	0,1
Sum - Svelgflagellater	4,4	6,4	15,7	5,2	9,3	20,9	1,1	7,5	42,9	14,3	6,4
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>											
Gymnodinium cf.lacustre	7,6	2,0	1,9	3,2	2,8	3,0	4,6	.	0,6	2,1	0,8
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,9	.
Gymnodinium helveticum	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6,5	.	0,8	.	.	.	0,7	.	.	0,5	0,7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	5,4	2,1	.	.	.	0,6	3,2	0,6	1,2	3,2	4,1
Ubest.dinoflagellat	0,9	0,3	0,4	.	0,7	0,8	.	0,8	1,1	0,4	1,1
Sum - Fureflagellater	20,5	4,4	3,1	3,4	3,4	4,4	8,6	1,4	2,9	9,0	6,6
<b>Haptophyceae</b>											
Chrysochromulina parva	.	0,3	0,2	.	.	.	.	0,0	.	.	.
Sum - Haptophyceae	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>My-alger</b>											
My-alger	11,2	16,5	20,9	12,2	7,4	20,4	17,2	10,2	18,6	24,3	13,3
Sum - My-alge	11,2	16,5	20,9	12,2	7,4	20,4	17,2	10,2	18,6	24,3	13,3
<b>Sum totalt :</b>	<b>76,6</b>	<b>137,3</b>	<b>92,8</b>	<b>49,0</b>	<b>52,1</b>	<b>116,1</b>	<b>93,0</b>	<b>47,8</b>	<b>109,0</b>	<b>106,9</b>	<b>71,2</b>

## **Vedlegg C. Rapportoversikt**

**Tabell 36.** Oversikt over samtlige NIVA-rapporter og notater som hittil er utgitt i forbindelse med virksomheten til Grong Gruber.

Prosjektnr.	Løpenr.	Forfatter	Tittel	Dato	Antall sider
O- 69120	309	Grande, M., Mundheim, Ø	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1970	jan.71	14
O- 69120	477	Arnesen, R. T., Grande, M.	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1972	jan.73	26
O- 69120	584	Arnesen, R. T., Grande, M	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1973	mai.74	22
O- 69120	593	Arnesen, R. T., Grande, M.	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S – Befaring av Huddingsvatn 13 - 14/6 1974. Notat	01.jul.74	9
O- 69120	615	Askim, T., Eikum, A.	Driftsundersøkelse ved kloakkrensaneanlegget - Grong Gruber A/S	okt.74	11
O- 69120	700	Arnesen, R.T., Grande, M., Iversen, E.R.	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1974	16.jul.95	44
O- 69120	743	Arnesen, R.T., Andersen, S., Grande, M., Iversen, E.R	Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1975	08.jan.76	62
O- 69120	928	Arnesen, R.T., Andersen, S., Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1976	12.jul.77	58
O- 69120	946	Arnesen, R.T., Grande, M., Kvalvågnæs, K.	Grong Gruber A/S - Dykkerundersøkelser 1977	jun.77	12
O- 69120	1026	Arnesen, R.T., Andersen, S., Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1977	28.mar.78	100
O- 69120	1199	Grande, M., Arnesen, R.T.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1978 - 1979	29.apr.80	86
O- 69120	1319	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1980	25.sep.81	75
O- 69120	1404	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1981	19.aug.82	46
O- 69120	1502	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1982	08.jul.83	63
O- 69120	1645	Bildeng, R., Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1983	01.jul.84	64
O- 69120	1732	Bildeng, R., Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1984	01.jul.85	64
O- 69120	1869	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1985	apr.86	62
O- 69120	2013	Grande, M., Iversen, E.R., Løvik, J.E.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1986	jul.87	55
O- 69120	2259	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1988	jun.89	45
O- 69120	2457	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1989	06.jul.90	24
O- 69120	2608	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1990	06.jul.91	36
O- 69120	2745	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1991	15.jun.92	45
O- 69120	2913	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1992	02.jul.93	51



O- 69120	3098	Grande, M., Iversen, E.R.	Grong Gruber A/S - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1993	02.jul.94	51
O- 69120	3295	Grande, M., Iversen, E.R.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1994	01.aug.95	57
O- 69120	3510	Grande, M., Iversen, E.R.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1995	12.jul.96	49
O- 69120	3702	Grande, M., Iversen, E.R.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1996	14.jul.97	46
O- 69120	3780	Arnesen, R.T.	Avgangsdeponering under vann - Utlutning av forurensninger fra avgangsdeponiet i Huddingsvatnet	12.jan.98	26
O- 69120	3859	Brettum, P., Grande, M., Iversen, E.R., Løvik, J.E.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1997	14.apr.98	55
O- 69120	4035	Brettum, P., Grande, M., Iversen, E.R., Løvik, J.E.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser i vassdrag 1998	13.apr.99	53
O- 69120	4195	Brettum, P., Grande, M., Iversen, E.R., Løvik, J.E.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser 1999	16.feb.00	54
O- 99215	4369	Grande, M., Iversen, E.R.	Oppfølgende undersøkelser etter vannfylling av Joma gruve	23.apr.01	36
O- 69120	4380	Grande, M., Iversen, E.R.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser 2000	16.mai.01	32
O- 69120	4491	Grande, M., Iversen, E.R.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser 2001	12.feb.02	37
O- 69120	4677	Brettum, P., Bækken, T., Grande, M., Iversen, E.R., Løvik, J.E.	Norsulfid A/S. Avd. Grong Gruber - Kontrollundersøkelser 2002	05.mai.03	47
O- 92231	Notat	Grande, M. og Iversen, E.R.	Gruveforurensninger i indre Namdalen. Historikk, dagens situasjon og fremtidsutsikter	31.des.92	14
O-20126	4338	Bjerknes, V., Åtland, Å og Vatn, T.	Huddingsvatn. Erstatning for tapt fiske	09.mar.01	21