

NIVA



RAPPORT LNR 4195-2000

Kontrollundersøkelser 1999



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
5008 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

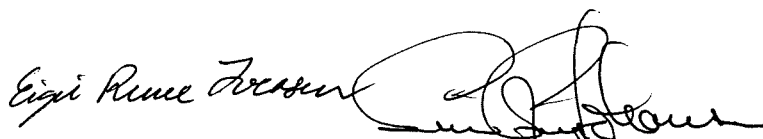
Tittel Norsulfid AS avd. Grong Gruber Kontrollundersøkelser 1999	Løpenr. (for bestilling) 4195-2000	Dato 16.02.00
	Prosjektnr. Undemr. O-69120	Sider 54
Forfatter(e) Iversen, Eigil Rune Grande, Magne Brettum, Pål Løvik, Jarl Eivind	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Sperret
	Geografisk område Nord-Trøndelag	Trykket NIVA 2000

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

Sammendrag

Forurensningssituasjonen i Huddingsvassdraget var i 1999 svært lik situasjonen slik den har vært i de senere år. I annet halvår i 1999 kunne det spores en økning i sinkkonsentrasjonene i Huddingsvatn og vassdraget ned til Vektaren. Dette settes i sammenheng med vannfyllingen av Joma gruve som fikk et midlertidig støtutslipp fra dagbruddsområdet samt fra en lekkasje i grunnstollen som senere ble tettet. Forurensningstilførslene fra selve avgangsdeponiet synes å ha avtatt. I Huddingsvatn har forholdene ennå ikke normalisert seg når det gjelder bunndyrs sammensetning og fiskeproduksjon. Forholdene i Orvassdraget, som mottar tilførsler fra dagbruddet, vil bli fulgt opp i 2000.

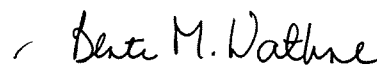
Fire norske emneord 1. Kisgruve 2. Avgangsdeponering 3. Tungmetaller 4. Hydrobiologi	Fire engelske emneord 1. Pyrite Mining 2. Tailings Disposal 3. Heavy Metals 4. Hydrobiology
--	---



Eigil Rune Iversen
Prosjektleder



Svein Stene-Johansen
Forskningsleder



Bente M. Wathne
Forskningsjef

O-69120

Norsulfid AS avd. Grong Gruber

Kontrollundersøkelser 1999

Forord

Undersøkelsene i Huddingsvassdraget er utført etter oppdrag fra Norsulfid AS. Driften ved Grong Gruber pågikk i perioden 1972-1998 og det ble drevet på forekomstene i Joma og i Gjersvika. NIVAs undersøkelser har pågått siden 1970. Arbeidet har hovedsaklig vært konsentrert om å føre kontroll med vannkvaliteten i selve deponeringsområdet for avgang og i vassdragsstrekningen ned til Vektaren. I den tiden Gjersvika gruve var i drift fra 1993 til 1998, ble det også ført kontroll med vannkvaliteten i dette området.

Undersøkelsene har omfattet biologiske og fysisk/kjemiske forhold. Fra NIVA har Eigil Rune Iversen stått for de fysisk/kjemiske undersøkelsene, mens Sigbjørn Andersen og Magne Grande har foretatt de biologiske feltundersøkelsene i 1999. Pål Brettum og Jarl Eivind Løvik har utført analysene av henholdsvis plante- og dyreplankton og gitt kommentarer til resultatene. Den rutinemessige innsamling av vannprøver har vært utført av Hans Øines, Røyrvik som vi herved takker for vel utført feltarbeid.

Høsten 1999 ble det også startet et kontrollprogram i Orvassdraget i forbindelse med at Joma gruve fikk overløp. Resultatene fra dette programmet vil bli mer utførlig behandlet i rapporten for år 2000. Vi takker også Svein Rustad, Røyrvik i forbindelse med prøvetaking og feltobservasjoner av overløpsvann fra dagbruksområdet.

Oslo, 16.februar 2000

Eigil Rune Iversen

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Fysisk/kjemiske undersøkelser	7
2.1 Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram	7
2.2 Analysemetodikk	8
2.3 Analyseresultater	9
2.3.1 St.2 Gruvevannsutløp, Joma	9
2.3.2 Undersøkelser i Orvassdraget	9
2.3.3 St.4 Renseelva ved Landbru	10
2.3.4 St.5 Huddingsvatn, østre del ved største dyp	10
2.3.5 St.6B Overløp terskel til vestre Huddingsvatn	11
2.3.6 St.7 Huddingsvatn, vestre del ved største dyp	12
2.3.7 St.8 Huddingselva ved veibru	12
2.3.8 St.11 Utløp Vektarbotn	13
2.3.9 St.9 Utløp Vektaren	14
2.4 Analyse av sedimentprøver fra vestre Huddingsvatn	15
2.5 Materialtransport i Huddingselva	15
3. Biologiske undersøkelser	17
3.1 Innledning	17
3.2 Fisk	17
3.2.1 Vestre Huddingsvatn	17
3.2.2 Østre Huddingsvatn	19
3.2.3 Vektarbotn	21
3.2.4 Huddingselva	22
3.2.5 Orvatnet	23
3.2.6 Tungmetaller i fisk fra Orvatn	23
3.3 Bunndyr	25
3.3.1 Innledning	25
3.3.2 Huddingselva og Renseelva	25
3.3.3 Orvasselva	26
3.3.4 Orvatnet	26
3.4 Plankton	27
3.4.1 Planteplankton	27
3.4.2 Dyreplankton	31
3.5 Sammenfattende vurderinger	32
4. Litteratur	35
Vedlegg A. Resultater biologiske undersøkelser	37
Vedlegg B. Fysisk- kjemiske analyseresultater	46

Sammendrag

Undersøkelsene som er foretatt i Huddingsvassdraget har fulgt samme opplegg som i de foregående år, og har bestått i en rutinemessig innsamling av prøver fra faste stasjoner i vassdraget for fysisk/kjemiske undersøkelser. Det ble videre foretatt en befaring i august måned med feltobservasjoner og prøvetaking for studier av biologiske forhold. Under befaringen ble det også foretatt en utvidet prøvetaking for fysisk/kjemiske undersøkelser. Etter at Joma gruve fikk overløp i dagbruksområdet, ble det høsten 1999 startet et eget kontrollprogram for å kartlegge forurensningstilstanden i Orvassdraget. Resultatene fra dette programmet vil bli mer omfattende behandlet i årsrapporten for 2000.

Huddingsvatn

De fysisk/kjemiske undersøkelsene som ble gjennomført i vestre Huddingsvatn i august måned viste en del høyere sinkkonsentrasjoner enn i foregående år. Dette har sannsynligvis sammenheng med økte tilførsler fra Orvassdraget som mottok et støtutslipp da Joma gruve fikk overløp i dagbruksområdet. Samtidig pågikk det en lekkasje ved betongproppen i grunnstollen en periode. Denne lekkasjen inneholdt spesielt sink. De øvrige tungmetallkonsentrasjoner var fortsatt lave. I selve deponiområdet i østre Huddingsvatn har sulfat- og kalsiumkonsentrasjonene gått ned, noe som viser at betydningen av tilførslene fra den deponerte avgangen har avtatt. Siktedypet i deponiområdet har også blitt bedre. Tilførselsene av forurensningskomponenter fra deponiområdet vurderes som beskjedne.

De biologiske forholdene var heller ikke i 1999 fullt normalisert. Bunndyrs sammensetningen var fortsatt ikke som før gruvestarten i 1972. Dette gir seg særlig uttrykk ved at det viktige fiske-næringsdyret marflo ikke ble funnet i fiskemagene. Prøvefisket indikerte som i 1998 at fiskebestanden ennå ikke er på et normalt nivå. En tilsynelatende økende bestand av ørkyte kan ha betydning for reetablering av næringsdyr og ørretbestand til gammelt nivå i innsjøen.

Huddingselva

Tungmetallkonsentrasjonene i Huddingselva var som i foregående år lave, men det kunne påvises en økning i sinkkonsentrasjonene utover året som en effekt av forhold som er omtalt ovenfor. De biologiske forholdene i Huddingselva er tilnærmet normalisert, men fortsatt er sannsynligvis tilførselen av fisk ovenfra mindre enn før.

Vektarbotn og Vektaren

Vannkvaliteten i Vektarbotn er som i tidligere år svært lik vannkvaliteten i Huddingselva. Man kunne følgelig også her spore en økning i sinkkonsentrasjonene i annet halvår som nevnt ovenfor. Ved utløpet av Vektaren er vannmassene fra Huddingsvassdraget så fortynnet at tilførslene fra dette vassdraget ikke kan spores. Det ble som i foregående år ikke utført noen biologiske undersøkelser i Vektarbotn/Vektaren i 1999.

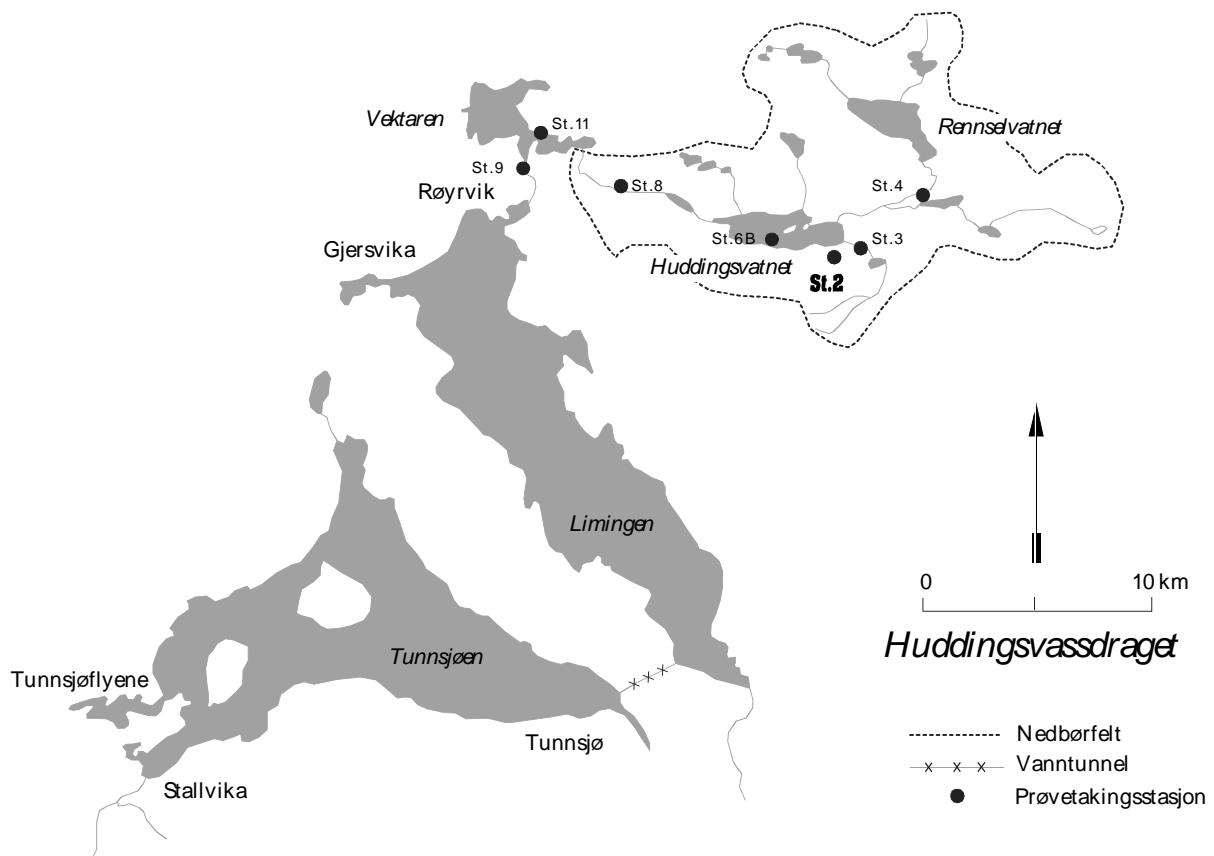
Orvassdraget

Fysisk/kjemisk vannkvalitet og tungmetalltransport vil bli mer utførlig behandlet i rapporten for 2000. Da dagbruddet fikk overløp førte dette til en økt metallbelastning på vassdraget nedenfor. Tilførslen av sink var spesielt stor i en kort periode. Overløpet fra dagbruddet som kom i juli 1999 førte til en reduksjon av bunndyrbestanden i Orvasselva ovenfor Orvatnet og på planktonorganismer i Orvatn. Fiskebestanden i Orvatnet synes imidlertid å være lite berørt bortsett fra en mulig svekkelse i kondisjonen. Vi anbefaler at utviklingen i denne delen av vassdraget følges opp med en biologisk prøvetaking og prøvefiske under befaringen i vassdraget i august 2000.

1. Innledning

NIVA har siden 1970 foretatt undersøkelser i Huddingsvassdraget for Grong Gruber etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn. Hensikten har vært å føre kontroll med utslipp fra og virkninger av gruvevirksomheten og spesielt med deponeringen av flotasjonsavgang i Huddingsvatn. Etter at Gjersvika gruve kom i drift i 1993, ble det også gjennomført kontroll av utviklingen i gruvevannskvaliteten og i forholdene i Gjersvika utenfor gruveområdet. Malmen fra Gjersvika ble fraktet til Joma for oppredning. Etter at Grong Gruber la ned driften den 29.05.98 startet et 5 års oppfølgingsprogram for kontroll med utviklingen av vannkvaliteten i deponiområdet og i Huddingsvassdraget.

Resultatene fra undersøkelsene er presentert i årlige rapporter: "O-69120, Kontrollundersøkelser i vassdrag " siden 1970. Etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn ble det høsten 1999 startet et overvåkingsprogram i Orvassdraget i forbindelse med tilførslene fra den vannfylte Joma gruve som fikk overløp ved dagbruddet i juli 1999.



Figur 1. Kartskisse over Huddingsvassdraget med prøvetakingsstasjoner.

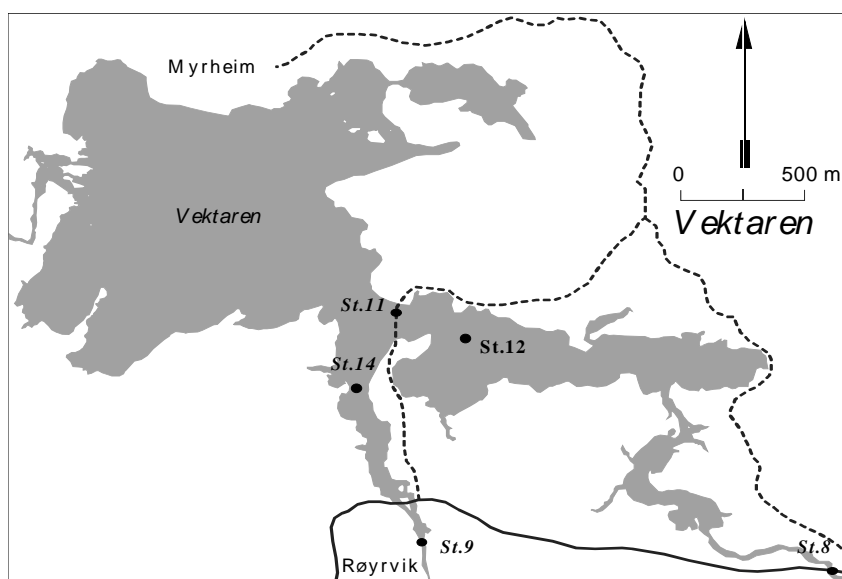
2. Fysisk/kjemiske undersøkelser

2.1 Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram

Figur 1 fremstiller en kartskisse over Huddingsvassdraget med Vektaren, Limingen og Tunnsjøen. Prøvetakingsstasjonene som har vært benyttet, er markert på figuren. Tabell 1 gir en oversikt over prøvetakingsstasjoner og frekvens for undersøkelsene i 1999. Prøvetakingsstasjonene er også markert på figur 2 og figur 3 som er kartskisser over Vektarbotn og Huddingsvatn.

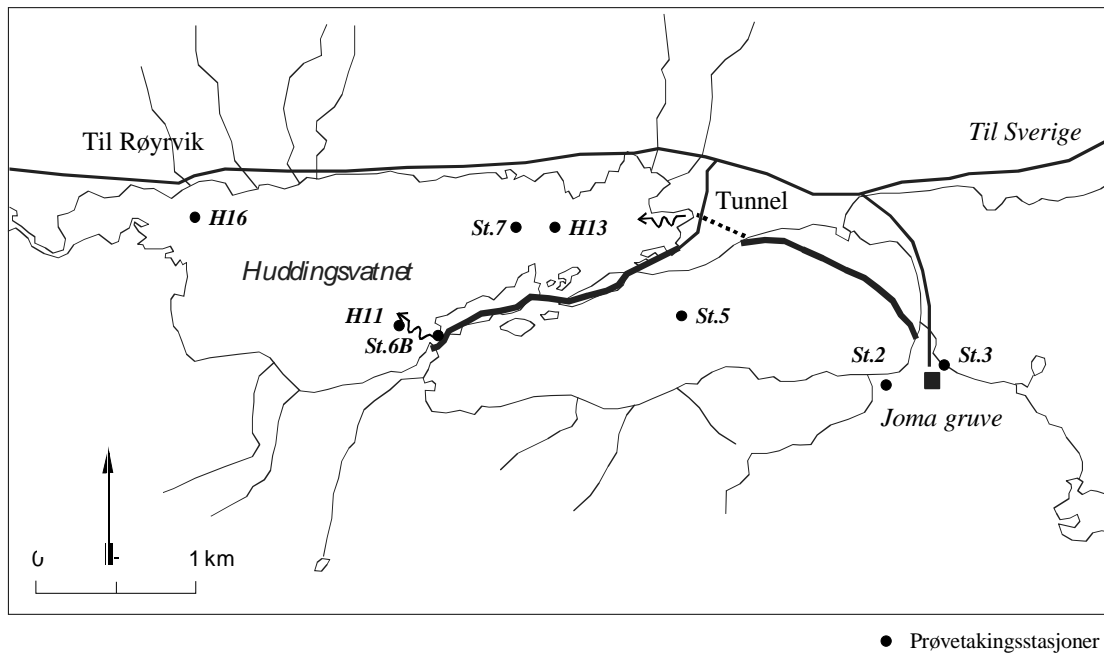
Tabell 1. Stasjonsplassering og prøvetakingsprogram for fysisk/kjemiske feltundersøkelser i 1999.

Stasjon	Lokalitet	Frekvens
St. 2	Gruvevannsutløp, lekkasjevann	Stikkprøve ved befaring
St. 3	Orvasselva, nedre del	1x pr. måned fra august
St.3A	Orvasselva nedenfor dagbrudd	Stikkprøve ved befaring
St.3B	Orvasselva ved utløpet av Orvatn	Stikkprøve ved befaring
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
	Orvatn ved største dyp	Stikkprøve ved befaring
	Overflatevann i dagbruddet	Stikkprøve ved befaring
	Overløpsvann ved rampe ved dagbruddet	Stikkprøve ved befaring
	Overløp stigort 4	Stikkprøve ved befaring
	Overløp borhull ved stigort 4	Stikkprøve ved befaring
	Måledam ved stigort 4, tilnærmet samlet avløp til Orvasselva fra dagbrudd	Hver måned fra 15.10.99 inntil videre



• Prøvetakingsstasjoner

Figur 2. Kartskisse over Vektarbotn og Vektaren med markering av prøvetakingsstasjoner.



Figur 3. Kartskisse over Huddingsvatn med markering av prøvetakingsstasjoner.

2.2 Analysemetodikk

Gruvevann (avløp fra dagbrudd) ble i 1999 analysert v.h.a. atomemisjonsspektrometri (ICP). Tungmetallanalysene for de øvrige stasjoner ble analysert med samme teknikk, men med et instrument som benytter massespektrometer som deteksjonsteknikk (ICP-MS). Sistnevnte analyser er utført av Norsk institutt for luftforskning, NILU mens ICP-analysene er utført av NIVA.

Analyse av tungmetaller v.h.a. ICP-MS gir vesentlig lavere deteksjonsgrenser for flere av metallene enn den teknikk som er benyttet tidligere (før 1992).

ICP er en multielementmetode der en rekke elementer analyseres samtidig avhengig av hvilken analysepakke som benyttes. Ved analyse av sterkt forurenset vann som gruvevann er således benyttet en pakke som består av Ca, Mg, Al, tot-S samt tungmetaller. Innholdet av sulfat er beregnet ut fra svovelanalysen da en regner med at det vesentligste av svovelinnholdet i prøvene foreligger som sulfat.

De øvrige analyser er utført som tidligere og i henhold til Norsk Standard for de enkelte metoder.

2.3 Analyseresultater

Alle resultater for de vannkjemiske undersøkelsene er samlet i tabeller bak i rapporten i Vedlegg B. Her er også samlet ajourførte tabeller for årlige middelverdier for de viktigste analyseresultater. I det følgende gis en kortfattet vurdering av resultatene for de enkelte stasjoner.

2.3.1 St.2 Gruvevannsutløp, Joma

Grunnstollen ble gjenstøpt høsten 1998. Fram til våren 1999 ble gruva fylt med vann som følge av naturlig tilsig. I april 1999 ble vannfyllingen styrt ved at vann fra Orvasselva ble ledet inn i dagbruddet. Etter en tid ble det oppdaget lekkasjer ved betongproppen i grunnstollen. Under NIVAs befarings ble det tatt prøve av lekkasjevannet ved utløpet av rør ved innløp i østre Huddingsvatn. Analyseresultatene for denne prøven er samlet under i tabell 2.

Tabell 2. Analyse av stikkprøve av avløp fra grunnstoll tatt 16.08.1999.

pH	Kond	SO ₄	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	Ni	Co	Cr	V	As
	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
7,09	91,8	428	163	5,03	0,22	0,28	10,6	0,19	41,5	750	75,7	75,4	<0,5	<0,2	0,2

Analyseresultatene viser at lekkasjevannet er nøytralt, d.v.s. at det sure vannet som sto i dagbruddet og som ble vasket ned i gruva under vannfyllingen er nøytralisert. Kobberkonsentrasjonen er relativt lav. Vannet inneholdt en del sink, noe som er naturlig da sink er betydelig mer løselig enn kobber. Vannmengdene tatt i betraktning (ikke målt av NIVA) er det mulig at lekkasjen kan ha påvirket vannkvaliteten i østre Huddingsvatn m.h.t. sinknivå i løpet av den tiden lekkasjen pågikk.

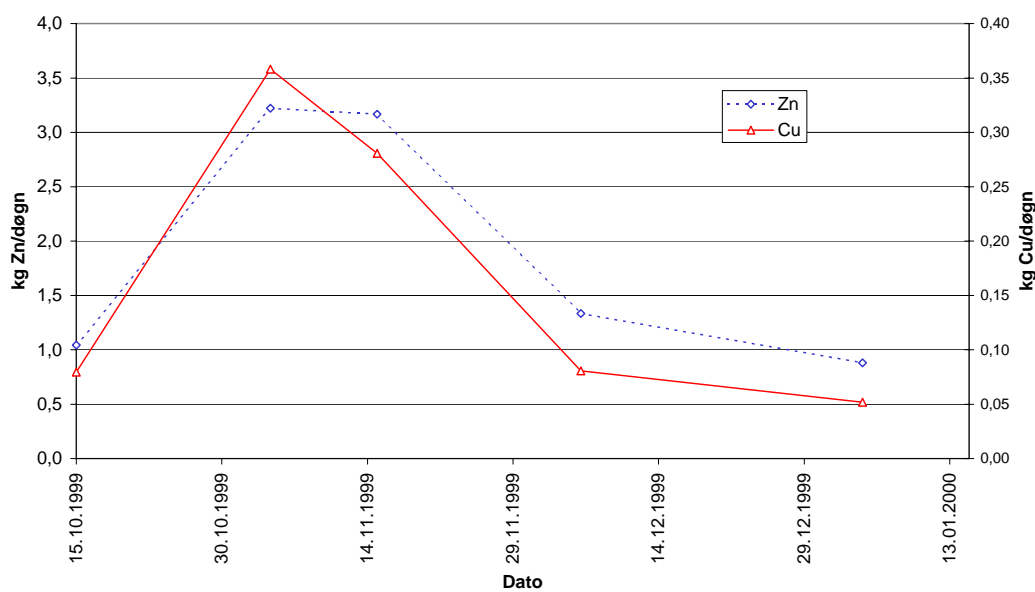
2.3.2 Undersøkelser i Orvassdraget

Etter at dagbruddet fikk overløp til Orvasselva, ble det startet en rutinemessig prøvetaking ved stasjonen i nedre del av Orvasselva. Resultatene fra prøve tatt under befaringen i august viste meget høye tungmetallkonsentrasjoner, spesielt for sink (se tabell 20). Etter pålegg fra SFT ble det derfor startet et oppfølgingsprogram for å utrede konsekvensene av tilførselene fra gruveområdet. Det ble laget en overløpsprofil nedenfor overløpet av stigort 4 for måling av vannmengder slik at en kan beregne forurensningstransporten fra gruveområdet. Resultatene fra dette programmet vil bli rapportert i neste årsrapport. Resultatene foreløpig tyder på at det skjedde et støtutslipp av forvittringsprodukter da gruva fikk overløp. I tiden etter har metallkonsentrasjonene i vassdraget avtatt. Det ble også tatt et prøvesnitt i Orvatn under den ekstraordinære befaringen den 15.10.99. Resultatene i tabell 23 viser at Orvatn på det tidspunkt var merkbart påvirket av tilførselene fra gruveområdet, spesielt m.h.t. sink. Konsentrasjonene var sannsynligvis høyere i den første tiden etter at gruva fikk overløp. Tungmetallnivåene er imidlertid ikke så høye at en kan forvente akutte toksiske effekter. For å vurdere eventuelle effekter på biologiske forhold ble det også gjort biologiske observasjoner under den ekstraordinære befaringen den 15.-16.10.99. Resultatene fra disse undersøkelser er behandlet i kapittel 3.

Tabell 3. Måledam for samlet avrenning fra dagbrudd nedenfor stigort 4.

Dato	pH	Kond	SO ₄	Ca	Mg	Al	Fe	Cu	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
15.10.1999	7,04	15,6	49,1	24,6	0,76	0,10	1,56	0,08	1,05
04.11.1999	6,56	17,2	60,5	26,0	0,95	0,10	0,84	0,14	1,26
15.11.1999	6,69	19,0	72,5	30,5	1,18	<0,05	0,73	0,14	1,58
06.12.1999	6,75	21,5	81,4	34,0	1,30	0,05	0,48	0,11	1,82
04.01.2000	6,69	23,2	89,5	37,3	1,42	0,07	0,77	0,12	2,04

Resultatene fra analysene av overløpsvannet fra dagbruddet (måledam nedenfor stigort 4) viser at vannet har en forholdsvis høy pH-verdi og hovedsaklig belastet med sink (se tabell 3). Tungmetallkonsentrasjonene vurderes som relativt lave. Figur 4 viser hvordan kobber- og sinktransporten har forløpt fra 15.10.99 da prøvetakingsprogrammet ble startet. Transporten er beregnet ved hjelp av vannføringsobservasjoner foretatt under prøvetakingene og analyseverdier i tabell 3.



Figur 4. Kobber- og sinktransport fra dagbruddsområdet.

2.3.3 St.4 Renseelva ved Landbru

Stasjonen benyttes som referansestasjon i likhet med stasjon 3. Renseelva er største tilløpselv til Huddingsvatn.

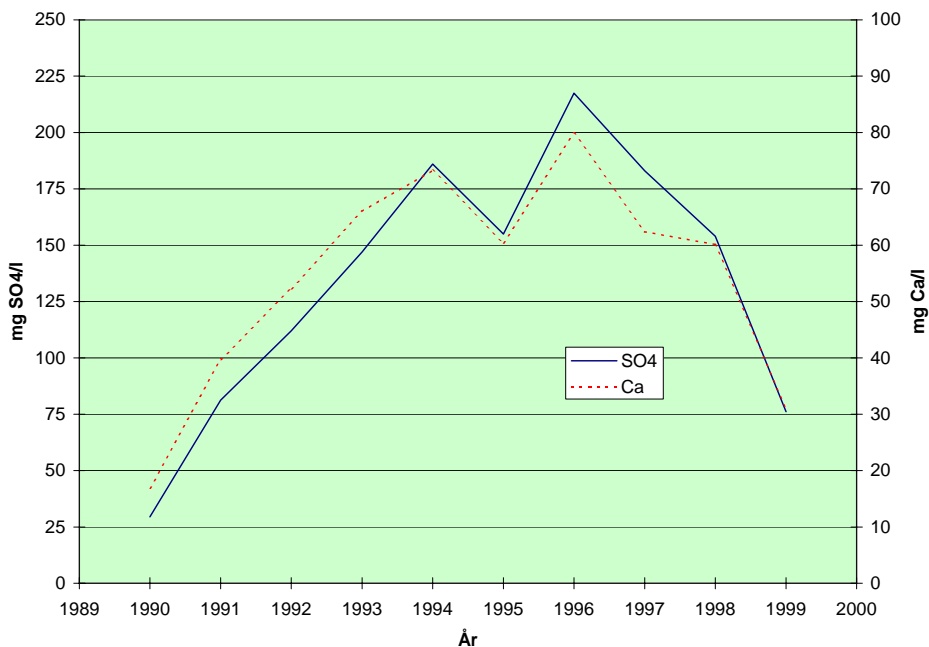
Stasjonen ble tidligere prøvetatt ved veibru ved avkjøringen til Grong Gruber. Da elven her er meget stilleflytende og dessuten vanskelig å prøveta om vinteren, ble stasjonen flyttet lenger opp til den nå nedlagte limnigrafstasjonen ved Landbru. Tungmetallene har siden 1992 vært analysert v.h.a. ICP-MS og det er benyttet en programpakke med 10 metaller. Tungmetallnivåene i Renseelva er lave. Kobbernivået er omkring 0,5 µg/l, mens sinknivået normalt varierer i området 0,5-2 µg/l. Kadmiumnivået er vanligvis under deteksjonsgrensen på 0,01 µg/l. I 1999 ble det ved prøvetakingen i august måned påvist en kobberkonsentrasjon på 0,3 µg/l, en sinkkonsentrasjon på 0,6 µg/l, mens kadmium ikke ble påvist i verdier over deteksjonsgrensen på 0,01 µg/l (se tabell 26).

2.3.4 St.5 Huddingsvatn, østre del ved største dyp

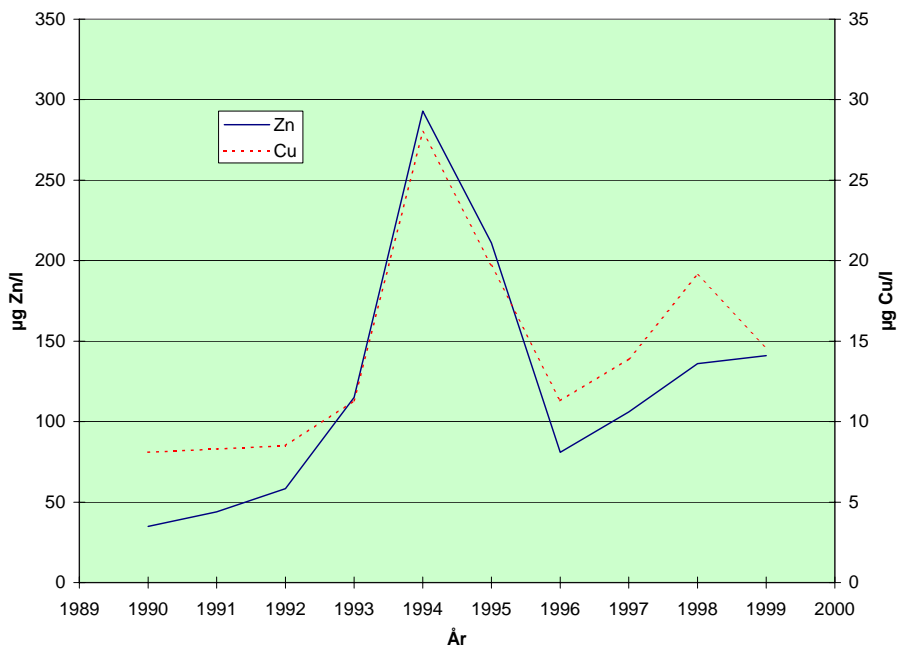
Stasjonen prøvetas en gang årlig under befaringen. Resultatene for prøver tatt den 17.08.99 er samlet i tabell 27 i vedlegg B. I 1999 var siktedypet forbedret i forhold til observasjonene i 1998. Sulfat- og kalsiuminnhold var lavere enn i 1998, noe som er en følge av utskifting av prosessavløpsvann i deponiområdet og i den deponerte avgangen. Sinkkonsentrasjonene var noe høyere enn i foregående år. Dette kan ha sammenheng med tilførsler av lekkasjevann fra gruva som tidligere nevnt, men kan også skyldes mindre fortykning enn i foregående år ved at sommeren var nedbørfattig og vannstanden lav i innsjøen da prøvene ble tatt.

2.3.5 St.6B Overløp terskel til vestre Huddingsvatn

Resultatene for 1999 som er samlet i tabell 28 viser at kalsium- og sulfatkonsentrasjonene avtok noe i 1999 i forhold til foregående år, noe som settes i sammenheng med utskifting av prosess-avløpsvann i deponiområdet som nevnt i foregående avsnitt. Sinkkonsentrasjonene økte noe fra april måned, trolig som følge av tilførsler av lekkasjevann fra grunnstollen.



Figur 5. Årlige middelerverdier for sulfat og kalsium ved stasjon 6B.



Figur 6. Årlige middelerverdier for kobber og sink ved stasjon 6B.

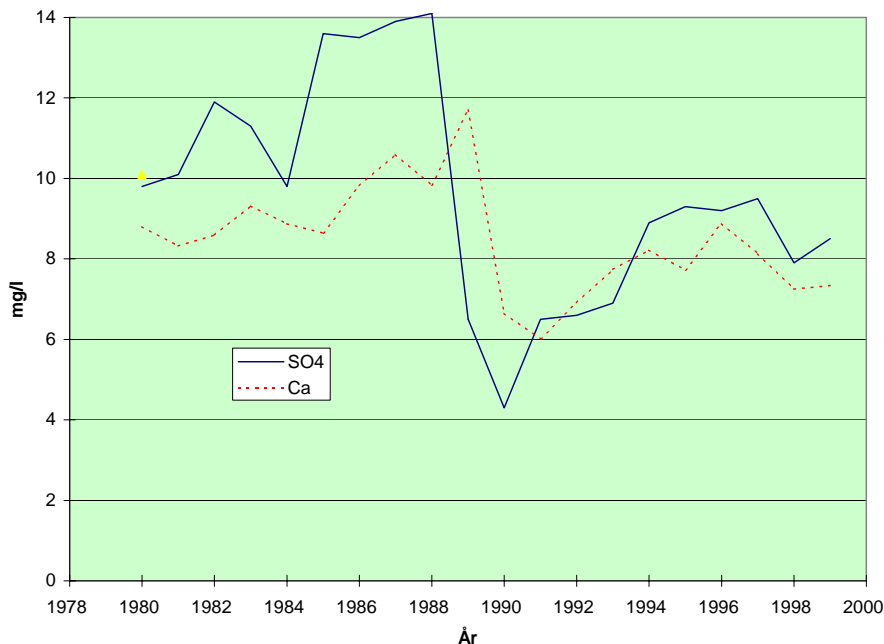
Figur 5 og figur 6 viser grafisk årlige middelerverdier for sulfat, kalsium, kobber og sink ved stasjon 6B. Etter at lekkasjen i grunnstollen ble tettet senere på året, burde en forvente reduserte konsentrasjoner for nevnte parametre i tiden fremover.

2.3.6 St.7 Huddingsvatn, vestre del ved største dyp

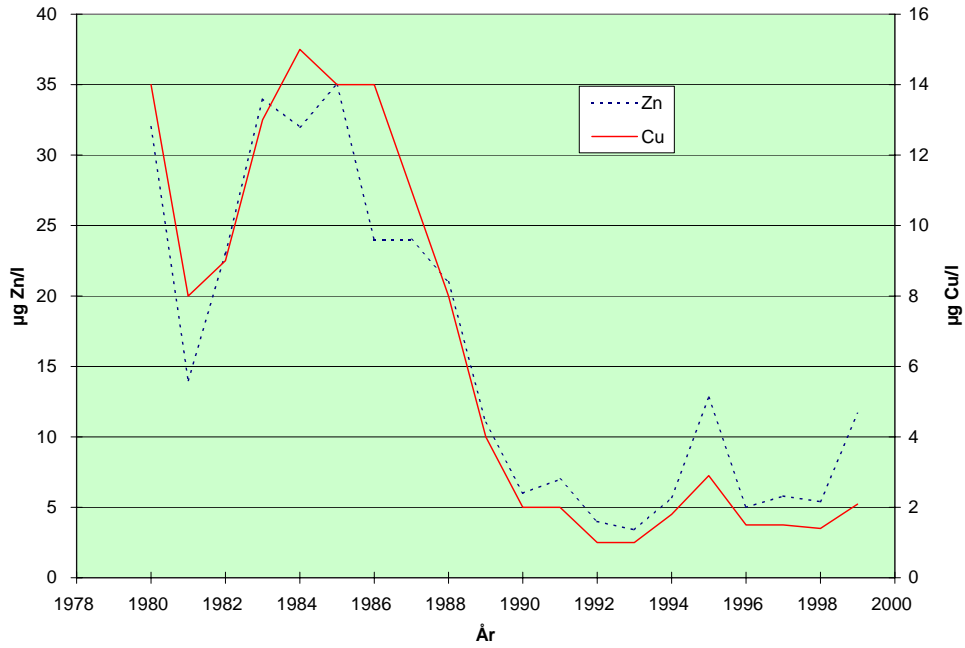
Som i tidligere år ble det også i 1999 tatt et prøvesnitt ved stasjonen i vestre Huddingsvatn under befaringen i august måned (se tabell 29). Som omtalt under de foregående stasjoner, kunne det også ved denne stasjon påvises en del høyere sinkkonsentrasjoner enn det som har vært normalt i de foregående år. Forholdet kan skyldes at vestre Huddingsvatn fikk høyere metalltilførsler i 1999 som følge av økte tilførsler fra østre del (se foran) og fra Orvassdraget som i en periode rett etter at dagbruddet fikk overløp, fikk en vesentlig økt metalltilførsel.

2.3.7 St.8 Huddingselva ved veibru

Forhold som er omtalt under stasjonene oppstrøms kan også påvises ved stasjonen i Huddingselva. Også her kan det påvises økte sinkkonsentrasjoner i annet halvår (se tabell 30). Tabell 33 i vedlegg B gir en oversikt over beregnede tidsveiede middelveier for de viktigste analyseparametre for denne stasjon. Figur 7 og figur 8 gir en grafisk fremstilling av de tidsveiede middelveier for kalsium /sulfat og kobber/sink.



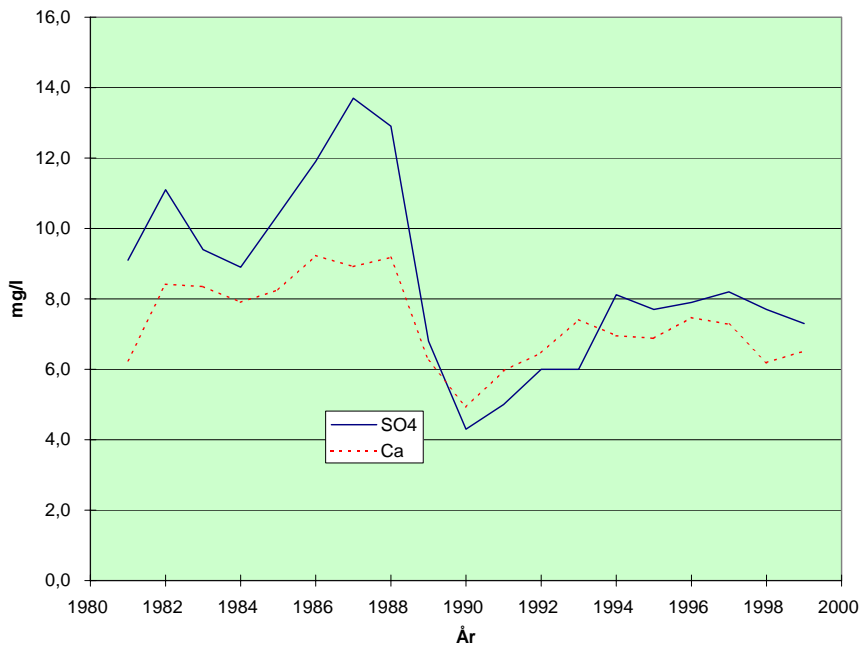
Figur 7. Tidsveiede middelveier for kalsium og sulfat ved st.8 Huddingselv.



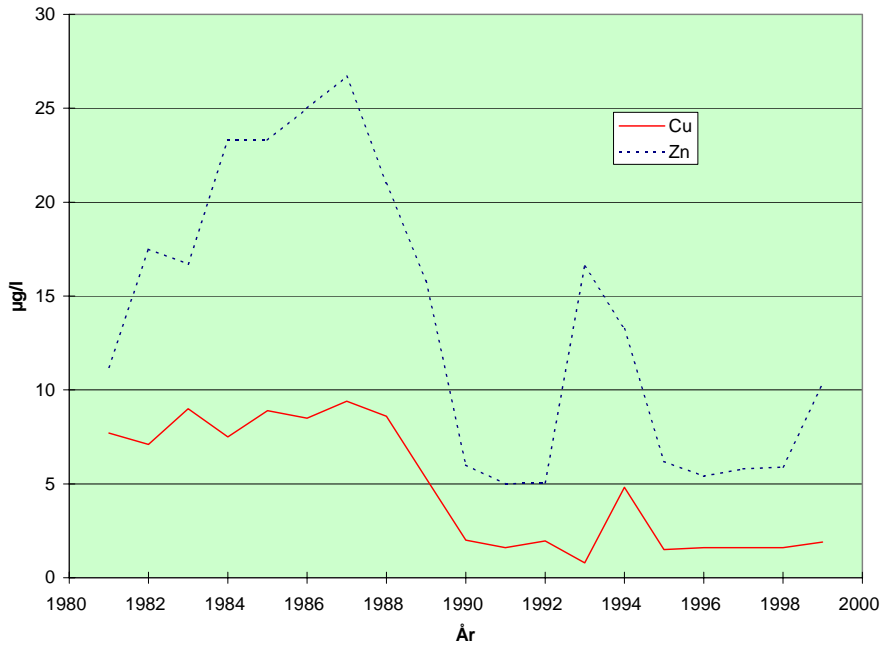
Figur 8. Tidsveiede middelverdier for kobber og sink ved st.8 Huddingselv.

2.3.8 St.11 Utløp Vektarbotn

Vannkvaliteten ved utløpet av Vektarbotn ligner som tidligere forholdene i Huddingselva. En kan også her påvise en økning av sinkkonsentrasjonene i annet halvår (se tabell 32).



Figur 9. Middelverdier for sulfat og kalsium 1981-99. St.11 Utløp Vektarbotn.



Figur 10. Middelerdier for kobber og sink 1981-99. St.11 Utløp Vektarbotn.

Figur 10 viser at den økte tungmetalltilførsel fra Huddingsvatn i annet halvår i 1999 også kan påvises ved denne stasjon ved at middelerdien for sink var noe høyere i 1999. Nivåene er imidlertid svært lave ved denne stasjon.

2.3.9 St.9 Utløp Vektaren

Ved utløpet av Vektaren ble det kun tatt en stikkprøve under befaringen i august. Her er fortynningen så stor at tilførselene fra Huddingsvassdraget ikke lenger kan spores (se tabell 31).

2.4 Analyse av sedimentprøver fra vestre Huddingsvatn

Under befaringen i august måned ble det tatt sedimentprøver ved forskjellige dyp i bukten utenfor det tidligere østre sund. I denne delen av Huddingsvatn var påvirkningen størst når det gjaldt partikkeltransport fra deponiområdet i østre Huddingsvatn. Sundet ble stengt i 1989.

Prøvene ble snittet i segmenter på 1 cm på stedet. Segmentene ble frysetørret og oppsluttet med varm HNO₃ under trykk. Resultatene gir uttrykk for lett tilgjengelig metallinnhold og metaller som er bundet i sulfidmineraler. Analyseresultatene er samlet i tabell 4.

Tabell 4. Analyse av sedimentprøver tatt i vestre Huddingsvatn 18.08.99

Dyp m	Segment cm	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Fe %
12	0-1	294	310	1,66	6,39
12	1-2	252	296	1,33	7,17
12	2-3	28,9	156	0,60	6,20
20	0-1	470	364	1,94	8,25
20	1-2	79,0	203	0,88	6,62
20	2-3	<10	135	0,56	7,08
30	0-1	547	481	2,71	9,59
30	1-2	96	237	1,16	7,61
30	2-3	<10	145	0,75	10,34

Resultatene viser at metallkonsentrasjonene øker med dypet og at påvirkningen begrenser seg til de øverste 2 cm av sedimentet. Det var ikke mulig å ta prøver på grunnere vann på denne lokaliteten med den prøvetakeren som ble benyttet. Det er rimelig å anta at en på grunnere vann vil finne sterkt avtakende metallkonsentrasjoner idag de disse områdene er sterkt vindpåvirket. Avgangspartikler som ble transportert mens deponering pågikk, vil for en stor del være vasket bort og sedimentert i innsjøens dypere områder.

2.5 Materialtransport i 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 ²	42,4 l s ⁻¹ km ⁻²	7,16 m ³ /s

Korrigert vannføring er beregnet ved å multiplisere normalverdien med nedbørhøyde i % av årnormalen. Året 1999 var forholdsvis nedbørfattig idet årnedbøren var 87,6 % av et normalår (normal 1961-90). Beregningene viser at det kan påvises en økt sinktransport fra gruveområdet i 1999. Dette er også i samsvar med de observasjoner som er gjort ved kildene. En regner med at denne transportøkningen var av midlertidig art i det den hadde sammenheng med lekkasjene i grunnstollen og et støtutslipp som inntraff da gruva fikk overløp. For de andre forurensningskomponentene var endringene ubetydelige i forhold til foregående år. En kan

registrere en redusert sulfattransport, noe som er naturlig idet 1999 var det første året etter at deponering opphørte. Avgangsdeponeringen tilførte Huddingsvassdraget betydelige mengder sulfat. Sulfattransporten vil sannsynligvis fortsatt avta i tiden fremover.

Tabell 5. Forurensningstransport i Huddingselva. Beregnet på grunnlag av tidsveiede middelværdier for konsentrasjon og korrigerte 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

Beregningene er svært usikre og bør kun brukes for å gi informasjon om størrelsesorden. 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 µg/l, blir årstransporten av sink fra deponiområdet mindre enn 1 tonn/år. Beregningene viser forøvrig at tungmetalltransporten i vassdraget er redusert etter at avstengningstiltaket mellom vestre og østre Huddingsvatn ble gjennomført i 1989.

3. Biologiske undersøkelser

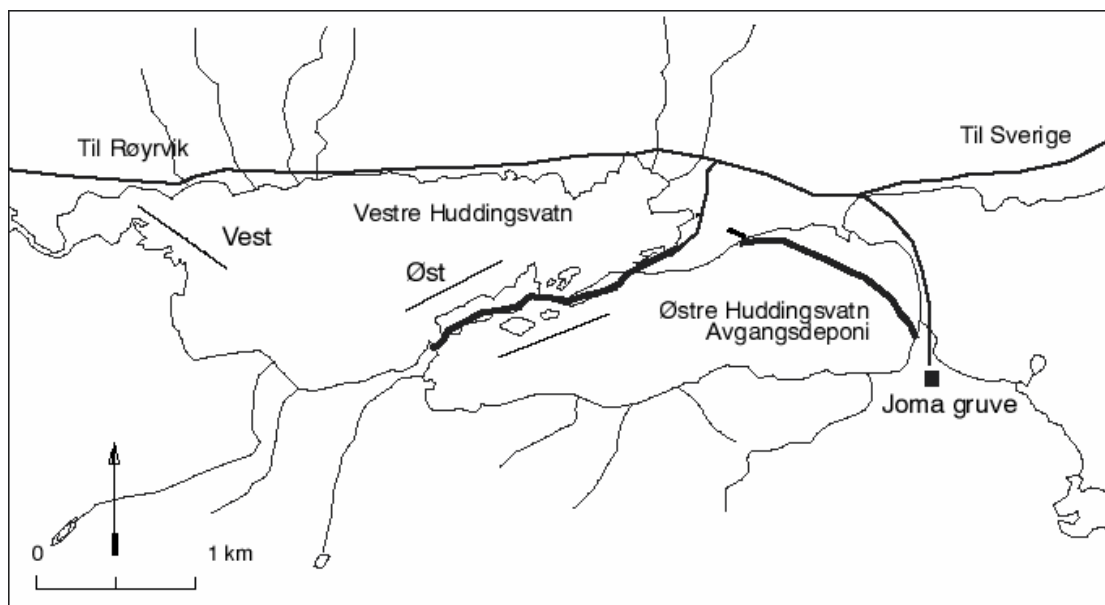
3.1 Innledning

Innsamling av biologiske prøver ble i 1999 foretatt under to befaringer, 16.-18. august og 14.-15. oktober. Ved befaringen i august ble det foretatt prøvefiske med 1 garnserie ("Jensen-serien") i østre Huddingsvatn og 2 serier i vestre Huddingsvatn (Jensen, 1972). Det ble i 1999 ikke fisket i Vektarbotn. Videre ble det fisket med elektrisk fiskeapparat i Huddingselva og tatt bunndyrprøver her, i Huddingsvatn, Renseelva og Orvasselva. Fisken ble undersøkt med hensyn på alder, vekst, ernæring etc. Ved befaringen i oktober ble det tatt bunndyrprøver på tre lokaliteter i Orvasselva. Videre ble det fisket med et prøvegarn (oversiktsgarn) i Orvatnet. Her ble det også tatt prøver av dyre- og planteplankton samt gjort visuelle observasjoner av bunndyr på stedet. Prøvene fra den siste befaringen ble gjenstand for en noe enklere undersøkelse.

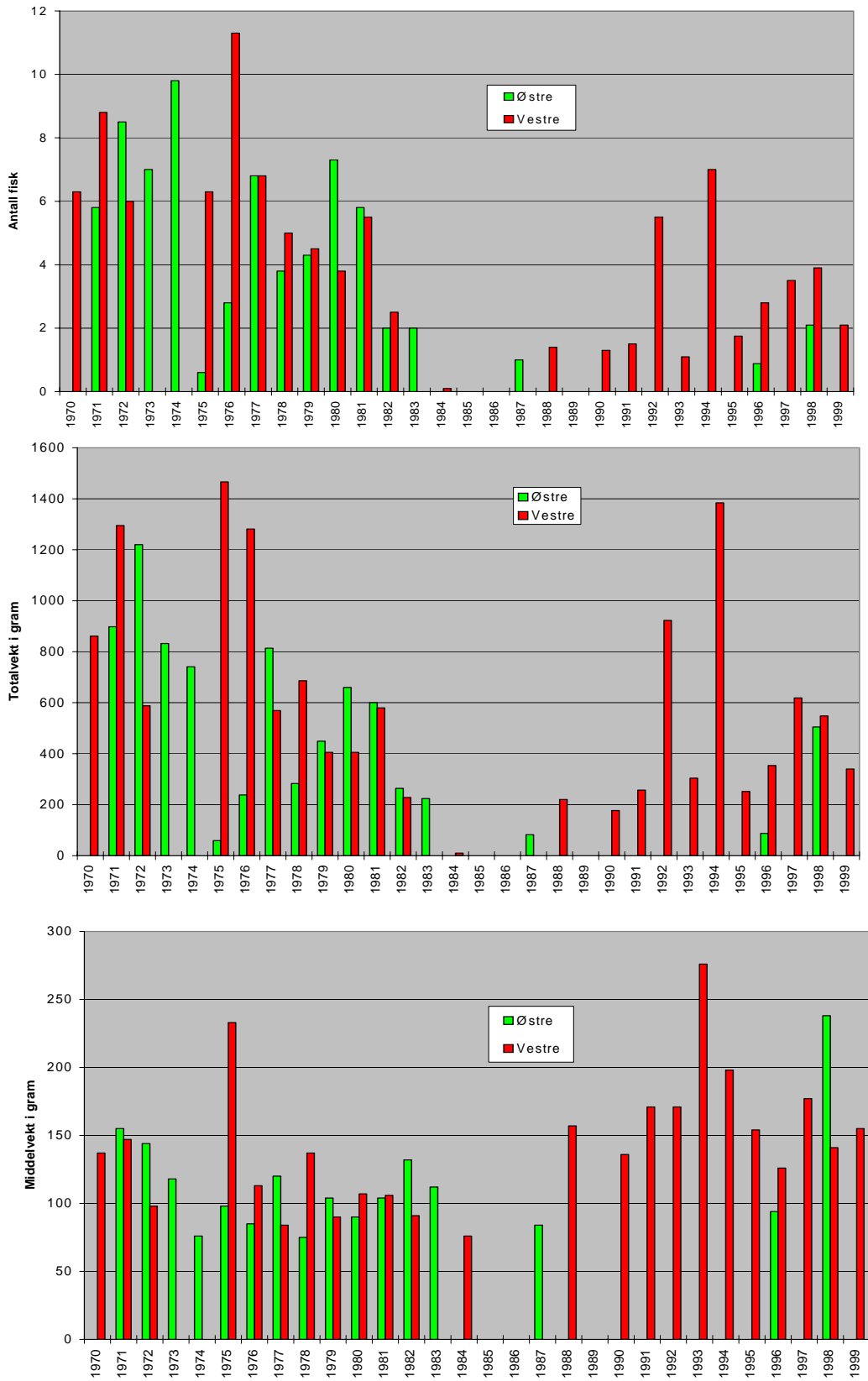
3.2 Fisk

3.2.1 Vestre Huddingsvatn

I 1999 ble det som i 1990-98 fisket med garnserie på yttersiden av holmene som deler vestre Huddingsvatn fra østre Huddingsvatn. Det ble her fisket i to påfølgende netter. I tillegg ble det også satt en garnserie i vestre del (se figur 11).



Figur 11. Garnplassering i Huddingsvatn august 1999.



Figur 12. Fangst pr. garnnatt i Huddingsvatn 1970-99. Fire utvalgte maskevidder: 21, 26, 35, og 40 mm. Gruvestart i 1972 og tiltak i 1989.

Resultatene av fisket fremgår av figur 12, tabell 13, tabell 14 og tabell 15. Som nevnt innledningsvis ble det fisket med to serier i vestre Huddingsvatn i 1999. Den ene ble satt i vestre del og sto én natt. Det vanlige garnsettet i østre del sto i to netter. Total fangst i vestre del var 13 aure med vekt av 2.3 kg. Samme natt var fangsten i østre del 12 aure med en vekt av 1.5 kg. Neste natt var fangsten med samme garnplassering i østre del 19 aure med en vekt av 3.6 kg. Dette skyldes at været slo om fra stille, klart vær til litt vind og overskyet neste natt. Resultatet viser hvor stor betydning værforholdene har for utbyttet av fisket. Den største fisken totalt veide 687 g og ble fisket i vestre del. I figur 12 hvor utbyttet av fisket i vestre Huddingsvatn er oppført, er middelverdien av resultatene av fisket de to netter i østenden oppført. Utbyttet var her noe mindre enn de to foregående år. Det skal gjøres oppmerksom på at man her bare sammenligner fangstene i 4 maskevidder - 21, 26, 35 og 40 mm - fordi det i de første årene ikke ble benyttet full "Jensen-serie" på 8 garn.

Jensen (1979) har gitt en oversikt over gjennomsnittlige garnfangster med maskeviddene 35-26 mm i 79 norske aure- og/eller røyevann og klassifisert vannene ut fra dette. Bruker en de samme maskeviddene for fisket i vestre Huddingsvatn i 1999, får en 490 gram/garnnatt. (Middelverdiene av vektene fra 2 garnsett i østre del.) Dette kan ifølge Jensen (1970) karakteriseres som "Alminnelig fiske i vanlige produktive og jevnt beskattede aurevann".

Forholdet mellom fangsten i gram pr. garnnatt på garn med 35-26 mm maskevidde og fangsten i antall fisk pr. garnnatt på 21 mm kan gi et uttrykk for rekrutteringen. Dersom verdiene er over 70, er rekrutteringen for liten i forhold til den utnyttbare del av populasjonen. I 1999 ligger verdiene på 123 (490:4), dvs. at rekrutteringen er for liten. Tallene svinger en del fra år til år, men var i 1999 høyere enn i 1998 (46). Beste maskevidde var 29 mm (gir størst utbytte av attraktiv fisk) i 1999.

Beregninger om dette må tas med forbehold, bl.a. fordi det årlige materialet er lite, men kan likevel gi en viss pekepinn om forholdene.

Tabell 6. Kondisjon og kjøttfarge hos aure fra vestre Huddingsvatn, 1999.

Vestre Huddingsvatn	Lengde cm		
	≤19.5	20-29.5	30≤
Antall fisk	4	35	5
K-faktor	0.95	0.97	1.00
Rød/lyserød kjøttfarge%	50	100	100

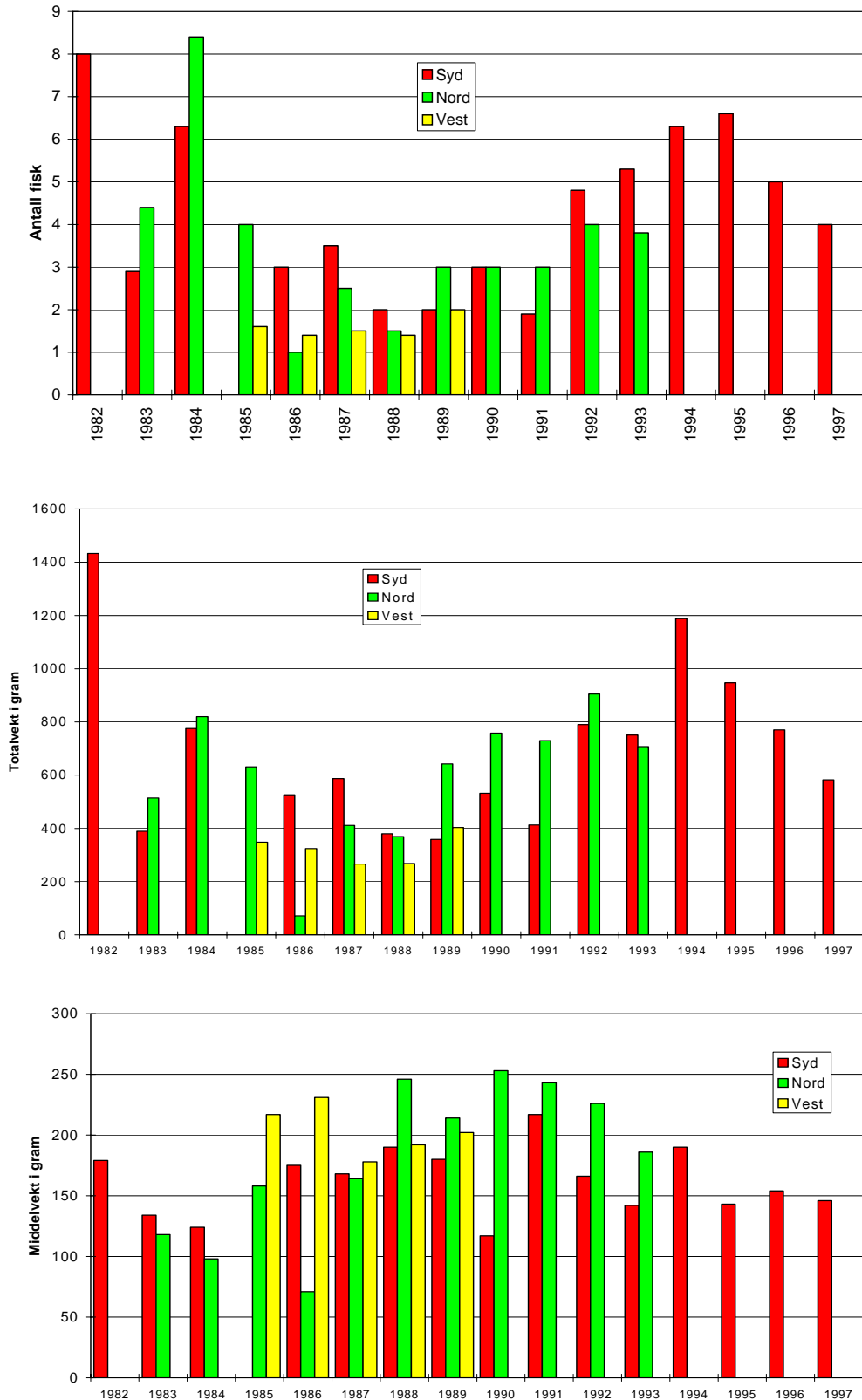
Kondisjonsfaktorene ($K = \text{Vekt(gram)} \times 100 / \text{lengde}^3 \text{ (cm)}$) lå for fisk over 20 cm nær 1.0 (tabell 6). Dette er noe høyere enn tidligere og er regnet som en normalt god kondisjon. Fisken fra Huddingsvatn hadde stort sett rød eller lyserød kjøttfarge i 1999.

Fiskens mageinnhold i vestre Huddingsvatn besto for størstedelen av planktonkreps, ørekyte, landorganismer og ubestemte insektræster. 11 av fiskene hadde ørekyte i mageinnholdet (tabell 17). Vårfluer, fjærmygg og snegl ble også funnet i noen fisker. Marflo ble fortsatt ikke funnet.

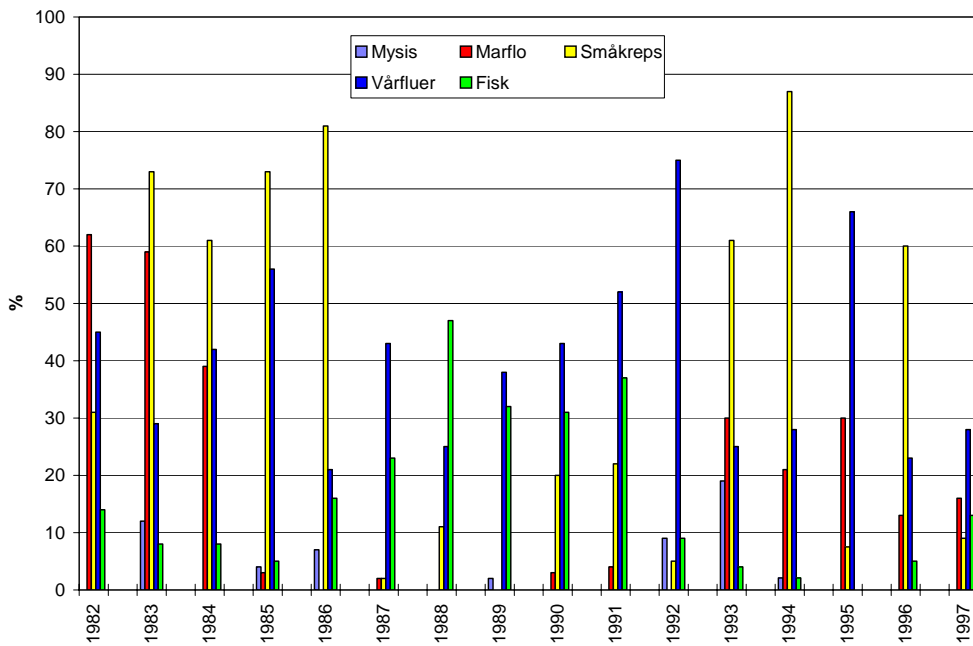
Fiskens årlige tilvekst (figur 15) er omtrent på samme nivå som de foregående år.

3.2.2 Østre Huddingsvatn

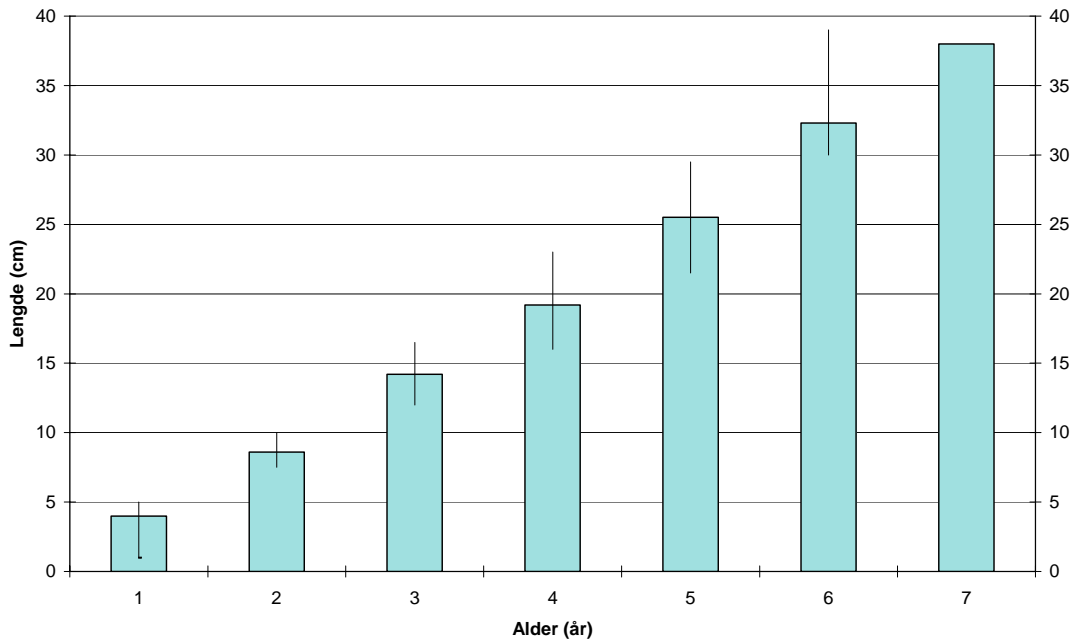
I 1999 ble det fisket med en garnserie langs terskelveiens østre ende (figur 11). Det ble denne gang ingen fangst i østre Huddingsvatn. Fisket foregikk første natt under befaringen (16.-17.8.99) og værforholdene var ugunstige for garnfiske. På den vanlige lokaliteten utenfor terskelen ble det foregående år fisket 29 aure her og 15 i østre basseng, dvs. ca 50%. Om en kunne vente samme forhold i 1999 skulle fangsten i østre Huddingsvatn i 1999 ha vært ca 50% av 12, dvs. 6 aure. At det ikke ble fanget noe er påfallende, men kan skyldes en tilfeldighet. Forholdet er nærmere omtalt i siste avsnitt.



Figur 13. Fangst pr. garnnett i Vektarbotn 1982-97. "Jensen"-serie..



Figur 14. Mageinnhold i aure fra Vektarbotn i august i årene 1982-1997. Uttrykt som prosent fisk med noen viktige grupper av næringsdyr i magene (frekvensprosent).



Figur 15. Gjennomsnittlig årlig lengde hos aure fra vestre Huddingsvatn 1999. Spredning i beregnede verdier i Vektarbotn noen år i perioden 1958-1997 for sammenligning. (Ofstad 1968, Sivertsen 1982, Grande og medarb. 1982-1997).

3.2.3 Vektarbotn

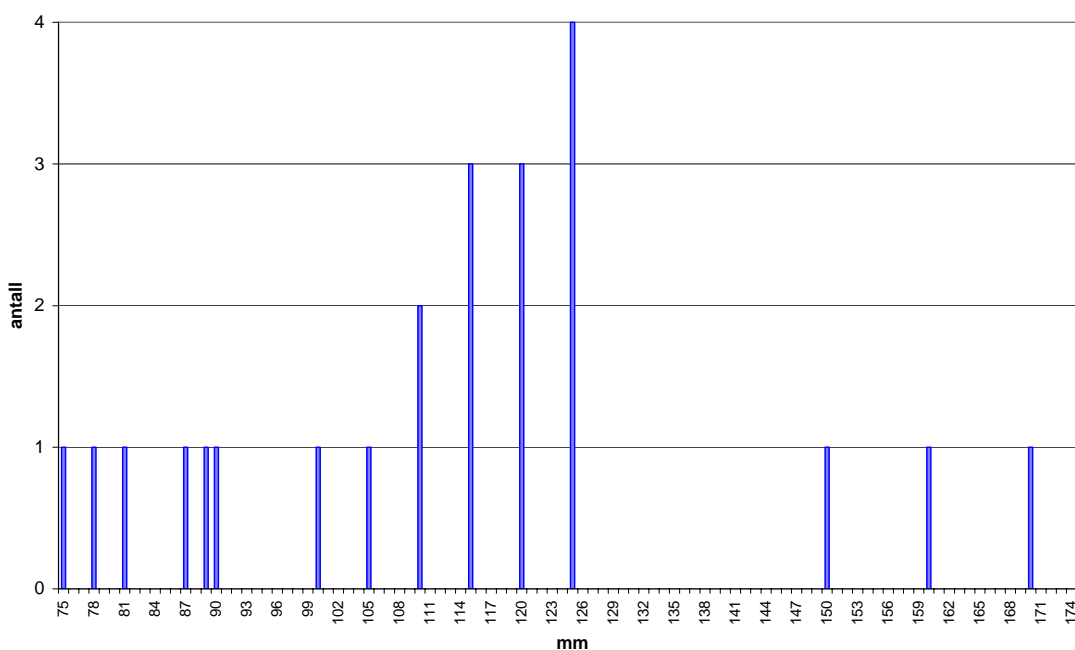
Som i 1998, ble det heller ikke i 1999 fisket i Vektarbotn. Forandringene her har vært små i de senere år og det ble ikke funnet nødvendig med ytterligere årlig kontroll etter at forholdene i

Huddingsvatn etterhvert forhåpentligvis normaliseres. For sammenlikning er likevel to figurer, som viser utviklingen fisket (figur 13) og fiskens mageinnhold (figur 14) samt en oversikt over utviklingen i fisket 1982-1997 (tabell 18) tatt med i denne rapporten.

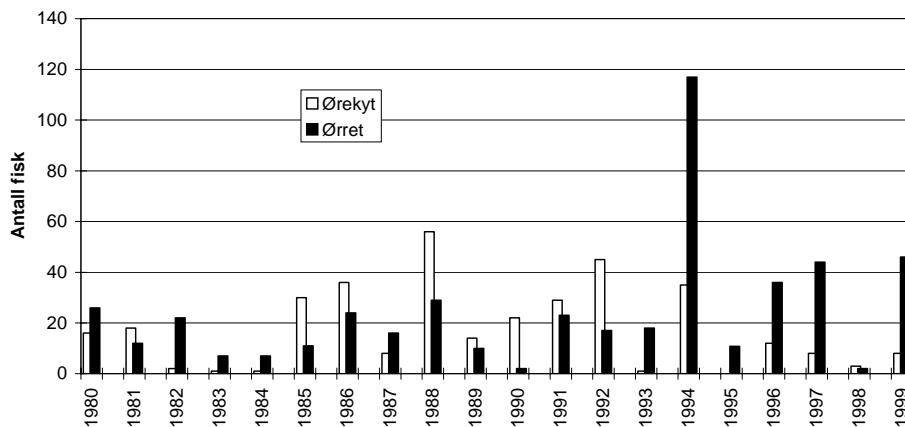
3.2.4 Huddingselva

Som vanlig ble det fisket med elektrisk fiskeapparat i strykene nedenfor veibru nær utløpet i Vektarbotn. Det ble benyttet et apparat av typen Lima og fisket i 15 minutter over en strekning av ca 30 m. På grunn av relativt liten vannføring ble resultatet godt og det ble fisket 23 aurer og 4 ørekyter i løpet av 15 minutters fisketid. I tillegg ble det fisket en liten røye på 11.5 cm. Røye er aldri påvist i våre undersøkelser tidligere på denne lokaliteten og opprinnelsen er ukjent. Antall småaure har vist en økende tendens i de senere år.

Fiskens lengdefordeling er vist i figur 16. Resultatet av fisket pr. 30 min for perioden 1980-1999 fremgår av figur 17.



Figur 16. Fiskens lengdefordeling i mm i fangst med el-apparat i Huddingselva 17. august 1999



Figur 17. Elektrofiske i Huddingselva (st.8) 1980-1999. Antall fisk pr. 30 min.

3.2.5 Orvatnet

I Orvatnet ble det fisket med et oversiktsgarn med en lengde av 42 m sammensatt av 14 garn á 3 m. Disse hadde forskjellige maskevidder som varierte fra 6-60 mm. Garnet ble plassert i rett linje ut fra båtnaustet nær utløpsoet.

Utplasseringen skjedde den 14. oktober kl. 15 og opptaket ble foretatt 15. oktober kl. 13. Garnet sto således ute i 22 timer. Fisk ble tatt ut av garnet kl. 18 og kl. 10.

Resultatet av fisket fremgår av tabell 7. Det ble fisket til sammen 19 aure med en samlet vekt av ca 4.5 kg og en middelvekt på 235 g. Største fisk veide 936 g, mens den minste var 12 cm og veide 15 g.

Tabell 7. Kondisjon og kjøttfarge hos aure fra Orvatnet 14.-15.10. 1999

Orvatn	Lengde cm		
	≤19.5	20-29.5	30≤
Antall fisk	4	7	8
K-faktor	0.87	0.89	0.92
Rød/lyserød kjøttfarge %	0	100	100

Fisken hadde kondisjonsfaktorer på omkring 0.9, dvs. noe lavere enn i Huddingsvatn. Dette kan skyldes genetiske forhold, dvs. at det dreier seg om en slank fisketype. Det er imidlertid også mulig at det kan skyldes redusert næringstilgang eller svekkelse av fisken i forbindelse med sommerens forurensningsepisode. Samtlige fisk over 20 cm var røde eller lyserøde i kjøttet. Karakteristisk var en meget sterk og fin rødfarge hos større fisk.

Fiskens mageinnhold besto vesentlig av insekter. Den største fisken hadde en mus i magen. For øvrig hadde 63% av fiskene vårfluer i magene, 42% hadde mudderfluer; det samme gjaldt fjærmygg. I 21% av fiskene ble det funnet døgnfluer, i 16% svevemygg. Av snegl og steinfluer ble begge grupper funnet i én fisk. Marflo, fisk eller dyreplankton ble ikke funnet.

Fiskens vekst er ikke beregnet. Antall fisk i forskjellige størrelsesgrupper er for lite til at årsklassenes lengder kan måles ut fra dette.

Det ble bare fisket aure i garnet. I de minste maskeviddene kan en få større ørekyter. Denne fiskearten ble som nevnt heller ikke påvist i mageprøvene.

Fangsten i oversiktsgarnet var relativt stor og indikerer en relativt stor aurebestand normalt sammensatt av forskjellige størrelsesgrupper.

3.2.6 Tungmetaller i fisk fra Orvatn

Det ble tatt filét- og leverprøver av 10 fisk fra Orvatn for analyse av tungmetaller. Prøvene ble tatt av opptint fisk på laboratoriet, frosset på ny og senere analysert på NIVA i henhold til akkrediterte analysemetoder. Resultatene fremgår av tabell 8.

Tabell 8. Metaller i aure fra Orvatn 14-15/10, 1999. Mg/kg våtvekt. L = lever, F = filét.

Fisk nr. (tabell)	Cd		Cu		Pb		Zn	
	F	L	F	L	F	L	F	L
1	<0,002	0,729	0,19	136	<0,002	<0,04	2,3	58,7
2	0,003	2,08	0,26	270	"	"	2,6	63,7

3	2,004	2,53	0,22	278	"	"	4,4	94,6
4	0,002	1,50	0,17	99,1	"	"	2,3	89,2
5	0,002	1,53	0,16	156	"	"	2,1	86,9
6	0,008	2,17	0,23	86,6	"	"	3,7	129
7	0,002	1,44	0,23	221	"	"	2,4	80,1
8	0,003	3,14	0,19	268	"	"	2,7	63,7
9	0,005	2,93	0,21	166	"	"	2,9	83,8
10	0,005	2,14	0,23	97,4	"	"	3,4	106
Middelverdi	0,004	2,02	0,21	178	<0,02	<0,04	2,9	84,6
Bakgrunnsverdier (antatte)	0,002- 0,01	0,03- 0,3	0,1- 0,8	1-40	0,002- 0,1(?)	0,03- 0,3	1-10	20-80

I tabellen er også oppført antatte bakgrunnsverdier, dvs. verdier fra bare diffust belastede eller tilnærmet uberørte områder (Grande, 1987). Alle metallverdiene i filét ligger godt under øvre grense for bakgrunnsnivå. Derimot viser verdiene i lever tydelig kontaminering av kadmium og kobber. Kadmiumverdiene er omkring 7 ganger over antatt høyeste nivå for bakgrunnsverdier, mens kobberverdiene ligger ca 4,5 ganger over. Sink er omkring øvre grense for bakgrunnsverdi mens bly er under. Verdiene for kadmium i lever ligger omtrent på det dobbelte av det som ble funnet i Huddingsvatn i 1984-85 (Sørstrøm og Rikstad, 1985, Grande og medarb. 1985).

Verdiene i filét (muskulatur) er som nevnt på bakgrunnsnivå og fisken utgjør såvidt vi kan se ingen fare ved konsum på grunn av tungmetallinnholdet.

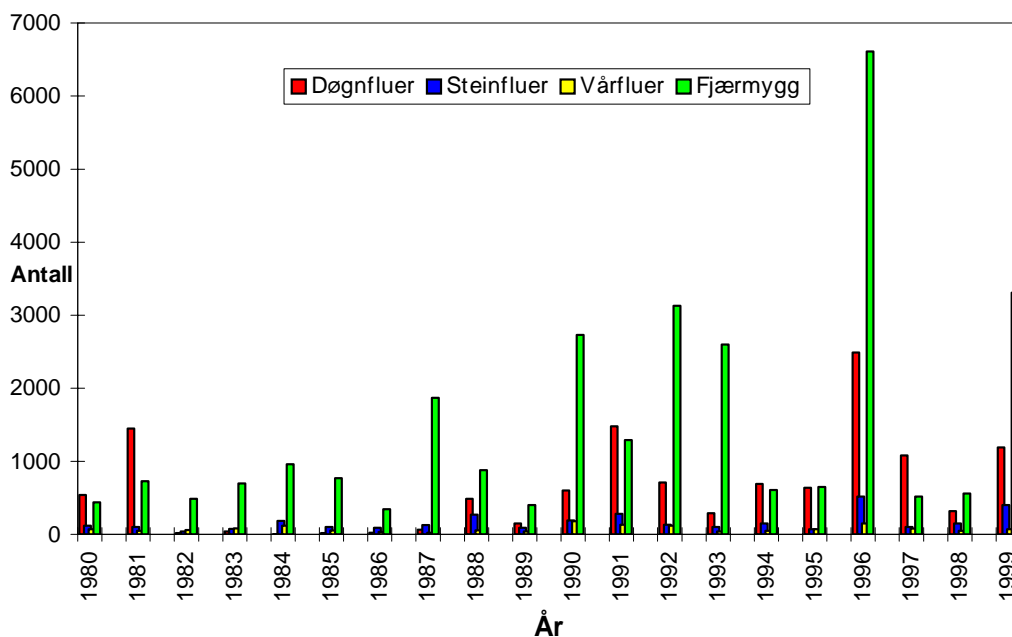
3.3 Bunndyr

3.3.1 Innledning

I 1999 ble det samlet inn bunndyr på to stasjoner i Huddingselva, en i Renseelva og tre i Orvasselva. To av stasjonene i Orvasselva - ovenfor og nedenfor dagbruddet (ovenfor Orvatnet) er nye og ble tatt i forbindelse med den spesielle befaringen i oktober. I Orvatnet ble det også tatt noen prøver med bunngabb i oktober med observasjoner av materialet på stedet. Prøvene i Huddingselva ble tatt ved utløpet av Huddingsvatnet under bru og i strykene ca 50 m nedenfor vei-bru over Huddingselva kort før innløpet i Vektarbotn (st. 8). Prøven i Renseelva ble tatt på samme stasjon som ble nyopprettet i 1993, dvs. ca 30 m nedenfor samløpet mellom elvene fra Vallervatn og Renselvatn. Avstanden nedenfor samløpet kan variere noe fra år til år avhengig av vannføring. I Orvasselva ble prøvene tatt på en strykstrekning ca 300 m ovenfor munningen i Huddingsvatn (st. 3) ved Ornes og ca 200 m nedenfor (st. 2) og 100 m ovenfor dagbruddet (st. 1) ovenfor Orvatnet. Alle lokalitetene lå i slake stryk med stein, grus og sandbunn. Forholdene var gunstige under alle prøvetakinger med normal vannføring.

3.3.2 Huddingselva og Renseelva

Bunndyrundersøkelsene viste som vanlig en rik og variert sammensatt fauna (figur 18 og tabell 19). Det var denne gang mest dyr i Renseelva. Som normalt på lokaliteter av denne type var særlig insekter som døgnfluer, fjærmygg og steinfluer tallmessig dominerende. For øvrig var det totalt 8-10 grupper av dyr på de tre lokalitetene. Dette er et relativt høyt tall og viser at det er et stort mangfold av bunndyr på elvestrekningene. Forurensningseffekter kunne ikke påvises.



Figur 18. Viktige bunndyrgrupper i Huddingselva (st. 8) i august 1980-1999. Antall pr. 3x1 min.

3.3.3 Orvasselva

På stasjon 3 ved Ornes ble det tatt prøver både i august og oktober. Det største antall dyr ble påvist i august med 2600 dyr. Av disse var det spesielt mye steinfluelarver og midd. I oktober var det vesentlig mindre med dyr, men flere grupper var representert. På de to andre stasjonene var forholdene relativt like, bortsett fra på den øverste stasjonen (st. 1 ovenfor dagbrudd) hvor det var en rik forekomst av døgnfluer. Døgnfluene er relativt følsomme overfor forurensninger og dette kan være en årsak til det lave antall av denne gruppen nedenfor dagbruddet. Antall dyr og grupper var totalt sett lavest på lokaliteten nedenfor dagbruddet.

3.3.4 Orvatnet

I Orvatnet ble det brukt en Petersen grabb for stikkprøver av bunnmaterialet. Prøvene ble tatt i vannets østende, øst for innløpet av Orvasselva på 1-3 m dyp. Det ble tatt prøver á tre klipp på tre lokaliteter. Prøvene ble plassert i en hvit fotoskål med vann og observert på stedet.

Bunnmaterialet virket rent, hadde en brunlig farge og var uten synlige sedimenterte utfellinger av metaller. Det ble ikke observert marflo eller andre større fiskenæringsdyr i prøvene. Langt mer omfattende prøvetaking og analyse må til om en skal få et noenlunde pålitelig bilde av mengde og sammensetning av bunndyr. Mageanalysene av fisk gir imidlertid et noenlunde bilde av hvilke næringsdyr som var til stede på det aktuelle tidspunktet.

3.4 Plankton

3.4.1 Planteplankton

Også i 1999 ble det samlet inn og analysert kvantitative planteplanktonprøver fra Huddingsvatn, vestre og østre basseng. Prøvene ble samlet inn 17.august. Analyseresultatene er fremstilt i tabell 9 og tabell 10.

Tabell 9. Analyseresultater av kvantitativ planteplanktonprøve fra Huddingsvatn (østre basseng) tatt 17.08.99. Verdier gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt)

Chrysophyceae (Gullalger)	
Dinobryon crenulatum	0,8
Dinobryon sertularia	41,7
Epipyxis polymorpha	1,4
Kephyrion litorale	0,9
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,7
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,1
Små chrysomonader (<7)	7,4
Store chrysomonader (>7)	18,9
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	100,2
Sum - Gullalger	176,2
Bacillariophyceae (Kiselalger)	
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,4
Tabellaria flocculosa	1,4
Sum - Kiselalger	1,8
Dinophyceae (Fureflagellater)	
Gymnodinium cf.lacustre	1,1
Ubest.dinoflagellat	2,0
Sum - Fureflagellater	3,0
My-alger	
My-alger	7,3
Sum - My-alger	7,3
Sum totalt :	188,3

Tabell 10. Analyseresultater av kvantitativ planteplanktonprøve fra Huddingsvatn (vestre basseng) tatt 17.08.99. Verdier gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt)

Chlorophyceae (Grønnalger)		
	Carteria sp. (l=6-7)	0,4
	Dictyosphaerium subsolitarium	0,3
	Monoraphidium dybowskii	0,2
	Oocystis marssonii	0,2
	Oocystis submarina v.variabilis	4,4
	Sum - Grønnalger	5,6
Chrysophyceae (Gullalger)		
	Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,1
	Craspedomonader	0,4
	Dinobryon suecicum v.longispinum	0,2
	Kephyrion litorale	1,9
	Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6,7
	Små chrysomonader (<7)	19,1
	Store chrysomonader (>7)	8,6
	Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,8
	Sum - Gullalger	37,8
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
	Aulacoseira alpigena	0,3
	Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0,2
	Eunotia lunaris	0,4
	Fragilaria sp. (l=30-40)	0,4
	Sum - Kiselalger	1,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
	Cryptomonas marssonii	0,3
	Cryptomonas sp. (l=20-22)	0,6
	Katablepharis ovalis	1,9
	Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	8,3
	Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	31,8
	Sum - Svelgflagellater	42,9
Dinophyceae (Fureflagellater)		
	Gymnodinium cf.lacustre	0,6
	Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,2
	Ubest.dinoflagellat	1,1
	Sum - Fureflagellater	2,9
My-alger		
	My-alger	18,6
	Sum - My-alger	18,6
	Sum totalt :	109,0

Som tabellene viser ble det i 1999, som tidligere år, registrert stor forskjell i arts-/taksa-antall i prøvene fra de to bassengene, og også det registrerte algevolum var forskjellig selv om forskjellen ikke var så stor som i 1998.

I vestre basseng ble det beregnet et planteplanktonvolum 17.august på $109 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ fordelt på 26 arter/taksa. Antall arter/taksa var noe lavere enn i 1998 da 34 ulike arter/taksa ble registrert. Som tidligere var gruppen Chrysophyceae (gullalger) en viktig gruppe i planktonet også i 1999 på denne stasjonen, men ikke så dominerende som tidligere år. Likevel ble de fleste arter/taksa registrert innen denne gruppen. I 1999 utgjorde, som tabellen viser, gruppen Cryptophyceae (svelgflagellater) den største andelen av det samlede planteplanktonvolum. En ikke nærmere identifisert art innen gruppen var mest fremtredende.

Den sammensetningen og det arts-/taksa-antallet som en registrerte for planteplankton i vestre basseng er det en forventer i svært næringsfattige, upåvirkede vannmasser. Sammenlignet med tidligere år viser resultatene av planteplanktonanalysene at det ikke har skjedd noen endringer i vannkvaliteten i dette bassenget av Huddingsvatn.

Resultatene fra østre basseng viser derimot, som i 1998, et annet bilde av planteplanktonsamfunnet selv om arts-/taksaantallet som ble registrert var høyere enn i 1998, 14 mot bare 8 i 1998. Totalvolumet var på $188 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Gruppen Chrysophyceae (gullalger) dominerte planteplanktonet helt, som i 1998, men i motsetning til i 1998 var det en annen art som dominerte innen gruppen i 1999, *Synura sp.* Arten *Dinobryon sertularia*, som dominerte helt i 1998, hadde større bestander men dominerte ikke i 1999. I 1999 utgjorde gruppen Chrysophyceae hele 93 % av det samlede planteplanktonvolum.

Det lave arts-/taksa-antall sammen med relativt sett kraftig dominans av én art, som kan være forskjellig fra år til år, viser ofte at en eller annen form av påvirkning forstyrrer den økologiske likevekten i vannlokaliteten. Forsuring, tungmetallpåvirkning og eutrofiering er faktorer som kan påvirke og endre miljøet kraftig. En god indikasjon på at planteplanktonet er påvirket, i første rekke av forsuring eller stort tungmetallinnhold, er fravær av artene *Rhodomonas lacustris* og *Katablepharis ovalis* innen gruppen Cryptophyceae (svelgflagellater). Dette er arter som en finner nær sagt i alle vannlokaliteter der det økologiske system er i rimelig likevekt, men de ble ikke registrert i østre basseng av Huddingsvatn.

Hvilken art som vil dominere fra år til år under slike spesielle betingelser varierer og er i første omgang avhengig av konkurranseforholdene mot andre arter og tilpasningsdyktighet til det ytre miljøet.

Det lave arts-/taksa-antallet, slik det ble registrert i østre basseng av Huddingsvatn i motsetning til det vestre basseng, viser en påvirkning av vannmassene der. Det er rimelig å anta at dette skyldes høye tungmetallkonsentrasjoner i vannmassene. Tilsvarende effekter har en også registrert i andre innsjøer med kraftig påvirkning av tilførsler fra gruveavgang, som f.eks. i Djupsjøen i Hittervassdraget ved Røros (Grande og medarb., 1996).

Orvatnet

Prøven fra denne innsjøen ble samlet inn så sent på året som 14.oktober 1999. På dette tidspunktet er planteplanktonsamfunnet noe mindre sammensatt enn i sommerperioden, og det samlede algevolum vanligvis også betydelig mindre. Prøven er derfor ikke helt representativ for innsjøen.

Ut fra det analyseresultatene i tabell 11 viser er det klart at vannmassene er næringsfattige men at det er en viss påvirkning av vannmassene også her. Totalvolumet som ble registrert så sent på året var $73 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Gruppen Chrysophyceae (gullalger) dominerte, som den vanligvis gjør i næringsfattige vannmasser, og utgjorde 77 % av det samlede algevolum. I denne gruppen var også halvparten, 9, av de 18 arter/taksa som ble registrert. *Rhodomonas lacustris* og *Katablepharis*

ovalis, to arter innen gruppen Cryptophyceae (svelgflagellater), forsvinner gjerne når vannmassene blir for sure, og/eller innholdet av tungmetaller øker. *Katablepharis ovalis* tåler vanligvis mest. Dette er ellers arter som er svært vanlig i de fleste vannforekomster. Som tabellen viser ble *Katablepharis ovalis* registrert i prøven, men ikke *Rhodomonas lacustris*. Dette, sammen med det lave arts-/taksa-antallet, indikerer at vannmassene i Orvatn er påvirket, i dette tilfellet høyst sannsynlig av forhøyet tungmetallinnhold.

Tabell 11. Analyseresultater av kvantitativ planteplanktonprøve fra Orvatn tatt 14.10.99. Verdier gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt).

Chlorophyceae (Grønnalger)		
	Chlamydomonas sp. (l=8)	0,3
	Oocystis submarina v.variabilis	0,1
	Paramastix conifera	0,3
	Scenedesmus ecornis	0,5
	Sum - Grønnalger	1,3
Chrysophyceae (Gullalger)		
	Craspedomonader	0,4
	Dinobryon crenulatum	0,6
	Dinobryon sociale v.americanum	0,2
	Løse celler Dinobryon spp.	33,9
	Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5,8
	Små chrysomonader (<7)	10,1
	Spiniferomonas sp.	0,2
	Store chrysomonader (>7)	4,7
	Ubest.chrysophyceae	0,1
	Sum - Gullalger	56,1
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
	Achnanthes sp. (l=15-25)	0,4
	Fragilaria sp. (l=30-40)	0,2
	Sum - Kiselalger	0,6
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
	Katablepharis ovalis	4,2
	Sum - Svelgflagellater	4,2
Dinophyceae (Fureflagellater)		
	Ubest.dinoflagellat	1,3
	Sum - Fureflagellater	1,3
My-alger		
	My-alger	9,3
	Sum - My-alger	9,3
	Sum totalt :	72,9

3.4.2 Dyreplankton

Det ble samlet inn prøver av dyreplankton i indre og ytre Huddingsvatnet den 17.8.99 og i Orvatnet den 14.10.99. Prøvene ble tatt som vertikale håvtrekk fra 0-10 m. Analyseresultatene er gitt i tabell 12.

Huddingsvatnet

Tabell 12. Dyreplankton i Huddingsvatnet 17.8.99 og Orvatnet 14.10.99 gitt som antall individer i prøvene.

Arter	Østre Huddingsvatn	Vestre Huddingsvatn	Orvatnet
<u>HJULDYR (Rotifera):</u>			
<i>Keratella cochlearis</i>	1	60	
<i>Kellicottia longispina</i>	3	585	
<i>Polyarthra</i> sp.		660	
<i>Conochilus</i> sp.		180	
HJULDYR TOTALT	4	1485	0
<u>KREPSDYR (Crustacea):</u>			
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>			
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>		6	
<i>Arctodiptomus laticeps</i>		2	
Diaptomidae ubest. cop.		3	
<i>Cyclops scutifer</i>	5	55	
Cyclopoida ubest. cop. ¹⁾			1
Cyclopoida ubest. naup. ¹⁾	31	1210	
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>			
<i>Holopedium gibberum</i>		24	
<i>Daphnia galeata</i>		5	
<i>Bosmina longispina</i>	12		
Chydoridae ubest.	3		
KREPSDYR TOTALT	51	1276	1

¹⁾ = Sannsynligvis *Cyclops scutifer*

Analyseresultatene viste en kvalitativ forbedring i planktonfaunaen i østre Huddingsvatnet sammenlignet med foregående år. Det ble observert en økning i antall arter/taxa av både hjuldyr og vannlopper, dvs. økt biodiversitet i denne delen av Huddingsvatnet. Krepsdyrplanktonet var dominert av den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppen *Bosmina longispina*. Dyreplanktonet må likevel karakteriseres som meget artsfattig, og gruppen calanoide hoppekreps var ikke representert. Denne er vanligvis tilstede med en eller flere arter i de fleste "normale" planktonsamfunn. I vestre Huddingsvatnet ble det f.eks. funnet 2 arter innen denne gruppen, *Acanthodiptomus denticornis* og *Arctodiptomus laticeps*, som begge har vært vanlig forekommende også tidligere år. Også her var krepsdyrplanktonet dominert av hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, men innen gruppen vannlopper var gelekrepsen *Holopedium gibberum* dominerende art. To arter som har vært vanlige de senere årene, hoppekrepsen *Heterocope saliens* og vannloppen *B. longispina*, ble ikke funnet i 1999. De kan likevel ha vært tilstede i planktonet, men i så små mengder at fraværet i prøven skyldes tilfeldigheter. Forekomsten av storvokste vannlopper tydet på at dyreplanktonet i vestre Huddingsvatnet i liten grad var påvirket av beiting fra planktonspisende fisk i likhet med tidligere år. Lengden av voksne hunner av *H. gibberum* og *Daphnia galeata* var henholdsvis 1,7 mm og 2,2 mm. I tillegg til høyere artsantall i vestre enn i østre Huddingsvatnet var også individantallene betydelig høyere i vestre basseng. Dette bekreftet inntrykket av et betydelig "sunnere" planktonsamfunn i vestre enn i østre Huddingsvatnet.

Som oppsummering kan vi si følgende: I østre Huddingsvatnet tydet de svært lave arts- og individantallene på at planktonsamfunnet fortsatt var skadet. En svak forbedring kunne likevel spores sammenlignet med situasjonen i 1998. Vestre Huddingsvatnet hadde et relativt artsfattig, men i hovedsak ”normalt” dyreplankton.

Orvatnet

I planktonprøven fra Orvatnet ble det kun funnet ett individ av en cyclopid hoppekreps, trolig *Cyclops scutifer*. Prøven ble tatt seinere på året enn i Huddingsvatnet, og det er vanlig at individtettheten avtar utover høsten når det blir kaldere vannet og fødetilgangen reduseres. De fleste arter produserer da hvilestadier som overvintrer på bunnen av innsjøen. Dermed blir bestandene i de fri vannmasser svært små i vinterhalvåret. Likevel ville en forvente å finne noen flere arter og et større individantall i midten av oktober, f.eks. av en kaldtvannsart som *C. scutifer*. Mangelen på dyreplankton virker derfor unaturlig, og skadeeffekter som følge av høye metallkonsentrasjoner i vannet kan være en mulig årsak. På grunnlag av laboratorietester er det påvist at arter av dyreplankton har ulike terskler for toksiske effekter av forskjellige metaller (Baudouin and Scoppa 1974). Slike tester er ofte utført med en art og ett metall, d.v.s. under forhold som er svært forskjellig fra de en vanligvis finner i naturen. Flere undersøkelser i metallbelastede innsjøer har imidlertid også gitt klare indikasjoner på redusert artsmangfold (se f.eks. Grande et al. 1996, Schartau et al. 1997).

Sammenfattende kan det sies: I Orvatnet ble det praktisk talt ikke observert dyreplanktonorganismer. Høye konsentrasjoner av metaller, spesielt sink, kan være en mulig årsak til at dyreplanktonet virket nærmest totalskadet i denne innsjøen.

3.5 Sammenfattende vurderinger

Undersøkelsene i 1999 ble i hovedtrekkene utført som tidligere ved en befarings i august. På grunn av et uhell med sommerens overløp fra dagbruddet ovenfor Orvatnet ble det foretatt en befarings av Orvasselva og Orvatnet i oktober. Hensikten her var å konstatere eventuelle effekter av utslippene på biologiske forhold i denne delen av vassdraget.

Huddingsvatnet

I vestre Huddingsvatn var forholdene svært like de foregående år med henblikk på fiskefangst, fiskens vekst og mageinnhold. Forskjellene var såvidt små at de faller innenfor rammen av tilfeldige variasjoner. Noen utvikling i positiv eller negativ retning var således ikke å spore. Planktonundersøkelsene viste det samme for vestre Huddingsvatn som tidligere år. Heller ikke i 1999 ble det funnet marflo i fiskemagene. Det er verdt å merke seg at ørekyte ble funnet i 11 av 44 fisk (25%).

I østre Huddingsvatn ble det ikke tatt fisk på det ene garnsettet. Dette kan bero på en tilfeldighet fordi også fangsten i vestre Huddingsvatn var meget liten denne natten. Dette må værforholdene ta skylden for idet fangsten på samme garnsett i vestre basseng var vesentlig bedre neste natt. Undersøkelsene av dyreplankton viste også at en svak forbedring kunne påvises i østre basseng sammenliknet med 1998.

En bør derfor kanskje foreløpig ikke legge så stor vekt på en manglende fiskefangst i østre Huddingsvatn.

Et stadig tilbakevendende spørsmål er hvilken rolle ørekyta spiller i Huddingsvatnet. I de senere år er det fremkommet atskillig dokumentasjon vedrørende ørekytas økologi, utbredelse og effekter på auren og dens næringsdyr. Av aktuell litteratur kan nevnes Hesthagen 1995, Borgstrøm et al. 1995, Brittain et al. 1995, Aass 1995 og Tysse 1995. Fra dette kan bemerkes at i Øvre Heimdalsvatn i Oppland gikk marflo betydelig tilbake allerede i løpet av 7 år etter at ørekyte ble observert første

gang i 1969. Etterhvert fant det sted en betydelig endring i aurens ernæring, kondisjon og rekruttering som følge av introduksjon av ørekyt. Marfloa ble sterkt redusert i antall, aurens kondisjon sank og det ble en sterk reduksjon i rekrutteringen av aure (Borgstrøm et al. 1995, Brittain et al. 1995). I Halnefjorden, en innsjø på Hardangervidda, ble avkastningen av aure halvert og kvaliteten klart svekket i løpet av en seksårsperiode fra 1986-1992. Mageinnholdet av marflo og skjoldkreps sank fra 60-70% til 7%. Ca 10% av auren beitet på ørekyte (Tysse, 1995). Introduksjon av ørekyt har også i mange andre innsjøer resultert i en kraftig reduksjon av aurebestander (Hesthagen, 1995). Dette har resultert i omfattende aksjoner for å hindre ytterligere spredning av ørekyte - også i Nord-Trøndelag. Den negative effekten av ørekyte på ørretbestanden skyldes først og fremst konkurranse om næringen i strandregionen og på rennende vann.

I Huddingsvassdraget ble det i august 1999 observert stimer av ørekyte i Renselelva opp til samløpet med elva fra Vallervatn, i nordre del av Orvasselva og i elva fra Fiskløysa ved Kjernes. At ørekyte også ble funnet i hele 25% av auremagene tyder også på at bestanden av ørekyte i Huddingsvatn er relativt stor.

Det er all grunn til å anta at ørekyta virker negativt inn på aurebestanden i Huddingsvatnet. Sannsynlig effekter er reduksjon i antallet av viktige strandnære næringsdyr som marflo, konkurranse om områder og næring på aurens gyte- og oppvekstområder på rennende vann. Dette vil føre til reduksjon i aurens kondisjon og sviktende rekruttering. Uten en drastisk reduksjon i bestanden av ørekyte i Huddingsvatn er det lite sannsynlig at aurebestanden kan bli like god som før.

Når dette er sagt, må en imidlertid ikke glemme at det var forurensninger fra gruvedriften som førte til de store negative konsekvensene for fisket i Huddingsvatn. Marfloa f.eks. forsvant først i østre basseng hvor forurensningene var størst. Det samme gjaldt fisken. Etterhvert skjedde det samme i vestre basseng etter som forurensningene økte og spredte seg vestover. Den viktigste effekten var tilslamming av vannmassene og sedimentering av avgang på bunnen. Det er ikke lenger noen tilslamming av vannmassene, men de metallholdige sedimentlag er fortsatt til stede som en også ser av årets undersøkelse. Noe overdekking med naturlig materiale, samt utvasking fra grunnområdene vil etterhvert normalisere forholdene. Bunndyrproduksjonen i dypere lag vil imidlertid kunne være negativt påvirket i mange år. Sivertsen (1969) fant marflo ned til 16 m dyp i sine undersøkelser. Dette er et dyp hvor en ikke kan forvente predasjon av ørekyte, som først og fremst beiter på grunt vann ned til 3-4 m. Når en i dag ikke finner marflo i Huddingsvatn kan det være en kombinert effekt av tungmetallholdige sedimenter på litt dypere vann og ørekyte på grunt vann.

I Vektarbotn forsvant også marflo fra fiskens mageinnhold, men kom tilbake i løpet av 90-årene (figur 14). Aurebestanden er i dag god i Vektarbotn til tross for tilstedeværelsen av ørekyte. Vektarbotn er imidlertid en innsjø med store grunne områder med mye undervannsvegetasjon hvor bunndyr, som bl.a. marflo, kan finne skjul. Dette er ikke tilfelle i Huddingsvatn. I Vektarbotn kan det også se ut som om mengden av ørekyt har avtatt i forhold til aure i de senere år (figur 17). At bestanden av ørekyte kan være gjenstand for store svingninger skal også være observert i andre vassdrag (Grande et al. 1996). Kanskje kan det ha betydning at aure eller annen fisk etterhvert lærer seg å spise ørekyte. Det er også klart at ørekyte har varierende effekt i ulike lokaliteter. Noen steder klarer ørekyte ikke å etablere seg på grunn av konkurranse og predasjon fra annen fisk - i andre betyr den et viktig næringstilskudd for fiskepisende fiskearter. De store negative konsekvenser har først og fremst vist seg i rene aurevann i fjellområder (Saltveit og Brabrand 1991).

Sammenfattende kan det sies at forurensningene fra gruvedriften førte til kollaps i aurebestanden i Huddingsvatn. Ørekyte kan i tillegg til ettervirkningene av forurensningene medvirke til at aurebestanden kanskje aldri når opp mot tidligere nivå i Huddingsvatn. Dette med mindre effektive tiltak for å fjerne denne fiskearten blir iverksatt.

Orvatnet og Orvasselva

Utslippene fra dagbruddet i juli 1999 førte til høye konsentrasjoner av metaller i vassdraget nedenfor. Konsentrasjonene i Orvasselva ved Ornes (st. 3) har i de senere år hatt tilnærmet bakgrunnsverdier for kobber og sink og bare litt høyere enn i Renseelva som må ansees upåvirket av menneskelig aktivitet.

Med de sterkt økende konsentrasjoner av metaller en periode i 1999 kunne en forvente effekter på biologiske forhold. Henvendelse til NIVA om å foreta en undersøkelse av forholdene kom såvidt sent at en befaring først kunne finne sted midt i oktober. Arbeidet måtte gjennomføres i løpet av vel et døgn og dette sammen med det sene tidspunkt gjør at resultatene må vurderes deretter og med et visst forbehold.

Undersøkelsene av plante- og dyreplankton viste at det har vært klare effekter av høyt metallinnhold på disse gruppene. Det er også naturlig idet en her har med følsomme organismegrupper å gjøre og de frie vannmasser også vil bli mest berørt ved en forurensningsbølge av denne type. Metallkonsentrasjonene har sannsynligvis vært så vidt høye som 500-1000 µg Zn/l i en periode. Også bunndyra i Orvasselva nedenfor dagbruddet var påvirket. Spesielt gjaldt dette døgnfluene som er kjent for å være følsomme overfor metaller (og surt vann). I Orvasselva ved Ornes nedenfor Orvatn var det flere dyr i august 1999 enn i 1998 og forholdene virket for øvrig normale. Store stimer av ørekyte ble også observert på dette tidspunkt. Det var derfor ikke sannsynlig at forurensningen har hatt vesentlig negative konsekvenser her på dette tidspunktet.

Fisket med oversiktsgarn ga et godt resultat ut i fra den erfaring vi har hatt med dette garnet fra andre lokaliteter. Påfallende var fiskens lave kondisjonsfaktor. Selv om en som i Huddingsvatn, har med en slank fisketype å gjøre, var de noe lavere enn i Huddingsvatn og under det en burde forvente. På den annen side hadde fisken en meget fin og sterk rød kjøttfarge, noe som oftest er betinget av god tilgang på verdifulle næringsdyr. Mageinnholdet besto vesentlig av insekter, bl.a. mudderfluer, svevemygg og vårfluer. Dette er relativt store næringsdyr som kan gi god vekst hos aure. Marflo ble derimot ikke funnet. Ut i fra den generelt gode vannkvaliteten kunne en ha forventet dette. Mangelen på marflo kan skyldes en forurensningseffekt da denne arten, i motsetning til de nevnte insekter, er spesielt følsom overfor metallforurensninger og surt vann.

Mangelen på tidligere dokumenterte observasjoner fra Orvatn gjør det vanskeligere å trekke sikre konklusjoner. Det er imidlertid liten tvil om at forurensningene har hatt negative effekter på bunndyr i Orvasselva ovenfor Orvatn og på planktonorganismer i Orvatn. Fiskebestanden synes imidlertid å være god, muligens med en svekkelse i kondisjon som følge av forurensninger. Om forurensningene avtar og etterhvert opphører, vil neppe noen vesentlig skade ha skjedd på fiskebestanden. Utviklingen i denne del av vassdraget bør følges opp med kjemiske analyser, kontroll av avløp fra dagbrudd og helst biologisk prøvetaking og et enkelt prøvafiske under en eventuell senere biologisk befaring av Huddingsvatn (august 2000).

4. Litteratur

- Arnesen, R.T., 1998. Avgangsdeponering under vann. Utlutning av forurensninger fra avgangsdeponiet i Huddingsvatnet. NIVA-Rapport. O-69120. L.nr. 2780-98. 26 pp.
- Baudouin, M.F. and Scoppa, P. 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 745-751.
- Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Hasle, K. og Skjøtlås, S. 1993. Reduserer ørekyt rekrutteringen til aurebestander. S. 139-145 i "Spredning av ferskvannsorganismer". DN-notat 1995-4.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1995. Effekt på fisk og næringsdyr på introduksjon av ørekyt. S. 146-148 i "Spredning av ferskvannsorganismer". DN-notat 1995-4.
- Grande, M., 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-Rapport, O-85167. L.nr. 1979. 34 pp.
- Grande, M., Andersen, S., Brettum, P., Hylland, K. og Løvik, J.E. 1996. Stortvassprosjektet. Dokumentasjon av gruvedriftens påvirkning av miljøet. Del II: Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. NIVA-rapport l.nr. 3473. 72 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Bildeng, R. 1985. Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag. Resultater 1984. NIVA-rapport, O-69120. L.nr. 1732, 1985. 64 s.
- Hesthagen, T. 1995. Årsaker til spredning av ørekyt og mulige tiltak for å begrense utbredelsen. S. 133-138 i "Spredning av ferskvannsorganismer". DN-notat 1995-4.
- Jensen, K.W. 1972. Drift av fiskevann. Direktoratet for jakt, viltsetll og ferskvannsfiske. Småskrift nr. 5. 1972, 61 s.
- Jensen, J.W. 1979. Utbytte av prøvofiske med standardserier av bunn garn i norske aure- og røyevatn. Gunneria 31:1-36.
- Norges vassdrags- og energiverk, Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, 1987. Avrenningskart over Norge.
- Ofstad, K. 1967. Fiskerisakkyndig uttalelse vedrørende Vekteren, Røyrvik herred, avgitt i august 1967. Trondheim 1967, 16 s.
- Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1991. Ørekyt: En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske (LFI) 130. 21 s.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. og Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. – NINA tema-hefte 14, NIVA-rapport l.nr. 3768. 58 s.
- Sivertsen, E. 1969. Avsluttende rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvann foretatt i årene 1962-68. Rapport til Joma Bergverk, 1969, 16 s.
- Sivertsen, B. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvassdraget 1981. Med oversikt over undersøkelsene i 1962-1981. Rapport til Grong Gruber A/S, 1982, 22 s.

Sørstrøm, S.E. og Rikstad, A. 1985. Tungmetaller i fisk i indre Namdalen. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 8-1985. Steinkjer. 33 s.

Tysse, Å. 1995. Spreiing av ørekyte på Hardangervidda - status og konsekvenser. S. 157-161 i "Spredning av ferskvannsorganismer". DN-notat 1995-4.

Aas, H. 1995. Habitatsegregering mellom aure og ørekyt i rennende vann. S. 149-156 i "Spredning av verskvannsorganismer". DN-notat 1995-4.

Vedlegg A. Resultater biologiske undersøkelser

Tabell 13. Garnfangst av aure i vestre Huddingsvatn 16.-18. august 1999.

Kjøttfarge: R = rød, LR = lyserød, H = hvit.

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

Lokalitet	Fisk nr.	Maske-str. mm	Vekt g	Lengde mm	Alder vintre	Beregnet lengde ved vinter, cm									Kjønn	Stadium	Kjøtt-farge	Kondisjons-faktor	Mageinnhold
						1	2	3	4	5	6	7	8	9					
Vest	2150	21	86	210	3	4,1	10,4	17,4							hunn	1	R	0,93	Rester av insekter og zooplankton
	2151		98	225	3	4,8	8,9	16,6							hunn	1	R	0,86	Bythotrephes - c. daphnier - r
	2152		91	226	3	3,8	6,8	14,5							hunn	1	LR	0,85	Daphnier - c
	2153		94	215	3	3,0	8,2	15,3							hunn	1	LR	0,95	Insektrester - r
	2154	21	91	215	3	3,8	7,8	13,5							hann	1	LR	0,92	Insektrester - cc, zooplankton - c
	2155		149	240	4	4,2	8,2	13,7	19,2						hann	3	LR	1,08	Vårfluelarver - 5, hus - 12, sub im. - 1
	2156		136	240	4	3,4	7,4	13,5	19,4						hann	3	LR	0,98	Fisk 1 - cc, insektrester - c
	2157		90	215	3	5,2	6,3	17,0							hann	1	LR	0,91	Vårfluelarvehus - 17, vårflue sub.im. - 1
	2158		90	210	3	4,8	8,6	16,6							hann	1	LR	0,97	Tom
	2159	26	214	275	4	3,6	8,2	14,0							hann	3-4	R	1,03	Insektrester
	2160		687	400	7	4,0	8,4	13,7	24,0	29,1	34,8	38,0			hunn	4	R	1,07	Vårfluelarvehus - 1
	2161	29	159	260	4	4,1	8,0	11,8	18,4						hunn	1-2	R	0,90	Sommerfugl - 1
	2162		269	305	5	3,8	7,8	13,8	17,8	25,6					hunn	1-2	R	0,95	Landinsekter - cc, zooplankton - r, snegl 1
	Øst (16-17/8)	2163	21	77	200	3	4,6	10,6	15,7						hann	3	R	0,96	Fisk - 1, zooplankton - cc
2164			107	230	4	3,2	7,0	12,8						hunn	1	LR	0,88	Fisk - 1	
2165			63	185	3	4,1	7,0	13,2						hunn	1	LR	0,99	Insektrester - r	
2166			107	220	3	5,6	12,4	17,5						hann	1	LR	1,00	Landbiller - c	
2167			68	190	3	4,7	9,2	14,6						hann	1	LR	0,99	Zooplankton	
2168			123	235	4	4,2	10,4	15,0	19,4					hann	1	R	0,95	Tom	
2169		21	73	200	3	4,6	9,5	14,9						hunn	1	LR	0,91	Fisk - 1	
2170			68	195	3	4,0	7,7	12,5						hann	1	H	0,92	Insektrester - r	
2171		26	152	250	4	3,8	10,0	16,4	19,9					hann	3	R	0,97	Fisk - 1	
2172			160	255	4	3,8	7,6	14,6	20,0					hunn	1-2	R	0,96	Zooplankton - cc, landinsekter - r	
2173			226	285	4	3,1	8,8	14,2	24,7					hunn	1-2	R	0,98	Daphnier - cc, landbiller	
2174		29	288	290	5	3,8	9,9	14,4	19,3	24,9				hunn	1-2	R	1,18	Ørekyte - 1	
2175		21	126	240	4	3,3	7,0	11,1	17,0					hunn	1	R	0,91	Bythotrephes - c	
2176			81	200	3	5,1	9,7	14,8						hunn	1	LR	1,01	Bythotrephes - cc, daphnier - r	
2177		124	230	3	4,6	9,5	14,4						hann	1-2	LR	1,02	Daphnier - r		
2178		104	215	3	5,4	9,5	15,7						hann	1	LR	1,05	Bythotrephes - c, daphnier - c		
2179		90	215	4	4,0	7,1	11,0	16,2					hann	1	LR	0,91	Bythotrephes - r		
2180		103	225	3	4,8	10,2	16,3						hunn	1	R	0,90	Insektrester - cc, fjærmygglarver - 4		
2181	21	62	190	3	3,0	8,0	15,7						hunn	1	H	0,90	Fisk - 1		
2182		272	300	5	3,0	6,9	12,1	18,4					hann	1	R	1,01	Bythotrephes - cc, fjærmygglarver - 4		
2183	26	117	235	3	5,3	11,2	17,9						hann	1	LR	0,90	Vårfluelarver - 2, daphnier - cc		

Lokalitet	Fisk nr.	Maske-str. mm	Vekt g	Lengde mm	Alder vintre	Beregnet lengde ved vinter, cm									Kjønn	Stadium	Kjøtt-farge	Kondisjons-faktor	Mageinnhold
						1	2	3	4	5	6	7	8	9					
Øst	2184	29	378	335	6	3,0	8,2	12,7	18,3	25,4	29,7				hunn	2-3	R	1,01	Stilkveps - cc, bythotrephes - c
	2185		266	295	5	3,9	6,7	10,8	17,2	25,6				hann	1	R	1,04	Bythotrephes - cc, daphnier - c	
	2186		222	275	5	3,2	8,8	12,8	17,4	22,3				hunn	1-2	R	1,07	Landinsekter - cc, daphnier	
	2187		223	280	5	2,8	5,4	10,3	15,4	22,6				hann	1	R	1,02	Daphnier - cc, bythotrephes - r	
	2788		158	250	4	4,7	7,8	14,0	22,6					hann	3-4	R	1,01	Ørekyte - 1	
	2189	35	478	365	5	3,6	7,4	12,8	21,6	31,6				hann	1	R	0,98	Fisk - 1	
	2190		195	280	4	3,4	8,5	13,2	21,2					hunn	1	R	0,89	Maur o.a. landinsekter - cc	
	2191		76	205	3	4,3	8,4	15,8						hann	1	LR	0,88	Fisk - 1	
	2192	40	244	290	5	4,0	8,2	13,5	18,8	25,6				hunn	2	R	1,00	Fisk - 1 - cc, bythotrephes - c, fjærmygg-larver - r	
	2193		247	290	5	3,4	8,6	14,2	16,8	22,9				hunn	1-2	R	1,01	Stilkveps - cc, bythotrephes - c	

Tabell 14. Garnfangst av aure i Huddingsvatn, 16.-18. august 1999

Maskevidde mm omfar		Vestre Huddingsvatn (øst)				V. Huddingsv. (vest)	
		16.-17. aug.		17.-18. aug.		16.-17. aug.	
		ant	vekt	ant.	vekt	ant	vekt
21	30	6	545	6	628	4	369
21	30	2	141	2	334	5	556
26	24	3	538	1	117	2	901
29	22	1	288	5	1247	2	428
35	18			3	749		
40	16			2	491		
45	14						
52	12						
Totalt		12	1512	19	3566	13	2254
Middelvekt, g			126		188		173

Tabell 15. Fangst pr. garnatt august 1970-1999 i vestre Huddingsvatn. 1 = 16.-17. august 2 = 17.-18. august

Maskevidde		1970		1971		1972		1975*		1976		1977		1978	
mm	omfar	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Ant.	Vekt g
19-21	32-30	15	2015	22	2100	20	1810	9	1570	23	1845	19	1610	6	575
26	24	10	1429	8	1200	4	540	16	4295	14	2380	4	350	9	1415
35	18			4	1000					5	690	2	115	2	180
40	16			1	880					3	210	2	200	3	574
Totalt		6,3	861	8,8	1295	6	588	6,3	1466	11,3	1281	6,8	569	5	686
Middelvekt g		136		147		98		232		113		84		137	

1979		1980		1981		1982		1984		1988		1990		1991	
Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Ant.	Vekt g
15	1275	10	800	12	1060	9	820	0,5	38	1,5	115	3	314	3	549
3	345	4	700	9	1190	1	90			4	765	1	148	2	414
-	-	1	120									1	244	-	-
-	-	-	-	1	70									1	66
4,5	405	3,8	405	5,5	580	2,5	228	0,13	9,5	1,4	220	1,3	177	1,5	257
90		107		106		91		73		157		136		171	

1992		1993		1994		1995		1996		1997	
Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g
11,5	1253	1,5	168	11	1425	3,5	590	8	748	10	1106
7	1034	2	695	12	1744	3	395	2		3	720
2	133	1	352	3	1528	0	0	0		1	650
1	470			2	842	0	0	1	671		
5,4	923	1,1	304	7	1384	1,6	246	2,8	354	3,5	619
171		276		198		154		126		177	

1999					
Øst 1		Øst 2		Vest 1	
Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g	Ant.	Vekt g
4	343	4	481	4,5	463
3	538	1	117	2	901
-	-	3	749	-	-
-	-	2	491	-	-
1,75	220	2,5	460	1,6	341
126		184		213	

* 1975, Garn plassert i vestre ende, nær utløp.

Tabell 16. Resultat av garnfiske i Orvatn 14.-15. oktober 1999

Garntype: Oversiktsgarn 6-70 mm
 Art: Aure
 Kjøttfarge: R = rød, LR = lys rød, H = hvit
 Mageinnhold: cc = mye, c = en del, r = lite

Nr.	Prøvefisk tungmet.	Lengde mm	Vekt g	Kjønn	Stad.	Farge	Kond.	Mageinnhold
1	x	450	936	Hunn	3?	R	1,03	1 mus
2	x	385	473	Hunn	7-2?	R	0.97	Vårfluelarver - cc, svevemygg - c
3	x	320	269	Hunn	1	R	0.82	Mudderfluelarver - cc, svevemygg - r, fjærmugg - r
4	x	330	337	Hann	1	R	0.94	Fjærmugglarver - cc, vårfluelarver - c
5	x	360	450	Hann	1-2	R	0.96	Fjærmugglarver - cc, vårfluelarver - c, døgnfluelarver - r
6	x	320	294	Hann	1-2	R	0.90	Mudderfluelarver - cc, lungesnegl - c, svevemygg - r
7	x	360	393	Hunn	2	R	0.84	Vårfluelarver - cc, døgnfluelarver - c, fjærmugglarver - c
8	x	340	342	Hunn	2	R	0.87	Døgnfluelarver
9	x	265	151	Hann	2	R	0.81	Mudderfluelarver - cc, vårfluelarver - r
10	x	265	166	Hann	2	R	0.89	Døgnfluelarver
11		220	98	Hunn	1	R	0.92	Fjærmugglarver - cc, vårfluelarver - r
12		220	98	Hunn	1	LR	0.92	Mudderfluelarver - cc, vårfluelarver - c
13		245	140	Hunn	1	LR	0.94	Vårfluelarver
14		240	124	Hann	1	LR	0.90	Mudderfluelarver
15		220	89	Hunn	1	LR	0.84	Mudderfluelarver - cc, vårfluelarver - r, steinfluelarver - r
16		185	52	Hann	1	H	0.82	Vårfluelarver - c, fjærmugglarver - r
17		135	23	Hann	1	H	0.93	Mudderfluelarver - c, vårfluelarver - r
18		135	21	Hann	1	H	0.85	Mudderfluelarver - cc, fjærmugglarver - r
19		120	15	Hunn	1	H	0.87	Vårfluelarver - cc, fjærmugglarver - r

Tabell 17. Mageinnhold i aure fra vestre Huddingsvatn, august 1971-1999. Frekvensprosent. N = antall fisk. *1971-72 østre Huddingsvatn

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

Tabell 18. Fangst av aure pr. garnnatt 1982-1997 i Vektarbotn. Antall og vekt i gram.

Maskevidde		1982		1983				1984				1985				1986							
		syd		syd		nord		syd		nord		syd		nord		vest		nord		syd		vest	
mm	omfar	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt
21	30	*		6	830	7	355	15	1165	18	1695	12	1035	5	523	3	570	2	130	13	1450	1	65
21	30	21	2500	8	575	18	1330	22	1890	35	2699	12	991	10	890	5	498	3	215	5	550	4	395
26	24	9	2350	3	640	3	375	6	764	10	1476	6	730	6	1252	1	218	1	150	4	900	1	340
29	22	7	1850	2	430	4	1145	6	1850	3	695	4	832	4	656	2	564	2	75	1	355	2	265
35	18	4	1600	1	180	3	910	1	532	1	310	**	-	7	1730	1	356						
40	16	1	390	1	200																		
45	14			2	260																		
52	12	1	270													1	282			1	950	1	590
Middel pr. garn		8	1433	2,9	389	4,4	514	6,3	775	8,4	820	4,3	449	4	631	1,6	348	1	71	3	526	1,4	324
Middelvekt, g			179		134		118		124		98		106		158		217		71		175		231

Maskevidde		1987						1988						1989						1990			
		nord		syd		vest		nord		syd		vest		nord		syd		vest		nord		syd	
mm	omfar	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt
21	30	6	676	5	389	5	319	2	206	5	518	5	774	3	296	4	1358	6	1358	8	649	12	1642
21	30	6	463	11	1435	1	79	0		5	635	2	186	7	578	7	363	5	363	8	1000	6	660
26	24	3	645	7	1383	1	113	5	941	3	444	2	607	7	1712	0	321	2	321	3	793	4	1060
29	22	1	353	5	1487	3	529	1	170	1	286	3	698	2	263	1	263	1	263	1	262	1	176
35	18	3	944	1	374	2	913	1	468	2	580	2	924	3	916	2	916	2	916	1	398		
40	16	1	207			1	716	1	120	1	686			2	927	0		0		2	950		
45	14							1	600					0		0		0		1	2022		
52	12													0		0		0				1	720
Middel pr. garn		2,5	411	3,5	587	1,5	266	1,5	369	2	380	1,4	268	3	642	2	359	2	403	3	758	3	532
Middelvekt, g			164		168		178		246		190		192		214		180		202		253		177

Maskevidde		1991				1992				1993				1994		1995		1996		1997	
		syd		nord		syd		nord		syd		nord		syd	syd	syd	syd	syd	syd		
mm	omfar	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt	ant.	vekt
21	30	3	285	*		13	1230	10	1170	16	2041	16	1319	15	1658	19	1812	24	2073	18	1707
21	30	3	332	5	562	7	690	11	1090	17	1112	7	712	12	1054	18	1592	6	759	6	862
26	24	2	305	7	1406	9	900	4	1000	3	596			8	1692	7	1393	5	817	3	504
29	22	2	588	5	1629	4	1300	2	600	5	1675	5	1031	11	2913	6	1660	4	934	2	409
35	18	1	850			3	1050	3	1820	1	584	1	1116	1	90	1	312	1	1575	0	0
40	16	4	940	2	1683	1	300	1	610					2	1998	0				1	865
45	14					1	850	0						1	97	2	809			2	305
52	12					0		1	950							0				0	0
Middel pr. garn		1,9	413	3	730	4,75	790	4	905	5,3	751	3,8	707	6,3	1198	6,6	947	5	770	4	582
Middelvekt, g			217		243		166		226		142		188		190		143		154		146

* Bare fisket med et garn à 21 mm. Middelvdiere beregnet ved å doble fangsten fra dette garnet (1982, 1991).

** Maskevidden 35 mm (18 omfar) manglet i denne serien (dvs. 7 garn) og totalverdiene er derfor ikke sammenliknbare med de øvrige serier (1985).

Tabell 19. Bunndyr fra Huddingsvassdraget, 16.-17. august og 18. oktober 1999.

Sparkeprøver 3x1 min i Huddingselva, Renseelva og Orvasselva.

Stasjoner Orvasselva: 1 = ovenfor utløp dagbrudd, 2 = nedenfor dagbrudd, 3 = nedre del (st.3).

Stasjon	Huddingselva		Renseelva	Orvasselva 16/8 3	Orvasselva 18/10		
	Utløp	veibru			1	2	3
Polyppdyr	230	80					
Snegl	10	10					
Børstemark		10	100				
Midd	60	20	1000	600			
Døgnfluelarver	60	1190	2640	100	1310	60	210
Steinfluelarver	950	400	1030	1700	340	270	140
Vårfluelarver	160	70	400	200	40		30
Fjærmygglarver	830	3310	1080		100	50	40
Knottlarver		10	800		80	20	60
Stankelbeinlarver	10	10	300		10		10
Totalt antall dyr	2310	5110	7350	2600	1880	400	490
Antall grupper	8	10	8	4	6	4	6

Vedlegg B. Fysisk- kjemiske analyseresultater

Tabell 20. St.3 Orvasselva, nedre del

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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	6,90	13,46	0,47	0,330	37,0	19,9	0,92	106	18,3	496,9	0,08	1,58	1,7	9,3	0,2	<0,5	<0,2	0,1
07.10.1999	7,30	3,88	0,40	0,269	3,8	5,96	0,35	126	4,5	94,5	0,07	0,18	4,3	1,6	0,1	<0,5	<0,2	0,3
15.10.1999	7,33	4,23	0,36	0,293	4,3	6,50	0,37	114	4,7	109,3	0,12	0,12	4,5	1,7	0,1	<0,5	<0,2	0,2
04.11.1999	6,79	2,69	0,63	0,159	2,9	3,67	0,26	166	12,0	46,7	0,21	0,34	40,9	2,0	0,7	<0,5	0,3	0,2
01.12.1999	7,21	4,21	0,33	0,255	5,6	6,25	0,37	80	9,8	62,7	0,1	0,37	9,8	1,9	0,2	<0,5	<0,2	<0,1

Tabell 21. St.3A. Orvasselva nedenfor tilløp fra dagbruddet

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
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	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	<0,2	0,1
16.08.1999	7,17	9,20	0,56	0,669	9,0	20,4	0,64	108	18,8	100,2	0,32	0,52	27	3,4	1,4	<0,5	<0,2	0,2
15.10.1999	7,40	5,91	0,49	0,397	6,7	9,28	0,45	175	9,2	148,3	0,40	0,64	18	2,0	0,7	<0,5	<0,2	0,4

Tabell 22. St. 3B Orvasselva, utløp Orvatn

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
15.10.1999	7,26	4,27	0,46	0,296	4,4	6,61	0,36	120	5,1	39,5	0,66	0,24	10,1	1,8	0,3	<0,5	<0,2	0,3

Tabell 23. Orvatn ved største dyp. Prøvesnitt tatt 15.10.99

Dyp m	Temp gr.C	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
1	3,2	7,21	4,23	0,46	0,294	4,4	6,56	0,36	135	4,6	37,3	0,35	0,20	10,1	1,6	0,3	<0,5	<0,2	0,4
4	3,4	7,24	4,20	0,49	0,293	4,2	6,48	0,35	127	4,5	37,1	0,58	0,22	8,5	1,6	0,3	<0,5	<0,2	0,3
8	3,5	7,27	4,21	0,44	0,293	4,3	6,54	0,36	127	4,7	37,3	0,21	0,17	9,6	1,7	0,2	<0,5	<0,2	0,3

Tabell 24. Prøver fra dagbruddsområdet tatt 16.08.99.

Stasjon	pH	Kond mS/m	SO ₄ 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
Overløp rampe	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
Overflate dagbrudd	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	0,01	0,87

Tabell 25. Prøver fra dagbruddsområdet tatt 15.10.99.

Stasjon	pH	Kond mS/m	SO ₄ 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
Utløp borhull	6,92	15,0	47,6	23,6	0,70	0,09	1,64	0,06	1,04	0,008	<0,05	0,19	<0,01	0,008	0,82
Overløp stigort 4	6,94	15,5	50,0	24,2	0,73	0,09	1,57	0,07	1,13	0,009	<0,05	0,19	<0,01	0,008	0,83

Tabell 26. St.4 Renseelv ved Landbru. Stikkprøve tatt 16.08.99

pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
7,07	3,60	0,28	0,294	1,2	5,25	0,33	15	0,3	0,6	<0,02	<0,01	3,4	0,5	<0,1	<0,5	<0,2	0,1

Tabell 27. St.5 Østre Huddingsvatn. Prøver tatt under befaringen den 17.08.99.

Dyp m	Temp gr. C	pH	Kond mS/m	Turb FTU	SO ₄ 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
1	13,3	6,92	24,7	0,36	93	35,1	1,08	66	14,7	138,5	1,32	0,75	137,5	4,2	2,0	<0,5	<0,2	0,4
5	12,8	6,90	24,7	0,38	94	35,1	1,09	64	14,2	135,7	0,90	0,62	136,5	4,2	2,1	<0,5	<0,2	0,4
10	12,7	6,86	24,6	0,57	94	35,1	1,07	65	15,3	143,5	0,93	0,64	142,6	4,5	2,2	<0,5	<0,2	0,4
15	12,3	6,84	24,8	0,42	94	34,7	1,08	64	15,1	136,3	0,95	0,76	141,0	4,2	2,1	<0,5	<0,2	0,4
20	12,2	6,81	24,8	0,46	94	35,4	1,09	65	14,9	163,2	1,03	0,62	135,9	4,1	2,0	<0,5	<0,2	0,3

Siktedyp : 7,7 m

Tabell 28. St.6B. Overløp terskel østre Huddingsvatn.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
05.01.1999	7,02	18,8	0,42	0,223	69,0	28,5	0,94	69	10,0	66,3	0,45	0,36	84,4	2,5	1,4	<0,5	<0,2	0,4
06.02.1999	7,01	7,47	0,29	0,284	13,8	10,9	0,56	47	3,5	37,7	0,16	0,09	30,6	0,8	0,4	<0,5	<0,2	0,2
04.03.1999	6,73	19,7	0,31	0,205	69,0	29,9	0,96	61	10,4	74,1	0,58	0,42	89,6	2,2	1,3	<0,5	<0,2	0,4
03.04.1999	6,67	22,6	0,65	0,185	87,0	32,0	1,03	48	15,9	107	0,89	0,39	142	4,0	2,1	<0,5	<0,2	0,6
05.06.1999	6,67	25,2	0,64	0,154	63,0	38,7	1,09	113	16,5	119	1,21	0,66	176	3,9	2,1	<0,5	<0,2	0,7
02.07.1999	6,62	24,6	0,31	0,138	100,0	37,0	1,11	62	16,8	211	1,24	0,65	153	4,2	2,2	<0,5	<0,2	0,3
04.08.1999	6,78	23,7	0,23	0,129	96,0	34,7	1,06	33	15,5	203	1,12	0,67	120	4,2	1,5	<0,5	<0,2	0,6
16.08.1999	6,96	24,8	0,60	0,130	93,0	35,8	1,11	63	15,6	137	1,01	0,72	144	4,2	2,2	<0,5	<0,2	0,3
07.10.1999	6,87	23,2	0,31	0,120	90,0	34,2	1,08	47	17,1	212	1,17	0,81	157	4,3	2,2	<0,5	<0,2	0,5
04.11.1999	6,68	22,2	0,41	0,119	86,0	32,3	1,03	52	16,8	181,9	1,23	1,18	215,1	4,3	2,4	<0,5	<0,2	0,6
01.12.1999	6,92	18,5	1,9	0,146	70,0	27,5	0,92	280	22,2	202,9	2,74	1,01	191,5	5,9	2,9	1,2	0,4	1,0
Gj.snitt	6,81	21,0	0,55	0,167	76	31,0	0,99	80	14,6	141,1	1,07	0,63	136,6	3,7	1,9	<0,5	<0,2	0,5
Maks.verdi	7,02	25,2	1,90	0,284	100	38,7	1,11	280	22,2	211,7	2,74	1,18	215,1	5,9	2,9	1,2	0,4	1,0
Min.verdi	6,62	7,5	0,23	0,119	14	10,9	0,56	33	3,5	37,7	0,16	0,09	30,6	0,8	0,4	<0,5	<0,2	0,2

Tabell 29. St.7 Vestre Huddingsvatn ved største dyp. Tatt under befaringen den 17.08.99.

Dyp m	Temp gr. C	pH	Kond mS/m	Turb FTU	SO ₄ 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
1	13,1	6,65	6,13	0,37	12,4	8,46	0,44	32	3,4	41,1	0,12	0,17	10,9	1,4	0,1	<0,5	<0,2	<0,1
5	12,5	6,70	6,16	0,33	13,5	8,40	0,44	33	3,4	41,5	0,08	0,25	12,0	1,4	0,2	<0,5	<0,2	<0,1
10	11,9	6,69	5,99	0,46	12,9	8,34	0,43	33	3,2	40,2	0,07	0,15	11,9	1,3	0,2	<0,5	<0,2	0,2
20	10,9	6,60	5,50	0,37	11,5	7,57	0,40	35	3,1	39,5	0,11	0,14	9,1	1,3	0,2	<0,5	<0,2	0,2
34	7,4	6,27	5,42	0,28	11,2	7,29	0,40	43	2,0	14,6	0,06	0,03	7,0	1,0	0,2	<0,5	<0,2	<0,1

Siktedyp : 8,5 m

Tabell 30. St.8 Huddingselv ved veibru.

Dato	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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
05.01.1999	7,04	3,87	0,27	0,237	4,3	5,41	0,40	37	4,4	5,4	0,30	0,10	11,0	1,3	0,2	<0,5	<0,2	<0,1
06.02.1999	7,12	4,57	0,27	0,300	4,6	6,64	0,45	57	1,1	10,8	0,02	0,02	8,0	0,5	<0,1	<0,5	<0,2	0,1
04.03.1999	7,04	4,87	0,28	0,321	4,7	6,90	0,47	75	2,0	6,7	0,26	0,03	11,9	0,8	0,1	<0,5	<0,2	0,1
03.04.1999	7,06	5,09	0,30	0,331	5,2	7,27	0,48	51	1,1	5,9	0,06	<0,01	7,3	0,7	<0,1	<0,5	<0,2	0,4
02.05.1999	7,10	4,82	0,32	0,322	4,2	6,64	0,56	230	1,6	7,3	0,13	<0,01	64,7	1,0	0,3	<0,5	<0,2	0,5
05.06.1999	7,04	4,29	0,37	0,230	6,9	6,00	0,37	107	1,6	6,9	0,05	0,04	9,1	1,1	0,1	<0,5	<0,2	0,2
02.07.1999	7,13	5,30	0,22	0,238	10,6	7,74	0,42	42	2,3	6,8	0,15	0,04	12,0	0,9	0,1	<0,5	<0,2	0,1
04.08.1999	7,16	5,99	0,21	0,266	11,9	8,71	0,46	39	2,8	22,2	0,12	0,07	7,0	1,1	<0,1	<0,5	<0,2	0,4
16.08.1999	7,13	6,25	0,40	0,254	13,0	8,67	0,46	40	2,9	14,4	0,08	0,06	5,6	1,0	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
07.10.1999	7,41	6,22	0,26	0,303	11,0	9,04	0,48	42	2,2	19,0	0,03	0,04	2,7	1,0	<0,1	<0,5	<0,2	0,3
15.10.1999									2,4	23,6	0,02	0,11	4,0	1,2	<0,1	<0,5	<0,2	0,1
04.11.1999	7,00	4,11	0,41	0,246	10,7	5,59	0,43	105	1,2	8,0	0,06	0,04	43,0	1,3	0,2	<0,5	0,3	0,2
01.12.1999	7,18	5,76	0,44	0,252	11,4	8,06	0,45	64	2,8	24,7	0,10	0,11	17,2	0,9	0,2	<0,5	<0,2	0,1
Gj.snitt	7,12	5,10	0,31	0,28	8,2	7,22	0,45	74,1	2,2	12,4	0,11	0,06	15,7	1,0	0,1	<0,5	<0,2	0,2
Maks.verdi	7,41	6,25	0,44	0,33	13,0	9,04	0,56	230	4,4	24,7	0,30	0,11	64,7	1,3	0,3	<0,5	0,3	0,5
Min.verdi	7,00	3,87	0,21	0,23	4,2	5,41	0,37	37,00	1,1	5,4	0,02	0,02	2,7	0,5	<0,1	<0,5	<0,2	0,1

Tabell 31. St.9 Utløp Vektaren. Stikkprøve tatt under befaringen den 16.08.99.

pH	Kond	Turb	Alk	SO ₄	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	Ni	Co	Cr	V	As
	mS/m	FTU	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
6,45	1,595	0,33	0,101	1,1	1,65	0,23	15	0,4	1,7	0,04	<0,01	2,4	<0,2	<0,1	<0,5	<0,2	0,2

Tabell 32. St.11 Utløp Vektarbotn.

Dato	pH	Kond	Turb	Alk	SO ₄	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	Ni	Co	Cr	V	As
		mS/m	FTU	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
05.01.1999	7,06	3,69	0,19	0,227	4,2	5,02	0,37	34	1,7	6,9	0,08	0,02	4,5	0,7	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
15.02.1999	6,99	4,07	0,21	0,264	4,0	5,74	0,43	65	1,0	8,2	0,03	<0,01	9,4	0,6	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
04.03.1999	7,02	4,26	0,25	0,276	4,1	6,05	0,42	79	1,1	4,5	<0,02	<0,01	15,2	0,5	<0,1	<0,5	<0,2	<0,1
03.04.1999	7,03	4,79	0,75	0,310	4,7	6,75	0,48	91	1,1	5,4	0,89	<0,01	25,2	0,6	<0,1	<0,5	<0,2	0,5
02.05.1999	7,20	5,20	0,26	0,354	4,7	7,41	0,55	160	1,6	6,6	0,12	<0,01	64,4	0,8	0,3	<0,5	<0,2	0,3
05.06.1999	7,01	4,10	0,29	0,200	7,2	5,63	0,36	99	1,6	6,2	0,12	0,02	6,4	0,9	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
02.07.1999	7,12	4,32	0,21	0,201	8,6	5,97	0,37	41	2,5	6,1	0,23	<0,01	9,5	1,1	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
04.08.1999	7,07	4,80	0,20	0,219	9,2	6,59	0,39	42	2,4	13,6	0,09	0,05	9,5	0,9	<0,1	<0,5	<0,2	0,1
16.08.1999	6,84	5,08	0,47	0,224	9,7	6,94	0,42	56	2,3	11,4	0,07	0,04	8,9	0,9	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
07.10.1999	7,25	5,43	0,23	0,244	10,5	7,74	0,45	52	2,9	16,7	0,10	0,05	2,3	1,0	<0,1	<0,5	<0,2	0,2
04.11.1999	7,12	5,39	0,28	0,243	10,7	7,44	0,45	43	2,6	18,3	0,14	0,09	7,8	0,8	<0,1	<0,5	<0,2	<0,1
01.12.1999	7,09	5,22	0,35	0,233	9,7	6,98	0,43	42	2,3	19,5	0,08	0,09	14,3	1,0	0,2	<0,5	0,3	0,1
Gj.snitt	7,07	4,70	0,31	0,25	7,28	6,52	0,43	67	1,9	10,3	0,18	0,03	14,8	0,8	0,2	<0,5	<0,2	0,2
Maks.verdi	7,25	5,43	0,75	0,35	10,70	7,74	0,55	160	2,9	19,5	0,89	0,09	64,4	1,1	0,3	<0,5	0,3	0,5
Min.verdi	6,84	3,69	0,19	0,20	4,00	5,02	0,36	34	1,0	4,5	0,03	<0,01	2,3	0,5	<0,1	<0,5	<0,2	<0,1

Tabell 33. Tidsveiede middelverdier stasjon 8 Huddingselv ved veibru.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Mn µg/l	V 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	0,10							
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	0,3	0,7	0,1	8,6	0,2	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	0,6	<0,1	7,4	0,3	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	<0,5	2,0	0,2	19,8	<0,2	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	<0,5	0,9	<0,1	5,1	<0,2	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	<0,5	0,7	<0,1	8,0	<0,2	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	<0,5	0,7	<0,1	8,9	<0,2	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	<0,5	1,0	0,1	15,6	<0,2	0,3

Tabell 34. Årlige middelveier stasjon 6B. Overløp terskel til vestre Huddingsvatn.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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	0,460	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

Tabell 35. Årlige middelveier stasjon 11. Utløp Vektarbotn.

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Alk mmol/l	SO ₄ 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	7,41	0,43	91	0,8	16,6	<0,01	0,14	0,7	16,8	<0,2
1994	6,98	5,17	0,78	0,231	8,1	6,95	0,44	90	4,8	13,3	0,10	0,39	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