

O-133/77

HARTEVATN OG REGULERING AV ØVRE OTRA

En uttalelse om I/S Øvre Otras
planendringforslag av november 1977

Blindern, 3. mars 1978

Saksbehandler: Bjørn Rørslett

Medarbeidere : Torulv Tjomsland

Johan Lothe Steffensen

Magne Grande

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

ISBN 82-577-0040-1

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	8
SAMMENFATNING OG KONKLUSJONER	9
1. INNLEDNING OG BAKGRUNNSDATA	
1.1 Innledning	1-1
1.1.1 Om rapporten	1-1
1.1.2 Undersøkelsens omfang og problemstillinger	1-2
1.2 Klima, geologi og landskapsformer	1-6
1.2.1 Klima	1-6
1.2.2 Landskapsformer og geologi	1-6
1.3 Sivilisatorisk belastning i Hartevatnområdet	1-11
1.3.1 Fast bosetting, hotelldrift og turisme	1-11
1.3.2 Gardsdrift og husdyrhold	1-12
1.3.3 Teoretisk fosforbelastning til Hartevatn	1-12
2. HYDROLOGI	
2.1 Reguleringer	2-1
2.2 Reguleringens innvirkning på vannstand og vannføring	2-1
2.2.1 Hartevatn - vannbalanse i et middelår	2-1
2.2.2 Hartevatn - vannstand	2-4
2.2.3 Utløp Hartevatn - vannføring	2-4
2.2.4 Vm 535 Hoslemo - vannføring	2-8
2.2.5 Usikkerhet - feilkilder	2-8
2.3 Fosforbelastning i elvene	2-12
2.3.1 Otrås utløp i Hartevatn	2-12
2.3.2 Usikkerhet	2-15
2.4 Hartevatn - strømninger	2-15
2.4.1 Matematisk strømningsmodell	2-15
2.4.2 Resultater	2-19
2.5 Hartevatn - spredning	2-23
2.5.1 Matematisk spredningsmodell	2-23
2.5.2 Resultater	2-24
2.6 Sammendrag	2-25

	Side
3. KJEMISKE FORHOLD	
3.1 Tilgjengelige data	3-1
3.2 Kjemiske forhold i innsjøene	3-1
3.3 Observasjoner på elvestasjonene	3-5
3.4 Sammendrag av vannkjemiske forhold	3-16
4. BIOLOGISKE FORHOLD I ØVRE DELER AV OTRA-VASSDRAGET	
4.1 Påvirkning av biologiske samfunn ved sivilisatorisk belastning og reguleringsinngrep	4-1
4.2 Planteplankton	4-4
4.2.1 Materiale og metoder	4-4
4.2.2 Planteplankton - resultater	4-6
4.2.3 Struktur og mangfold	4-9
4.2.4 Sammendrag planteplankton og produksjon	4-11
4.3 Begroing av alger, moser og høyere vegetasjon	4-12
4.3.1 Tilgjengelige data	4-12
4.3.2 Analyse av bildedata	4-12
4.3.3 Begroing i Otra-vassdraget	4-14
4.3.4 Sonasjon og forekomst av bunnsamfunn	4-17
4.3.5 Sammendrag av begroingsforhold	4-24
4.4 Fiskeribiologiske forhold	4-26
4.4.1 Metoder	4-20
4.4.2 Resultater	4-27
4.4.2.1 Generelle forhold	4-27
4.4.2.2 De enkelte strekningene	4-27
4.4.3 Vurdering av reguleringsinngrepens betydning for fiskeforholdene	4-35
5. EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER MED ALGETESTER	
5.1 Bakgrunn og framgangsmåter	5-1
5.2 Resultater av algetestene	5-2
5-3 Algetester - sammendrag	5-3

6.	DEN PLANLAGTE REGULERING VIRKNING PÅ OTRA-VASSDRAGET MED HARTEVATN	
6.1	Målsetting for vurdering av reguleringsvirkninger	6-1
6.2	Reguleringspåvirkning av Hartevatn	6-3
6.3	Minstevannføring på de aktuelle elvestrekningene	6-9
6.4	Oppfølging og overvåking	6-11
7.	REFERANSER	7-1

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1-1 Stasjonsplassering	1-4
1-2 Temperaturnormalar ved Bjåen værstasjon (1931-1960)	1-8
1-3 Nedbørnormaler ved Bjåen værstasjon (1931-1960)	1-9
1-4 Prosentvis fordeling av vindretningene ved Bjåen værstasjon (1968-1976)	1-10
1-5 Dybdekart over Hartevatn. Midlere vannstand K757,3 m	1-15
2-1 Utførte og planlagte reguleringer etter planendringssøknad	2-2
2-2 Hartevatn - vannbalanse. Middelerverdier	2-3
2-3 Vm 534 Hartevatn. Varighetskurve	2-5
2-4 Vm 534 Hartevatn. Karakteristiske vannstander	2-6
2-5 Utløp Hartevatn. Karakteristiske 7 døgns vannføringer	2-7
2-6 Vm 535 Hoslemo. Midlere årlig varighetskurve (7 døgns midler)	2-9
2-7 Vm 535 Hoslemo. Varighetskurve etter regulering (simulert 1945-1964)	2-10
2-8 Vm 535 Hoslemo. Karakteristiske 7 døgns vannføringer	2-11
2-9 Eksempel på krefter som virker på en celle	2-17
2-10 Hartevatn. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 6 m/s fra SSØ	2-20
2-11 Hartevatn. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 10 m/s fra SSØ	2-21
2-12 Hartevatn. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 6 m/s fra NNV	2-22
2-13 Hartevatn. Simulert konsentrasjonsfordeling (enheter/m ³) ett døgn etter utslippets begynnelse	2-26
2-14 Hartevatn. Simulert konsentrasjonsfordeling (enheter/m ³) tre døgn etter utslippets begynnelse	2-27
4-1 Endringer i organismesamfunnene i en elv med økende belastning med avløpsvann	4-2
4-2 Bunnvegetasjonsdekning i noen innsjøer i Otra-vassdraget	4-18

4-3	Mangfold (diversitet) i bunnvegetasjonen som funksjon av dyp	4-20
4-4	Klyngeanalyse av bunnsamfunn i Otra-vassdraget	4-23
4-5	Tilvekst hos aure fra Breidvatn og Hartevatn	4-34
5-1	Vekstforsøk med <i>Selenastrum capricornutum</i> . 1 liters kulturer	5-4
5-2	Vekstforsøk med <i>Selenastrum capricornutum</i> . 50 ml kulturer	5-5
6-1	Hartevatn - Vollenweider modell	6-7

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1-1 Prøvetakingsstasjoner i Otra på strekningen Bykil-Sæsvatn	1-5
1.3.1 Teoretisk fosforbelastning til Hartevatn	1-14
2-1 Otras utløp i Hartevatn. Konsentrasjoner ved ulik belastning og vannføring	2-13
3-1 Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Hartevatn	3-3
3-2 Fysisk/kjemiske analyseresultater, elvestasjoner	3-8
3-3 Kjemiske data fra stasjonene (5) Utløp Hartevatn, (6) Otra Hoslemo, (7) Utløp Vatnedalsvatn. Data fra Brokke Kraftverk	3-11
4.2.1 Planktonalger i Hartevatn og Breidvatn (som algevolum mm^3/m^3)	4-7
4.2.2 Sammenfatning av planktonsamfunnene i Hartevatn og Breidvatn	4-10
4.2.3 Sammenfatning av planktonsamfunnene i Araksfjord og Byglandsfjord	4-10
4.3.1 Begroingsamfunn i Otra-vassdraget (Breidvatn-Bykil).	4-16
4.3.2 Sammenstilling av beregnede mot observerte karakteristiske dyp (z_K) for de vanligste undervannsformer i Otra-vassdraget	4-21
4.4.1 Garnfangst i Breidvatn 1-2/8 1977	4-27
4.4.2 Kondisjonsfaktor (K) og kjøttfarge for aure over 20 cm stor i Breidvatn og Hartevatn 1-3/8 1977	4-28
4.4.3 Mageinnhold i aure fra Breidvatn og Hartevatn 1-3/8 1977	4-28
4.4.4 Bunndyr i Breidvatn og Hartevatn 3-4/8 1977	4-29
4.4.5 Makroinvertebrater i Otra 3-4/8 1977	4-31
4.4.6 Garnfangst i Hartevatn 2-3/8 1977	4-32
6-1 Hartevatn. Inngangsdata for Vollenweidermodell	6-6

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har gjennom lengre tid foretatt undersøkelser av Otra-vassdraget på oppdrag av Interessentskapet Øvre Otra. NIVAs undersøkelser (O-198/72) er lagt opp som en vurdering av vassdragets stilling ved planlagte og alledrede gjennomførte reguleringsinngrep. Opplegget for undersøkelsene var basert på I/S Øvre Otras konsesjonssøknad av 1972. Konsesjon ble gitt 15/11-1974, og ga tillatelse til overføring av Otra fra Hartevatn gjennom tunnel til Vatnedalsvatn.

På et møte 22/11-1977, der representanter for NIVA Statens forurensningstilsyn (SFT) og fylkesmannen i Agder deltok, ble det gjort et framstøt for å kople NIVA inn i arbeidet med den søknad om planendring som Otteraaens Brugs-eierforening og I/S Øvre Otra hadde frammet november samme år. Her søkte man om tillatelse til å overføre Otra i tunnel fra Lislevatn til Vatnedalsvatn.

Saken ble videre behandlet på et møte 21/12-1977, der overing. O. Egeland la fram søknaden om planendring på vegne av I/S Øvre Otra. Etter drøfting av problemene ble det besluttet at NIVA skulle behandle denne saken spesielt, utenfor rammen av det opprinnelige programmet for Otra-undersøkelsene. NIVA fikk fullmakt til å velge sin egen framgangsmåte, både i valg av faglige spørsmål som skulle tas med, og i gjennomføringen av disse.

Den foreliggende rapporten er et resultat av dette. Sett under ett har saken vært en betydelig utfordring for NIVA som faginstitut, og for de ansatte som har tatt seg av framføringen. Ikke minst den stramme tidsrammen som oppdraget fikk, har bidratt til dette.

Ved NIVA har et arbeidslag (Bjørn Rørslett, Torulv Tjomsland og Johan Lothe Steffensen) gjennomført arbeidet på kollektiv basis. Vi har hatt god hjelp av Magne Grande, Sigbjørn Andersen (fisk), Pål Brettum, Eli-Anne Lindstrøm, Else Øyvor Sahlquist (plankton, begroing) og Terje Hopen (overføring av vannføringsdata fra NVE). I/S Øvre Otra har stilt sine vannkjemiske måleresultater fra Brokke Kraftverk til rådighet, sammen med simuleringsdata for hydrologi i vassdraget. Vi takker for all assistanse.

Blindern, 1. mars 1978

Bjørn Rørslett

SAMMENFATNING OG KONKLUSJONER

Sammendrag av undersøkelsen

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har gjennomført en undersøkelse av Otra-vassdragets øvre del. Området omfatter elvestrekningen fra Bykil opp til Breidvatn/Sæsvatn, med innsjøene Hartevatn og Breidvatn i tillegg. Undersøkelsen baserer sine data på NIVA-oppdraget O-198/72, som imidlertid ikke er avsluttet. Den foreliggende rapporten tar opp virkninger av planenendringen som Otteraaens Brugseierforening og I/S Øvre Otra fremmet i november 1977. Man har funnet det nødvendig med en helhetsvurdering av vassdraget og innsjøen Hartevatn. Dette opplegget har omfattet hydrologiske forhold og stoffspredning (i Hartevatn), kjemiske forhold og biologiske samfunn i elv og innsjø. De andre innsjøene i Otra-vassdraget har tjent som sammenlikningsgrunnlag.

Rapporten stiller sammen resultater fra de nevnte fagfeltene. Av viktige resultater er:

- Vassdraget er karakterisert ved svakt sure (pH 5.2-6.8), meget saltfattige vannmasser. Innholdet av mineraler og næringsalter er svært lavt.
- innsjøene Breidvatn og Hartevatn er næringsfattige (oligotrofe) med lite produktive vannlag. Algesamfunnet er artsfattig men har høyt mangfold (diversitet).
- Hartevatn er klart påvirket av den nåværende reguleringen med reguleringshøyde på 7.0 m. Effekten gjør seg gjeldende i bunntopografi, bunndyr og fisket.
- Hartevatn har en svært ujevn bunntopografi, og dette gir opphav til et komplekst strømningsmønster. Det dannes virvler p.g.a. vind som fører til at stoff spres hurtigere i innsjøens østre basseng.
- Modellberegninger for Hartevatn plasserer innsjøen i en næringsfattig innsjøtype også ved økende belastninger fra et utbygd Hovden-område. Forutsetningen for dette er imidlertid at rensetiltak gjøres effektive. Med full utbygging av Hovden-området og utilstrekkelig rensetiltak kan innsjøen lett komme inn i en uheldig eutrofieringsutvikling.

- elvestrekningene fra Breidvatn ned til Bykil har nokså likt utformede biologiske samfunn. Det er vesentlig levermoser som preger begroingsbildet med innslag av bladmoser på den nederste elvestrekningen. Samfunnene kjennetegner lite påvirkede, næringsfattige vanntyper. Dette er i samsvar med kjemidata som viser at f.eks. fosforverdiene ligger ned mot 3-4 $\mu\text{g P/l}$.

De foreslåtte, eller allerede konsesjonsgitte, reguleringsinngrepene er omfattende. Etter konsesjonen av november 1974 og planendringssøknaden av november 1977 er hovedtrekkene i reguleringene disse:

- Otra får sterkt redusert vannføring mellom Lislevatn og utløp av Byrtemannsbekken. Her vil bare gå eventuelt påbudt minstevannføring.
- Forbi Hovden vil Otra gå med redusert vannføring. Denne er antydning til å bli minst 4 m^3/s i sommerperioden og ca. 1 m^3/s i vinterperioden.
- Hartevatn får jevnere vannstand og vil normalt ikke tappes ned mer enn 1.6 m. Unntaksvis kan innsjøen likevel tappes ned 5.4 m i tillegg med det nåværende manøvreringsreglement.
- Elvestrekningen fra utløp Hartevatn til Otras samløp med Løyningåni vil bli nesten fullstendig tørrlagt. Dette er i samsvar med konsesjon av 1974. Her vil det gå midlere årlig vannføring omkring 0.3 m^3/s (i følge simuleringsberegninger for perioden 1935-1964).
- Elvestrekningene etter samløpet med Løyningåni blir ikke påvirket av ? planendringen.

Konklusjoner

På grunnlag av data og vurderinger lagt fram i rapporten, vil NIVA gå inn for følgende minstevannføringer og tiltak:

- a) Otra mellom Lislevatn og Byrtemannsbekken: $1-2 \text{ m}^3/\text{s}$ gjennom året.
Tiltak for fisket vurderes.
- b) Otra på strekningen forbi Hovden: minst $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden etter snøsmelting og fram til 15. oktober; minst $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ deretter i vinterperioden. Disse vannføringene betinger tiltak for å begrense utslipp fra Hovdenområdet.
- c) Otra fra utløp Hartevatn til samløp Løyningåni: minst $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ gjennom hele året. Denne minstevannføringen må imidlertid ikke medføre nedtapping av Hartevatn under K 757.3 (jfr. punkt f). Av hensyn til utseendet bør terskelbygging vurderes. Elvestrekningen vil bli helt uegnet som resipient. Mulig bosetting eller andre forurensende aktiviteter langs strekningen må frarås.
- d) Otra etter samløp med Løyningåni, ned til Sarvsfoss: her vil vi tilrå at Miljøverndepartementets forslag fra 1974 (se St.prp. 140, s. 91) tas opp på nytt. Dette forslaget gikk ut på $3 \text{ m}^3/\text{s}$ hele året. Selv med denne minstevannføringen er elvestrekningen lite egnet som resipient. Belastning ut over dagens situasjon bør unngås.
- e) Otra, Sarvsfossen - innløp Bykil: her vil elveløpet bli så godt som helt tørrlagt. Elvestrekningen bør ikke få minstevannføring. En tilgroing med busker og kratt kan skje dersom flomvannføringer ikke slippes i det tørrlagte elveleiet. Dette er bedre enn en minimal minstevannføring, som ikke kan gjøre stort til eller fra med hensyn til å opprettholde elva som vannløp.
- f) Hartevatn: våre undersøkelser viser at innsjøen kan bli utsatt for en uheldig utvikling, dersom ikke utbyggingen av Hovdenområdet styres på en god måte. Rensetiltak er absolutt nødvendig dersom Hartevatn skal brukes som resipient. Selv med rensed avløpsvann er innsjøen ingen god resipient, og det ville være ønskelig å lede avløpsvannet til et annet sted.

For å unngå en framtidig uheldig utvikling av innsjøen bør tilløpet ikke reduseres under det nivå som planendringen legger opp til, dvs. 250-300 mill. m³/år. Med denne vanntilførslen er det neppe grunn til å frykte problemer i resipientssammenheng dersom rensetiltakene på Hovden følger takten i en utbygging av området.

Hartevatn er sterkt påvirket av den nåværende regulering på 7.0 m. Denne gir seg utslag i endringer av bunnvegetasjonen og fravær av bunnsamfunn som er tilstede i mindre regulerte innsjøer. Fisket er preget av overbefolkning og minsket tilvekst.

Ved planendringen vil vannstanden i Hartevatn bli mer stabil og ligge på K 757.3 med mindre avvik i følge simuleringsberegninger. En utjevning av vannstanden vil få gunstig innvirkning på etablering av bunnvegetasjon og bunndyr i innsjøen, med mulig positiv innflytelse på fiskeforholdene. Denne siden av planendringen er derfor ønskelig.

Det må understrekes at den positive innflytelse som utjevning av vannstand i Hartevatn kan få, helt vil forsvinne dersom innsjøen av og til tappes helt ned til K 751.9 som det er konsesjon for. I dagens situasjon tappes innsjøen ned, riktignok til en høyere kote, hvert år. Dersom en slik nedtapping skjer med lengre tidsrom vil det likevel oppstå skadevirkninger, fordi flerårige samfunn blir påvirket.

Etter vårt syn er det ønskelig å sikre at Hartevatn ikke tappes ned mer enn regulerings høyden 1.6 m (ned til K 757.3). Det er grunn til å endre manøvreringsreglementet på dette punktet for å sikre den positive innflytelse som I/S Øvre Otrås planendring kan få på Hartevatn.

1. INNLEDNING OG BAKGRUNNSDATA

1.1 Innledning

1.1.1 Om rapporten

Denne rapporten tar opp faglige spørsmål innenfor flere fagområder. Det kan ikke unngås at framstillingen stundom kan bli tynget av dette, og mindre lett tilgjengelig.

For å bøte litt på slike problemer, er framstillingen bygd opp etter et fastlagt mønster. Hvert avsnitt starter med å presentere det datamaterialet som var tilgjengelig, de metoder som ble brukt ved innsamling og analyse av informasjonen. Om nødvendig er det tatt med en beskrivelse av matematiske eller statistiske framgangsmåter. Deretter følger sammenstilling av resultater og diskusjon av disse. Hvert avsnitt avsluttes med et sammendrag og konklusjoner som har med det behandlede fagfeltet å gjøre.

Dersom man ønsker å gå raskt gjennom rapporten, kan man konsentrere seg om:

Avsnitt	1.1	Innledning
	2.6	Sammendrag av hydrologiske forhold og stoffspredning
"	3.4	Sammendrag av vannkjemiske forhold
"	4.1	Påvirkningn av biologiske samfunn ved sivilisatorisk belastning og reguleringsinngrep
"	4.2.4	Sammendrag planteplankton og primærproduksjon
"	4.3.5	Sammendrag begroingssamfunn
"	4.4.3	Sammendrag fiskeforhold
"	5.3	Sammendrag av eksperimentelle biologiske undersøkelser og algetester

Avsnitt 6 behandler reguleringspåvirkningene og bør leses i sin helhet.

Stedsnavn er i samsvar med det nyeste kartmaterialet (M 711-serien, 1:50.000) fra NGO.

1.1.2 Undersøkelsens omfang og problemstillinger

Omfang

Undersøkelsen har omfattet Otra-vassdraget fra Bykil oppover til Breidvatn/Sæsvatn.

Plasseringen av stasjonene er vist på figur 1-1; en stasjonsliste med geografiske koordinater er gitt i tabell 1-1.

Stort sett har vi benyttet datamateriale som er innsamlet i forbindelse med NIVA-oppdrag 0-198/72.

Strengt tatt var ikke dette materialet detaljert nok for den nåværende undersøkelsen. Denne mangelen er søkt redusert ved å føre analysen av datamaterialet lengst mulig.

I tillegg har vi tatt modeller i bruk for å beskrive trekk i strømnings- og spredningsforhold i Hartevatn. Ved denne undersøkelsen har hydrologiske betraktninger hatt stor betydning for de sluttresultater som arbeidet munner ut i.

Problemstillinger

De foreslåtte reguleringsinngrep, fremmet i søknaden om planendring november 1977, er gjennomgått i avsnitt 2. Her skal vi bare nevne hovedforskjellen mellom de reguleringsinngrep som det er gitt konsesjons til 15/11-1977, og de forslag som planendringen legger opp til.

Ved konsesjon av 15/11-1974 ble det gitt tillatelse til å overføre avløpet fra Hartevatn til Vatnedalsvatn, vesentlig ved pumping.

Planendringssøknaden av november 1977 vil overføre Otra i tunnel fra Lislevatn om Store Førsvatn og videre til Vatnedalsvatn (planendringen s. 4-5).

I praksis betyr dette at vanntilførslen til Hartevatn sterkt reduseres. Otra får sterkt minsket vannføring på strekningen forbi Hovden.

Området omkring Hovden og Hartevatn planlegges utbygd til hotell- og turismeformål (jfr. avsnitt 1.3).

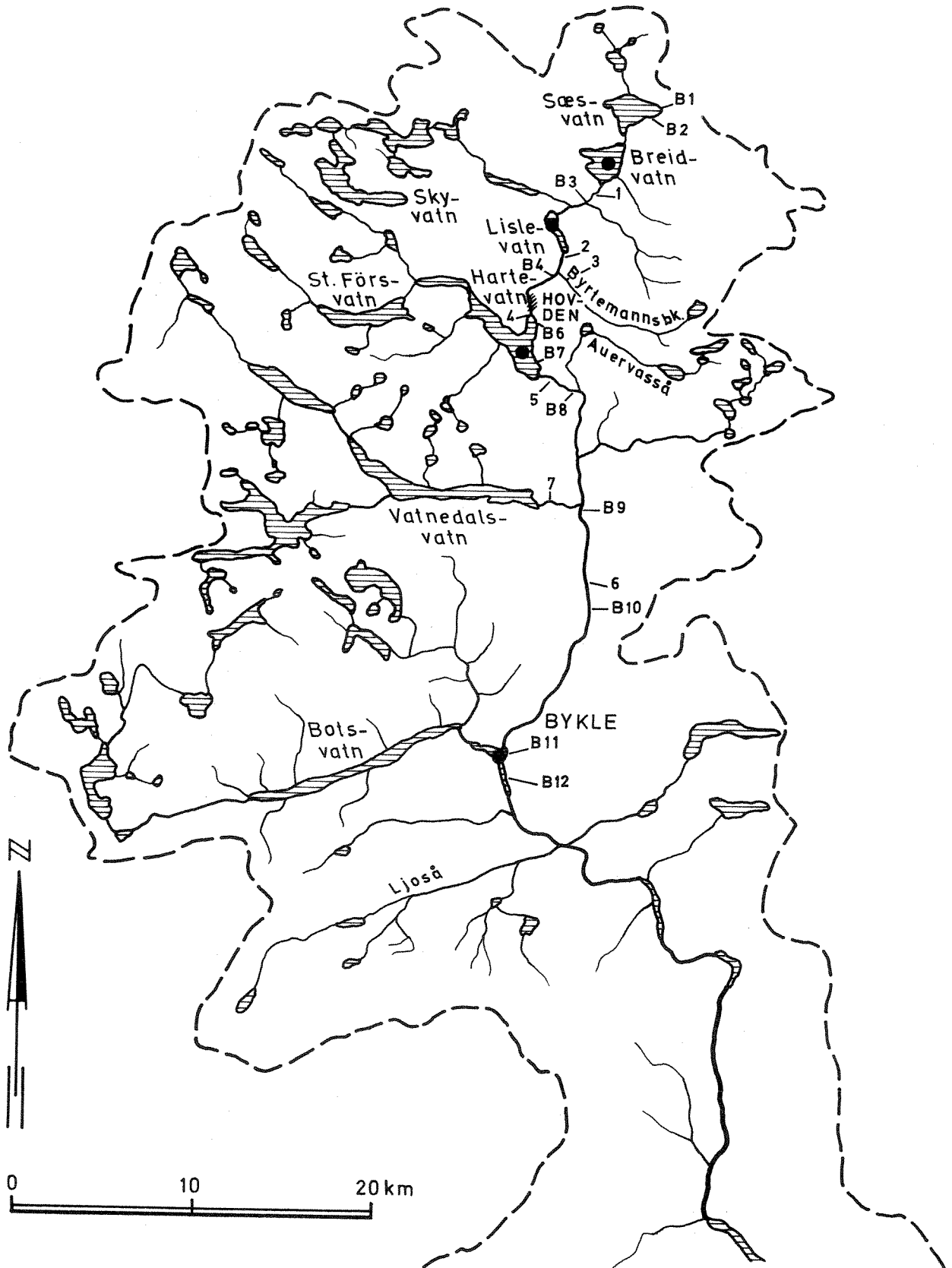
Med en slik utbygging og den reduserte vannføringen i Otra, og lengre oppholdstid for vannmassene i Hartevatn, er vassdragets bruksmuligheter som resipient svekket. Det planlagte kloakkrensaneanlegg på Hovden vil bedre forholdene, men kan ved direkte utslipp i Hartevatn gi nye problemer (jfr. avsnitt 1.3, 2.4-5 og avsnitt 6).

Fra NIVAs side kan derfor planendringen virke betenkelig. På den annen side vil manøvreringen av Hartevatn etter de foreliggende planene antakelig bety en bedring i livsvilkårene for biologiske samfunn i innsjøen.

Vår oppgave har derfor vært å veie disse motstridende aspekter av planendringssøknaden mot hverandre. Dette har krevd en detaljert analyse av hydrologiske og biologiske forhold som gjør seg gjeldende i Otra-vassdraget med Hartevatn.

Fig.1-1 Stasjonsplassering. Se også tabell 1-1

● Innsjøstasjon



Tabell 1-1. Prøvetakingstasjoner i Otra på strekningen Bykil - Sæsvatn

Type K = kjemi, B = biologi, U = undervannsdata,
F = fotografiske data.

Stasjons- betegnelse	Type	UTM-koordinater (sone 32 V)	Stedsnavn
B 1	B	MM 150 143	Sæsvatn, nordende
B 2	B	MM 128 128	Sæsvatn, Hemlemoen
B 2 UF	B,U,F	MM 108 123	Breidvatn
Breidvatn	K		Breidvatn
1	K	MM 114 103	Utløp Breidvatn (Otra)
B 3	B	MM 108 094	Otra, Lislefjødd
Lislevatn	K	-	Lislevatn
2	K	MM 090 074	Utløp Lislevatn (Otra)
B 4	B	MM 095 066	Otra, Lunden
3	K	MM 092 053	Byrtemannsbekk
4	K	MM 070 035	Otra, innløp Harteavatn
B 5	K	MM 070 035	
B 6	B,F	MM 075 026	Harteavatn
B 7 UF	B,U	MM 073 013	Harteavatn
Harteavatn	K	-	Harteavatn
5	K	ML 078 995	Otra, utløp Harteavatn
B 8	B	ML 103 988	Otra, Lomehylen
B 9	B	ML 100 912	Otra, Berdal bru
6	K	ML 096 897	Otra, Hoslemo
7	K	ML 073 924	Løyningsåni, utløp Vatnedalsvatn
B 10	B	ML 099 825	Otra, bru Glitbjørg
B 11	B,F	ML 088 849	Otra, Byklestølane
B 12	B	ML 050 710	Bykil
B 12 UF	B,U	ML 045 784	Bykil
Bykil	K	-	Bykil

1.2 Klima, geologi og landskapsformer

1.2.1 Klima

Området er preget av et typisk høyfjellsklima med forholdsvis lave middeltemperaturer og store snømengder. Grafisk framstilling av midlere temperatur og midlere nedbør over året er vist i figur 1-2 og 1-3. Observasjonene er fra Bjåen værstasjon, ca. 11 km nord for Hovden. Denne stasjonen ligger 920 m.o.h., mens Hartevatn ligger 759 m.o.h. Den grafiske framstillingen av normalene er basert på observasjoner i perioden 1931-1960.

Temperaturnormalen er under null halve året. Nedbøren vil i disse månedene hovedsakelig komme som snø. I ekstreme år kan snøen ligge til ut i juni måned, og allerede i september kan den første snøen komme. Største målte snødybde er 197 cm (mars 1967).

De største nedbørmengdene kommer på høsten, august - oktober. Nedbøren kommer da hovedsakelig som regn. Minst nedbør er det i mars - mai.

Vindobservasjoner (figur 1-4) er gjort ved værstasjonen siden 1968. Disse observasjonene viser at sørvestlig vindretning er dominerende med forekomst opp mot 50% av tiden.

1.2.2 Landskapsformer og geologi

De geo-faglige forhold i nedbørfeltet er undersøkt av Per Einar Faugli ved en befaring i området 29/8-31/8-77. Berggrunnsgeologisk er området kartlagt ved kartblad Sauda 1:250000 (Sigmond 1975).

Nedbørfeltet består hovedsakelig av heier med topper på opp til 1300-1400 m.o.h. I dette "heilandskapet" dominerer elementene rennende vann, myr og løsmaterialdekket. Otra, som er det største tilløpet til Hartevatn, renner her i et bredt dalføre med slake sider. Dalbunnen og de nedre deler av dalsidene består av kvartære dannelser.

Til tross for regulering er vannføringen i elva så betydelig at fluviale prosesser pågår. Nedenfor Lislevatn passerer elva et større myrområde (Vidmyr) og drenerer dette. Bunntransporten er på enkelte steder betydelig, noe deltautbyggingen i Hartevatn viser.

Undergrunnen i nedslagsfeltet består hovedsakelig av båndgneiser. Det er lyse, finkornede kvarts-feltspatbergarter som dominerer. Nordvest for Hartevatn finnes en del kvartsporfyrrer, mens det øst for Hartevatn opptrer plutonske granitter. Felles for disse bergartene er at de er svakt sure og forvitrer sent. De gir derfor et næringsfattig jordsmonn.

I et belte som går nord for Lislevatn i nordvest - sydøstlig retning er det registrert metabasalt. Basalt er en dagbergart som svarer til dypbergarten gabbro. Gabbro og basalter kan danne mer fruktbar jordbunn enn sure bergarter fordi de er rikere på plantenæringsstoffer. De har imidlertid stor motstandsdyktighet mot forvitring.

Av kvartærgeologisk interesse finnes det nordøst for Hovden en spesiell grustype som er svært uvanlig i dette området. Grusen har et meget høyt innhold av basiske materialer. Interessante kvartære løsmaterialformer finnes også øst for Hartevatn, nærmere bestemt i området Hartevasstjern (980 m.o.h.) - Auversvatn (1145 m.o.h.).

Fig.1-2 Temperaturnormaler ved Bjåen værstasjon
(Basert på målinger fra 1931 - 1960)

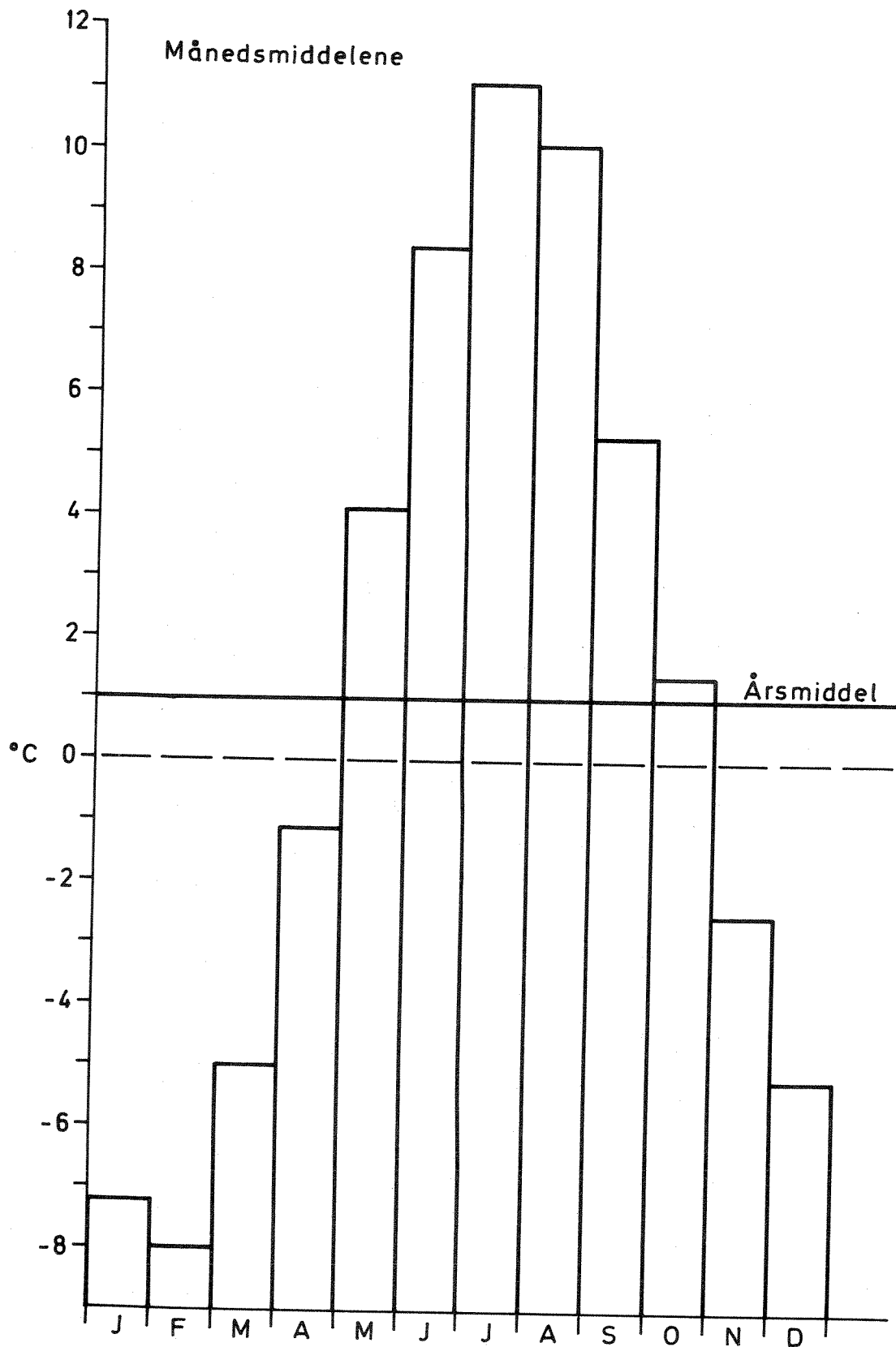


Fig.1-3 Nedbørnormaler ved Bjåen værstasjon
(Basert på målinger fra 1931 - 1960)

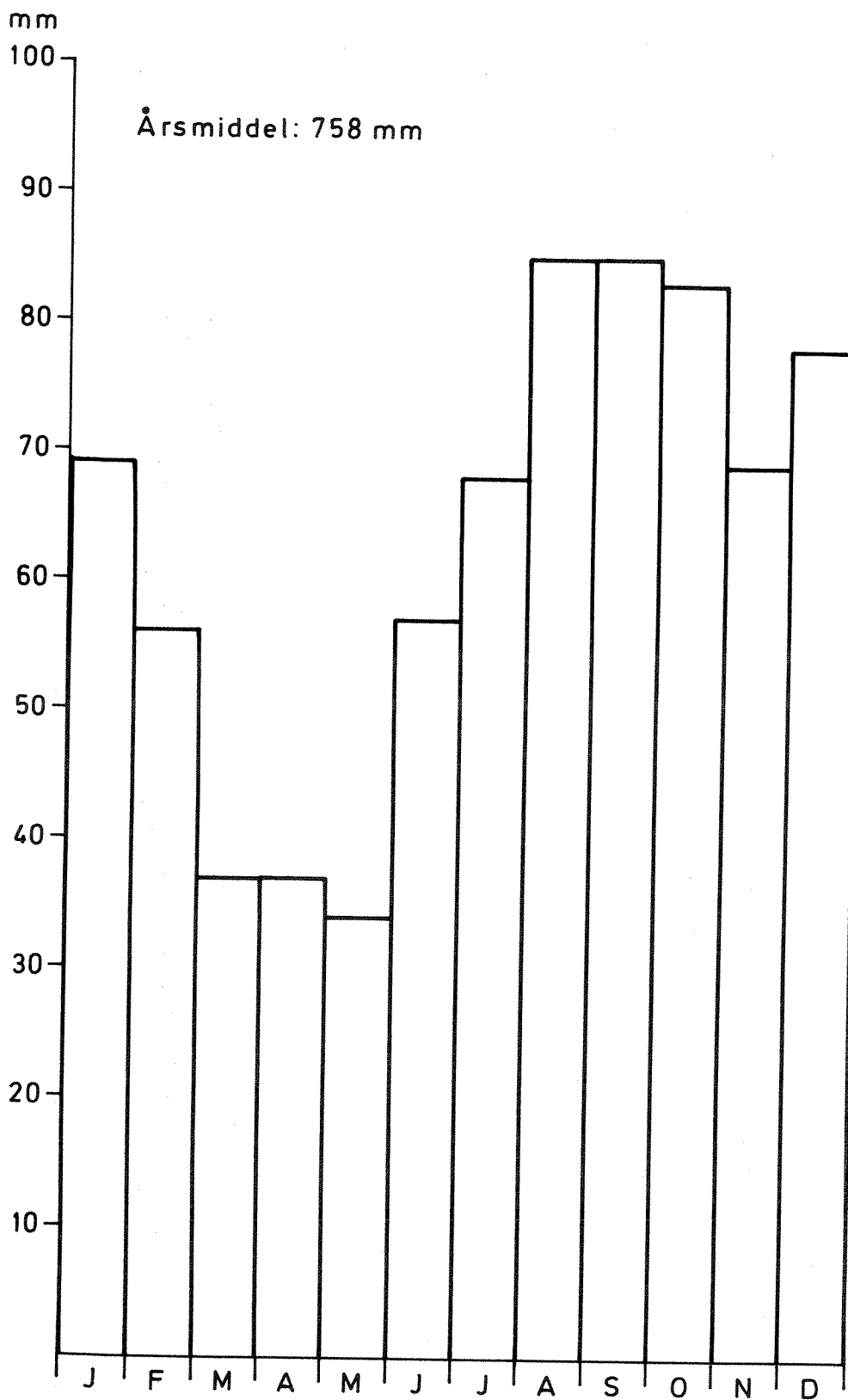
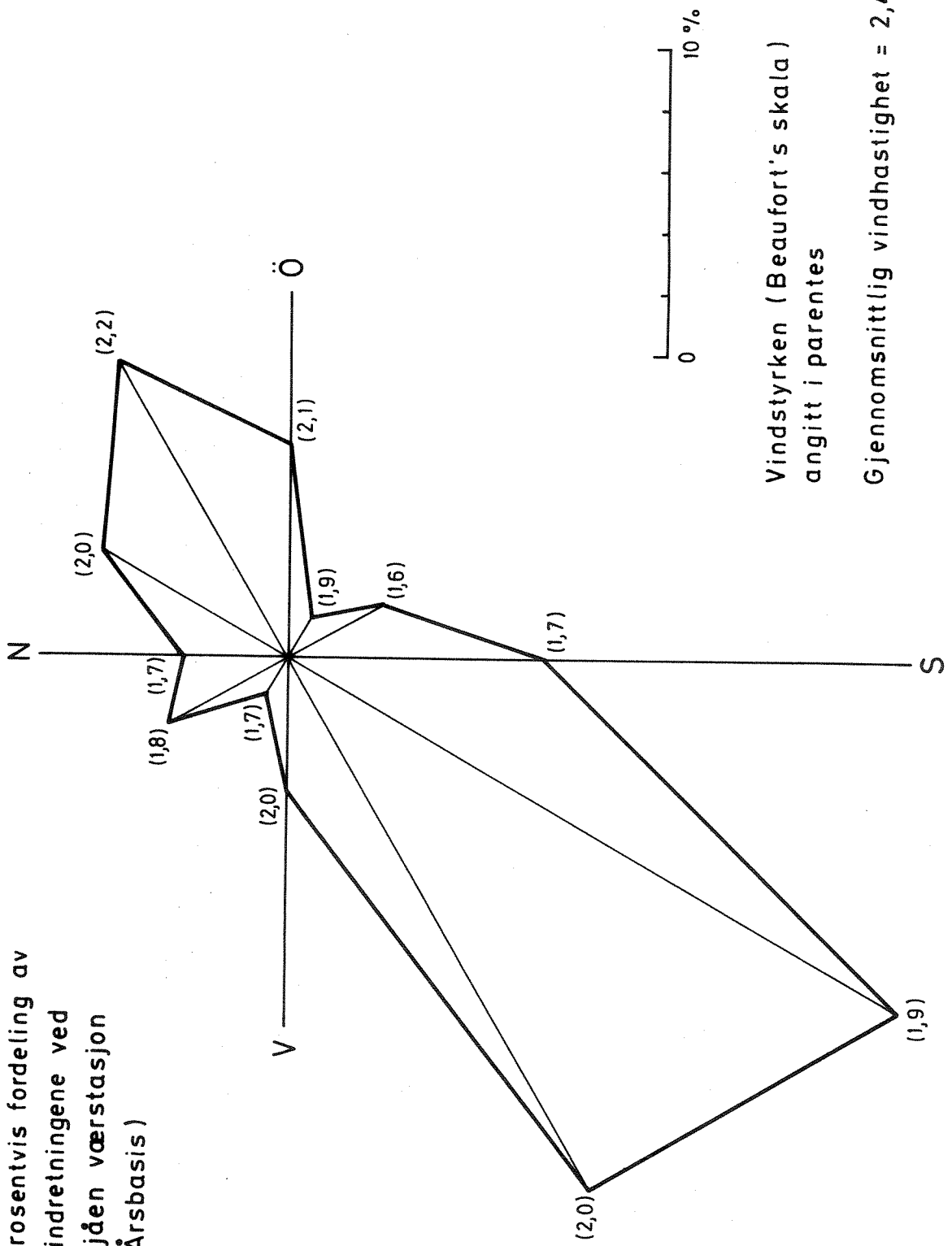


Fig. 1 - 4
 Prosentvis fordeling av
 vindretningene ved
 Bjøden værstation
 (Årsbasis)



1.3 Sivilisatorisk belastning i Hartevatn-området

1.3.1 Fast bosetting, hotelldrift og turisme

De menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet er først og fremst konsentrert om Hovdenområdet. Hovden er et typisk turiststed og preges derfor av hotell- og hytteliv. Det foreligger planer for utbygging av området, og i den forbindelse er det også prosjektert et kloakkrenseanlegg, som er beregnet ferdig i 1979-80. Det er konsulentfirmaet VIAK A/S som har utarbeidet forprosjektet til dette renseanlegget, og de har gått ut fra følgende prognoser (Ref.: Utbyggingsavdelingen i Aust-Agder og Bykle kommune).

	1976	Utbygget
- Boliger	10 stk.	90 stk.
- Hotellsenger	390 "	2040 "
- Hytter	420 "	570 "
- Industriarealer		25 da.
- Servicearealer for mulig utbygging		10 "

Videre har de antatt følgende verdier for å beregne antall personekvivalenter (p.e.).

Bosatte pr. bolig	:	3,5 p.e.
Personer pr. hytte	:	2,0 p.e.
Personer inkl. ansatte pr. hotellseng:		1,2 p.e.
Avløp pr. da. industriareale tilsvarende:		3,0 p.e.
Avløp pr. da. serviceareale tilsvarende:		5,0 p.e.

Det vil imidlertid ikke være 100% belegg på hotell og hytter hele året. Gjennomsnittlig belegg på hotellene er ca. 60% (oppgitt fra Hovden høyfjellshotell), mens tilsvarende verdi for hyttene er satt til 35%.

Belastningsprognosen for Hovden-området blir da (årlig gjennomsnitt):

	1976	Utbygget
Bosatte i bolig	35 p.e.	315 p.e.
Bosatte i hotell	281 p.e.	1469 p.e.
Bosatte i hytte	294 p.e.	399 p.e.
Industriavløp		75 p.e.
Serviceavløp	5 p.e.	50 p.e.
<hr/>		
Totalt	615 p.e.	2308 p.e.

1.3.2 Gardsdrift og husdyrhold

Oversikt over jordbruksaktivitetene bygger i hovedsak på jordbrukstellinga i 1969, samt opplysninger gitt i "Landsplan for bruken av vannressursene, arbeidsrapport nr. 6, Norsk jordbruk og vannressursene, del I, Vannforurensninger fra jordbruket" (Mikkelsen m. fl. 1974).

Den lille jordbruksaktiviteten som eksisterer i nedbørfeltet, er først og fremst konsentrert om Hoyden-Hartevatnområdet. Det er ialt 9 bruk som tilsammen har et jordbruksareal på 417 da. Jordbrukstellinga angir følgende tall for husdyrholdet (1969):

Storfe	:	35
Av disse kyr	:	17
Sau og geit	:	354
Svin	:	6
Fjørfe	:	16

Det har vært liten forandring i husdyrholdet siden 1969, og disse tallene kan derfor sies å være representative for dagens forhold.

Den vanligste kunstgjødseltype er fullgjødsel, og gjennomsnittlig forbruk er ca. 75 kg/da. Det er så godt som ingen forurensning fra siloer i området. Tallene for 1969 viser at det var ett bruk med silo, og at nedlagt kvantum siste år var 22 tonn.

1.3.3 Teoretisk fosforbelastning til Hartevatn

Renseanlegget

Forprosjektet for renseanlegget er basert på at det vil bli krevet mekanisk/kjemisk rensing av avløpsvannet. Ved utformingen av anlegget er det tatt hensyn til en mulig utvidelse med biologisk rensing.

Innholdet av fosfor skal ikke overstige 0,5 mg P/l i det rensede avløpsvannet.

Spesifikk spillvannsmengde	200 l/p.e.døgn
Spesifikk infiltrasjonsvannsmengde	100 l/p.e.døgn
Hydraulisk belastning på anlegget fra utbygget område:	
2308 p.e. · (200+100) l/p.e.døgn	692,7 m ³ /døgn.

Fosformengde ut i Hartevatn:

$$692,7 \text{ m}^3/\text{døgn} \cdot 0,5 \text{ g P/m}^3 \cdot 365 \text{ døgn} = 126,4 \text{ kg P/år.}$$

Dersom renseanlegget ikke er i drift, vil belastningen bli:

$$2308 \text{ p.e.} \cdot 2,5 \text{ g P/p.e.døgn} \cdot 365 \text{ døgn} = 2107 \text{ kg P/år}$$

(Fosforbelastningen er satt til 2,5 g P/p.e.døgn.)

Renseanlegget er foreslått lagt i sørenden av Hovdenområdet ned mot Harte-
vatn. Utløpsledningen føres ut til kote 742, dvs. 10 m under nåværende
laveste regulerte vannstand (751,90) og ca. 17 m under høyeste regulerte
vannstand (758,90).

Jordbruket

a) Husdyrgjødsel	:	1,5 kg P/år
b) Kunstgjødsel	:	4,7 " "
c) Silopressaft	:	<u>1,2 " "</u>
Totalt	:	7,4 kg P/år

Avrenningen fra jordbruket varierer i løpet av året. Belastningen vil
være størst i sommerhalvåret.

Skog og annet areal

Nedbørfeltet er 451,5 km², og skog og "annet areal" dekker omlag 451,0
km² av dette området. Avrenningen er ca. 584¹⁾ mill. m³/år. Ved "reguleringen"
vil tilløpet til Hartevatn reduseres til ca. 289¹⁾ mill. m³/år. Fosformengden
i dette vannet er satt til 3 mg P/m³.

Før "regulering"	:	584	·	10 ⁶ m ³ /år	·	3 mg P/m ³	≈	1750 kg P/år
Etter "regulering"	:	289	·	10 ⁶ m ³ /år	·	3 mg P/m ³	≈	850 kg P/år

Belastningstilfeller

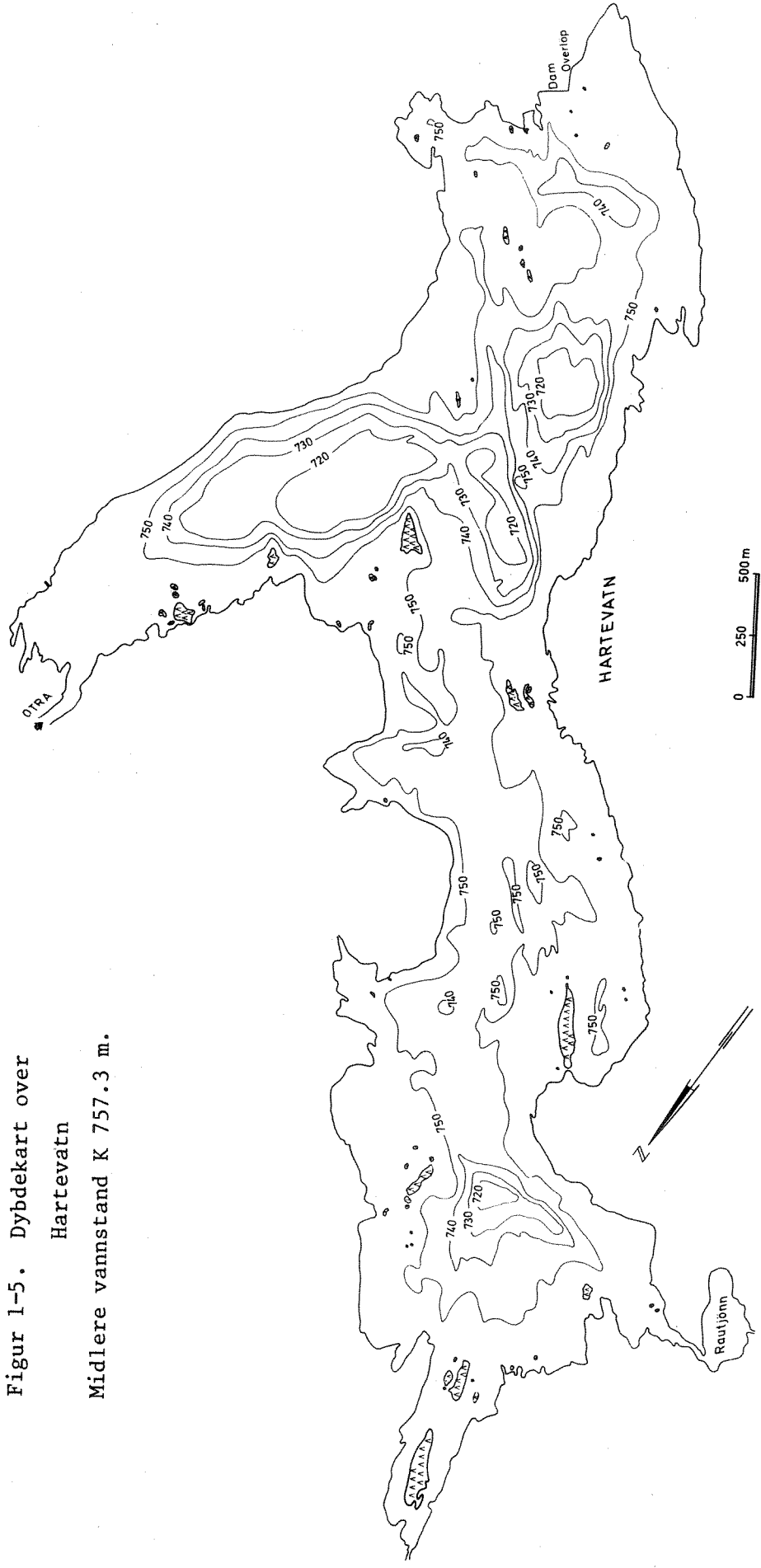
Det er tatt utgangspunkt i at det nåværende reguleringsområdet er fullt
utbygget da dette gir den største belastningen. Tabellen på neste side viser
situasjonen før og etter "regulering" både med og uten renseanlegg i drift.
I tillegg er det gitt et overslag over de tilførsler som eksisterer i dag.

1) Ref. Data fra NVE

Tabell 1.3.1. Teoretisk fosforbelastning til Hartevatn.

Fra Hovden						
	via renseanlegg (kg P/år)	uten renseanlegg (kg P/år)	Jordbruk (kg P/år)	Skog og annet areal (kg P/år)	Totalt (kg P/år)	
Dagens situasjon		561	7,4	1750	~2300	
Før "regulering"						
Rensing	126,4		7,4	1750	~1900	
Ikke rensing		2107	7,4	1750	~3900	
Etter "regulering"						
Rensing	126,4		7,4	850	~1000	
Ikke rensing		2107	7,4	850	~3000	

Figur 1-5. Dybdekart over
Hartevatn
Midlere vannstand K 757.3 m.



2. HYDROLOGI

2.1 Reguleringer

Reguleringsplanene er hentet fra Otteraaens brugseierforenings søknad om planendringer av november 1977.

Avløpet fra Lislevatn overføres til Store Førsvatn gjennom tunnel (figur 2-1). Til denne tunnelen ledes vann fra Væringsdal, Skyvatn og Hartevatn (pumping). Hele tilløpet til Store Førsvatn overføres via Vatnedalsvatn til Botsvatn. Hartevatn får en reguleringshøyde på 1,6 m.

Ved betegnelsen "etter regulering" menes etter at ovenstående reguleringer eventuelt er gjennomført.

2.2 Reguleringens innvirkning på vannstand og vannføringer

Vannføringen oppgis som 7 døgn midler. I dagens vassdrag beregnes de på grunnlag av Vm 435 Hoslemo, Vm 542 Løyning og Vm 534 Hartevatn i perioden 1945-1974, samt ved arealbetraktninger. Etter regulering nyttes simulerte 7 døgn midler i perioden 1935-1964. Simuleringene er utført ved Ingeniør A.B. Berdal A/S.

2.2.1 Hartevatn - vannbalanse i et middelår

I dagens vassdrag (figur 2-2) varierer midlere avløp i tiden august-april mellom $5 \text{ m}^3/\text{s}$ og $15 \text{ m}^3/\text{s}$. I første del (periode 30-47) er vannstanden nær konstant (ca. 759 m o.h.) som følge av balanse mellom tilløp og avløp. Magasinet tappes deretter ned til ca. 753 m o.h. fram til begynnelsen av mai. Snøsmeltingen begynner i mai. Vannstanden økes til ca. 759 m o.h. Deretter øker utløpsvannføringen til ca. $60 \text{ m}^3/\text{s}$. Høye vannføringer varer ut i juli.

Etter regulering er utløp (figur 2-2) summen av pumping og overløp. Årlig gjennomstrømningsvolum avtar fra ca. 585 mill. m^3 til ca. 290 mill. m^3 . Manøvreringen av reguleringsmagasinet medfører at midlere vannstand hele året blir ca. 757,3 m o.h.

Fig. 2-1 Utførte og planlagte reguleringer etter planendringssøknad 1977

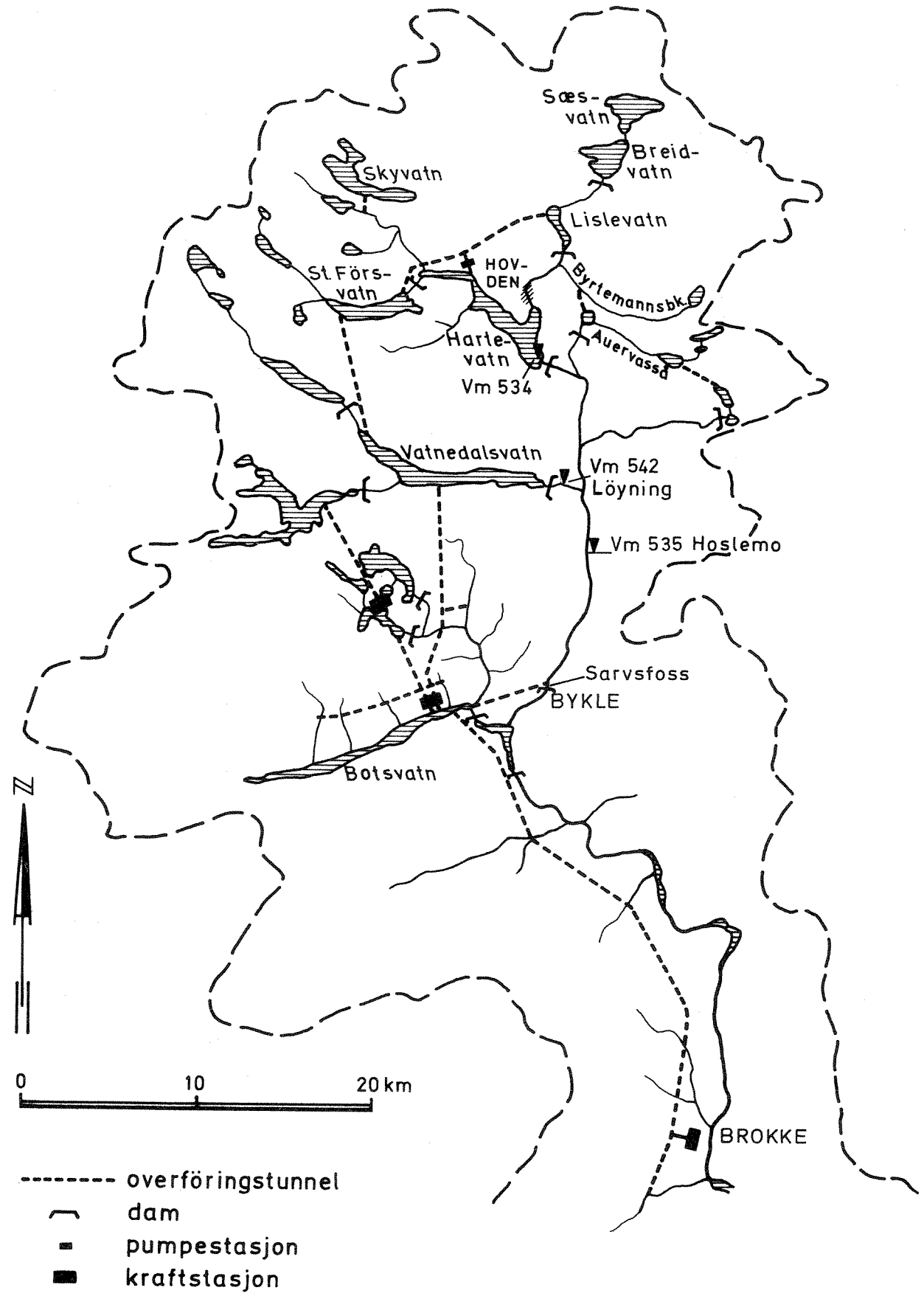
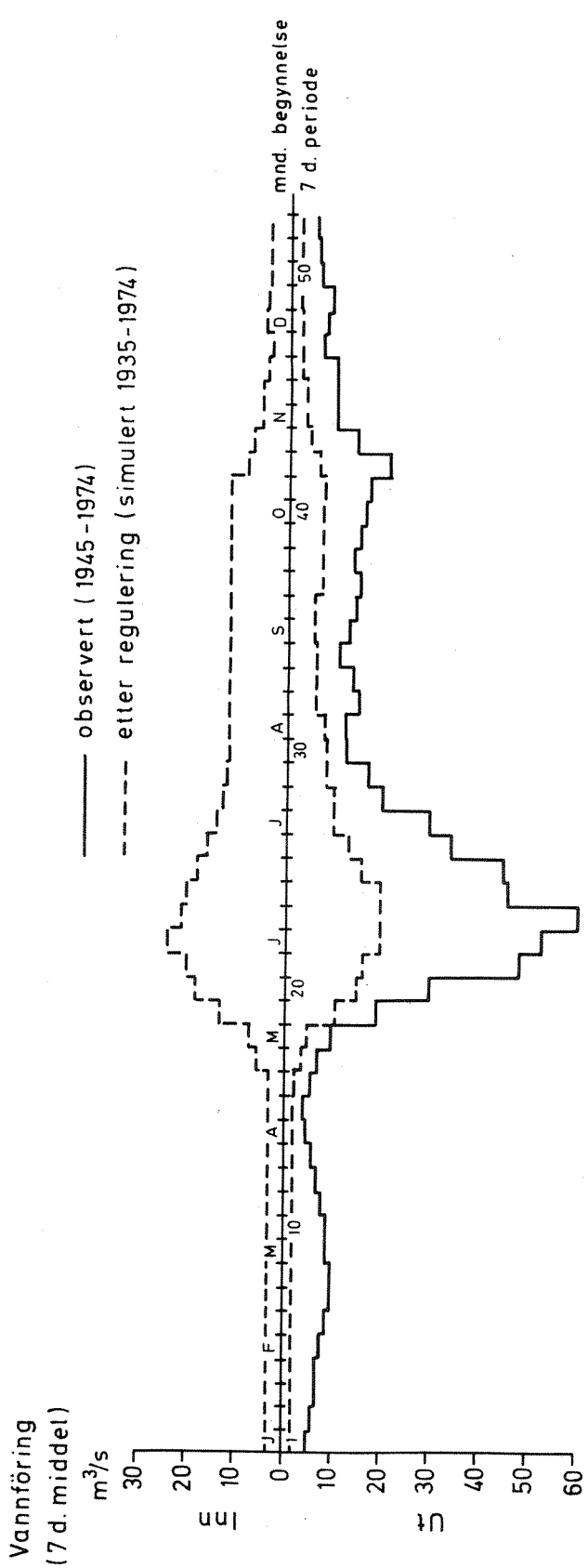
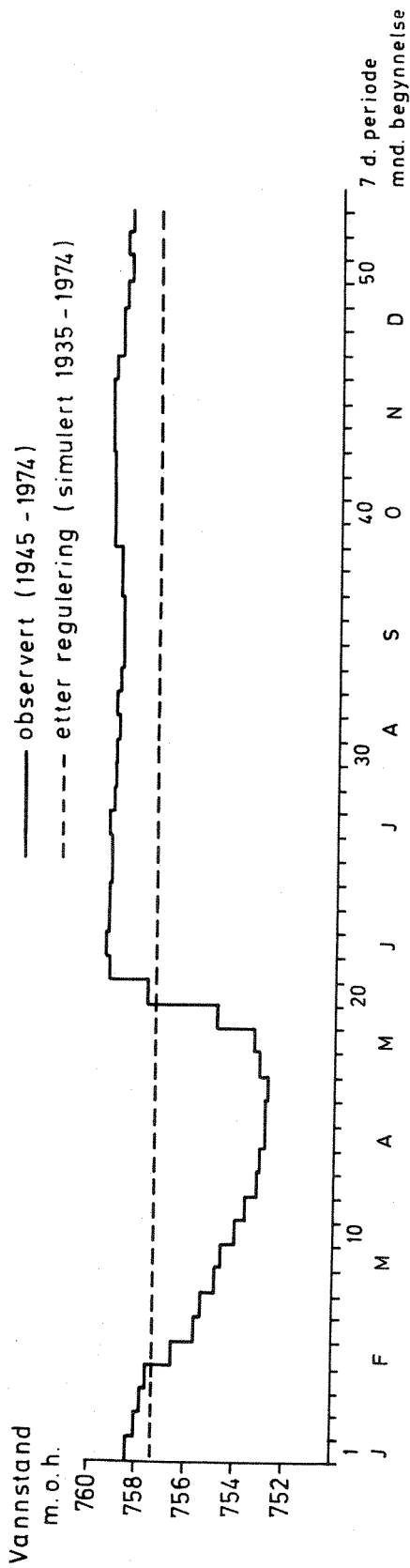


Fig. 2-2 Hartevatn - Vannbalanse
Middelverdier



2.2.2 Hartevatn - vannstand

I perioden 1945-1974 varierte vannstanden i Hartevatn fra 752,4 m o.h. til 759,8 m o.h. (figur 2-3). Middelvannstanden var 757,3 m o.h. I 50% av tiden var vannstanden (median) høyere enn 758,6 m o.h. Etter regulering kan 757,3 m o.h. forventes å opptre i 90% av tiden. Høyeste verdi er 758,9 m o.h.

Fordelingen gjennom året er vist på figur 2-4. Med f.eks. 10 persentil i en spesiell periode menes at vannføringen underskrider denne verdi i 10% av årene. Ensbetydende er at verdien underskrides i gjennomsnitt hvert 10. år. Observerte verdier viser på grunn av magasintapping fallende tendens fra november/desember til vårflommens begynnelse i april/mai. Laveste verdi er 753,2 m o.h., 753,6 m o.h. og 759,9 m o.h. for henholdsvis 10 persentil, median og 90 persentil. Magasinet fylles så opp til nær 759 m o.h. i perioden slutten av mai til begynnelsen av juni (periode: 18-23). Denne vannstanden holdes overveiende nær konstant til ut november (figur 2-5, 90 persentil og median). Imidlertid opptrer det utover sommeren og høsten enkelte år en vesentlig senkning. 10 persentil avtar f.eks. fra 758,9 m o.h. til 754,4 m o.h.

Etter regulering er median vannstand 757,3 m o.h. hele året. Avvik fra denne verdien forekommer i liten grad. Unntak er ved slutten av snøsmelteperioden. Vannstanden kan da komme opp i 759 m o.h.

2.2.3 Utløp Hartevatn - vannføring

Figur 2-5 viser en mer spesifisert beskrivelse av utløpsvannføringer i dagens vassdrag.

Lavvannføringer kan opptre i perioden august - april (figur 2-5, 10 persentil). Som følge av nedbør og magasinmanøvrering forekommer som oftest høye vannføringer på høsten (median, 10 persentil).

Snøsmelteflommens maksimale 7 døgn vannføring varierer mellom ca. $40 \text{ m}^3/\text{s}$ og ca. $95 \text{ m}^3/\text{s}$ (10. og 90. persentil). Flommen opptrer overveiende i perioden mai-juli, med de høyeste verdier i juni.

Fig.2-3 Vm 534 Hartevatn. Varighetskurve

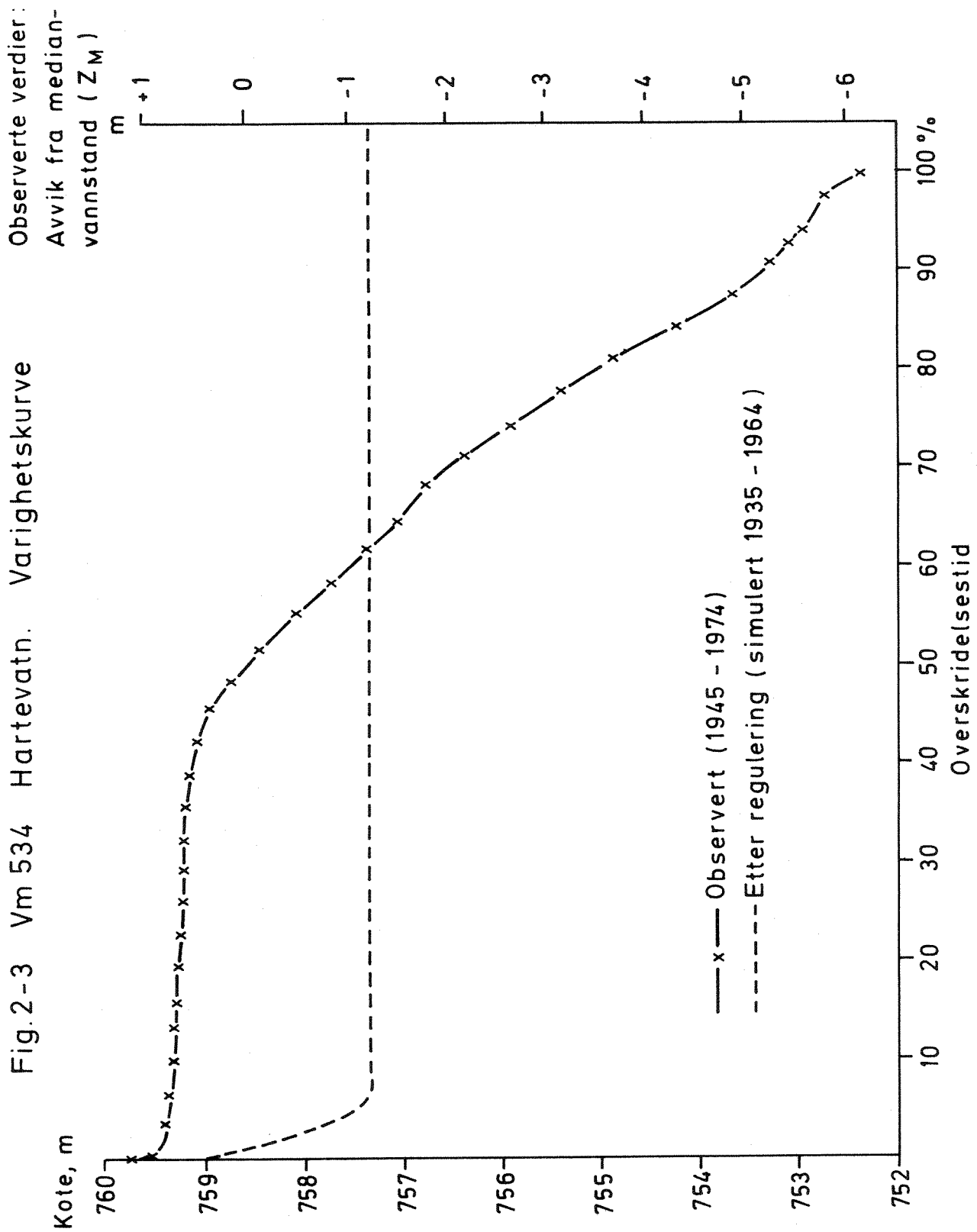


Fig. 2-4 Vm 534 Hartevatn. Karakteristiske vannstander

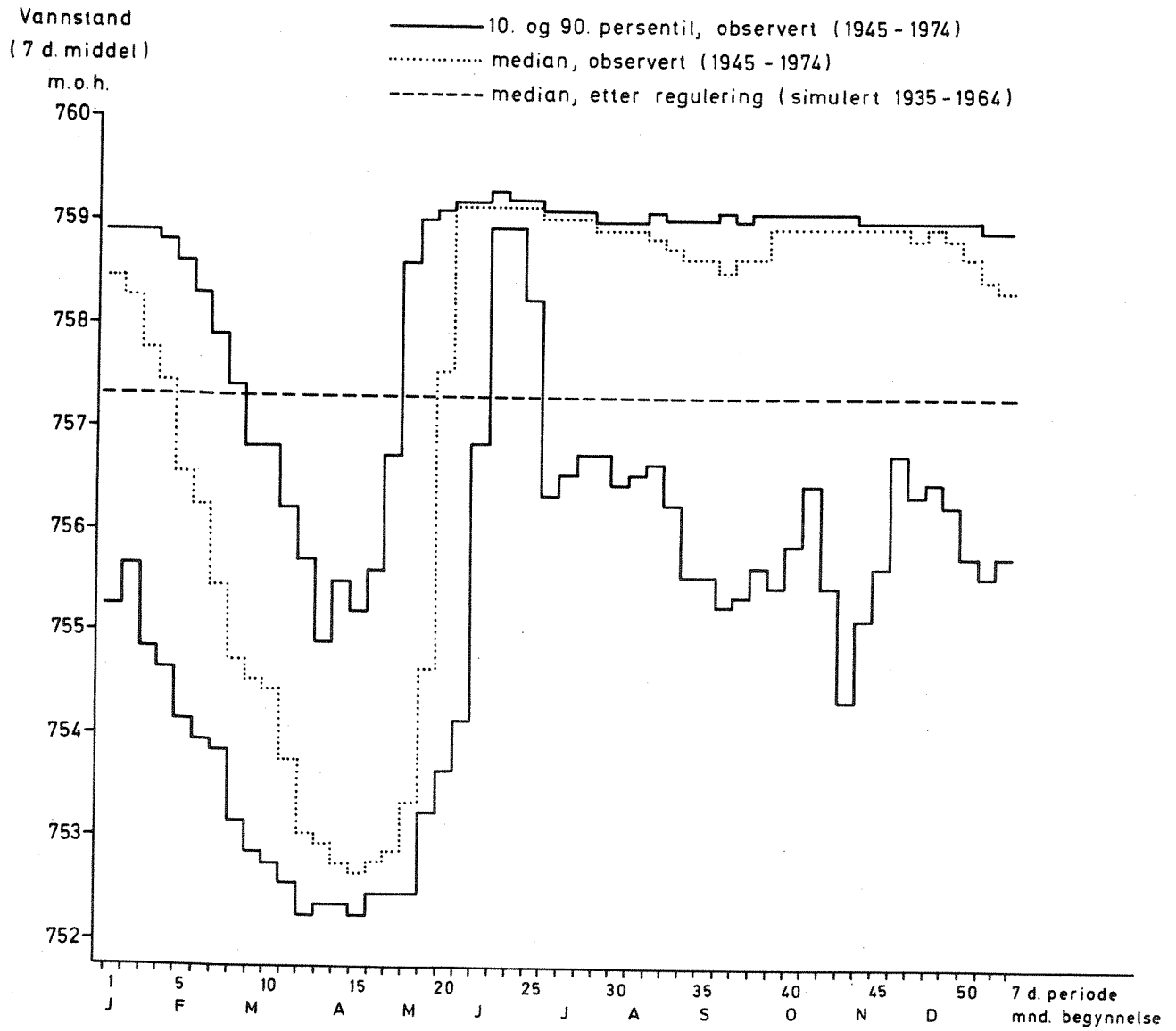
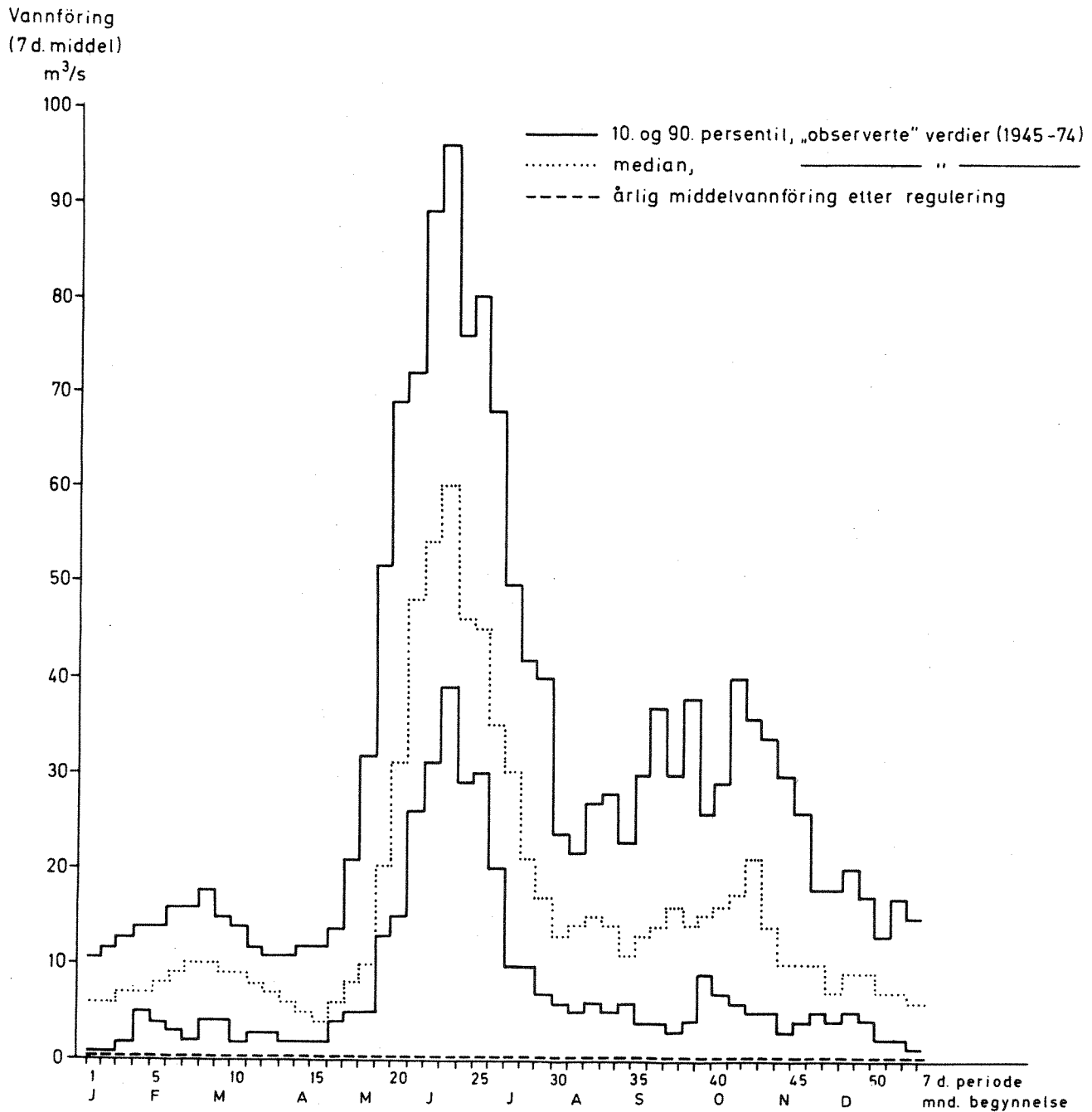


Fig. 2 - 5 Utlöp Hartevatn. Karakteristiske 7 dogn vannføringer



Etter regulering er midlere årlig utløpsvannføring ca. $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Med den eksisterende usikkerhet i simuleringsverdiene ved såpass små vannføringer, er det ikke forsvarlig å spesifisere årsvariasjonene nærmere.

2.2.4 Vm 535 Hoslemo - vannføring

Som følge av takrenneprosjekt og overføringer blir tilsiget ved Hoslemo vannmerke redusert. Vannmerket representerer etter reguleringen elvestrekningen mellom Berdal bru og Sarvfossen (figur 2-1).

Figur 2-6 viser årlig midlere 7 døgns varighetskurve. Observerte verdier varierer mellom $7 \text{ m}^3/\text{s}$ og $115 \text{ m}^3/\text{s}$. Median vannføring er $26 \text{ m}^3/\text{s}$. Etter regulering er minste, median og største verdi $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$, $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ og $16 \text{ m}^3/\text{s}$. Vannføringene kan etter regulering i 90% av året forventes å bli lavere enn minste observerte verdi.

Vannføringenes fordeling over året er vist på figur 2-8. Observerte lavvannføringer finner sted i perioden august-april. Median og 10. persentil verdier er i størrelsesorden henholdsvis $27 \text{ m}^3/\text{s}$ og $13 \text{ m}^3/\text{s}$. Årlig minimum inntreffer i april. Høye vannføringer finner sted i tilknytning til snøsmelting om våren/sommeren og høstnedbør. Høyeste observerte 7 døgns middel for henholdvis median og 90. persentil er om våren $95 \text{ m}^3/\text{s}$, $166 \text{ m}^3/\text{s}$ og om høsten $35 \text{ m}^3/\text{s}$, $85 \text{ m}^3/\text{s}$.

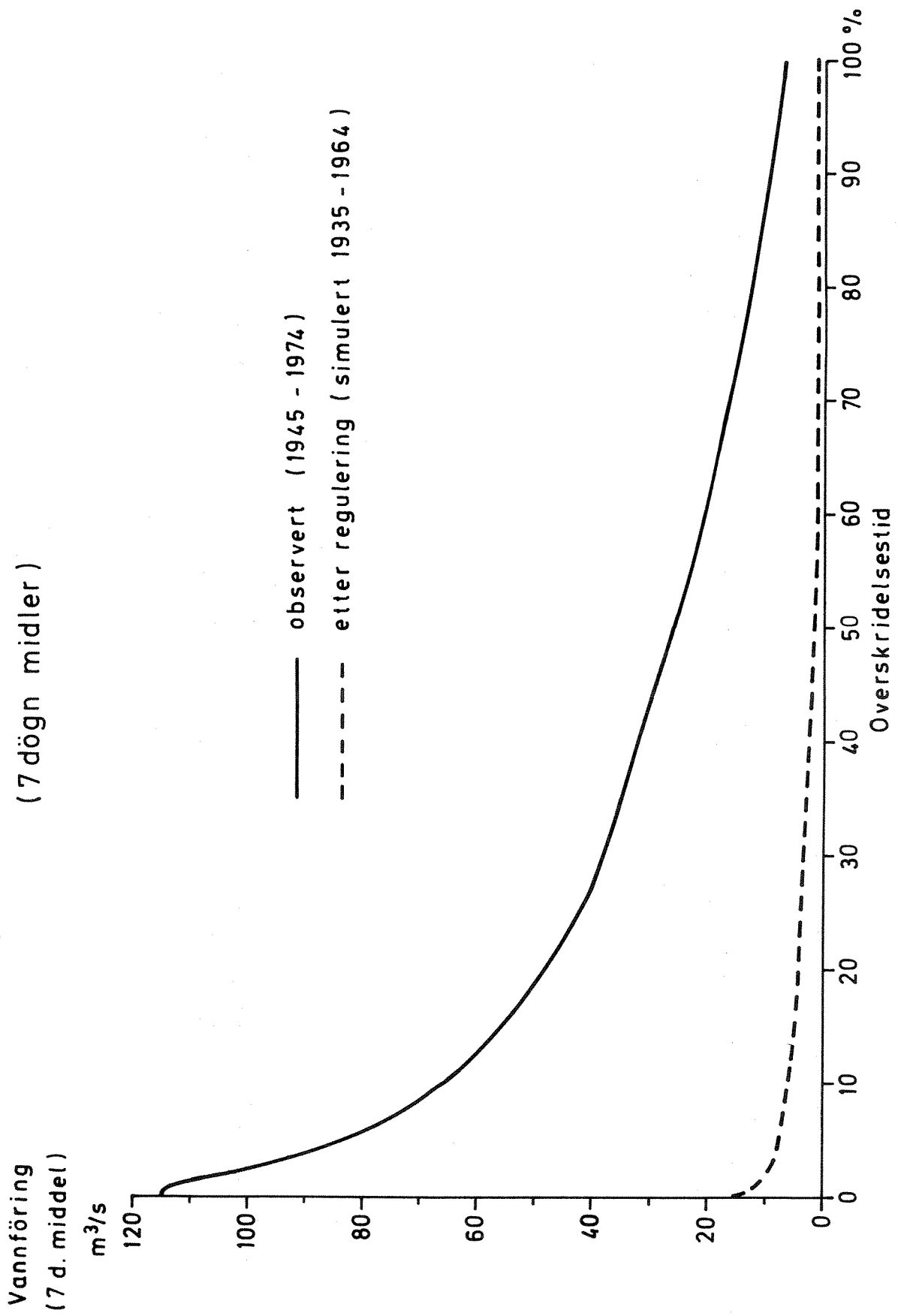
Reguleringen medfører sterkt reduserte vannføringer hele året (figur 2-8). Høyeste verdier av median og 90. persentil er henholdsvis $12 \text{ m}^3/\text{s}$ og $16 \text{ m}^3/\text{s}$. Fra midt i juli til mai er median og 10. persentil vannføringer av størrelsesorden henholdsvis $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ og $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. De laveste verdiene opptrer i perioden november-april.

2.2.5 Usikkerhet - feilkilder

Vannføringer etter regulering er simulert (1935-1964) ut fra eksisterende vannføringsobservasjoner og tenkt manøvrering av magasinene. Beregningene må antas å være usikre. Særlig gjelder dette ved små verdier.

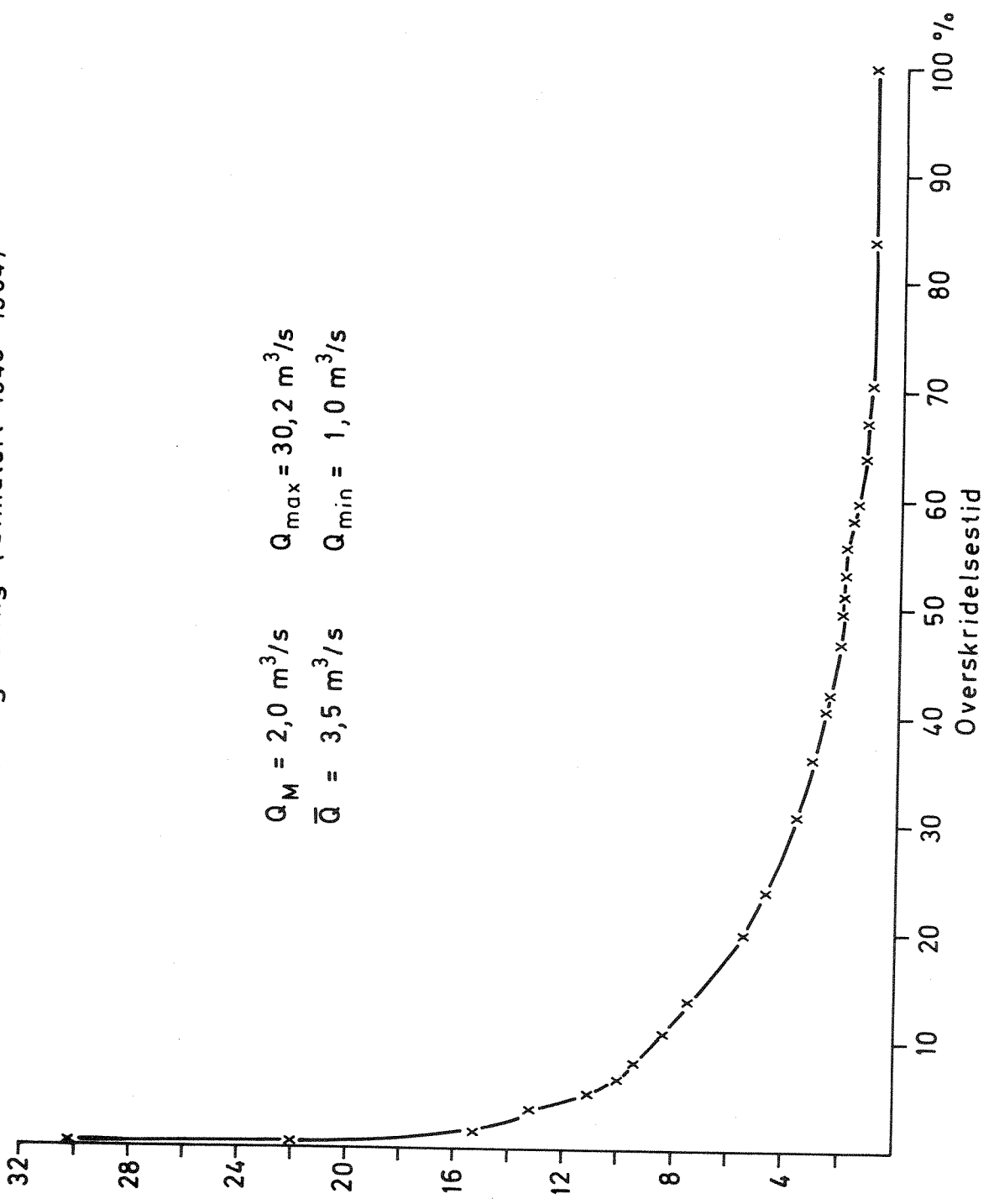
Dagens vassdrag beskrives av observerte verdier i perioden 1945-1974. Endringer p.g.a. regulering og manøvrering i denne perioden nedsetter representativiteten.

Fig. 2-6 Vm 535 Hoslemo. Midlere årlig varighetskurve
(7 d. midler)



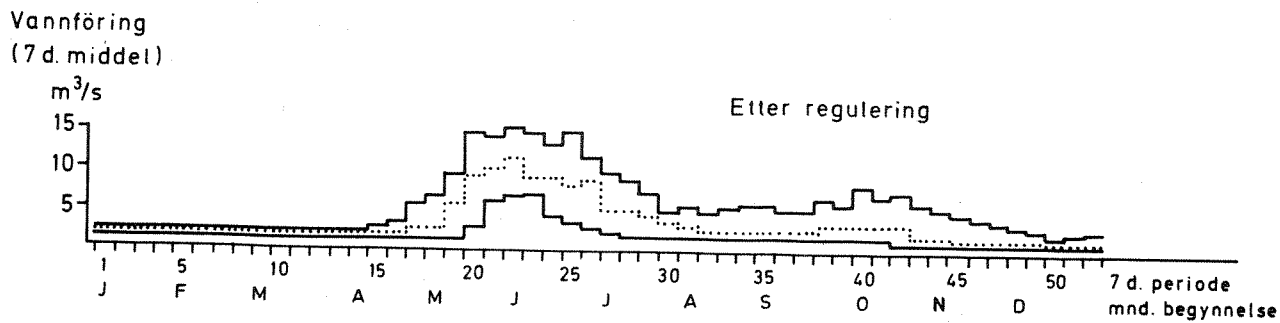
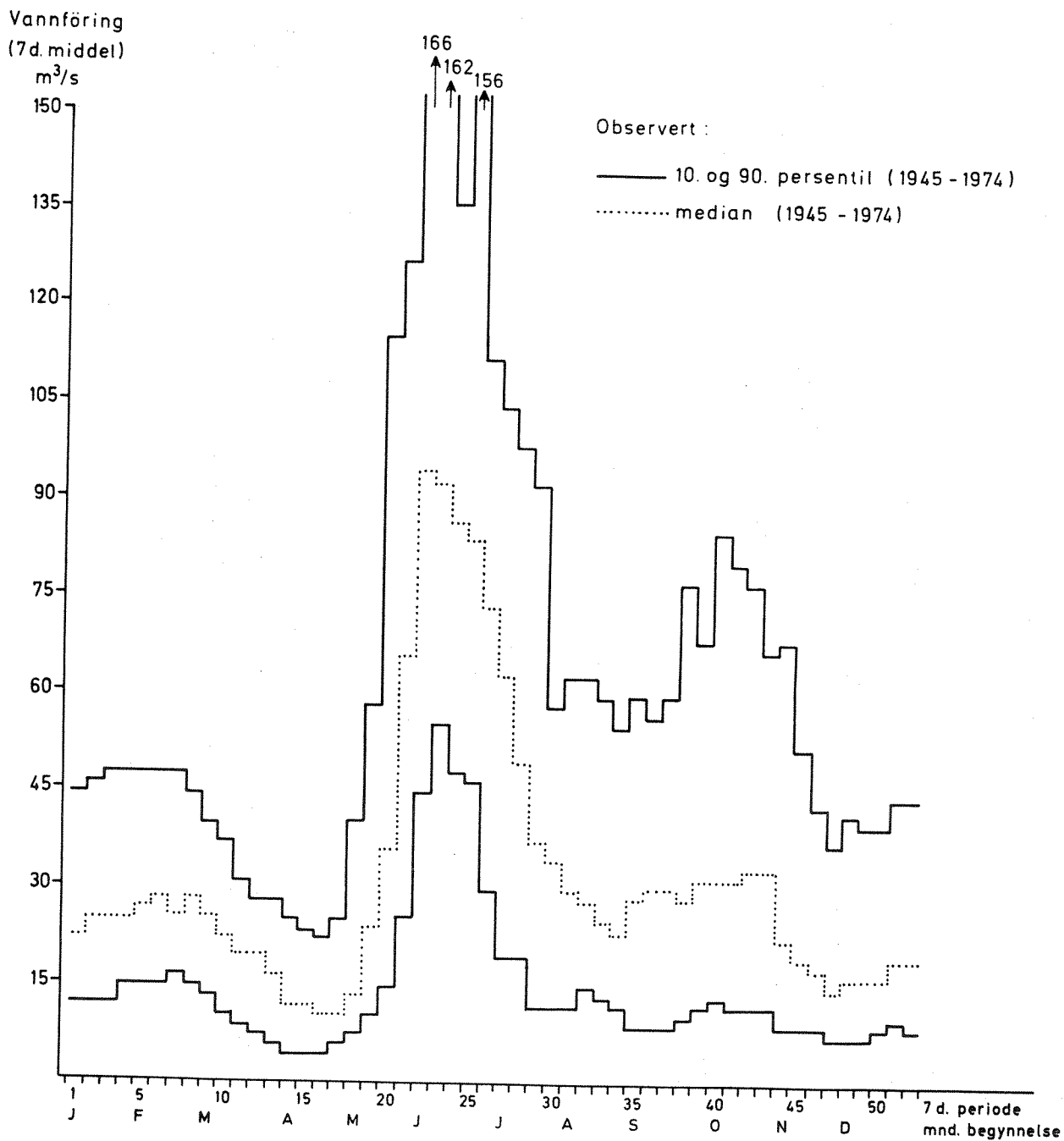
Vannføring (Q)
 (7 d. middel)
 m³/s

Fig.2-7 Vm 535 Hoslemo. Varighetskurve
 Etter regulering (simulert 1945 - 1964)



$Q_M = 2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{\max} = 30,2 \text{ m}^3/\text{s}$
 $\bar{Q} = 3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{\min} = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$

Fig. 2-8 Vm 535 Hoslemo. Karakteristiske 7 dogn vannføringer



Observasjons- og simuleringsperiode er ikke identiske.

Videre fører ekstrapolering av vannføringer ved arealbetraktninger til usikkerhet. Denne øker dersom området er regulert.

Det er vanskelig eller praktisk umulig å vurdere effekten av usikkerhetsfaktorene kvantitativt. Verdiene bør følgelig kun nyttes som retningsgivende.

2.3 Fosforbelastning i elvene

Vannforekomster i nedbørfeltet er av næringsfattig (oligotrof) natur. Blant næringsstoffene kan fosfor være begrensende faktor for den biologiske primærproduksjonen (avsnitt 4.1). Med utgangspunkt i erfaringer fra vekstforsøk (Kotai m.fl. 1976) og regionale undersøkelser (NIVA 1975, 1977) er det mulig å angi retningsgivende konsentrasjoner av næringsstoff i vannmassene. Med dette forstås konsentrasjoner av næringsstoffer som ikke bør overstiges i lengre tid for å unngå uheldige eutrofieringsutvikling. For øvre del av Otra er denne grense satt til 7 µg P/l.

Den stoffmengde som befinner seg i et elvesegment ($Q \cdot C$) er summen av tilførselene gjennom segmentets øvre del ($Q \cdot C_1$) og tilførsler fra sidene (m).

$$Q \cdot C = Q \cdot C_1 + m \quad (2-1)$$

Q (m^3/s) : vannføring

C, C_1 ($\mu g/l$) : konsentrasjon

m (mg/s) : tilførsel fra sidene.

Ligningen 2-1 forutsetter konservativt materiale og stasjonær strømningsstand.

2.3.1 Otras utløp i Hartevatn

Beregningene bygger på ligning 2-1. Vannets fosforkonsentrasjon oppstrøms Hovden antas å være 3 µg P/l (C_1) d.v.s. vesentlig naturlig bidrag fra skog og fjellområder. Tilførselene p.g.a. menneskelige aktiviteter (m) beregnes teoretisk (avsnitt 1.3). Karakteristiske vannføringer tas fra avsnitt 2.2. Betingelsen om konservativt materiale antas å være tilfredsstillende oppfylt

Tabell 2-1. Otrass utløp i Hartevatn. Konsentrasjoner ved ulik belastning og vannføring.

	Midlere vannføring		Konsentrasjon		C \bar{x} 7 μ g P Minstevannf. m ³ /s		
	juli, aug., sept., okt.		μ g P/l				
	10.pers. median 90.pers.	10.pers. median 90.pers.	10.pers. median 90.pers.	10.pers. median 90.pers.			
Dagens tilstand	5	15	30	7	4	4	4,5
Før regulering - maks. planlagt befolkn.-belastning	5	15	30	19	9	6	20
" " maks. planlagt befolkn.-belastning m/renseanlegg	5	15	30	7	5	4	5,5
Etter regulering - dagens befolkn.belastning	2	6	8	12	6	5	4,5
" " " " m/renseanlegg	2	6	8	4	4	3	0,5
" " maks. planlagt befolkn.-belastning	2	6	8	40	16	13	19
" " maks. planlagt befolkn.-belastning m/renseanlegg	2	6	8	10	5	5	3,5

p.g.a vannets korte oppholdstid i elvesegmentet fra Hovden sentrum til Hartevatn (noen hundre meter).

Begroingsproblemer kan opptre i vekstsesongen mai-oktober. I mai og juni er det høye vannføringer p.g.a. snøsmelting. I denne perioden vil fosforkonsentrasjonene være under den stipulerte grense på 7 $\mu\text{g P/l}$. Problemer vil eventuelt oppstå i tiden juli-oktober. Vannets konsentrasjon beregnes ved ulike belastninger og vannføringer før og etter regulering denne perioden (tabell 2-1).

I dagens vassdrag overstiges grensen ca. hvert 10. år (10. persentil). Resultater er i overensstemmelse med observerte verdier (tabell 3.2). Økt tilførsel som følge av maksimalt planlagt befolkningsøkning medfører uønskede konsentrasjoner, f.eks. 9 $\mu\text{g P/l}$ ved midlere median vannføring. Nødvendig vannføring for å oppnå 7 $\mu\text{g P/l}$ er ca. 20 m^3/s . Denne vil inntreffe kun ca. hvert 4. år. Ved renseanlegg i drift opptrer overskridelse i størrelsesorden hvert 10. år. D.v.s. omtrent som i dagens vassdrag.

Regulering fører til redusert vannføring og til økte konsentrasjoner. Ved dagens belastning vil uønskede verdier kunne oppnås nesten hvert år (median: 6 $\mu\text{g P/l}$). Ved bruk av renseanlegg blir resultatet tilfredsstillende. Økt tilførsel som følge av maksimal planlagt befolkningsøkning uten renseanlegg i drift, krever en minstevannføring på ca. 19 m^3/s . Med den planlagte manøvrering oppnås ikke såpass høye verdier i det aktuelle tidsrom. Renseanlegg i drift reduserer verdiene til 10 $\mu\text{g P/l}$ og 5 $\mu\text{g P/l}$ for henholdsvis 10. persentil og median tilstand. Tilfredsstillende minstevannføring vil være ca. 3,5 m^3/s . Denne vil overskrides i ca. 3 av 4 år.

Dersom avløp fra renseanlegget ikke ledes til Otra, vil fosforkonsentrasjonene bli ca. 3 $\mu\text{g P/l}$.

2.3.2 Usikkerhet

Som nevnt er vannføringsberegningene beheftet med en viss usikkerhet. Dette gjelder spesielt ved lave vannføringer, f.eks. etter regulering.

Teoretisk beregnede tilførsler og anslag av renseanleggets effektivitet gir kun størrelsesorden på verdiene.

Ved å ta hensyn til denne usikkerhet i vurderingene bør resultatene være tilfredsstillende til praktisk bruk.

2.4 Hartevatn - strømminger

Det er ønskelig å ha kjennskap til hvordan stoff som tilføres sjøen spres. Man har da en mulighet til å vurdere hvordan stoffkonsentrasjonene varierer og dermed å kunne forutsi den biologiske respons. Forutsetningen er å ha kjennskap til vannets strømningsmønster. I denne undersøkelsen er strømningsmønsteret beregnet for spesielt utvalgte situasjoner ved en matematisk strømningsmodell.

2.4.1 Matematisk strømningsmodell

Modellen beregnet vertikal gjennomsnittshastighet i et gitt antall punkter i sjøens horisontalplan.

Avsnittet behandler strømningsmodellens oppbygging og begrensninger. Lesere uten særinteresse kan eventuelt fortsette direkte til neste avsnitt.

Med en matematisk modell menes et system av ligninger og funksjonssammenhenger som beskriver et aktuelt problem. Et eksempel er lengde = hastighet · tid ($s = v \cdot t$). Det system som beskriver strømforholdene i en sjø er naturligvis betydelig mer komplisert og er ikke mulig å løse eksakt. Ved hjelp av elektronisk databehandling kan imidlertid tilnærmede løsninger bestemmes, og som er akseptable for praktisk bruk.

Fordelene er at man kan simulere strømmingene ved vilkårlig valgt vind, inn- og utløps vannføringer og ved eventuelle endringer i sjøens form. Resulta-

tene kan oppnås raskt og til relativt lave kostnader. Ulempene er de til dels høye utviklingskostnader og vanskelighetene med å verifisere modellene ved feltmålinger. Ettersom teknikken er ny mangler også for en stor del den verdifulle erfaring som oppnås ved praktisk bruk.

Grunnleggende ligninger

Den matematiske formulering av vannets bevegelse er beskrevet av det følgende ligningssett:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = - \frac{r \cdot u \sqrt{u^2 + v^2}}{H} + f \cdot v - g \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\tau_x}{H} + A \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} \quad (2-2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = - \frac{r \cdot u \sqrt{u^2 + v^2}}{H} - f \cdot u - g \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\tau_y}{H} + A \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \quad (2-3)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} ((H + h)u) + \frac{\partial}{\partial y} ((H + h)v) - B \frac{\partial^2 h}{\partial x \partial y} = 0 \quad (2-4)$$

- t : tid
- u : hastighetskomponent i x-retning
- v : hastighetskomponent i y-retning
- h : høyden på vannets overflate i forhold til vannstanden ved stillestående vann
- f : corioliparameteren (tar hensyn til jordrotasjonen)
- g : tyngdens akselerasjon
- r : friksjonskoeffisient
- H : dyp ved stillestående vann
- τ_x : vindens skyvkraft i x-retning
- τ_y : vindens skyvkraft i y-retning
- A : Koeffisient for turbulent utveksling
- B : numerisk dempningskoeffisient

Ligning 2-2 og 2-3 beskriver bevegelsen i henholdsvis x- og y-retning.

Ligning 2-3 uttrykker massens konservering.

Sjøen deles inn i celler. Overflaten av cellen er kvadratisk. Høyden er lik middeldybden innen kvadratet. Ligningen som beskriver bevegelsen bygger på Newton's andre lov. Kraft = masse \cdot akselerasjon ($K = m \cdot a$, ligning 2-2 og 2-3). Denne lov skal være oppfylt for hver celle. Krefter som innvirker på bevegelsen er f.eks. vind og friksjon (figur 2-9). Vind, tilløps- og utløpsvannføringer beveger vannet slik at overflaten blir noe skråstilt. Dermed utsettes cellen for en trykkraft i helningens retning.

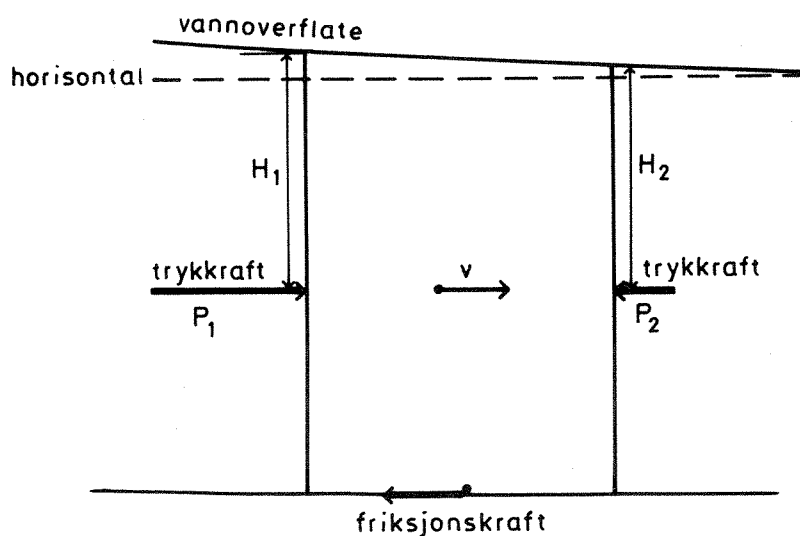


Fig.2-9 Eksempel på krefter som virker på en celle

Vannet blir avbøyd til høyre i bevegelsens retning på grunn av jordrotasjonen.

En annen variabel som vesentlig påvirker strømminger er turbulens. Med turbulens menes uregelbundne virvellignende bevegelser som kan observeres i alle naturlige vassdrag. Et illustrerende eksempel er spredningen av røyk fra en sigarett. Forståelsen av turbulens er foreløpig mangelfull. Beskri-

velsen av den turbulente utveksling bygger ikke på like grunnleggende og sikre fysiske lover som de andre variable. Koeffisienten A i ligning 2-2 og 2-3 er empirisk. Den bør derfor helst bestemmes ved å sammenligne hastigheten beregnet av modellen med observerte verdier i sjøen inntil beste overensstemmelse oppnås.

I tillegg til Newton's andre lov er det nødvendig å nytte prinsippet om massens konservering (ligning 2-4). Det vil si at for hver celle strømmes det like mye vann inn som ut.

Begrensninger - feilkilder

En matematisk modell gir kun et tilnærmet bilde av de virkelige strømningsforhold. Nedenfor oppsummeres noen usikkerhetsfaktorer.

Strømningen antas å være todimensjonal. Dette er trolig den største tilnærmingen. Feltobservasjoner viser ofte store hastighetsforskjeller i et dybdesnitt.

Sjøen deles inn i ruter (100 m x 100 m) i horisontalplanet. Dybden antas konstant innen hver rute. Følgelig blir landkonturer og bunntopografi kun tilnærmet avbildet. Dette fører gjerne til noe usikre resultater i områder med store dybdegradienter og ujevn strandlinje.

Strømningsmønstre med mindre utstrekning enn rutenettets oppløsning blir ikke representert.

Vindens skyvekraft antas å være konstant i størrelse og retning over hele sjøen. Dersom enkelte deler ligger i lée, vil de reelle hastigheter formodentlig være mindre enn de modellerte.

I modelleringen inngår koeffisienter som kan variere fra sjø til sjø. I mangel av feltobservasjoner blir disse stipulert utfra kvalifisert skjønn.

Manglende feltobservasjoner gjør at det ikke er mulig å verifisere modellverdiene pålitelighet. Resultatene bør derfor nyttes med varsomhet. Dette gjelder særlig hastighetenes størrelse.

2.4.2 Resultater

Strømningsmøsteret ble beregnet for tre ulike situasjoner:

1. vind fra NNV på 6 m/s, tilløps- og avløpsvannføring lik $20 \text{ m}^3/\text{s}$, vannstand 757,3 m o.h.
2. vind fra SSØ på 6 m/s, tilløps- og avløpsvannføring lik $20 \text{ m}^3/\text{s}$, vannstand 757,3 m o.h.
3. vind fra SSØ på 10 m/s, tilløps- og avløpsvannføring lik $20 \text{ m}^3/\text{s}$, vannstand 757,3 m o.h.

Vannføringer på $20 \text{ m}^3/\text{s}$ tilsvarer flomsituasjon etter regulering (avsnitt 2.2) SSV og NNØ svarer til de hyppigste vindretningene (figur 1-6) observert på Bjåen. Det vil si at vinden fortrinnsvis går i dalens lengderetning. Ved Hartevatn antas de tilsvarende vindretninger å ha henholdsvis SSØ- og NNV-lig retning. Vindhastigheten er relatert til 10 m over vannflaten. 6 m/s i 10 m's nivå tilsvarer nær 2,4 m/s som er årlig middelvei ved Bjåen observert i 1,5 m's nivå. Vannstanden på 757,3 m o.h. svarer til medianvannstand etter regulering.

Det mest karakteristiske trekk ved strømningsmøsteret er de mange virvler (fig. 2-10, 11, 12). Ved vind fra SSØ på 6 m/s (figur 2-10) dannes en "med urviser" roterende virvel i bukta ved Otras utløp. Mellom denne og utløpet oppstår en langstrakt "mot urviser" roterende bevegelse. Vestenfor strømmer vannet i 5 større virvler. Samtlige roterer med urviseren. I tillegg til dette hovedmønsteret fins en rekke mindre virvler.

Hastigheten varierer i området 0 til ca. 25 cm/s. De største verdiene oppstår i de grunneste partiene nær land eller øyer.

Ved økt vindstyrke til 10 m/s i samme retning blir strømningsmønsteret tilnærmet uforandret (figur 2-12). Kun hastighetene økes.

Ved vind fra NNV på 6 m/s (figur 2-11) roterer virvlene i motsatt retning av de ovenfor beskrevne. Lokaliseringen av disse og hastighetenes størrelse viser kun mindre avvik.

Strømningsmønsteret indikerer liten utveksling av vann mellom sjøens østre og vestre del.

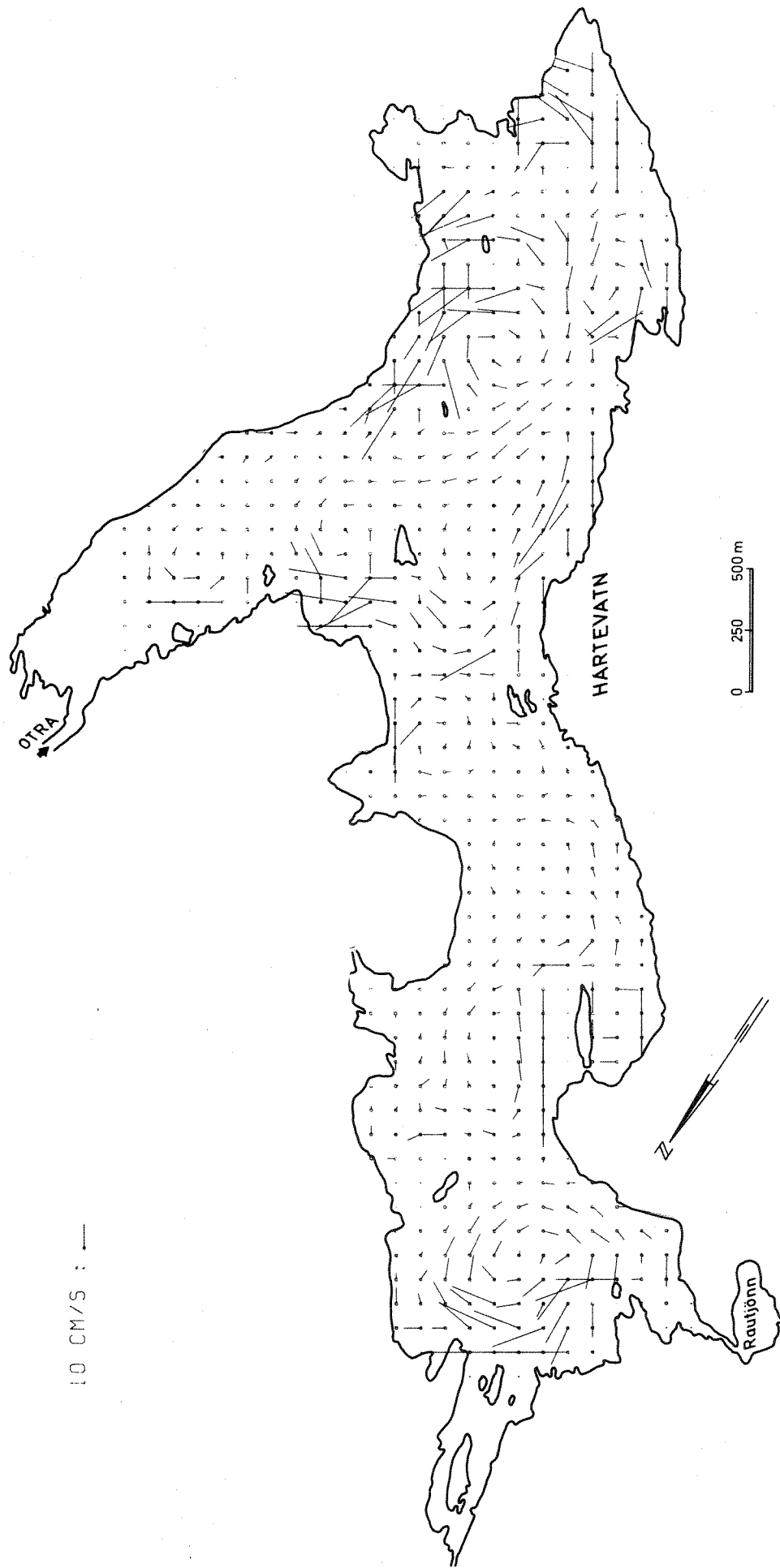


Fig. 2-10. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 6 m/s fra SSØ.

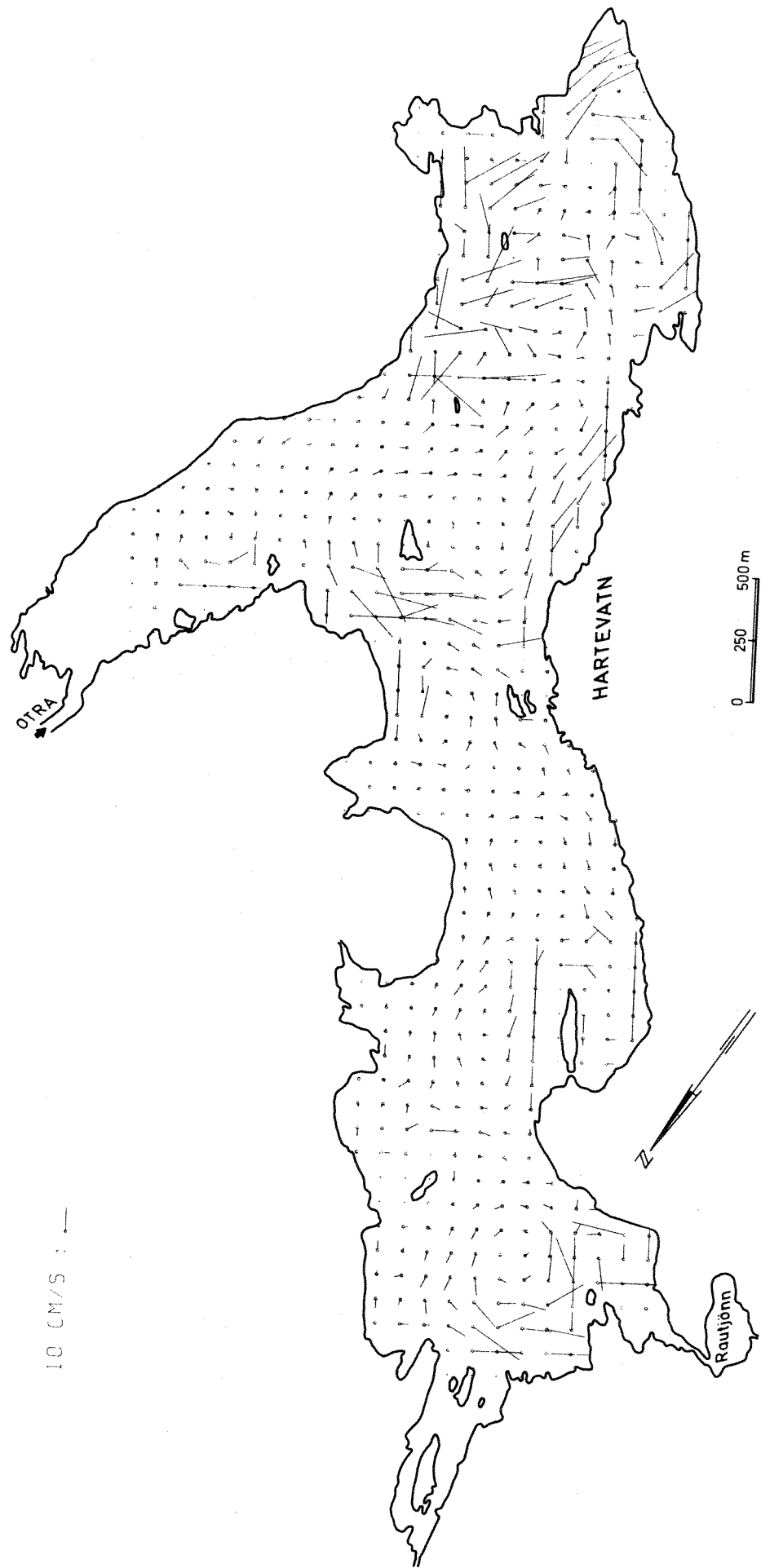


Fig. 2-11. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 6 m/s fra NNW.

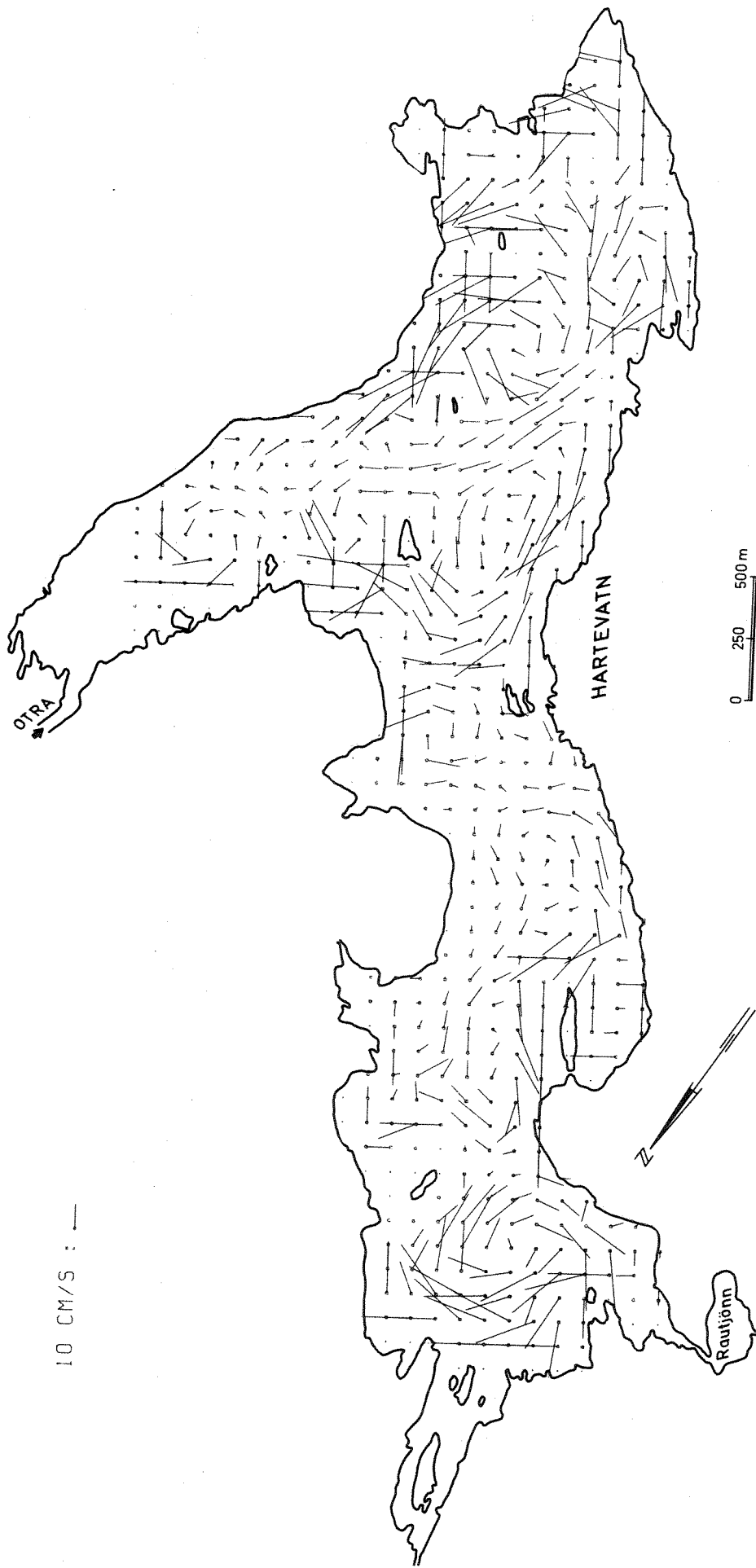


Fig. 2-12. Simulert strømningsmønster ved vindstyrke 10 m/s fra SSØ.

Hastigheter på grunn av Otras tilløpsvannføring på $20 \text{ m}^3/\text{s}$ er av størrelsesorden mm/s noen hundre meter fra utløpet (se randverdiene). $100 \text{ m}^3/\text{s}$ vil øke randhastighetene til ca. $2,5 \text{ cm/s}$.

I det grunne partiet nærmest utløpet av sjøen blir hastighetene ca. 5 cm/s på grunn av utløpsvannføringen.

Med unntak av området nærmest utløpet er vinden bestemmende for strømningsmønster og hastigheter. Eventuelle reguleringer vil neppe endre dette.

Manglende feltobservasjoner gjør at det ikke er mulig å verifisere modellverdiens pålitelighet. Erfaringsmessig gis et reelt bilde av selve strømningsmønsteret. Hastighetenes størrelse kan være mer usikre. Videre kan topografien i området medføre forskjellige vindretninger i ulike deler av sjøen.

2.5 Hartevatn - spredning

Med kjennskap til vannets strømningsmønster og stofftilførsel kan konsentrasjonsfordelingen i sjøen beregnes. Beregningene utføres med en matematisk modell.

2.5.1 Matematisk spredningsmodell

Modellen beregner konsentrasjonsfordelingen som funksjon av tiden. Stoffet antas å følge vannets bevegelse og hverken forbrukes eller sedimentere (konservativt). De oppgitte konsentrasjonsverdier er middelerverdier i et vertikalsnitt fra overflaten til bunnen.

Den matematiske formuleringen av spredningsforløpet er gitt ved:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{1}{H} \frac{\partial(UHC)}{\partial x} - \frac{1}{H} \frac{\partial(VHC)}{\partial y} + \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x} (H \cdot K_x \frac{\partial c}{\partial x}) + \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial y} (H \cdot K_y \frac{\partial c}{\partial y}) \quad (2-5)$$

c : stoffets konsentrasjon

t : tid

K_x, K_y : turbulent diffusjonskoeffisient i h.h.v. x- og y-retning

U, V : vannets hastighetskomponent i h.h.v. x- og y-retning

H : dybde.

Sjøen deles opp i celler. Ligning 2-5 skal gjelde for hver celle. Hastighetskomponenter, dybde og cellestørrelse overføres fra strømningsmodellen. De to første leddene gir uttrykk for konsentrasjonsendring på grunn av netto utveksling av vann gjennom cellens fire sidevegger. De to siste leddene (ligning 2-5) kan tolkes som stoffutveksling på grunn av virvler av mindre utstrekning enn rutenes størrelse. Koeffisientene K_x , K_y er empiriske.

Usikkerhet i spredningsmodellens resultater skyldes først og fremst usikkerhet i strømningsmodellens hastighetskomponenter, representativiteten av disse og feil stipulerte diffusjonskoeffisienter (K_x , K_y). På grunn av manglende feltobservasjoner er det ikke mulig å vurdere modellenes pålitelighet eksakt. Resultatene burde imidlertid være egnet til å vise spredningsforløpet i hovedtrekk.

2.5.2 Resultater

Et kontinuerlig utslipp av et konservativt stoff ble antatt å finne sted nær Otrass utløp i Hartevatn. Spredningsforløpet ble simulert i tre døgn. Alle konsentrasjoner antas å være 0 ved utslippets begynnelse. Vinden blåser fra SSØ med 6 m/s. Tilhørende strømningsforløp er vist på figur 2-11.

Fordelingen etter ett døgn er vist på figur 2-13. De høyeste konsentrasjoner (80 enheter/m^3) er ved utslippsstedet. Verdiene avtar raskt ved avstanden fra dette stedet. Verdier over 10 enheter/m^3 finnes i sjøens sentrale deler.

Etter 3 døgn har stoffet spredd seg til størstedelen av sjøen (figur 2-14). I bukta ved utslippet varierer konsentrasjonene mellom 100 og 40 enheter/m^3 . Verdier over 20 enheter/m^3 finnes i sjøens østlige del.

Spredningens utbredelse i tid har selvsagt nær sammenheng med strømningsmønsteret (figur 2-11). Stoffet spres relativt raskt i sjøens østre del, mens tilskuddet til den vestre del blir lite.

Utslipet er tenkt foretatt inne i virvelen nær Otrass utløp. Her blir vannutskiftningen mindre, oppholdstiden lengre og de maksimale konsentrasjonene høyere enn ved utslipp i hovedvirvelen noen hundre meter lengre sør.

Ved vind fra NNV strømmer vannet i virvler som er tilnærmet lokalisert på de samme steder som ved vind fra SSØ (figur 2-10). Selve strømretningen er

imidlertid motsatt rettet. I spredningsforløpet av stoff vil i store trekk bli uforandret. Påvirkningen av sjøens vestre del vil fortsatt bli liten.

Aktuelle stoffer som spres kan være fosfor og nitrogen. Disse stoffene er ikke konservative. De vil i varierende grad være utsatt for sedimentasjon og forbruk. Ved kontinuerlig tilførsel under konstante fysiske forhold vil konsentrasjonsmønsteret derfor innstille seg med fallende verdier i retning fra utslippspunktet. Vi har forløpig ikke utviklet spredningsmodellen til å omfatte ikke konservativt stoff. En kvantitativ beskrivelse av et slikt spredningsmønster må derfor utstå. Beregningene gir et bilde av den relative konsentrasjonsfordelingen mellom de ulike deler av sjøen. Simuleringen indikerer at området nær utslippet i særdeleshet og østre del av sjøen forøvrig vil kunne bli spesielt påvirket.

2.6 Sammendrag

Avløpet fra Lislevatn overføres til store Førsvatn gjennom tunnel (figur 2-1). Til denne tunnelen ledes vann fra Væringsdal, Skyvatn og Hartevatn (pumping). Hele tilløpet til Store Førsvatn overføres via Vatnedalsvatn til Botsvatn.

Med betegnelsen "etter regulering" menes etter at ovenstående reguleringer eventuelt er gjennomført.

Kapitlet gir en vurdering av dette reguleringsinngrepets virkning på vannføringer og fosforkonsentrasjoner i Otra på strekningen Lislevatn - Sarvfossen, samt strømning og spredning av stoff i Hartevatn.

Vannføring - vannstand

Som følge av reguleringen halveres midlere årlig gjennomstrømningsvolum i Hartevatn (fra 585 mill. m³ til ca. 290 mill m³). I dagens vassdrag varierer vannstanden i en representativ 10-års periode mellom 753,2 m o.h. og 759,9 m o.h. (6,7 m). Etter regulering vil median vannstand være 757,3 m o.h. hele året. Dette tilsvarer middelvannstand i dagens vassdrag (figurene 2-2, 3, 4).

Midlere årlig vannføring ved utløpet av Hartevatn vil ifølge simuleringene etter regulering bli 0,3 m³/s.

Fig. 2-13 Hartevatn. Simulert konsentrasjonsfordeling (enheter/m³)
ett døgn etter utslippets begynnelse

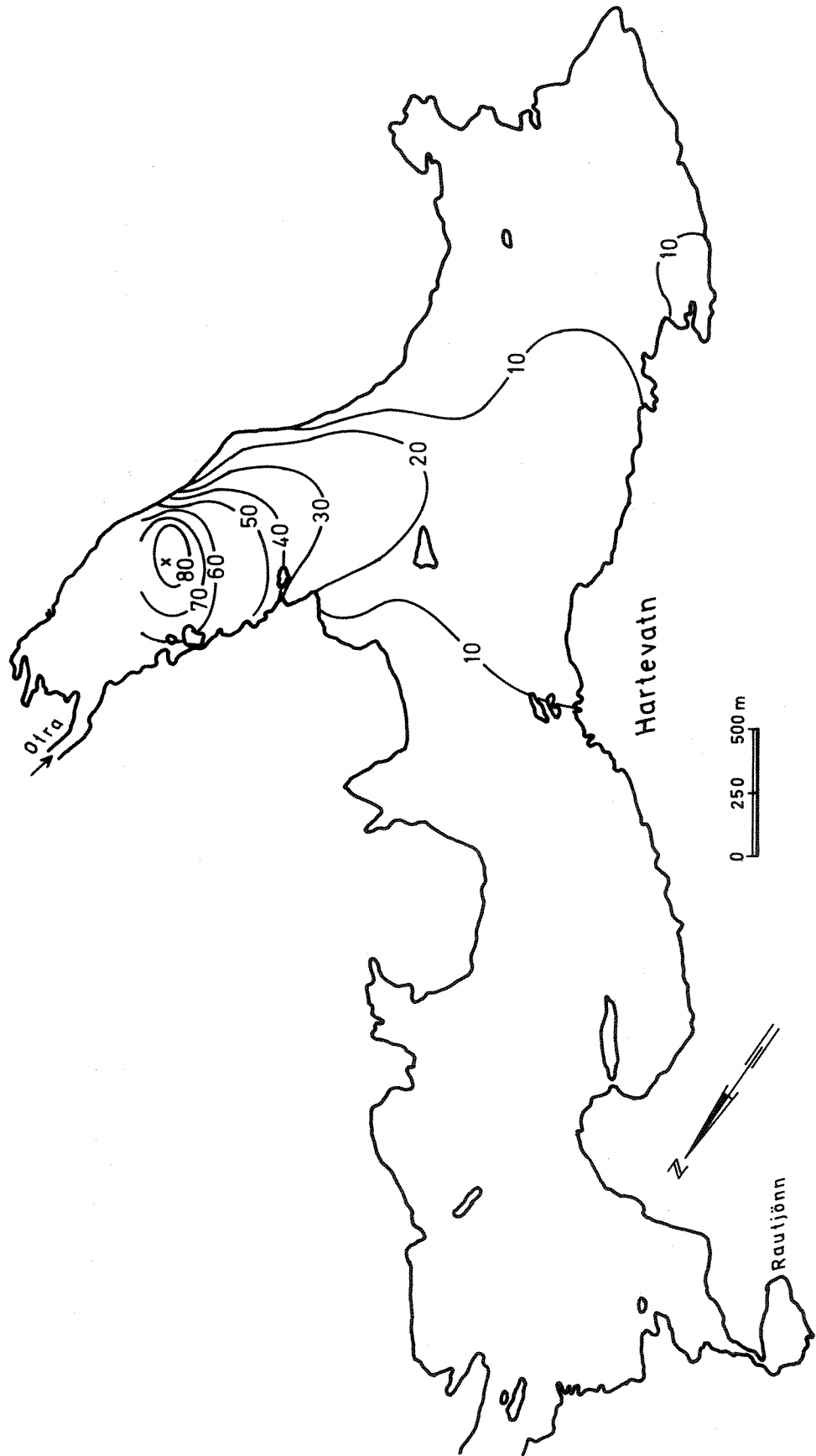
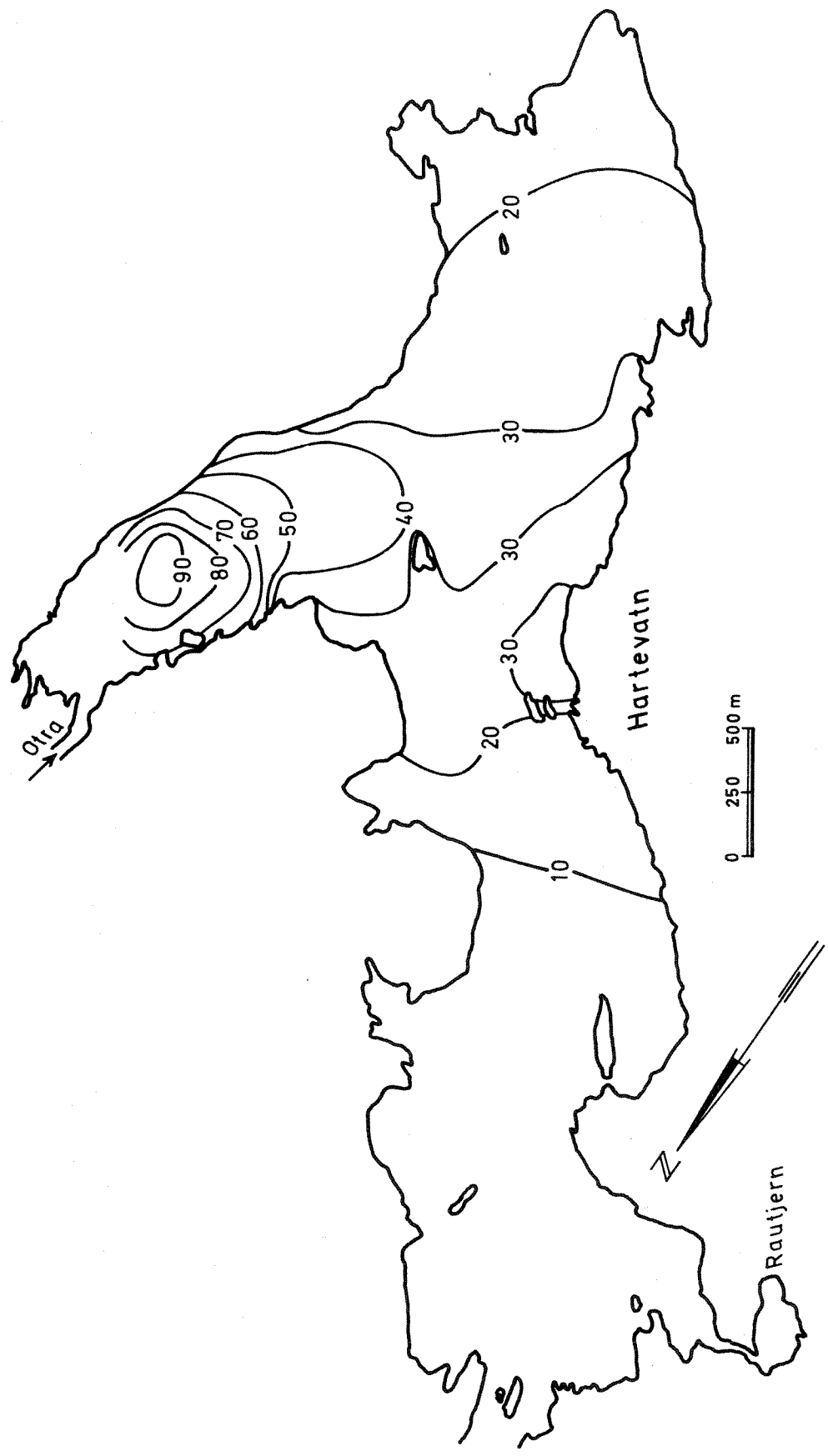


Fig. 2 - 14 Hartevatn. Simulert konsentrasjonsfordeling (enheter/m³)
tre døgn etter utslippets begynnelse



Vm 535 Hoslemo representerer etter regulering strekningen fra Berdal til Sarvfossen. Vannføringene kan etter regulering i 90% av året forventes å bli lavere enn minste observerte verdi i perioden 1945-1974.

Fosforkonsentrasjoner

Blant næringsstoffene antas fosfor å være begrensende faktor for den biologiske primærproduksjonen (algebegroing). For øvre del av Otra er denne grense satt til 7 µg P/l i vekstsesongen (mai-oktober).

I dagens vassdrag er beregnede fosforkonsentrasjoner under denne grense (tabell 2.1).

Ved maksimalt planlagt befolkningsøkning (hoteller m.m.) er det nødvendig med en minstevannføring på ca. 20 m³/s i Otra ved Hovden for å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet (tabell 2-1).

Ved renseanlegg i drift reduseres nødvendig minstevannføring til ca. 3,5 m³/s. Denne vil underskrides ca. hvert 10. år. D.v.s omtrent som i dagens vassdrag.

Dersom avløpet fra renseanlegget ikke ledes til Otra, vil fosforkonsentrasjonene bli ca. 3 µg P/l.

Hartevatn - strømming/spredning

Strømningsmønster og spredning av stoff fra et tenkt utslipp er for utvalgte situasjoner beregnet ved matematiske modeller.

Strømmingene er beregnet for de hyppigst forekommende vindretninger. Vannstanden er satt lik 757,3 m o.h. Dette tilsvarer median vannstand etter regulering.

Det mest karakteristiske trekk ved strømningsmønsteret er de mange virvler (figurene 2-10, 11 12). Lokaliseringen av disse og hastighetenes størrelse er tilnærmet konstant ved vind fra h.h.v. NNV og SSØ. Strømmingenes

rotasjonsretning endres imidlertid som følge av endret vindretning. Endret vindstyrke fører til endrede hastigheter. Selve strømningsmønsteret blir tilnærmet uforandret.

Med unntak av det grunne partiet nærmest utløpet, er vinden bestemmende for strømningsmønster og hastigheter. Eventuell regulering vil ikke endre dette.

Strømningsmønsteret indikerer liten utveksling av vann mellom sjøens østre og vestre del.

Et tenkt kontinuerlig utslipp av stoff ble foretatt nær Otras innløp. Spredningsforløpet ble beregnet i 3 døgn. Området nær utslippet i særdeleshet og i østre del av sjøen forøvrig ble spesielt påvirket (figurene 2-13, 14).

3. KJEMISKE FORHOLD

3.1 Tilgjengelige data

Otra

Den øvre delen av Otra-vassdraget har vært dekket med et nett av stasjoner for kjemisk prøvetaking (figur 1-1). På elvestasjonene er det sporadisk tatt vannprøver siden 1972-74. Brokke Kraftverk har imidlertid hatt ukentlig prøvetaking og analyse av følgende parametre: pH, konduktivitet (ledningsevne), turbiditet og vanntemperatur. Dette prøveopplegget omfatter 12 stasjoner, fra Byglandsfjord i sør til utløp Hartevatn i nord. NIVA har gjennom ett år mottatt vannprøver som er samlet inn parallelt med kraftverkets prøver. Sammenholdt med våre data gir dette et inntrykk av vannkjemiske forhold i området.

Innsjøene

Det foreligger mer sparsomt observasjonsmateriale omkring innsjøene Sæsvatn/Breidvatn, Hartevatn og Bykil. Prøveseriene er av orienterende karakter, og gir ikke et tilfredsstillende bilde av kjemiske forhold i disse innsjøene. Bare Breidvatn og Hartevatn vil bli omtalt i denne rapporten.

3.2 Kjemiske forhold i innsjøene

Tilgjengelige data er satt opp i tabell 3-1. Fra Hartevatn er det to observasjonsserier fra sommerstagnasjonen (29. august 1975 og 3. august 1977). Høstsirkuleringen er vist med serien fra 11. september 1976 og vintersituasjonen med resultater fra 3. januar 1978.

På grunnlag av kjemireultatene framstår Hartevatn og Breidvatn som klart oligotrofe (næringsfattige) innsjøer.

Surhetsgraden (pH) ligger mellom 6,0-6,5, med avtakende tendens mot dypere vann i seriene fra sommerstagnasjonen. Konduktivitetsverdiene ligger omkring 10 μ S/cm. Dette er normalt for området på grunn av geologiske forhold, og understreker at vannmassene inneholder svært lite oppløste salter. Dette går også fram av resultatene for hovedkomponentene

(kalsium, magnesium, kalium, natrium, klorid og sulfat). Alkalitetsverdiene er svært lave, og viser at vannmassenes innhold av bikarbonat (HCO_3^-) er beskjedent. Dette gir vanntypen liten bufringsevne ved tilførsel av syre, f.eks. fra sur nedbør.

Vannmassenes innhold av næringsstoffene nitrogen og fosfor er gjennomgående lavt, i tråd med vanntypenes oligotrofe karakter. Totalnitrogen i Harteavatn ligger omkring 130 $\mu\text{g N/l}$. Av dette foreligger mellom 1/3 og 1/2 som nitratnitrogen. Både nitrogenmengden og forholdet mellom nitrat og totalnitrogen er innenfor variasjonsbredden som er funnet i Otra-vassdraget.

Fosfor spiller en stor rolle ved kulturbelastning av innsjøer og vassdrag. Ofte er dette elementet begrensende for vekst av plankton og påvekstorganismer.

De observerte totalfosfor-verdiene i Harteavatn varierer betydelig, fra $< 2 \mu\text{g/l}$ til $8 \mu\text{g/l}$. Bakgrunnsnivået for fosfor i området ligger omkring $3 \mu\text{g P/l}$. Datatilfanget er ikke tilstrekkelig for å avgjøre om verdiene i Harteavatn er vesentlig høyere enn det bakgrunnsnivået skulle gi. Men fosforverdier omkring $6-8 \mu\text{g P/l}$ (3. august 1977) er avgjort høyere enn man kunne vente.

Breidvatn (tabell 3-1) likner i det store og hele svært på Harteavatn hva vannkjemiske forhold angår. Datatilfanget er like spinkelt som for Harteavatns vedkommende. Det er imidlertid verd å merke seg at fosforverdiene i Breidvatn ligger under de som er målt i Harteavatn, noe som forsterker inntrykket av en svak, men påviselig belastning av Harteavatn.

Begge innsjøene har svært klart vann, med siktedyp godt over 10 m. Vannfargen er blåaktig, og viser at innsjøenes vannmasser inneholder lite suspendert materiale.

Lite er kjent om temperaturforholdene og eventuell temperaturbetinget lagdeling i sommerhalvåret. Prøveserien fra 29. august 1975 viste at Harteavatn var termisk sjiktet, med overflatetemperatur omkring 14°C . I en såpass grunn og vindpåvirket innsjø som Harteavatn (jfr. avsn. 2.5) brytes antakelig lagdeling ned ganske tidlig på høsten.

Tabell 3-1. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Hartevatn.

Parameter	29.08. 1975		11.09. 1976		03.05. 1977			03.01. 1978		
	1 m	30 m	1 m	1 m	1 m	4 m	8 m	16 m	1 m	10 m
pH	6,32	6,00	6,24		6,44	6,33	6,29	6,26	6,54	6,50
Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	9,6	10,8	10,1		9,3	9,6	9,7	10,6	11,2	10,9
Totalnitrogen $\mu\text{g N}/\text{l}$	130	130	115		100	90	140	140	130	140
Nitrat (NO_3) $\mu\text{g N}/\text{l}$					60	70	60	80	40	50
Totalfosfor $\mu\text{g P}/\text{l}$	4	5	< 2		< 2	2	8	6	4	3
Kalsium mg Ca/l	0,81	0,98	0,81							
Magnesium mg Mg/l	0,19	0,23								
Kalium mg K/l	0,16	0,16								
Natrium mg Na/l	0,63	0,66								
Klorid mg Cl/l	0,9	1,0			1,0	1,0	1,0	1,4	1,0	1,0
Sulfat mg SO_4/l	1,0	1,2			1,4	1,3	1,2	1,3	1,6	1,1
Alkalitet meq/l	-	0,065							0,07	0,06
Temperatur $^{\circ}\text{C}$	14,3	5,5								
Oksygenmetning % O_2	88,5	71,4								
Siktedyp (m)/farge	13 m/blå									

Tabell 3-1. forts. Fyskisk/kjemiske analyseresultater fra Breidvatn.

Parameter	29.08. 1975			03.08. 1977			11.09. 1976		
	1 m	7 m	15 m	1 m	2 m	4 m	8 m	11 m	
pH									
Konduktivitet $\mu\text{S/cm}$	6,55	6,45	6,50	6,39	6,48	6,45	6,39	6,36	
Totalnitrogen $\mu\text{g N/l}$	10,3	9,1	10,1	10,0	9,4	9,4	9,4	10,0	
Nitrat (NO_3) $\mu\text{g N/l}$	190	160	150	110	100	90	100	100	
Totalfosfor $\mu\text{g P/l}$		4	5	< 2	40	40	40	60	
Kalsium mg Ca/l	0,90	0,90	1,32	0,84	3	3	4	< 2	
Magnesium mg Mg/l	0,20	0,21	0,21						
Kalium mg K/l	0,21	0,18	0,16						
Natrium mg Na/l	0,64	0,95	0,63						
Klorid mg Cl/l	1,0	0,9	1,0		0,8	0,8	0,8	1,0	
Sulfat mg SO_4 /l	1,1	1,1	1,3		1,3	1,3	1,2	1,2	
Alkalitet meq/l	0,07	0,05	0,07						
Temperatur $^{\circ}\text{C}$	14,8	13,0	8,2						
Oksygenmetning % O_2	-								
Siktedyp (m)/farge	> 18 m/blå								

3.3 Observasjoner på elvestasjonene

Data fra i alt 7 stasjoner er stilt sammen i tabell 3-2. Analyserte parametre varierer en god del innenfor datasettet. Det finnes gjennomgående data for pH (surhetsgrad), konduktivitet (ledningsevne) og nærings-saltene nitrogen og fosfor.

Verdiene for pH og konduktivitet plasserer vassdraget i en svakt sur, svært saltfattig vanntype. Typisk ligger konduktivitetsverdiene omkring 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$; selv etter norske forhold er dette lave verdier.

Da laveste pH-verdiene er målt i utløp Vatnedalsvatn (st. 6, pH 5,23) og ved Hoslemo (st. 7, pH 5,62). På disse stasjonene er imidlertid pH-verdier omkring pH 5,7 (Vatnedal) og pH 6,0 (Hoslemo) mer vanlig.

På stasjonene øverst i vassdraget, fra utløp Breidvatn (st. 1) og ned til innløp Hartevatn (st. 4), ligger pH-verdien ofte omkring 6,5 med variasjonsbredde på 6,20-6,72. Vannmassene i selve Hartevatn er, som vist i tabell 3-1, svakt surere enn hovedtilløpet Otra. Dette framgår også av pH-verdiene for stasjon 5, utløp Hartevatn, som er litt høyere enn på stasjon Hoslemo videre nedover i Otra.

Med få unntak ligger verdiene for totalnitrogen omkring 100-150 $\mu\text{g N}/\text{l}$. Dette er samme konsentrasjonsområde som for innsjøene Breidvatn og Hartevatn, og i likhet med innsjøene er nitratnitrogen omkring 1/3 til 1/2 av totalnitrogen.

Belastning fra aktivitetene i Hovden-området slår ikke ut i merkbart høyere nitrogenverdier på st. 4, innløp Hartevatn. Derimot viser analyse av totalfosfor gjennomgående litt høyere verdier, 5-8 $\mu\text{g P}/\text{l}$, på denne stasjonen sammenliknet med de øvrige stasjonene. Her er verdier omkring 3-4 $\mu\text{g P}/\text{l}$ hyppig forekommende. Stasjonene 5, utløp Hartevatn, og Hoslemo har ved noen tilfeller vist høye fosforverdier (8-15 $\mu\text{g P}/\text{l}$) i perioder med lav vannføring.

Datamaterialet er imidlertid for spinkelt til å kunne si om slike tilstander ofte inntreffer.

Variasjoner gjennom året og på lang sikt kommer heller ikke fram i materialet.

Noe informasjon om slike forhold kan tas ut av det omfattende datamaterialet som Brokke Kraftverk samler inn fra Otra. Det samles inn ukentlige prøver fra i alt 12 stasjoner. Av disse er tre (utløp Harteavatn, utløp Vatnedalsvatn og Hoslemo) aktuelle i denne sammenheng. Resultater fra 1975 til ut 1977 er tabellert månedsvise i tabell 3-3. Parametrene pH, konduktivitet, turbiditet og vanntemperatur gir et visst inntrykk av kjemiske forhold i vassdraget og gir innsikt i de årsvariasjonene som gjør seg gjeldende.

Turbiditetsverdiene er ikke signifikant forskjellige stasjonene mellom. Det er heller ikke påvisbare vekslinger som kan settes i forhold til årstidene.

Temperatur viser en normal årstidsvariasjon. Utløp Harteavatn har de høyeste månedsverdiene, opp til 15,4 °C i august 1975. Denne stasjonen har også gjennomgående varmere vann i lengre perioder sommerstid enn de andre stasjonene.

Utløp Vatnedalsvatn viser lavere sommertemperaturer enn utløp Harteavatn og perioden med høye vanntemperaturer er kortere.

Forholdene ved Hoslemo er preget av utløp Vatnedalsvatn med påvirkning av utløp Harteavatn.

Konduktiviteten viser en klar svingning med årstidene på alle tre stasjoner. Månedlig topp inntreffer i samband med snøsmelting, omkring mai måned. Konduktivitetsverdiene er ikke statistisk ulike mellom stasjonene og til forskjellige år.

pH-verdiene er klart ulike mellom stasjonene og mellom de enkelte årene. Spesielt framhever utløp Harteavatn seg, der pH-verdiene viser en generelt synkende tendens siden 1975. Dette er i overensstemmelse med Gunnerød og Kjos-Hanssen (1977), som hadde data fra samme tidsrom. Det skal

imidlertid understrekes at et slikt pH-fall ikke kommer fram i de punkt-
vise målingene (tabell 3-2). Vi har sammenliknet resultater av parallelle
pH-målinger foretatt av NIVA og Brokke Kraftverk. I en serie på 81 mål-
inger var maksimalt avvik 0,84 pH-enheter. Parallellene antydte at det
var systematiske forskjeller til stede, med gjennomgående høye positive
forskjeller på høye pH-verdier (målt på NIVA) og negative forskjeller på
lave pH-verdier.

Sambandet mellom pH-målingene er gitt av regresjonslikningen

$$pH_{\text{Brokke}} = 0,58 pH_{\text{NIVA}} + 2,48$$

med korrelasjonskoeffisient $r_{xy} = 0,71$ og forklaringsgrad 50,1 %. Den
betydelige variasjonen mellom måleseriene lar seg derfor ikke fullt ut
forklare ved enkle, lineære samband. Mer sammensatte regresjonslikninger
er forsøkt, uten i vesentlig grad å gi noen bedre forklaring av ulik-
hetene.

Slike instrumentforskjeller kan ha flere årsaker, bl.a. elding av pH-
elektroder og utilstrekkelig kalibrering.

Konklusjonen må bli at datasettet ikke kan bekrefte eventuell tendens til
fallende pH i Hovden/Hartevatn-området. Diskusjon om dette i Gunnerød
og Kjos-Hanssen (1977) er ført på feilaktig grunnlag.

Tabell 3-2. Fysisk/kjemiske analyseresultater, elvestasjoner.

Parameter	St.1 Utløp Breidvatn		St.2 Utløp Lislevatn		St. 3 Byrtemannsbekk		
	Dato		Dato		Dato		
	22.11. 1972	03.10. 1973	29.08. 1975	28.06. 1976	03.08. 1977	03.01. 1978	04.01 1978
pH	6,34	6,60	6,63	6,20	6,42	6,52	6,52
Konduktivitet $\mu\text{S/cm}$	12,0	11,6	9,0	10,1	12,9	11,1	13,0
Totalnitrogen $\mu\text{g N/l}$	145	125	100	140	80	120	120
Nitrat (NO_3) $\mu\text{g N/l}$	50	40	50	50	50	20	70
Totalfosfor $\mu\text{g P/l}$	3	4	3	4	3	5	< 2
Kalsium mg Ca/l	1,10	1,25	0,90	0,83		1,02	
Magnesium mg Mg/l	0,18	0,19	0,21			0,20	
Kalium mg K/l	0,14	0,12	0,10			0,13	
Natrium mg Na/l	0,75	0,85	0,54			0,55	
Jern $\mu\text{g Fe/l}$	15	20					
Klorid mg Cl/l	0,8	1,4	1,8	1,2	1,0	1,0	0,8
Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	< 1	1,8	1,2		1,6	1,4	1,6
Alkalitet meq/l	0,1	0,06	0,06			0,05	0,09

Tabell 3-2. forts.

Parameter	St.4 Innløp Hartevatn		St.5 Utløp Hartevatn											
	Dato	29.08. 1975	03.08. 1977	03.01. 1978	29.08. 1975	06.08. 1976	10.09. 1976	08.10. 1976	10.11. 1976	03.12. 1976	07.01. 1977	09.05. 1977	03.08. 1977	03.01. 1978
pH		6,72	6,42	6,50	6,48	6,24	6,09	6,19	6,12	6,01	6,26	6,19	6,36	6,50
Konduktivitet $\mu\text{S/cm}$		10,1	10,2	11,0	10,7	9,7	10,0	11,5	11,3	11,0	12,2	12,9	9,8	11,1
Totalnitrogen $\mu\text{g N/l}$		90	150	140	120	55	100	160	480	160	150	100	140	140
Nitrat (NO_3) $\mu\text{g N/l}$			50	40										
Totalfosfor $\mu\text{g P/l}$		5	8	5	4	< 2	2	4	8	2	4	3	5	3
Kalsium mg Ca/l		1,02			0,77									
Magnesium mg Mg/l		0,21			0,21									
Kalium mg K/l		0,13			0,5									
Natrium mg Na/l		0,58			0,76									
Klorid mg Cl/l		1,8	0,8	0,9	1,3								1,0	1,0
Sulfat mg SO_4 /l		1,2	1,5	1,1	1,4								1,6	1,2
Alkalitet meq/l		0,07		0,06	0,05									0,06

Tabell 3-3. Kjemiske data fra stasjonene : (5) Utløp
Hartevatn, (6) Otra Hoslemo, (7) Utløp
Vatnedalsvatn.
Data fra Brokke Kraftverk.

STASJON : UTLØP HARTEVATN

PERIODE :	PH	KONDUKT. US/CM	TURBID. JTU	TEMP. C-GRAD.
75- 1 :	6.24	12.98	0.23	0.72
75- 2 :	6.21	10.92	0.20	0.37
75- 3 :	6.62	11.17	0.17	0.35
75- 4 :	6.54	13.76	0.20	0.42
75- 5 :	6.31	13.87	0.27	1.55
75- 6 :	6.36	11.73	0.21	6.50
75- 7 :	6.32	9.97	0.16	13.50
75- 8 :	6.28	8.73	0.17	15.43
75- 9 :	6.40	8.97	0.18	12.33
75-10 :	6.28	8.98	0.23	5.72
75-11 :	6.25	9.55	0.27	2.98
75-12 :	6.25	9.20	0.34	0.68

MIDDEL :	6.33	10.93	0.22	4.54
ST.AVVIK:	0.14	2.03	0.07	5.29
ST.FEIL :	0.02	0.30	0.01	0.80
ANTALL :	47	47	47	44

76- 1 :	6.29	10.70	0.25	0.10
76- 2 :	6.19	11.00	0.28	0.20
76- 3 :	6.19	11.94	0.25	0.24
76- 4 :	6.22	12.60	0.25	0.47
76- 5 :	6.28	14.72	0.27	1.97
76- 6 :	6.26	12.38	0.22	7.18
76- 7 :	6.16	11.05	0.31	13.85
76- 8 :	6.15	10.80	0.20	13.80
76- 9 :	6.18	10.78	0.29	9.52
76-10 :	6.23	11.45	0.33	5.30
76-11 :	6.15	11.27	0.38	2.02
76-12 :	6.10	11.26	0.20	0.70

MIDDEL :	6.20	11.68	0.27	4.65
ST.AVVIK:	0.10	1.27	0.12	4.88
ST.FEIL :	0.01	0.18	0.02	0.75
ANTALL :	48	48	48	42

Tabell 3-3 forts.

STASJON : UTLØP HARTEVATN

PERIODE :	PH	KONDUKT. US/CM	TURBID. JTU	TEMP. C-GRAD.
77- 1 :	6.14	12.30	0.18	0.27
77- 2 :	6.16	11.62	0.22	0.20
77- 3 :	6.07	12.52	0.16	0.30
77- 4 :	6.19	13.53	0.18	1.00
77- 5 :	6.01	14.00	0.34	2.40
77- 6 :	6.04	12.02	0.21	10.04
77- 7 :	6.07	11.22	0.17	15.00
77- 8 :	6.11	11.45	0.23	12.60
77- 9 :	5.87	11.75	0.34	8.30
77-10 :	6.12	11.92	0.29	5.67
77-11 :	6.13	11.42	0.24	2.82
77-12 :	6.10	11.40	0.20	1.40

MIDDEL :	6.08	12.09	0.23	4.92
ST.AVVIK:	0.16	1.02	0.07	5.08
ST.FEIL :	0.02	0.15	0.01	0.75
ANTALL :	47	48	48	46

STASJON : HOSLEMO

PERIODE :	PH	KONDUKT. US/CM	TURBID. JTU	TEMP. C-GRAD.
75- 1 :	6.09	11.44	0.22	0.52
75- 2 :	6.02	10.35	0.22	0.23
75- 3 :	6.02	10.07	0.24	0.50
75- 4 :	6.45	12.40	0.17	1.14
75- 5 :	6.28	13.37	0.28	2.27
75- 6 :	6.37	10.97	0.22	7.05
75- 7 :	6.27	9.60	0.14	13.03
75- 8 :	6.04	8.37	0.13	14.37
75- 9 :	6.21	8.87	0.16	12.00
75-10 :	6.13	8.78	0.22	5.76
75-11 :	5.98	9.27	0.18	3.60
75-12 :	6.14	9.78	0.24	0.57

MIDDEL :	6.17	10.39	0.21	4.78
ST.AVVIK:	0.18	1.64	0.05	4.93
ST.FEIL :	0.03	0.24	0.01	0.74
ANTALL :	48	48	48	44

Tabell 3-3, forts.

STASJON : HOSLEMO

PERIODE :	PH	KONDUKT. US/CM	TURBID. JTU	TEMP. C-GRAD.
76- 1 :	6.01	9.90	0.24	0.10
76- 2 :	5.91	9.70	0.23	0.37
76- 3 :	6.12	11.06	0.27	0.38
76- 4 :	6.09	11.67	0.25	0.67
76- 5 :	6.19	14.15	0.30	2.58
76- 6 :	6.20	11.84	0.25	7.56
76- 7 :	5.92	11.25	0.15	13.10
76- 8 :	5.83	11.17	0.14	12.07
76- 9 :	6.20	10.96	0.21	8.60
76-10 :	6.04	11.42	0.26	5.00
76-11 :	6.05	11.00	0.32	2.65
76-12 :	5.87	10.54	0.24	0.62
MIDDEL :	6.05	11.20	0.24	4.66
ST.AVVIK:	0.16	1.30	0.08	4.43
ST.FEIL :	0.02	0.19	0.01	0.69
ANTALL :	48	48	48	41
77- 1 :	5.93	10.60	0.20	0.53
77- 2 :	6.13	10.97	0.22	0.20
77- 3 :	6.18	12.48	0.16	0.28
77- 4 :	6.32	13.13	0.17	1.53
77- 5 :	5.96	15.43	0.42	2.58
77- 6 :	6.00	11.56	0.22	9.36
77- 7 :	6.06	10.52	0.21	14.90
77- 8 :	6.06	10.80	0.17	11.45
77- 9 :	6.08	12.05	0.40	7.15
77-10 :	6.00	11.35	0.23	5.20
77-11 :	6.01	10.98	0.22	1.98
77-12 :	5.95	10.62	0.23	2.05
MIDDEL :	6.05	11.71	0.24	4.88
ST.AVVIK:	0.14	1.68	0.11	4.81
ST.FEIL :	0.02	0.24	0.02	0.73
ANTALL :	48	48	48	44

Tabell 3-3, forts.

STASJON : VARNEDAL

PERIODE :	PH	KONDUKT. JS/CM	TURBID. JTJ	TEMP. C-GRAD.
75- 1 :	5.78	10.62	0.23	1.00
75- 2 :	5.69	9.87	0.21	0.65
75- 3 :	5.92	10.00	0.18	0.87
75- 4 :	6.12	11.16	0.18	0.70
75- 5 :	5.85	11.75	0.27	3.38
75- 6 :	5.80	10.87	0.25	5.90
75- 7 :	5.84	10.20	0.16	9.33
75- 8 :	5.81	8.77	0.11	13.50
75- 9 :	5.83	8.93	0.13	10.97
75-10 :	5.79	8.70	0.15	6.70
75-11 :	5.79	9.30	0.17	4.75
75-12 :	5.75	9.14	0.21	1.25

MIDDEL :	5.83	9.96	0.19	4.43
ST.AVVIK:	0.20	1.16	0.05	4.19
ST.FEIL :	0.03	0.17	0.01	0.62
ANTALL :	47	47	47	46

76- 1 :	5.78	9.20	0.18	0.55
76- 2 :	5.65	9.75	0.23	0.62
76- 3 :	5.65	10.36	0.20	0.58
76- 4 :	5.65	10.60	0.20	1.20
76- 5 :	5.85	12.42	0.26	3.70
76- 6 :	5.75	11.50	0.27	6.94
76- 7 :	5.65	11.85	0.16	12.00
76- 8 :	5.72	11.63	0.14	11.87
76- 9 :	5.86	11.34	0.24	8.92
76-10 :	5.84	11.77	0.19	5.80
76-11 :	5.88	11.02	0.29	3.40
76-12 :	5.69	10.50	0.24	1.40

MIDDEL :	5.75	10.95	0.22	4.35
ST.AVVIK:	0.11	1.07	0.07	4.00
ST.FEIL :	0.02	0.15	0.01	0.58
ANTALL :	48	48	48	48

Tabell 3-3, forts.

STASJON : VATNEDAL

PERIODE :	PH	KONDUKT. JS/CM	TURBID. JTU	TEMP. C-GRAD.
77- 1 :	5.75	10.67	0.19	1.00
77- 2 :	5.79	10.87	0.22	0.80
77- 3 :	5.78	11.78	0.15	0.78
77- 4 :	5.86	11.87	0.14	1.67
77- 5 :	5.74	13.97	0.46	3.37
77- 6 :	5.73	11.90	0.29	8.12
77- 7 :	5.75	11.30	0.20	10.95
77- 8 :	5.67	10.90	0.15	12.40
77- 9 :	5.75	10.97	0.18	9.52
77-10 :	5.71	10.95	0.19	6.87
77-11 :	5.79	10.62	0.19	4.20
77-12 :	5.70	10.50	0.18	2.87
MIDDEL :	5.76	11.37	0.22	5.02
ST.AVVIK:	0.08	1.22	0.12	3.93
ST.FEIL :	0.01	0.18	0.02	0.57
ANTALL :	48	48	48	47

3.4 Sammendrag av vannkjemiske forhold

Målinger av kjemiske parametre i Otra-vassdraget siden 1972 gir klart uttrykk for vassdragets næringsfattige tilstand. Vannmassene er svakt sure i den øvre delen omkring Hovden-Hartevatn (pH 6-6,5), men blir noe surere lenger nedover i vassdraget. Tilgjengelige data kan ikke understøtte antakelsen om fallende pH-verdier i vassdraget siden 1972.

Verdiene for konduktivitet (ledningsevne) og oppløste mineralstoffer er svært lave. Dette gjelder i samme grad næringsstoffene nitrogen og fosfor, som med få unntak ligger omkring det naturlige bakgrunnsnivået i avrenningen fra uberørte fjell- og skogsområder. Otra forbi Hovden skiller seg ut ved svakt høyere verdier for nitrogen og fosfor; forskjellene er imidlertid små og neppe statistisk utsagnskraftige.

Innsjøene Breidvatn og Hartevatn skiller seg lite ut fra vassdraget forøvrig hva kjemisk sammensetning angår. Begge innsjøene er grunne og påvirkes av vind som gir lite stabil lagdeling av vannmassene. Det lave innholdet av plantenæringsstoffer og svært stort siktedyp (>13 m) plasserer begge innsjøene i den næringsfattige (oligotrofe) innsjøtypen.

4. BIOLOGISKE FORHOLD I ØVRE DELER AV OTRA-VASSDRAGET

4.1 Påvirkningen av biologiske samfunn ved sivilisatorisk belastning og reguleringsinngrep

Samlebetegnelsen "biologiske samfunn" omfatter en rekke organismegrupper i vannmiljøet: planktonalgene, zooplankton, begroings-samfunnene langs strendene i innsjøer og i vassdrag, med innslag av alger, sopp, moser og karplanter. Fisk er med i disse samfunnene, men med ulike økologiske funksjoner.

Det finnes ikke tilgjengelige data som ooplankton fra Otra-vassdraget. Fiskeforholdene tas opp i sin helhet i avsnitt 4.4.

Plankton- og begroings-samfunnene blir gjennomgått i avsnitt 4.2-4.3. Her vil vi bare kort stille sammen noen faktorer som er med på å utforme slike samfunn (etter Faafeng, 1977):

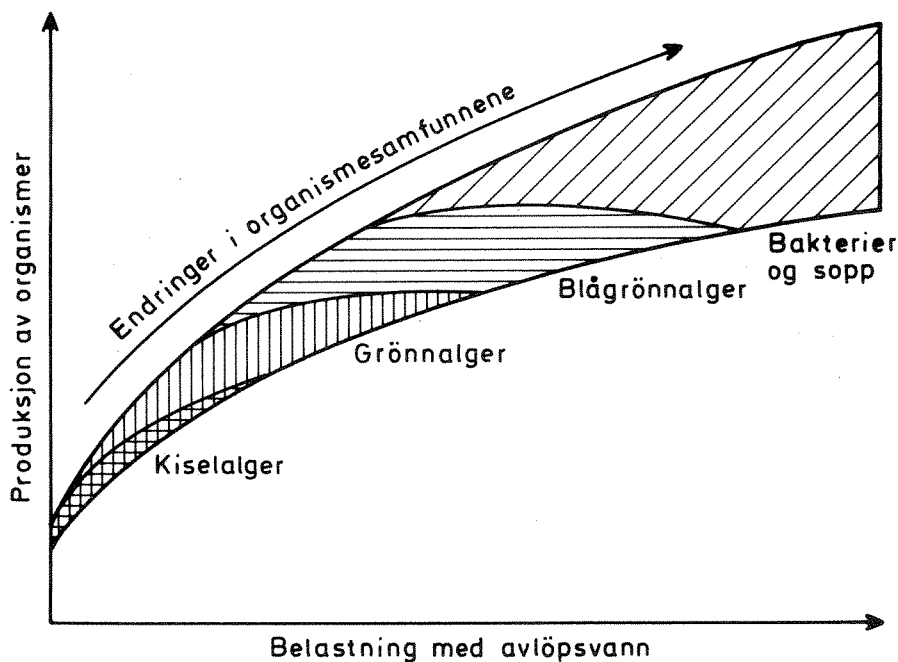
Bunntype	(sammensetning, stabilitet)
Strømhastighet	
Vannstand	(tidsvariasjon og absolutt variasjonsbredde)
Partikkeltransport	(nedslamming, skuringseffekter)
Is	(skuringseffekter)
Makronæringsstoffer	(fosfor, nitrogen, for noen algegrupper også silisium)
Mikronæringsstoffer	
Organisk materiale	
Temperatur	
Lysklime	
pH og bufferkapasitet	
Beiting og konkurranse	

Disse faktorer angår fastsittende begroings-samfunn og for det meste (med unntak av bunnforhold o.l.) også de planktoniske algesamfunnene. Sivilisatorisk belastning av vannsystemer påvirker mange av de oppstilte miljøfaktorene. Endring i næringsmengden (nitrogen, fosfor m.m.) er nærliggende å nevne i denne forbindelse.

Reguleringsinngrep går i første rekke på fysiske egenskaper ved vannsystemet - f.eks. mønsteret for vannstands- og strømhastighetsvariasjoner. Sekundært påvirkes temperatur, partikkeltransport og bunnslag. På sikt endres også næringsfaktorer, lysklima, beiting og konkurranse mellom arter i samfunnene.

Ingen biologisk organisme reagerer enkelt og entydig på endringer i det ytre livsmiljøet. Det er sammensatte reaksjonsmønstre som kommer til uttrykk. Kjennskapet til mange arters økologiske krav er heller ikke for godt.

Undersøkelser av begroing i forsøksrenner der drikkevann er belastet med forskjellige typer og konsentrasjoner av råkloakk og rensed kloakkvann, viser en klar sammenheng mellom begroing av fastsittende alger og konsentrasjonen av total fosfor i vannet. (PRA-rapport nr. 2.1). Ved økende tilførsel av kloakkvann endret algesamfunnet seg både kvantitativt og kvalitativt. Dette er vist generalisert i figur 4-1.



Figur 4-1. Endringer i organismesamfunnene i en elv med økende belastning med avløpsvann (Traaen 1976).

Ved en bakgrunnskonsentrasjon av fosfor på noen få $\mu\text{g/l}$ vil som regel begroingen bestå av små mengder kiselalger og grønnalger. Små tilførsler vil gi økt vekst av de samme organismene, mens en større belastning vil gi endringer i artssammensetningen med stadig større vekt på grønnalger. Disse krever høyere næringssaltkonsentrasjon. Mottar vannmassene enda større mengder med næringsstoffer, overtar blågrønnalger, sopp og bakterier. Mengden av alger øker også ettersom belastningen øker.

Sterk vekst av lange, trådformede eller slimdannende alger kan ved siden av at de er lite ønsket ut fra estetiske kriterier, skape problemer for vanninntak og fiske. Det må understrekes at en svak øking av algeveksten i vassdraget ikke nødvendigvis er uønsket, men det er avgjørende på hvilken måte dette algematerialet omsettes videre på, dvs. om bunndyrsamfunnet klarer å beite ned den økende algemengden. Problemene kan bli enda større når algesamfunnet endres kvalitativt. Slike forhold kan bare klargjøres gjennom vesentlig grundigere undersøkelse av vassdraget.

Om bunndyrene skal kunne omsette økt begroing på tilfredsstillende måte, må også elvas produksjonsareal, dvs. tverrsnitt av elvebunnen som ligger under vann, være tilfredsstillende stort. Lillehammer (1975) understreker betydningen av elvas tverrprofil og steinenes størrelse i denne forbindelse. Bunndyrkonsentrasjonen har i sin tur stor betydning som føde for bl.a. aureyngel.

4.2 Plantep plankton

4.2.1 Materiale og metoder

Kvantitative prøver av plantep plankton forelå for alle innsjøene i Otravassdraget, innsamlet i årene 1975-1977. Fra hver innsjø var det enkeltprøver, fra 1-5 m dyp, som var tilgjengelig. Informasjonen i slike planktonprøver begrenses ved den store feilmargin som kvantifiseringen av prøven gir. De kvantitative data er også tids- og arbeidskrevende å skaffe fram. Vi har forsøkt å bearbeide materialet mest mulig ved hjelp av numerisk-statistiske metoder. Prøvene av plantep plankton ble bearbeidet etter Utermöhls sedimenteringsmetode (Utermöhl 1958). Volumet som hver alge utgjorde i prøven, er bestemt ved hjelp av antall talte celler og artsspesifikke volumer (funnet ved å sammenlikne organismene ved kjente romfigurer).

Algevolumet oppgis i mm^3/m^3 , og er tilnærmet et uttrykk for algebiomassen (biomasse = vekt av organismer ved gitt tidspunkt).

Andre aspekter av planktonsamfunnet er artsrikdom, fordelingen av artene på systematiske grupper og relasjoner mellom artene. De to første aspektene går vanligvis under begrepet diversitet eller biologisk mangfold. I økologisk teori er diversitet et abstrakt begrep knyttet til økosystemenes struktur og funksjon. Ved såkalte diversitetsindekser søker man å tallsette den mangfold som økosystemet viser. Det finnes, kanskje ikke helt overraskende, en serie med slike indekser å velge mellom. I hovedsak faller indeksene i to hovedgrupper, (1) informasjonsteoretiske, som er basert på en teoretisk analogi mellom biologiske systemer og kommunikasjonsprosesser, og (2) mer empiriske indekser, som regel med grunnlag i arts- eller individtall.

Det er gryende interesse for å ta diversitets- og andre biologiske indekser i bruk ved undersøkelser av innsjøer og vassdrag (Jørgensen 1977).

Vi har valgt å bruke to indekser hentet fra informasjonsteori; disse har kommet i vanlig bruk, og det finnes god litteraturredning for de verdier og variasjoner som kan ventes:

$$(4-1) \text{ Shannon-Weaver's } H = - \sum_{i=1}^N P_i \log_2 P_i$$

der P_i er den relative frekvens (eller volum /areal) for i.te art og N er totalantall arter,

$$(4-2) \text{ Pielous's } J = \frac{H}{\log_2 N}$$

der H og N er som under (1).

Generelt sett kan man si at H er uttrykk for samfunnets totale diversitet, mens J måler fordelingen av diversitet mellom artene. Høyere verdier av J (opp til $J_{\text{Max}} = 1$) betyr at den relative hyppighet av artene er mer lik; derfor kalles J ofte for "jevnhetsindeks" (evenness) i litteraturen.

De vanlig brukte indeksene har den ulempe at relasjoner mellom artene ikke direkte kommer fram. Fra informasjonsteorien finnes det begrep som dekker slike situasjoner også (Orloci, 1977). En indeks basert på såkalt gjensidig informasjon ("mutual informtion") er under utvikling, basert på algoritmer i Orloci (1977). Dessverre ble regnemaskinprogrammet for dette ikke ferdig i løpet av det korte tidsrommet som sto til rådighet.

En "gjensidig informasjon"-indeks ville ha gitt mulighet for å se de enkelte prøvene i forhold til hverandre, med hensyn både på artssammensetning og -fordeling. Som erstatning har vi tatt i bruk et distansemål mellom grupper, som er gitt ved uttrykket

$$(4-3) D_{ij}^2 = (\bar{x}_i - \bar{x}_j)^T \Sigma^{-1} (\bar{x}_i - \bar{x}_j)$$

der \bar{x}_i er middelvektoren for i.te gruppe og Σ kovariansmatrisen av dimensjon $p \times p$; p er antall arter som er med i beregningen.

Størrelsen D i uttrykket (4-3) går under navnet Mahalanobis -distanse, etter den indiske statistikeren som tok denne i bruk. Distansemålet tar hensyn til korrelasjon mellom variablene.

I motsetning til de indeksene som er gitt av (4-1) og (4-2), lar Mahalanobis' D seg teste statistisk med kjent fordeling (for detaljer, se Anderson, 1958).

4.2.2 Planteplankton-resultater

Prøvene ga en artssammensetning som er vanlig i oligotrofe (næringsfattige) innsjøer. Det ble i alt funnet 42 arter eller artsgrupper - dette er et svært lavt tall og antyder ytterlig innsjøenes næringsfattige preg. Artslistene og det beregnede algevolumet er satt opp i tabell 4.2.1. De største algevolumene var under $100 \text{ mm}^3/\text{m}^3$; dette er igjen svært lave verdier.

Rangerert etter volumforekomst var de hyppigste artene:

1. Chrysomonader (små), 2. *Gymnodinium lacustre*, 3. *Peridinium inconspicuum*
4. Chrysomonader (store), 5. *Cryptomonas marsonii*, 6. *Dinobryon crenatum*.

Gulalger (Chrysophyceae), fureflagellater (Dinophyceae) og (Cryptophycéer var dominerende algegrupper på volumbasis. Blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima* kunne forekomme i stort antall, men fordi cellene er små ($<2 \mu\text{m}^3$) utgjør denne arten bare en liten del av den totale algebiomassen. *Merismopedia tenuissima* forekommer hyppig i innsjøer med pH 5-6 på Sørlandet og Østlandet (Brettum, personlig meddelelse).

Grønnalgene var den mest artsrike algegruppen (i alt 14 slekter), men de fleste artene betydde lite volummessig.

Tabell 4.2.1 Planktonalger i Hartevatn og Breidvatn
(som algevolum mm^3/m^3).

Gruppe/art	Breidvatn			Hartevatn		
	29.08.	11.09.	01.08.	29.08.	11.09.	02.08.
	1975	1976	1977	1975	1976	1977
CYANOPHYCEAE						
<i>Merismopedia tenuissima</i>	1,0	3,3	0,1	0,1	0,4	0,1
Ubest. trådformede blågrønnalger						
CHLOROPHYCEAE						
<i>Chlamydomonas</i> spp.	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3	0,1
Ubest. chlorococcale grønnalger	1,0	1,1	0,9	1,0	1,9	1,3
<i>Dichtyosphaerium pulchellum</i> v. <i>minutum</i>	0,1			0,1		
<i>Elakothrix gelatinosum</i>	0,1		0,1	0,1		1,2
<i>Monoraphidium minutum</i>	0,1			0,1	0,3	
<i>Oocystis lacustris</i>					0,8	
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	3,0	1,0	3,1	3,0	1,9	1,5
<i>Polytoma granuliferum</i>	0,1					
<i>Scourfieldia</i> sp.	0,1	0,4	0,1	0,1	0,4	0,1
<i>Tetraedron minimum</i>				0,1		
Ubest. chloromonader I	1,0			1,0		
" chloromonader II				0,1		
CHRYSOPHYCEAE						
<i>Bitrichia chodati</i>	0,1	0,8	1,2	1,0	0,5	0,8
<i>Chrysoikes skujae</i>	0,1		0,1	0,1		0,2
Chrysomonader små store		12,1 12,7	13,3 13,7	13,0 0,1	13,8 9,6	9,1 9,6
<i>Dinobryon borgei</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	2,0	1,9	1,9	1,0	0,6	6,5
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americum</i>	1,0			0,1		
cf. <i>Kephyrion</i>	0,1	0,8	0,5	0,1	0,2	0,8
<i>Phaeaster aphanaster</i>					1,9	0,5
<i>Mallomonas globosa</i>			0,3			

Tabell 4.2.1 forts.

Gruppe/art	Breidvatn			Hartevatn			
	29.08.	11.09.	01.08.	29.08.	11.09.	02.08.	
	1975	1976	1977	1975	1976	1977	
CRYPTOPHYCEAE							
Cryptomonas sp.		5,7			4,6	1,2	
Cryptomonas marsonii	6,0	5,2	1,7	7,0	1,7		
Katablepharis ovalis	0,1	1,1	0,3	1,0	1,1	1,1	
Rhodomonas lacustris		0,5		0,1	1,4		
BACILLARIOPHYCEAE							
Navicularia sp.					1,9		
Ubest. pennate diatoméer	<0,1			<0,1			
Cyclotella sp.		1,6					
DINOPHYCEAE							
Gymnodinium lacustre	3,0	4,7	11,7	11,0		7,0	
Peridinium inconspicuum	2,0	11,7	19,5	12,1		4,7	
CRASPEDOPHYCEAE							
Craspedomonader ubest.	0,1			<0,1			
μ -alger	1,0	4,0	4,0	3,0	4,0	4,0	
Algevolum	mm^3/m^3	22,3	67,9	73,7	49,6	49,4	49,9

4.2.3 Struktur og mangfold

Det begrensede antall prøver som er tilgjengelig gjør det problematisk å vurdere innsjøenes planktonsamfunn mot hverandre. Selv om det er store variasjoner i artssammensetning og algevolum (tabell 4.2.1, og data fra Byglandsfjord/Åraksfjord), kan dette komme av tilfeldige variasjoner.

Planktondata fra 11 prøver var tilgjengelig, dvs. 11 . $(11-1)/2 = 55$ kombinasjoner. Mahalanobis D^2 ble beregnet for disse kombinasjonene, og testet for statistisk signifikans. Bare 7 av 55 beregnede D^2 var signifikante på 1 % nivå, og ingen på 0.1 % nivå. I samtlige tilfelle var Breidvatn med de signifikante sammenlikningene. Dette viser at planktonsamfunnet i denne innsjøen ikke var likt gjennom perioden 1975-1977. Ser man på de data som foreligger, er det klart at denne forskjellen kommer av ulikheter i mengdene av chrysomonader, fureflagellater, og delvis også blågrønnalger (*Merismopodia tenuis-sima*). De nevnte gruppene forekommer dels i små, dels i store mengder. Det er derfor nærliggende å tolke dette som et temperaturbettinget fenomen, dvs. at planktonsamfunnene i Breidvatn, som ligger adskillig høyere enn de andre innsjøene, kan utvikles med forskjellig tidsforløp. Derimot tyder datamaterialet ikke på noen gjennomgående kvalitativ eller kvantitativ forskjell mellom Breidvatn/Hartevatn på den ene, og Åraksfjord/Byglandsfjord på den andre siden.

I tabell 4.2.2 er data om planktonsamfunnene i Breidvatn/Hartevatn stilt sammen.

Tabell 4.2.2 Sammenfatning av planktonsamfunnene i Hartevatn og Breidvatn.

	Breidvatn			Hartvatn			
	År	1975	1976	1977	1975	1976	1977
Artsantall		23	19	19	27	20	19
Algevolum	mm^3/m^3	22.3	67.9	72.7	49.6	49.4	49.9
Diversitetsindekser:							
Shannon-Weaver's	H	3.37	3.44	2.89	3.10	3.38	3.33
Pielous's	J	0.75	0.81	0.68	0.65	0.78	0.78

Til sammenlikning kan vi sette opp de samme parametrene for planktonsamfunnene i de øvrige innsjøene i Otra-vassdraget.

Tabell 4.2.3 Sammenfatning av planktonsamfunnene i Åraksfjord og Byglandsfjord

	Åraksfjord 1976		Byglandsfjord 1975-76			
	1 m	5 m	1975	1 m	5 m	
Artsantall	22	20	19	20	13	
Algevolum	mm^3/m^3	23.6	41.2	53.7	33.2	27.5
Diversitetsindekser:						
Shannon-Weaver's	H	2.39	2.35	2.56	2.75	2.48
Pielou's	J	0.54	0.54	0.64	0.64	0.67

Et gjennomgående trekk er tendensen for de to høyereliggende innsjøene (Breidvatn, Hartevatn) til å ha litt større verdier for diversitetsindeksen H. Pielou's indeks J, som måler jevnheten i fordelingen av artsgruppene i samfunnet, har også noe høyere verdier her, enn sammenliknet med innsjøene lengre nedover i dalføret (Åraksfjord/Byglandsfjord).

Forskjellene i H- og J-verdier mellom de to gruppene av innsjøer er ikke svært store. Det finnes ingen god statistisk måte å teste forskjellene. Mahalanobis D^2 ga ikke signifikante verdier på mindre enn 5% nivå ved sammenlikning mellom de to gruppene. Foreløpig må konklusjonen derfor bli at samtlige innsjøer i Otra-vassdraget ser ut til å ha likartet planktonsamfunn. Dette samfunnet avspeiler innsjøenes næringsfattede tilstand.

4.2.4 Sammendrag planteplankton og produksjon

Resultatene fra Otra-vassdraget viser følgende:

- innsjøene har et artsfattig planteplankton, med svært lav algebio-masse og beskjeden produksjon;
- planktonet er dominert av gulalger (Crysophyceae), fureflagellater (Dinophyceae) og cryptophycéer. Dessuten kan blågrønnalgen *Merismopedia* forekomme i stort individantall;
- samfunnet av plankton er statistisk sett likt i de undersøkte innsjøene når det gjelder artssammensetning. Det er forskjeller mellom høyereliggende innsjøer (Breidvatn, Hartevatn) og lavereliggende (Åraksfjord, Byglandsfjord). De forskjeller som fantes kan føres tilbake på ulik tidsutvikling (temperatureffekt ?) i samfunnene;
- strukturelt likner samfunnene på hverandre i samtlige innsjøer. Artene er jevnt fordelt; dette gir høyt mangfold (diversitet).

Artene som ble funnet i planktonprøvene, er karakteristiske for næringsfattede (oligotrofe) innsjøer. Flere arter, bl.a. *Merismopedia tenuissima*, regnes for å være vanlige i sure innsjøer (pH 5-6).

4.3 Begroing av alger, moser og høyere vegetasjon

4.3.1 Tilgjengelige data

I samband med NIVA-oppdraget 0-198/72 er det samlet inn et omfattende observasjonsmateriale fra stasjonene merket med "B" på figur 1-1. Materialet består vesentlig av kvalitative data om mengde og sammensetning av begroings-samfunn. For gruppene alger og moser er følgende skala brukt ved bedømmelse av mengdeforhold:

5: dominant	2: sparsom
4: hyppig	1: sjelden
3: vanlig	+: forekommer

Den samme skala er også brukt for feltobservasjonene av karplanter (høyere vegetasjon).

Begroingsprøvene er samlet inn etter statistiske kriterier (tilfeldig utvalgte prøver). På stasjoner merket med "F" på figur 1-1 er det i tillegg laget profiler med stereobilder av prøveflater, etter metode beskrevet av Rørslett m.fl. 1978. Slike profiler er også laget på alle innsjøstasjonene, ned til dyp omkring 20 m der dette var mulig.

4.3.2 Analyse av bildedata

Land- og undervannsbildene er analysert i stereomodell. Artsinnholdet er bestemt og vegetasjonsdekningen anslått ved å legge et finmasket rutenett inn i stereomodellen. En dybdemåler som blir fotografert inn i bildet, gir dypet for hvert bildepar med god nøyaktighet. Dette dypet er regnet om til avvik fra medianvannstand etter følgende uttrykk:

$$(4.3.1) \quad dZ = Z_V - Z_M$$

hvor Z_V : vannstandens kotehøyde på observasjonsdagen;
 Z_M : medianvannstand (kotehøyde); størrelsen Z_M beregnes på grunnlag av vannstandsdata fra NVE der dette foreligger (eller anslås med hjelp av sonasjon på lokaliteten).

og

$$(4.3.2) \quad z_i = dZ - H_i$$

hvor

z_i : vannflatens avvik fra medianvannstand på observasjonsdagen;
 H_i : avlest dyp på i .te bilde.

Legg merke til at det lokale dybdesystem (z) regnes positivt oppover, dvs. negativt med økende absolutt dybdeverdi. På landbildene blir derfor H negativ, og tilsvarende prøveflatens høyde over vannoverflaten.

Denne måten å angi dybdeverdier på har mange fordeler i biologisk sammenheng. Det blir mulig å sammenlikne f.eks. dybdegenser og vertikalsonasjon i innsjøer med vidt forskjellig manøvrering av vannstanden. I slike innsjøer er middelvannstand \bar{Z} lite egnet som utgangspunkt for dybdeangivelser.

Prøveflatens dekningsgrad, dvs. det relative vegetasjonsdekkede arealet, er gitt ved

$$(4.3.3) \quad C_h = \sum_{i=1}^m a_{ih}$$

hvor

a_i : den i .te artens horisontalprojeksjon relativt til bildefeltet;
 m : artsantall i prøveflate h

Størrelsen C_h kan i artsrike samfunn overstige 1 (dvs. >100 % dekning). Ved hjelp av de relative arealene kan forekomstene av hver art "veies" for å finne uttrykk for artens midlere dyp:

$$(4.3.4) \quad Z_{P_i} = \frac{1}{A_i} \sum_{k=1}^{n_h} z_k a_{ik}$$

hvor

A_i : sum av i .te arts relative areal i alle prøveflater;
 n_h : antall prøveflater;

Variansen til Z_p er gitt ved :

(4.3.5)

$$\text{Var}(z_{P_i}) = \frac{1}{A_i} \sum_{k=1}^{n_h} (z_k - z_{P_i})^2 a_{ik}$$

Med hjelp av uttrykkene (4.3.4) og (4.3.5) kan de observerte artene rangeres i en sonasjonsrekke på hver lokalitet. Forskjellene i vertikalutbredelse kan så testes etter vanlige statistiske metoder.

Variasjonsbredden i z_P -verdiene er stor. Dette kan forklares ved å innføre begrepet karakteristisk dyp (z_K):

$$(4.3.6) \quad z_P = f(z_K, H_R)$$

der

z_K : hypotetisk karakteristisk dyp;

H_R : reguleringshøyde (biologisk sett, f.eks. differansen mellom 10. og 90. persentil i varighetsfordelingen).

Den enkleste modellen er å forutsette z_K som en konstant, ukjent størrelse for hver art. Med dette utgangspunktet kan anslag for z_K , \hat{z}_K , beregnes ved hjelp av z_P -verdiene og deres standardfeil. Man anvender minste kvadraters metode og justering av indirekte observasjoner (Mikhail og Ackermann 1976).

Som uttrykk for det biologiske mangfold (diversitet) er følgende indeks valgt: entropi-tetthet etter formelen:

$$(4.3.7) \quad E_h = \frac{1}{A} \left(C_h \log_2 C_h - \sum_{i=1}^m a_{ih} \log_2 a_{ih} \right)$$

hvor

A : totalareal av prøveflaten;

Denne funksjonen er analog til Shannon-Weaver's H (4.2.1), men baseres på klasser av data i stedet for relative frekvenser. Den oppgis i binære bits/m².

4.3.3 Begroing i Otra-vassdraget

Observasjoner av alger, moser og høyere planter er stilt sammen i tabell

4.3.1. Med få unntak er begroingssamfunnene svært like i sin oppbygning.

Dette kommer spesielt fram i selve Otra, på strekningen fra Breidvatn og nedover mot Hartevatn. Det er mosevegetasjon med hovedvekt på levermosene

(*Marsupella*) som preger elva. Mosevegetasjonen er knyttet til steinet underlag, og graden av dekning skifter en del mellom stasjonene. Dette kan føres

tilbakte på mindre forskjeller i strøm- og bunnforhold. Algevegetasjonen er i OTRAS øvre deler knyttet til mosene som vekstunderlag; det er sjelden å se ren algevekst på steiner.

Karakteristiske alger inkluderer blågrønnalgene *Scytonema mirabile* og *Stigonema mamillosum*, sammen med trådformede grønnalger (*Zygnema*, *Mougeotia* og *Microspora* arter). Disse algene regnes for typiske for oligotrofe (næringsfattige) vassdrag, eventuelt med svakt sure vannmasser.

I seg selv skaper slike algesamfunn få problemer - men den mengdemessige forekomst kan raskt øke selv ved små påvirkningsgrader (se diskusjon i avsnitt 6 om dette).

De moserike begroingsamfunnene fortsetter i OTRA nedstrøms Hartevatn. Det skjer ingen vesentlig endring i artssammensetningen på strekningen ned til Sarvsfoss og Bykil, men subjektivt bedømt øker mosesamfunnenes frodighet noe her. Særlig nedenfor Hoslemo, ved st. Bll Byklestølane, var dette forholdet markert. Her gjorde også bladmoser seg gjeldende sammen med levermosene.

Høyere vegetasjon er en sjeldenhet i OTRA på strekningen Breidvatn - innløp Bykil. Det er ugunstige strøm- og bunnforhold i elva som er årsak til dette. Bare de lite kravfulle artene *Juncus bulbosus* og *Sparganium angustifolium* kan forekomme hist og her, men aldri i særlige mengder.

Tabell 4.3.1 Begroingsfunn i Otra-vassdraget (Breidvatn-Bykil).

Plassering av stasjonene er gitt på figur 1-1 og i tabell 1.1.

Mengdeangivelse etter skala s. 4- 12

Art/systematisk gruppe	Stasjon											
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)												
Aphanocapsa sp.					1							
Chamaesiphon spp.								2	1			
Dichothrix cf. gypsophila				3								
Homeothrix nordstedtii	2				2			2	2	2	2	
Oscillatoria spp.								2				
Oscillatoriaceae (2-3 µm)	2				1		1					
Scytonema mirabile				3	3	4		2	4	4	4	
Stigonema mamillosum				3	3	4		2	3	3	3	
GRØNNALGER (Chlorophyceae)												
Bulbochaete sp.	2				2			1	1			
Microspora tumidula	2								3	2	1	
Microspora sp.					2							
Mougeotia sp.		3	3	1				1	1	1	1	1
Oedeogonium sp. (7 µm)								1				
Ulothrix sp.				1				1		1		
Zygnema sp. 1 (17-23 µm)				4	1			1	4	2	3	3
Zygnema sp. 2 (20-25 µm)				2								
KISELALGER (Bacillariophyceae)												
Ubestemte pennate diatoméer					1							
MOSER (Bryophyta)												
Blindia acuta				1	1	1		1	1	2	2	
Marsupella aquatica				4	4	4		3	3	5	5	
Scapania undulata					1					1	1	
Hygrohypnum spp.										2	3	
KARPLANTER (Vasculares)												
Isoëtes echinospora	1	1					1	1				1
Isoëtes lacustris	1	1										3
Juncous bulbosus	1	1	1	1			2	1	1	1	1	5
Subularia aquatica				1			2					1
Callitriche sp.	1	1	1				2	1				4
Sparganium angustifolium	1	1	1	1			2	1		1		5

4.3.4 Sonasjon og forekomst av bunnsamfunn

Data fra undervannsfotograferingen er utgangspunkt for en analyse av bunnsamfunnene i Otra-vassdraget. Innsjøene Hartevatn, Åraksfjord og Kilefjord blir brukt ved sammenlikningene. Denne rekkefølgen tilsvarer minskende reguleringshøyde.

Sonasjon vises ved at samfunnene inntar forskjellige dyp på lokaliteten. Ved hjelp av EDB og likningene (4.3.1) - (4.3.5) er artene rangert i en objektiv sonasjon. Definisjonen av samfunn kan ikke gjøres objektiv på samme måte (se senere kommentarer). Med de ulike bunnsamfunnene vil vi mene subjektivt avgrensede grupper av arter (planter, dyr) som har stort sett sammenfallende vertikalutbredelse. Bunnsamfunnene, slik de observeres på undervannsbildene, vil bestå av moser, høyere planter og større dyr (f.eks. ferskvannssvamp, Spongillidae).

Dekningsgrad

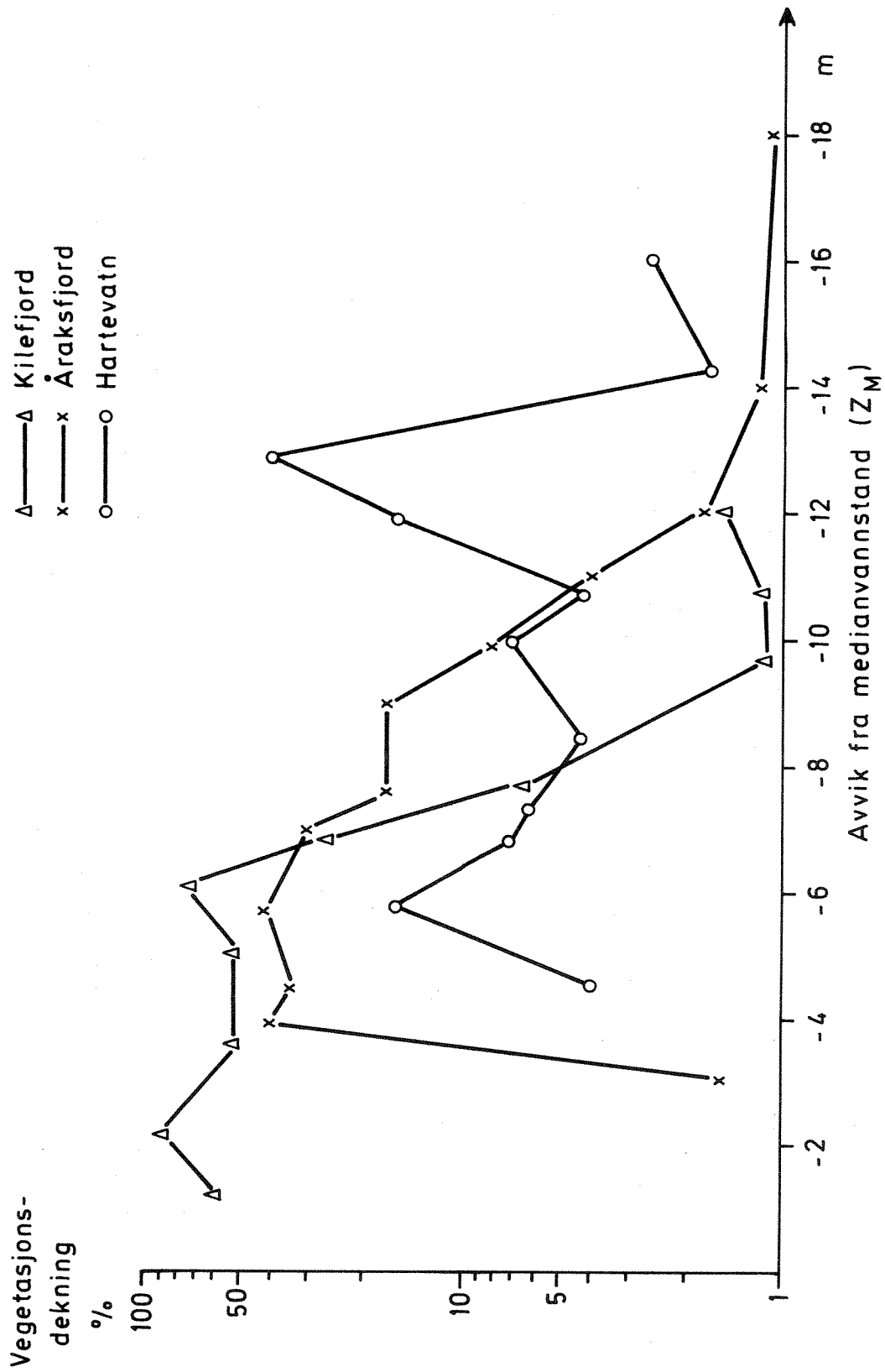
Dekningsgraden som funksjon av dypet i de tre innsjøene er vist i figur 4-2. Her er dypet angitt som avvik fra medianvannstand, jfr. likning (4.3.2).

Forløpet i kurvene er overens i alle innsjøene. Dekningsgraden stiger fra en utgangsverdi til et maksimum og faller deretter nokså bratt nedover. Utgangsverdiene er klart knyttet sammen med reguleringshøyden og antakelig også med hvor utsatt lokalitetene er for vind- og bølgepåvirkning. Kilefjord har den laveste reguleringshøyden, omkring 1,5 m. Her er bunnsamfunnets dekningsgrad rundt 50 % allerede i 1-2 m dyp og faller ikke vesentlig før ved 6-7 m dyp.

Åraksfjord ble undersøkt ved Skomedal, omlag midt på fjordens vestre side. Her var vind- og bølgepåvirkning tydelig. Sammen med erosjon fra regulert innsjø var det skapt ugunstig substrat for vekst ned til ca. 4 m under medianvannstand. I dette dypet steg dekningsgraden til omkring 40 % og holdt seg på dette nivået ned til ca. 7 m dyp, der bunnsamfunnet tynnes ut.

Hartevatn skiller seg fra disse innsjøene mest ved dypet der bunnsamfunnet har maksimal dekning, dvs. ca. 13 m under medianvannstand.

Fig.4-2 Bunnvegetasjonsdekning i noen innsjøer i Oтра-vassdraget



Som nevnt kan reguleringshøyden spores i forekomsten av bunnsamfunn. Dette vises når vi ser på dypet der maksimal forekomst kan finnes (figur 4-2). Samfunnene består ikke av de samme artene i alle innsjøene. Dette kan dekke over en klar sammenheng mellom reguleringshøyde og dybdeforekomst.

Ved å bruke begrepet karakteristisk dyp (z_K), kan man teoretisk se på sammenhengen (ref. likning 4.3.6). Dersom z_K er en tilnærmet konstant for hver art, kan anslag, \hat{z}_K , beregnes på grunnlag av z_p -verdiene etter likning (4.3.4) og (4.3.5).

Slike karakteristiske verdier er beregnet for de vanligste undervannsformene i Otra-vassdraget. Resultatene er stilt sammen i tabell 4.3.2. De minst regulerte innsjøene i vassdraget, Bykil og Flåren, tjener som kontroll, mens de resterende har gitt z_p -verdiene. Som det framgår av tabell 4.3.2 er det et bra samsvar mellom observerte og beregnede z_K -verdier. Antakelsen om z_K som konstant for hver art aksepteres.

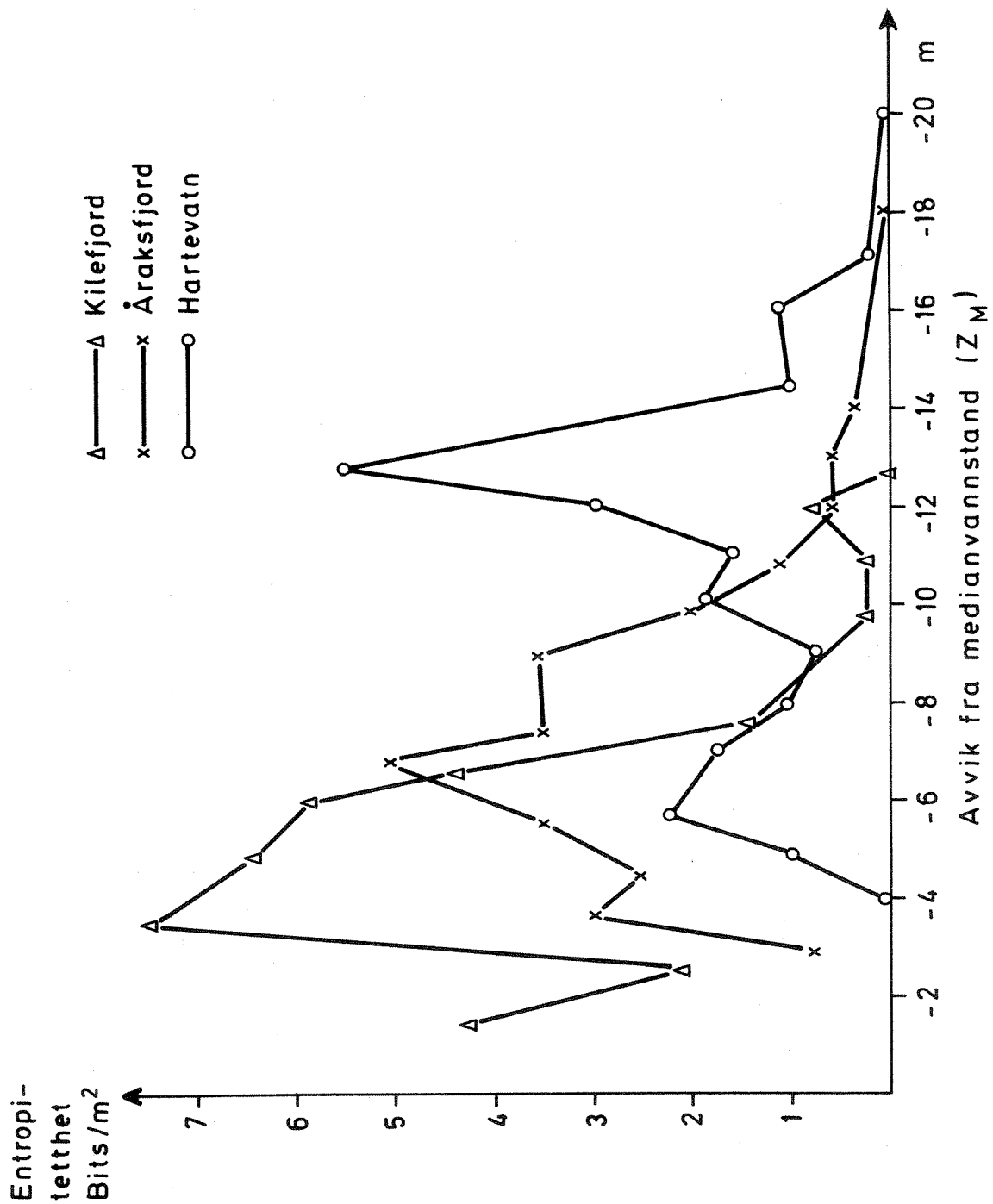
De beregnede z_K -verdiene gir et interessant utgangspunkt for å se artenes forekomst i forhold til reguleringshøyden. Ved å avsette z_K -verdiene i varighetskurvene for vannstand, kan man direkte lese ut hvor ofte denne arten vil bli f.eks. tørrlagt. Medianvannstand brukes da som ellers til referansepunkt.

Et annet bruk av z_K -verdiene er å forutsi artens dybdeforekomst med kjennskap til reguleringshøyden.

Mangfold

Forekomst av undervannssamfunn forteller sin del om livsforholdene i innsjøen; men sammensetningen og artsrikdommen i samfunnene har også vesentlig betydning. Det biologiske mangfold (diversitet) er karakterisert ved entropi-tetthet (likn. 4.3.6), bestemt på det innsamlede fotografiske undervannsmaterialet. Denne funksjonen er satt opp for de samme tre innsjøene i figur 4-3. Kurvene følger forløpet av dekningsgraden (figur 4-2) nøye.

Fig. 4-3 Mangfold (diversitet) i bunnevegetasjonen som funksjon av dyp



Tabell 4.3.2 Sammenstilling av beregnede mot observerte karakteristiske dyp (z_K) for de vanligste undervannsformene i Otra-vassdraget.

Art/samfunn	Variasjonsbredde		Beregnet		Observert	
	z_P	(m)	\hat{z}_K	(m)	z_K	(m)
<i>Isoetes lacustris</i>	-1,38	- -4,50	-0,84		-0,88	(Bykil)
<i>Sparganium angustifolium</i>	-1,46	- -3,30	-0,89		-0,86	(Bykil)
<i>Juncus bulbosus</i>	-1,83	- -4,50	-1,74		-1,33	(Bykil)
<i>Sphagnum</i> samfunn	-3,26	- -11,77	-2,50		-2,22	(Flåren)

Avgrensning av de enkelte bunnsamfunnene

Sammensetningen av de enkelte bunnsamfunnene kan, som tidligere nevnt, ikke gjøres objektivt. Et nyttig hjelpemiddel i subjektiv avgrensning av samhörige artsgrupper er den såkalte klyngeanalysen ("cluster analysis"). Her beregnes det et distansemål mellom alle kombinasjoner av observerte prøver. Ved hjelp av datamaskin kan man deretter undersøke kombinasjoner som likner på hverandre. Grupper av liknende prøver bygges opp i form av en såkalt trestruktur eller dendrogram (Sokal og Sneath 1963). For bilde-data ble framgangsmåten til Norddal m.fl. (1977) valgt.

Resultatene er framstilt som dendrogram i figur 4-4. Det er skilt ut 7 grupper i bunnsamfunnene, kjennetegnet ved (A)-(G). Prøvenes dybdeposisjon er også avmerket i figur 4-2. Det ser ut til å komme fram flere trekk.

Artssammensetning

De viktigste artene innenfor hver gruppe A-G er:

- (A) *Isoëtes echinospora/Juncus bulbosus/Lobelia dortmanna*. Dette er en ofte beskrevet artskombinasjon fra grunt vann i næringsfattige innsjøer (Spence 1964).
- (B) *Sphagnum* spp./ *Nitella* sp./ *Spongilla*. Dette er et dypvannssamfunn som er lite beskrevet i litteraturen.
- (C) Moserike samfunn, ingen artsbestemmelse foretatt (bilde-data). Muligens hører denne gruppen inn under (B).
- (D) *Juncus bulbosus/Sparganium angustifolium* (tette bestander). Disse artene i store bestander er et karaktertrekk for næringsfattige vann typer i Norge, gjerne knyttet til rennende vann. Forekommer på grunt vann i innsjøene.
- (E) *Utricularia minor/Sphagnum* spp. Dette er et karakteristisk dypvannssamfunn som er tidligere ubeskrevet. Det forekommer på dyp under 6 m (relatert til medianvannstand).

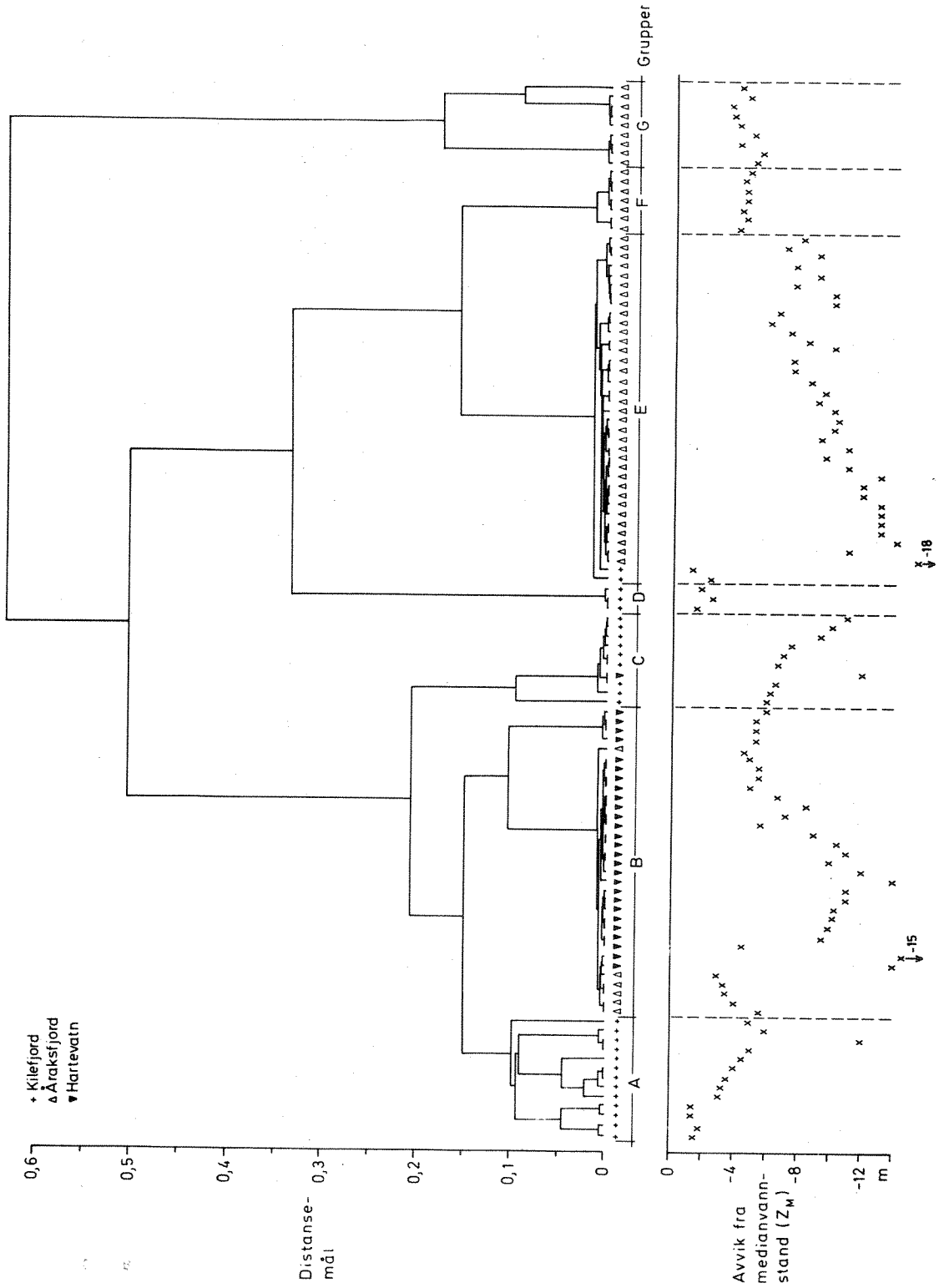


Fig. 4-4. Klyngeanalyse av bunnsamfunn i Otra-vassdraget. For detaljer, se tekst.

(F)+(G) *Isoëtes lacustris*. Brasmegras-samfunn, velkjent fra næringsfattige innsjøer. Forekomst 3-6 m dyp.

Dybdefordeling

De utskilte gruppene har ulik fordeling innenfor innsjøene. Gruppe (A), som er et karaktersamfunn i næringsfattige innsjøer, finnes bare i den minst regulerte innsjøen (Kilefjord). Gruppe (D) hører også til her.

Dypvannssamfunnene er (B), (C) og (E). De har forskjellig utforming i hver innsjø: Hartevatn er preget av (B), med ingen klar sammenheng mellom sammensetning og dyp. Åraksfjord er preget av gruppe (E), der sammenhengen mellom utforming og dyp er ganske klar. Se figur 4-4.

Brasmegras-samfunnene finnes dels i Kilefjord, som *Isoëtes echinospora*-samfunn (A), dels i Åraksfjord (F-G). De forekommer ned til dyp omkring 6-7 m. Disse samfunnene er knyttet til slamrik bunn som ikke er for løs eller dypreget.

Bunnsamfunnets sammensetning i forhold til reguleringshøyden

Her viser Kilefjord og Åraksfjord en sammenheng mellom utforming av bunnsamfunnet mot økende dyp. Mindre reguleringshøyde av Kilefjord slår ut i forekomst av gruppene (A) og (D).

Dypvannssamfunnene i de tre innsjøene er såpass forskjellig at de vanskelig kan sammenliknes direkte. Hovedtrekket er at samfunnene i Hartevatn er artsfattigere enn i de øvrige innsjøene. Dessuten mangler det en klar sammenheng mellom utforming og dyp. Det er nærliggende å sette dette i forhold til reguleringshøyden og manøvreringen av magasinet. Kortvarige, raske skiftninger i vannstand kan gi erosjon av bunnsedimentene og fører til ugunstige vilkår for planter og bunndyr.

4.3.5 Sammendrag av begroingsforhold

Elvestrekningene

Alle undersøkte lokaliteter er preget av samfunn med moser og sparsom algepåvekst. De observerte artene er vanlige i næringsfattige og svakt sure

vanntyper. Det er liten påvirkning å spore i samfunnene, med et mulig forbehold for Otra nedstrøms Hovden.

Innsjøene

Breidvatn er noe påvirket av regulering og magasinmanøvrering. Dette gir seg utslag i fattigere bunnsamfunn. Manøvreringen er ikke til hinder for forekomst av brasmegras-samfunn (*Isoëtes lacustris*) i denne innsjøen.

Hartevatn viser et meget forskjellig bilde av bunnsamfunnenes utforming. Disse er klart påvirket av den nåværende reguleringen. Samfunn med brasmegras og liknende former er forsvunnet, og det gjenstår artsfattige *Sphagnum*-samfunn på dypt vann.

Mindre reguleringshøyde for Hartevatn vil føre til muligheter for re-etablering av opprinnelige samfunn i innsjøen. Dette vil gi positive utslag for bunndyr og indirekte for fiskens næringsforhold.

4.4 Fiskeribiologiske forhold

4.4.1 Metoder

De fiskeribiologiske forhold i Otravassdraget og eventuelle regulerings-effekter på fisk vil her bli vurdert på grunnlag av en befarings- med inn-samling av fisk og næringsdyr for fisk samt opplysninger fra lokalkjente folk, fiskerisakkyndige og publikasjoner. Befaringen ble foretatt i tids-rommet 1.-6. august 1977.

Under befaringsen ble det prøvofisket med garn i Breidvatn og Hartevatn. Til dette ble benyttet en serie monofilamentgarn med maskevidde 21, 21, 26, 29, 35, 40, 45 og 52 mm (Jensen, 1972). Det ble fisket en natt i hvert av vannene Breidvatn og Hartevatn. I Breidvatn ble det fisket langs stranden syd for Bjåen Fjellstue og i Hartevatn ved øyene i innsjøens nordvestre del.

I Otra ble det fisket med elektrisk fiskeapparat (Lugab, $\bar{< 1000$ volt) mellom Hovden og Lislevatn. På grunn av praktiske vanskeligheter ble imid-lertid utbyttet av dette fisket mindre tilfredsstillende.

For å få et inntrykk av næringsfaunaens størrelse og sammensetning ble det samlet inn bunndyr i Breidvatn og Hartevatn samt på lokaliteter i selve Otra. I innsjøene ble benyttet en Van Veen grabb (Pettersen grabb) og det ble tatt 5 prøver (klipp) på hvert dyp i innsjøene. I Otra og i strandsonen i Breidvatn ble benyttet vannhov med maskevidde 250 μ m for innsamling av bunndyr. Innsamlingen foregikk i et bestemt tidsrom fordelt på 3 intervaller á 1 minutt. Antall prøver og anvendte metoder gir ikke grunnlag for en eksakt kvantitativ bedømmelse av næringsfaunaen. Vurder- ingene er derfor i stor utstrekning basert på skjønn.

Prøvene av fisk og bunndyr er analysert i laboratoriet. Hver enkelt fisk ble målt og veid, og fiskens kjøttfarge, kjønn og kjønnsutvikling bestemt. Videre ble det tatt analyser av fiskens mageinnhold og hyppigheten av de enkelte dyregrupper i mageinnholdet beregnet (frekvensprosent). Som grunn- lag for alders- og vekstanalyser er benyttet skjellprøver. Bunndyrprøvene er sortert til hovedgrupper og individene tallet opp.

4.4.2 Resultater

4.4.2.1 Generelle forhold

Otra har fra gammelt av vært kjent som en meget fiskerik elv. Fiskeforholdene veksler imidlertid som ventelig kan være på den ca. 23 mil lange strekningen som vassdraget danner. I de øvre deler fra Sesvatn og Breidvatn og nedover til Valle er aure den eneste fiskeart.

Fisket i Otra foregår vesentlig som sportsfiske, men på visse strekninger drives også endel garnfiske. På den 18 mil lange strekningen fra Hægelandsfjorden i Vennesla til Hartevatn i Bykle selges fiskekort av Otra Fiskarlag. Denne sammenslutning ble dannet i 1965.

4.4.2.2 De enkelte strekninger

Breidvatn

Under prøvofisket i Breidvatn ble på en garnserie fisket 44 aure med en samlet vekt av 6.2 kg. (tabell 4.4.1). Dette tilsvarer en fangst på 5.5 aure med vekt 770 gram pr. garn/natt. Tatt i betraktning fiskens relativt høye kondisjonsfaktor ($K=1.14$, tabell 4.4.2) og fiskens midlere størrelse i fangstene (140 gram, 22.3 cm) er konklusjonen at fiskebestanden er tett, dvs. at det er en relativt stor bestand av noe småfallen fisk av god kvalitet.

Tabell 4.4.1. Garnfangst i Breidvatn, 1 - 2/8 1977.

Maskevidde		Fangst	Vekt	Middelvekt	Middellengde
mm	omfar	antall	g	g	mm
21	30	15	1700	113	195
21	30	15	1350	90	211
26	24	6	1255	209	261
29	22	6	1140	190	255
35	18	2	730	365	313
40	16	0	0	-	-
45	14	0	0	-	-
52	12	0	0	-	-
Totalt		44	6175	140	223
Fangst pr. garn					
- natt		5.5	771		

Tabell 4.4.2. Kondisjonsfaktorer (K) og kjøttfarge for aure over 20 cm i Breidvatn og Harteavatn, 1-3/8 1977.

Harteavatn						Breidvatn					
Antall fisk	Lengde i cm	K	Kjøttfarge			Antall fisk	Lengde i cm	K	Kjøttfarge		
			Hvit	Lys rød	Rød				Hvit	Lys rød	Rød
10	215-280	0,96	-	-	100	32	200-335	1.14	3	31	66

Tabell 4.4.3. Mageinnhold i aure fra Breidvatn og Harteavatn 1-3/8 1977.
% fisk med næringsdyr i magen (frekvensprosent)

Dyregruppe	Lokalitet	Breidvatn 44 fisk	Harteavatn 15 fisk
Planktonkreps		23	40
Skjoldkreps		4,5	
Muslinger		2,2	
Snegl		11	
Teger		11	13
Døgnfluer		2,2	
Vårfluer		11	
Biller		4,5	
Fjærmygg		16	
Tovinger, div.		4,5	13
Årevinger		16	33
Insekter, ubestemt.		18	
Ikke mageinnhold		45	33

Tabell 4.4.4. Bunndyr i Breidvatn og Hartevatn 3-4/8 1977.

For 0-1 m i Breidvatn er anvendt bunnhåv (250 μ m), forøvrig Van Veen grabb. Tallene angir antall dyr i prøven.

Organismer	Lokalitet Dyp	Breidvatn			Hartevatn	
		0-1 m	2 m	4.5 m	2 m	4.5 m
Fåbørstemark		18	23	13	13	11
Igler				4		
Snegl		2				
Muslinger		6	7	1		
Småkreps		>100	10		9	20
Midd		3				
Døgnfluer		4	1			
Vårfluer		4				
Biller		13			1	
Fjærmygg		84	87	73	28	13
Andre tovinger		3				1

Undersøkelsene av fiskens mageinnhold (tabell 4.4.3) og av bunndyr (tabell 4.4.4) tyder på at fisken har et relativt allsidig tilbud av næringsdyr selv om produksjonen neppe er særlig stor. Dette skyldes bl.a. at de geologiske forhold og høyden over havet ikke gir grunnlag for dette. Det er interessant å merke seg at det finnes skjoldkreps i innsjøen. Dette er et meget verdifullt næringsdyr for aure i likhet med marfloen. Skjoldkrepsen er imidlertid mer tolerant overfor lav pH og reguleringsinngrep enn marfloen, og er således blitt benyttet som utsettingsobjekt i reguleringsmagasiner. I dette tilfelle hadde bare 3 fisk spist skjoldkreps, men disse var til gjengjeld fulle av dette næringsdyret. Forøvrig ble bl.a. funnet planktonkrepsdyr, fjærmygglarver- og pupper, årevinger, diverse andre insekter samt snegl og muslinger i fiskemagene. Dette stemmer også bra med funnene i bunnprøvene, bortsett fra at skjoldkreps ikke ble funnet her.

Ifølge opplysninger fra lokalbefolkningen finnes ingen statistikk over utbyttet av fisket i Breidvatn, og det er vanskelig å anslå hvilke mengder som blir fisket. Bjørn Wegge (1976), Norges Jeger og Fiskerforbund, som undersøkte Sæssvatn i 1976, angir imidlertid at den årlige produksjonsevne neppe overstiger 4 kg pr. hektar i Sæssvatn og Breidvatn. Det er 5 grunneiere som har fiskerett i vannet, og disse fisker med garn til husbehov. Forøvrig drives det noe sportsfiske i vannet, fortrinnsvis av turister som leier seg inn ved fjellstuer og turisthytter på stedet. Garnfisket foregår fortrinnsvis vår og høst med garn av 35 mm maskevidde. Sportsfisket foregår vesentlig med flue og mark. Det hevdes at fisken i fangstene vanligvis har en størrelse av ca. 200-400 gram, med enkelte større fisk. Det skal ha vært fisket aure på mellom 3 og 4 kg på garn i vannet.

Det settes ikke fisk i Breidvatn eller Sæssvatn. Den bestanden som finnes her er basert på naturlig foryngelse. Ifølge Bjørn Wegge (1976) synes gytevilkårene å være gode, særlig i gytebekkene. Spesielt er Nipaåi som renner inn i Sæssvatn fremhevet.

Otra på strekningen Breidvatn - Hartevatn

Prøvene av bunndyr og visuelle observasjoner av elvestrekningen Breidvatn - Lislevatn antyder at det her er meget gode gyte- og oppvekstmuligheter for aure. Lokaliteten nedenfor utløpet av Breidvatn hadde en rik og allsidig sammensatt fauna og var vel i så måte den rikeste lokalitet i hele vassdraget ved denne anledning (tabell 4.4.5). Spesielt kan en merke seg den store forekomst av muslinger, småkreps, døgnfluer og steinfluer. Hele strekningen byr på gode gytemuligheter, og forholdene skulle derfor ligge vel tilrette for en god produksjon av aure.

Undersøkelser foretatt av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (Gunnørød og Kjos-Hanssen 1977) viser da også at det var en spesielt stor bestand av årsyngel (0+) i Otra ovenfor Lislevatn. På grunn av tilsig av større fisk såvel fra Breidvatn som fra Lislevatn er også elva vel egnet for sportsfiske. De mange kulper og mindre stryk gir gode muligheter for fiske med mark og flue.

Tabell 4.4.5. Makroinvertebrater i Otra 3-4/8 1977.Tallene angir antall dyr i prøvene (3 min., vannhåv 250 μ m).

Organismer	Utløp Breid- vatn	Utløp Lisle- vatn	Innløp Harte- vatn	Ved Berdal bru	Lunden	Kveste	Beste- land	Utløp Byglands- fjord
Makk	3	1		1	17	6	5	2
Snegl	2					1		
Muslinger	22	2			1			
Småkreps	>100				>100			
Midd	6	5	9		13	8		16
Døgnfluer	73	59	11	1	9	4		
Steinfluer	26	16	3	1	1	2	1	8
Vårfluer	9	40	4	2	8	8	1	7
Biller					10			
Fjærmygg	>100	>100	>100	12	73	>100	8	>100
Knott	11			2		5		4
Andre tovinger	2	1				6		3

Undersøkelsene i Lislevatn foretatt av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (Gunnerød og Kjos-Hanssen, 1977) viser at dette vannet har en meget stor bestand av aure og må betegnes som overbefolket. Fiskens midlere vekt var her 124 gram (mot 140 i Breivatn på samme garnserie benyttet av NIVA). Fisken var noe befenget med rundormer (*Eustrongylides*), men var forøvrig av meget god kvalitet. En stor del av fisken var lys rød eller rød i kjøttet (88%). Undersøkelsene viste at linsekreps utgjorde en vesentlig del av ernæringen på dette tidspunkt (4. august 1977). Blant de vannlevende insekter dominerte larver av døgnfluer og pupper av fjærmygg. Marflo ble funnet i en fiskemage. Totalt bekreftet undersøkelsene i Lislevatn sammenliknet med en rekke andre innsjøer at fiskeproduksjonen er meget høy og at aurens reproduksjonsforhold (gytemuligheter) er meget gode.

Tabell 4.4.6. Garnfangst i Hartevatn, 2-3/8 1977.

Maskevidde		Fangst	Vekt	Middelvekt	Middellengde
mm	omfar	antall	g	g	mm
21	30	4	350	88	203
21	30	5	475	95	211
26	24	4	485	121	223
29	22	1	130	130	230
35	18	1	200	200	280
40	16				
45	14				
52	12				
Totalt		15	1640	109	218

Mageanalysene viste at fisken stort sett hadde spist planktonkrepsdyr og såvel land- som vannboende insekter. Næringstilbudet synes således å være noe fattig i denne innsjøen. Skjoldkreps ble f.eks. ikke funnet hverken i mageprøver eller i bunnmaterialet. Av bunndyr som tjener som næringsdyr for fisk, ble det i bunnmaterialet stort sett bare funnet fjærmygglarver og småkrepslarver. Det er sannsynlig at den nåværende regulering av Hartevatn er til skade for bunndyrene i strandsonen og at dette igjen har en viss innflytelse på fiskens næringstilbud.

Gyteforholdene er meget gode i såvel Otra som i flere andre elver og bekker som faller inn i vannet.

Hartevatn er i 1976 og 1977 undersøkt av Fiskerikonsulenten for det Østfjeldske og av laboratoriet for Ferskvannøkologi (Løkensgard og Saltveit, pers. oppl.). Dette materialet er ennå ikke bearbeidet, men de foreløpige resultater synes å bekrefte at Hartevatn har en tett bestand av aure som grenser til overbefolkning. Uttalelser fra lokalkjente folk går også i samme retning.

Strekningen av Otra fra Lislevatn til Harteivatn likner mye på strekningen Breidvatn - Lislevatn. Prøvene av bunndyr viste ved utløpet av Lislevatn gode forekomster av de fleste vanlige grupper. Spesielt kan fremheves den rike forekomst av vårfluer. Ved den neste bunndyrslokalitet, innløpet til Harteivatn, var faunaen vesentlig fattigere enn ovenfor. Dette skyldes imidlertid først og fremst bunnssubstratets beskaffenhet. Bunnmaterialet besto her vesentlig av fjell og store steinblokker, noe som ikke er det beste substrat for bunndyr på rennende vann. Totalt sett må en likevel kunne konkludere med at strekningen av Otra fra Lislevatn - Harteivatn skulle ha en god produksjon av bunndyr som igjen betinger gode oppvekstmuligheter for aure.

Under befaringen ble foretatt elektrofiske i strykene ca. 200 m ovenfor Hovden Høyfjellshotell. Fisket (30 minutter) resulterte bare i en fangst av 5 aure i størrelse fra 3-12 cm, vesentlig på grunn av tekniske vanskeligheter og høy vannføring. 45 minutters el-fiske i Otra nedenfor utløpet av Lislevatn foretatt av Gunnerød og Kjos-Hanssen (1977) resulterte imidlertid i en fangst av 70 fisk, hvorav 60 var årsyngel. Dette viser at strekningen har en tett bestand av yngel og at reproduksjonen er god.

Det er i dag fiskekortordning for hele strekningen av Otra fra Harteivatn til Breidvatn. Endel sportsfiske foregår og fangstene kan i perioder være bra. I den øvre del er det størst sjanser for stor fisk. Spesielt gjelder dette nedenfor Breidvatn og i lonene nedenfor Lislevatn. Lenger ned mot Harteivatn er det vesentlig småfisk å få.

Harteivatn

Prøvefisket med en garnserie en natt i Harteivatn ga som resultat 15 aure med en samlet vekt av 1640 gram (tabell 4.4.6). Dette tilsvarer en fangst på 1.9 aure med vekt 205 gram pr. garnnatt. Fiskens kondisjon (tabell 4.4.2) var under middels, men kjøttfargen var rød. På grunn av værforholdene under fisket må en anta at resultatet av fisket ble dårligere enn en kunne ha regnet med. Såvel fiskens kondisjon og størrelse i fangstene tyder på at bestanden er tett og nærmer seg overbefolkning.

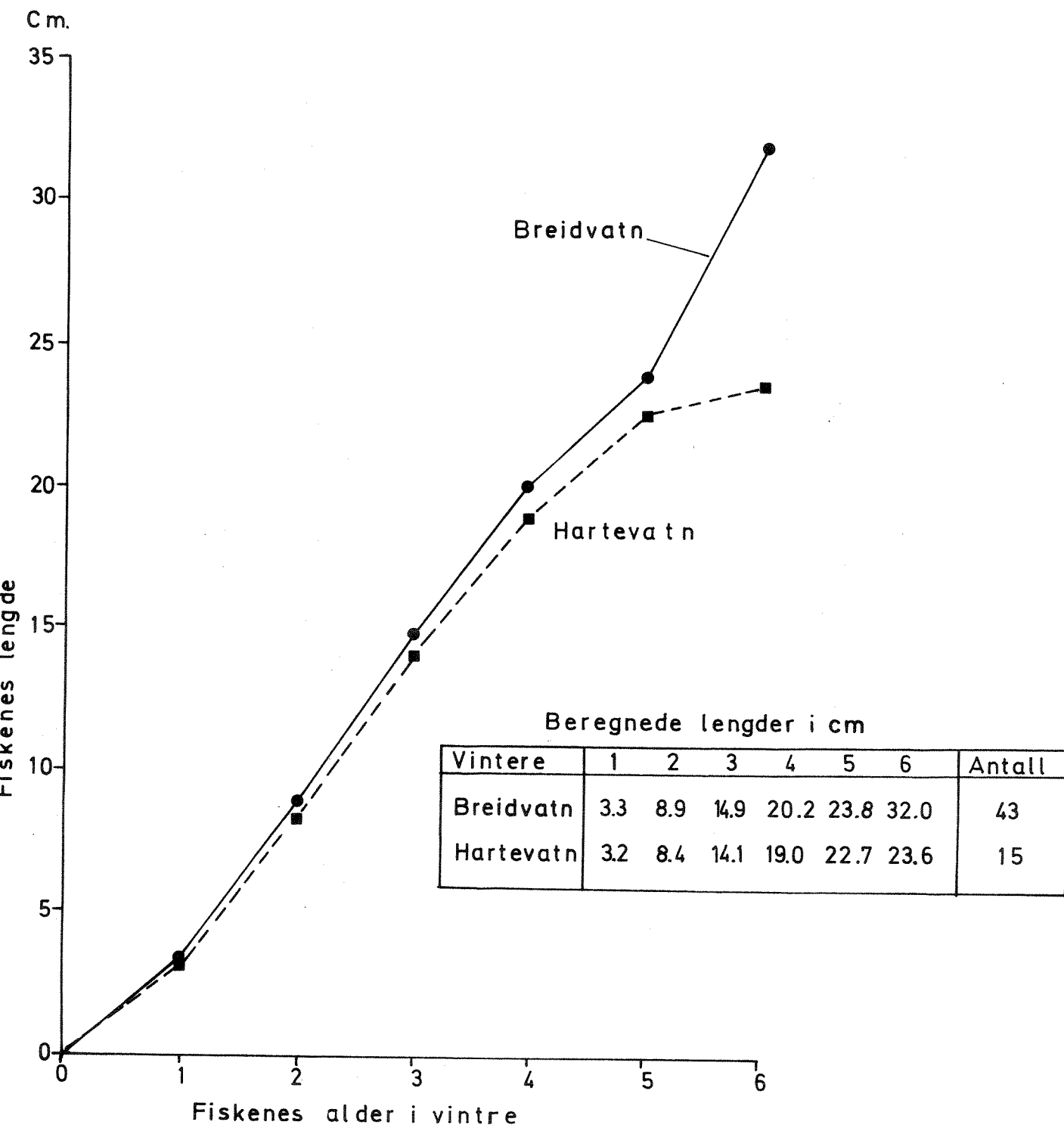


Fig. 4-5. Tilvekst hos aure fra Breidvatn og Hartevatn.

Hartevatn omfattes av Otra Fiskarlag, og det selges således fiskekort i lagets regi. Fisket foregår vesentlig som sportsfiske, mens garnfiske bare drives mer sporadisk. Fisken i fangstene er vanligvis småfallen og benyttes i husholdningen. Det beste fisket skal foregå i den østre delen av innsjøen i området omkring Hartevassbu.

Otra fra Hartevatn til Bykil

På denne strekningen ble det tatt en prøve av bunndyr. Prøvetakingen skjedde ved Berdal bru. Bunndyrmengden var her meget liten og besto vesentlig av fjæremyggelarver. Dette skyldes at bunnmaterialet vesentlig besto av fjell og at vannføringen nylig hadde øket som følge av tapping fra Hartevatn. Det er derfor ingen grunn til å tro at ikke også denne strekningen av Otra kan by på et godt næringsgrunnlag for aure.

Otra er på denne strekningen meget fiskerik. Ifølge opplysninger fra lokalkjente er fisken her meget småfallen (50-100 gram) selv om det kan forekomme enkelte større fisk et stykke nedover fra Hartevatn, i Bykil og enkelte av de større hølene. Fisket foregår vesentlig som sportsfiske, og fiskekort selges av Otra Fiskarlag. Noe fiske med garn forekommer i Bykil og noen større holer.

Fiskeforholdene i Bykil ble i 1977 undersøkt av Fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske. Materialet er ennå ikke ferdig bearbeidet.

4.4.3 Vurdering av reguleringsinngrepenes betydning for fiskeforholdene

I det følgende blir det gitt en kort vurdering av de elvestrekninger og innsjøer i Otravassdraget som kan ventes å få endrete forhold på grunn av de planlagte reguleringsinngrep.

Lislevatn

Ved den planlagte overføring av vann fra Lislevatn til Store Førsvatn vil det frie utløp av Lislevatn bli stengt med dam. Vannstanden i Lislevatn skal ikke endres. Dette vil få betydning for aurens reproduksjon på ut-

løpselva. Videre vil det muligens skje et tap av fisk gjennom overførings-tunnelen til Store Førrisvatn. Ifølge Gunnerød og Kjos-Hanssen (1977) er imidlertid Lislevatn nærmest overbefolket av aure, og gytemulighetene er gode også i tilløpselvene. Det er derfor liten grunn til å tro at endringene vil ha noen vesentlig negativ effekt på fiskeforholdene.

Otra mellom Lislevatn og Harteavatn

De foreslåtte minstevannføringer ($1 \text{ m}^3/\text{s}$, vinter og $2 \text{ m}^3/\text{s}$, sommer) nedenfor Lislevatn-dammen vil garantere en viss vannføring i Otra mellom Lislevatn og Harteavatn. Vannkvaliteten ventes å bli omtrent som før hva pH angår (Gunnerød og Kjos-Hanssen 1977), mens det muligens kan skje en svak anrikning av næringsstoffer (fosfor og nitrogen) som følge av tilsig fra bebyggelse i området.

Som følge av den minskete vannføring blir imidlertid produksjonen av fisk og næringsdyr for fisk vesentlig nedsatt. Sportsfiskemulighetene blir også dårligere enn før. Mellom Lislevatn og Byrtemannsbekken må en sannsynligvis avskrive vassdraget for sportsfiske, mens det nedenfor Byrtemannsbekken fortsatt vil kunne drives sportsfiske. Denne strekningen av Otra har, som tidligere nevnt, i dag så liten fiskestørrelse at sportsfiske er av liten interesse. Kunne en ved hjelp av kulturarbeide få opp fiskestørrelsen, ville imidlertid også denne strekning by på muligheter for godt sportsfiske. En reduksjon i vannføring vil minske disse muligheter.

Harteavatn

Harteavatn er i dag regulert 7 m. Reguleringshøyden blir 1.6 m etter den nye planen. En redusert vannføring i Otra ovenfor Harteavatn vil resultere i dårligere gyte- og oppvekstmuligheter for aure fra Harteavatn. Tilsiget av fisk ovenfra (Lislevatn etc.) vil også bli mindre enn før. Produksjonen av næringsdyr som ved drift fra elva tilføres Harteavatn, blir også mindre enn før. Hva angår vannkvaliteten kan en i likhet med Otra ikke vente noen vesentlig endring i pH. Forurensningsbelastningen fra tettbebyggelsen i Hovden-området kan imidlertid øke. Under forutsetning av at tilstrekkelige rens tiltak iverksettes, skulle dette heller ikke ha noen negativ innflytelse på fiskebestanden eller utøvelsen av fisket. En øket

tilførsel av næringssalter kan resultere i en øket fiskeproduksjon i en næringsfattig innsjø som Hartevatn. Tatt i betraktning at Hartevatn i dag er et vann hvor fiskebestanden nærmest er overbefolket, kan en reduksjon i gytemulighetene og øket næringstilførsel være gunstig.

Synlige forurensningsvirkninger vil imidlertid ha meget uheldige virkninger på utøvelsen av sportsfisket og innsjøens rekreasjonsverdi.

5. EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER MED ALGETESTER

5.1 Bakgrunn og framgangsmåter

Algetester blir utført for å undersøke vannmassenes egenskaper som vekstmedium for alger. Testene kan, under gitte forutsetninger, gi opplysninger om eventuelle begrensende næringsstoffer. Slike tester er et nyttig supplement til vanlige kjemiske og fysiske prøver i et vassdrag.

Ved tolkning av testene er det viktig å ta med i betraktning at resultatene bare gjelder den testalgen som er brukt. Med forsiktighet kan imidlertid testresultatene "oversettes" til de samfunn og organismer som er aktuelle.

For dette oppdraget er det gjennomført to serier med algetester. Som standard ved NIVA brukes 50 ml kulturer til testene, men 1 liters kulturer ble også brukt i dette tilfellet for å øke nøyaktigheten i algetellingen.

Vannprøven blir filtrert gjennom glassfiberfilter Whatman GF/C og podet med testalgen *Selenastrum capricornutum* som er en encellet grønnalge. Veksten av denne algen følges ved daglige tellinger med en elektronisk partikkelteller. Testen avsluttes når algene har sluttet å vokse. Celle-tallet i kulturen, celleutbyttet, er et mål for vannmassenes vekstpotensial for alger. Detaljer om metoden finnes i NIVA-rapport D2-25 (1976).

Vekstbegrensende næringsstoffer kan identifiseres ved å tilsette forskjellige næringssalter til vannprøven. Det næringsstoff som gir økning i celleutbyttet er begrensende for vekst av testalgen.

I 50 ml kulturene ble celleutbyttet målt etter tilsetning av 50 µg P/1, 500 µg N/1, og kombinasjonen N+P. Hver test ble gjort med tre paralleller. I literkulturene ble celleutbyttet bestemt i vann uten tilsetning (kontroll), tilsetning av 10 µg P/1, fosfatfri næringsløsning (10 % Z8 - P), og næringsløsning med fosfor (10 % Z8 + P).

5.2 Resultater av algetestene

Vannprøver for algetester ble samlet inn (3. januar 1978) fra st. 2 (utløp Lislevatn), st. 3 (Byrtemannsbekk), st. 4 (innløp Hartevatn) og st. 5 (utløp Hartevatn). Fra Hartevatn ble det tatt prøver fra 1 m og 10 m dyp. Resultatene er framstilt i figurene 5-1 og 5-2. Her er celleutbyttet regnet om til algevolum (mm^3/m^3) for å kunne sammenlikne med de kvantitative planktonbestemmelsene (jfr. avsn. 4.2).

I vannprøvene uten tilsetning av næringsstoffer var det på alle stasjoner liten vekst av testalgen *Selenastrum capricornutum*. Etter 10 dager var celleutbyttet omkring $1-2 \cdot 10^6$ celler/l. Dette svarer til omtrentlig en fjerdedel av algevolumet som er bestemt fra innsjøene i Otra-vassdraget (avsn.4.2).

Tilsetning av fosfatfri næringsløsning hadde ingen effekt på celleutbyttet, med unntak av st. 3 Byrtemannsbekk. Her økte celleutbyttet til $6 \cdot 10^6$ celler/l, eller omlag $45 \text{ mm}^3/\text{m}^3/\text{s}$ algevolum.

Nitrogentilsetning ga en svak økning i celleutbyttet i Hartevatn (1 m) og innløp Hartevatn, men dette kan skyldes bakterieinfeksjon av kulturene. De øvrige resultatene tyder ikke på at nitrogen var begrensende i vannprøvene.

Fosfor stimulerte algeveksten i samtlige vannprøver, men utslagene var noe forskjellig på de enkelte lokalitetene. Kombinasjon av nitrogen og fosfor, eller komplett næringsløsning, ga i alle tilfelle høyere celleutbytte enn når den samme konsentrasjonen av fosfor ble satt til alene. Etter algetestene å dømme, er fosfor helt klart det primært begrensende næringsstoff i samtlige vannprøver. St. 3 (Byrtemannsbekk), st. 5 (utløp Hartevatn) og st. 2 (utløp Lislevatn) ga omlag det samme celleutbyttet ved fosforkonsentrasjonene 10 og 50 $\mu\text{g P/l}$, mens 50 $\mu\text{g P/l}$ sammen med 500 $\mu\text{g N/l}$ økte celleutbyttet vesentlig. I disse prøvene var derfor nitrogen nær begrensende for algevekst også.

Prøvene fra Hartevatn (1 m) og st. 4 (innløp Hartevatn) ga betydelig høyere celleutbytte ved tilsetning av 50 $\mu\text{g P/l}$ enn ved 10 $\mu\text{g P/l}$. Dette skulle tyde på et høyere nitrogeninnhold her, noe som ikke kommer fram av

kjemidata i tabell 3-2. Muligens kan andre faktorer enn fosfor og nitrogen spille inn, uten at dette kan utdypes med de observasjonene som foreligger.

5.3 Algetester - sammendrag

De foretatte algetestene viser at vekstforholdene er gjennomgående ensartet på de undersøkte stasjonene. Overalt er det fosfor som begrenser algeveksten, med mulighet for nitrogenbegrensning i noen tilfelle. Selv fosfortilsetning i størrelsesorden 10 $\mu\text{g P/l}$ har merkbar innflytelse på vannmassenes evne til å underholde algevekst.

Fig. 5-1 Vekstforsök med *Selenastrum capricornutum*. 1 liters kulturer

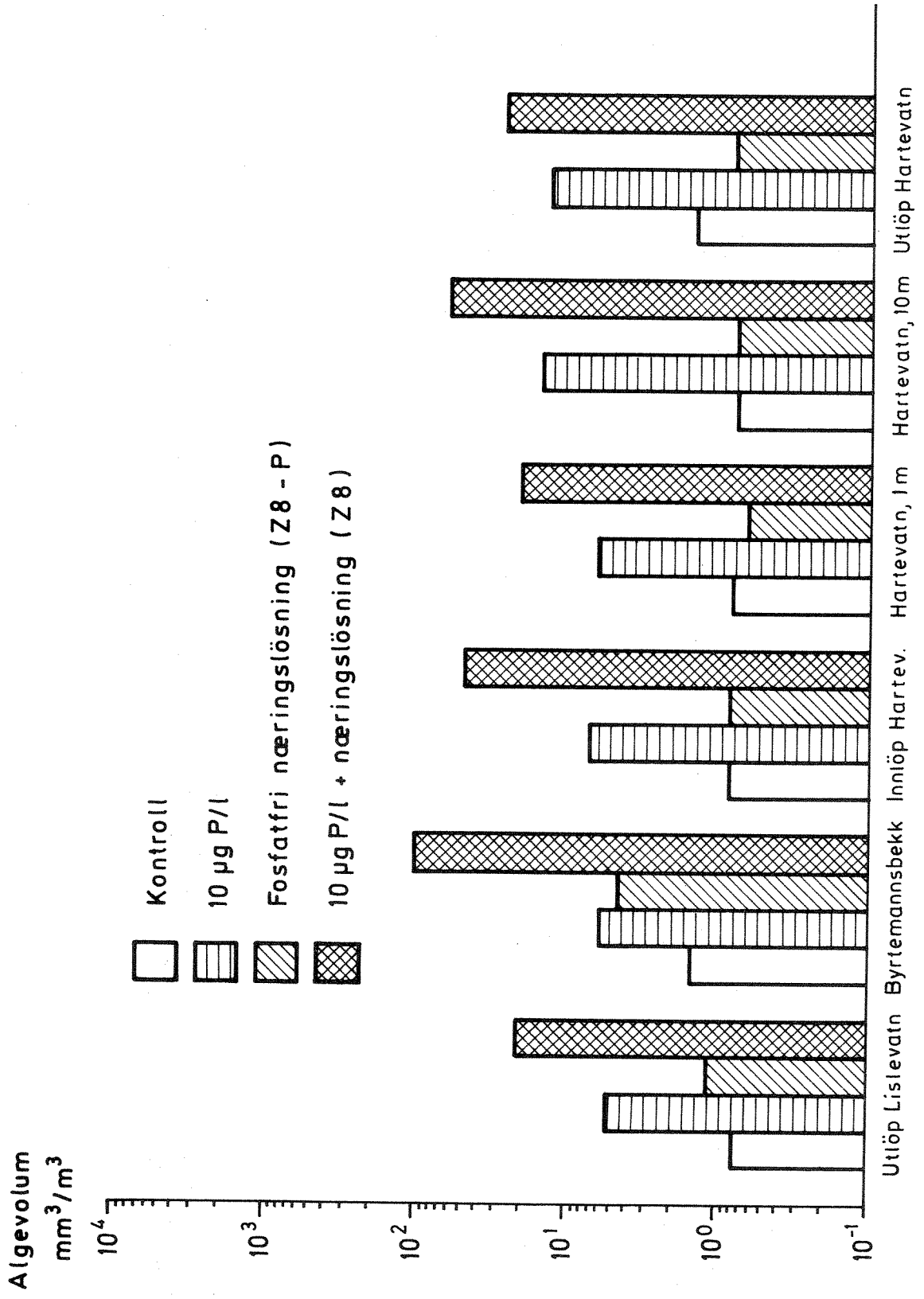
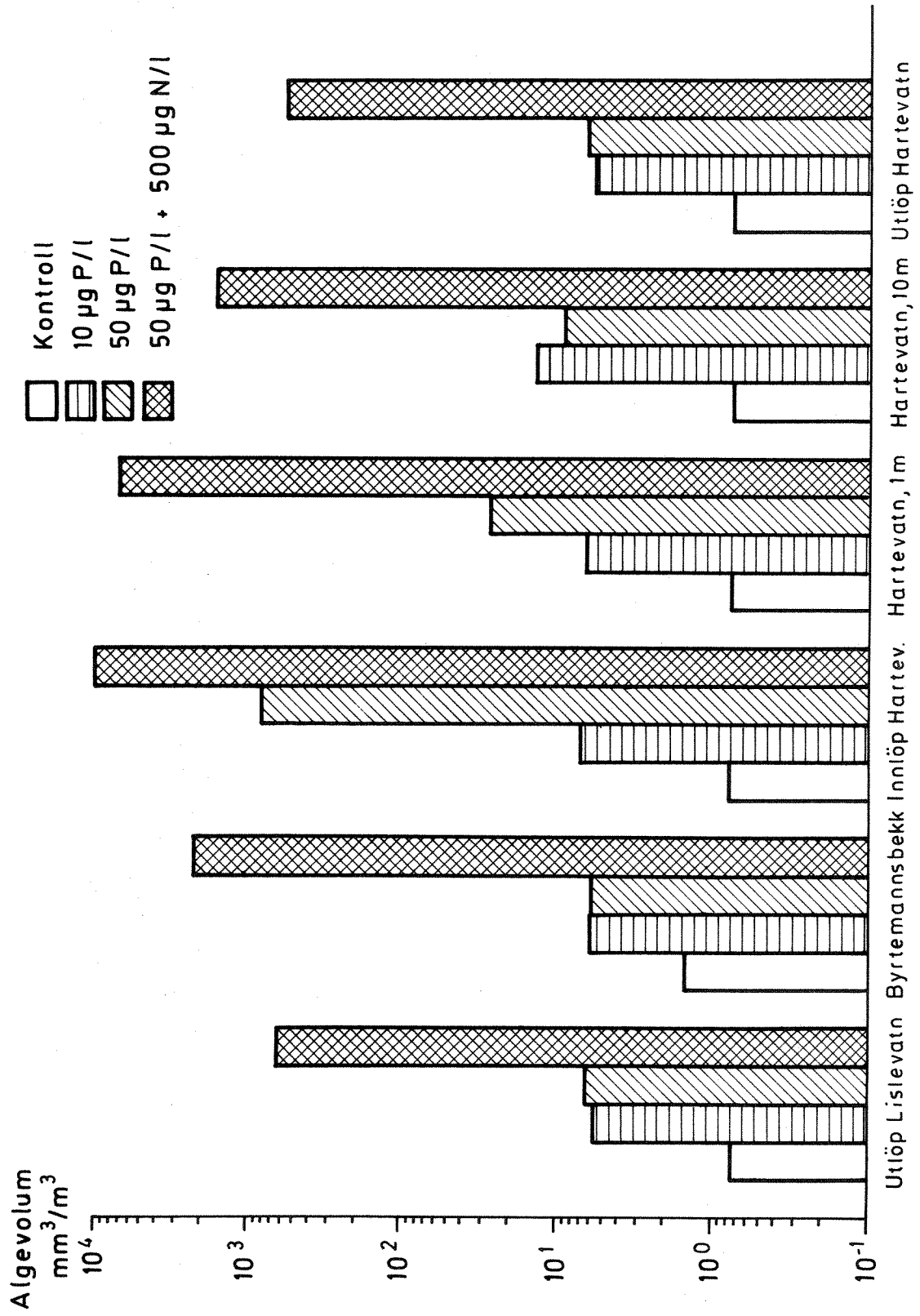


Fig. 5-2 Vekstforsök med *Selenastrum capricornutum*. 50 ml kulturer

6. DEN PLANLAGTE REGULERINGENS VIRKNING PÅ OTRA-VASSDRAGET MED HARTEVATN

6.1 Målsetting for vurdering av reguleringsvirkninger

Regulering av vannsystemer vil medføre skader på de biologiske samfunn som eksisterer der. Hele økosystemets funksjon og struktur undergår til dels store endringer. Påvirkningen som reguleringsinngrepene gir kan ikke defineres eller måles etter ett enkelt kriterium. Vurderingene må baseres dels på biologiske, dels på estetiske eller økonomiske utgangspunkt. En klar målsetting for bruk av vannressursene må settes opp. Skal f.eks. vassdraget vurderes i resipientssammenheng, vil inngrep måtte vurderes ulikt om landskapsmessige hensyn skal trekkes inn.

Sett ut fra et biologisk og resipientmessig utgangspunkt er det klart ønskelig at vassdragenes økosystem skades minst mulig ved reguleringsinngrepene. Under en helhetsvurdering av ett vassdrag bør man imidlertid kunne tillate skade på de minst følsomme delene av de økosystemer som påvirkes. Innsjøer kommer derfor i en annen utgangsposisjon enn en elv og representerer den lett påvirkelige del av de naturlige vassdragene.

Det er ønskelig å beskytte enhver innsjø, uregulert som regulert, mot en utvikling i eutrofierende retning. Dette vil si å hindre en utvikling som f.eks. Mjøsa synes å ha kommet inn i. Utløsende faktorer ved eutrofiering av innsjøer er belastningen med næringssalter sammen med innsjøens spesielle egenskaper (dybdeforhold, gjennomstrømming). Det er laget utsagnskraftige modeller, såkalt Vollenweider-modeller, for å kunne avgjøre om innsjøer kan utvikle seg i uheldig retning.

Den regulerte innsjøens samfunn av bunndyr og vegetasjon vil bli påvirket av reguleringshøyden. Dette er diskutert mer detaljert i avsnitt 4.3. Her skal bare nevnes at stigende reguleringshøyde ser ut til å øke skader som oppstår i bunnsamfunnene. Regulering som gir seg utslag i minsket reguleringshøyde er derfor gunstig.

Reguleringenes virkning på innsjøene kan, etter de momentene som nå er nevnt, bedømmes etter følgende kriterier:

- (a) Innsjøens plassering i en innsjømodell av Vollenweider eller liknende type, der belastning settes i forhold til innsjøens spesielle dybde- og gjennomstrømningsforhold.
- (b) Hvorvidt utslipp finner sted, eller planlegges å finne sted, direkte til innsjøens vannmasser.
- (c) Reguleringshøyde og manøvrering av magasinet. Lave reguleringshøyder er gunstigere enn store, og nedtapping vinterstid kan gi større skader enn nedtapping sommerstid.

Når det gjelder elvestrekninger som berøres av reguleringsinngrep, er det vanskeligere å sette opp kriterier for bedømming av reguleringsvirkninger. En viktig årsak til dette er at målsettingen med vassdraget bestemmer vurderingsgrunnlaget (se diskusjon side 6-1). For reguleringene i Otra er det minstevannføring som står sentralt. Denne minstevannføringen kan ikke bestemmes entydig. Såkalt "naturlig minstevannføring" er et svært uheldig begrep og har liten biologisk relevans. Elvas økosystemer er tilpasset de naturlige variasjonene i vannføring og vannstand, og framfor alt tidsmønsteret som disse variasjonene skjer med. Det dreier seg med andre ord ikke om absolutte verdigrænser, men om varighet og frekvens av vannføringene. På dette feltet gjenstår store forskningsoppgaver. Basert på feltarbeidet som er utført, ser naturlig lavvannsføring i biologisk sammenheng ut til å falle sammen med en vannføring som underskrides høyst 10 % av observasjonstiden. Denne sammenheng gjelder Otra-vassdraget og de observerte samfunnene.

Ved siden av ønsket om å holde "naturlig" lavvannsføring, kommer bruken av vassdraget til resipient inn i bildet. For slike tilfeller kan såkalte for-tynningsmodeller tas i bruk (jfr. avsnitt 2.3).

Det skal understrekes at disse modellene er teoretiske, og til nå er de ikke belagt med tilstrekkelige bakgrunnsobservasjoner til at påliteligheten kan anslås.

Ved siden av de nevnte momentene må rent estetiske og landskapsmessige hensyn komme inn i bildet.

Minstevannføringene bedømmes derfor etter følgende kriterier:

- (d) Hensyn til "naturlig" lavvannsføring, anslagsvis 10. persentil i varighetsfordelingen (dvs. ≥ 90 % overskridelsestid).
- (e) Resipienthensyn der dette er aktuelt for øyeblikket, eller kan tenkes å bli på tale.
- (f) Estetiske og landskapsmessige hensyn.

6.2 Reguleringspåvirkning av Hartevatn

Biologiske forhold

Det er kommet fram følgende biologiske data om Hartevatn (se avsnitt 4).

- Vannmassene er lite produktive og har beskjedent vekstpotensial for alger.
- Bunnvegetasjonen er sterkt påvirket av den nåværende regulerings- høyden, og samfunn som er til stede i sammenliknbare mindre regu- lerte innsjøer, mangler helt.
- Fisket er preget av overbefolkning og mindre tilvekst.

Med en reguleringshøyde omkring 1,6 m vil det bli muligheter for de samfunn som nå er forsvunnet til å reetablere seg i Hartevatn. Denne regulerings- høyden tilsvarer pumpemagasinet (avsnitt 2.2) og at man ikke taper ned de nederste 5,4 m av konsesjonsgitt reguleringshøyde. Simuleringsbe- regningene som ble gjennomgått i avsnitt 2, viser at det på ukebasis er liten sannsynlighet for å gå under kote 757.3.

I forhold til dagens situasjon vil dette bety at median vannstand (Z_M) senkes fra 758.5 til K 757.3, mens den midlere vannstanden (\bar{Z}) blir som før, dvs. K 757.3.

For bunnvegetasjonen betyr dette at vekstvilkårene vil bli langt bedre enn i dagens situasjon. Nå er det *Spongiilla/Sphagnum* samfunn som preger bunnsamfunnene i Hartevatn med z_p -verdier omkring 11-12 m under median-

vannstand. Disse samfunnene vil kunne bre seg vesentlig og komme opp til z_P ca. 4 m under Z_M ($z_K \approx -2,7$ m, $H_R = 1,6$ m, jfr. avsnitt 4.3).

I tillegg er det etter regulering åpnet mulighet for etablering av brasme-grassamfunn (*Isoëtes lacustris*) og *Juncus/Sparganium* samfunn (z_K ca. - 1,5 m). Dette vil være gunstig, sett ut fra hensyn til bunndyrproduksjon og fisket.

Skal de nevnte samfunnene av fler-årige arter kunne etablere seg, er det en forutsetning at Hartevatn ikke tappes ned under K 757.3 (median vannstand).

Reguleringsplanens gunstige virkning på Hartevatn forutsetter således at man bare bruker pumpemagasinet (dvs. magasinet mellom K 757.3 og K 758.9).

Hartevatn: Vollenweider-modell

Den såkalte Vollenweider-modellen (Vollenweider 1976) knytter sammen innsjøens belastning med faktorer som dyp og gjennomstrømning. Modellen er empirisk, men den er godt understøttet av observasjonsdata. Man antar at fosfor er minimumsfaktor som bestemmer vekst av alger og såkalt eutrofiering av innsjøen. Denne antakelsen støttes av algetestene (avsnitt 5), som viser at vannmassene i Hartevatn reagerer merkbart på fosfortilsetning tilsvarende 10 $\mu\text{g P/l}$.

I det såkalte Vollenweider-diagrammet avsettes innsjøens belastning som g P/m^2 overflate/år, mot faktoren \bar{z}/T_W , der \bar{z} er midlere dyp (m) og T_W er vannmassenes oppholdstid (år). Diagrammet har to terskellinjer, den første avgrenser betenkelige belastninger fra akseptable, og den andre angir kritiske belastninger.

De nødvendige inngangsdata for Vollenweider-modellen er satt opp i tabell 6-1. Her har vi tatt med flere tenkelige situasjoner, med eller uten drift av renseanlegg på Hovden. Full utbygging av Hovdenområdet (avsnitt 1.3) er inkludert. Sett på bakgrunn av resultatene som framkom

i avsnitt 2.4-2.5 (strømning og stoffspredning i Hartevatn), har vi spesielt gått inn på forholdene i Hartevatns østre del som ser ut til å bli sterkere påvirket av Otra enn resten av innsjøen. Det er også i dette bassenget at man har tenkt å lede ut spillvann fra det eventuelle renseanlegget på Hovden.

Fosfortilførsler til Hartevatn - øst

Foruten Hovdenområdet befinner størstedelen av jordbruksområdene seg innenfor nedbørfeltet til Hartevatn øst. De beregnede verdier for disse områdene gjelder derfor østre deler av innsjøen.

Fra skog og annet areal vil imidlertid tilførselen være mindre i og med mindre nedbørfelt og dermed også mindre avrenning.

Fosforbelastning fra skog og annet areal (3 mg P/m^3):

Før "regulering"	$439 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{år} \cdot 3 \text{ mg P/m}^3$	$\approx 1320 \text{ kg P/år}$
Etter "regulering"	$230 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{år} \cdot 3 \text{ mg P/m}^3$	$\approx 700 \text{ kg P/år}$

Total fosforbelastning Hartevatn, østre basseng:

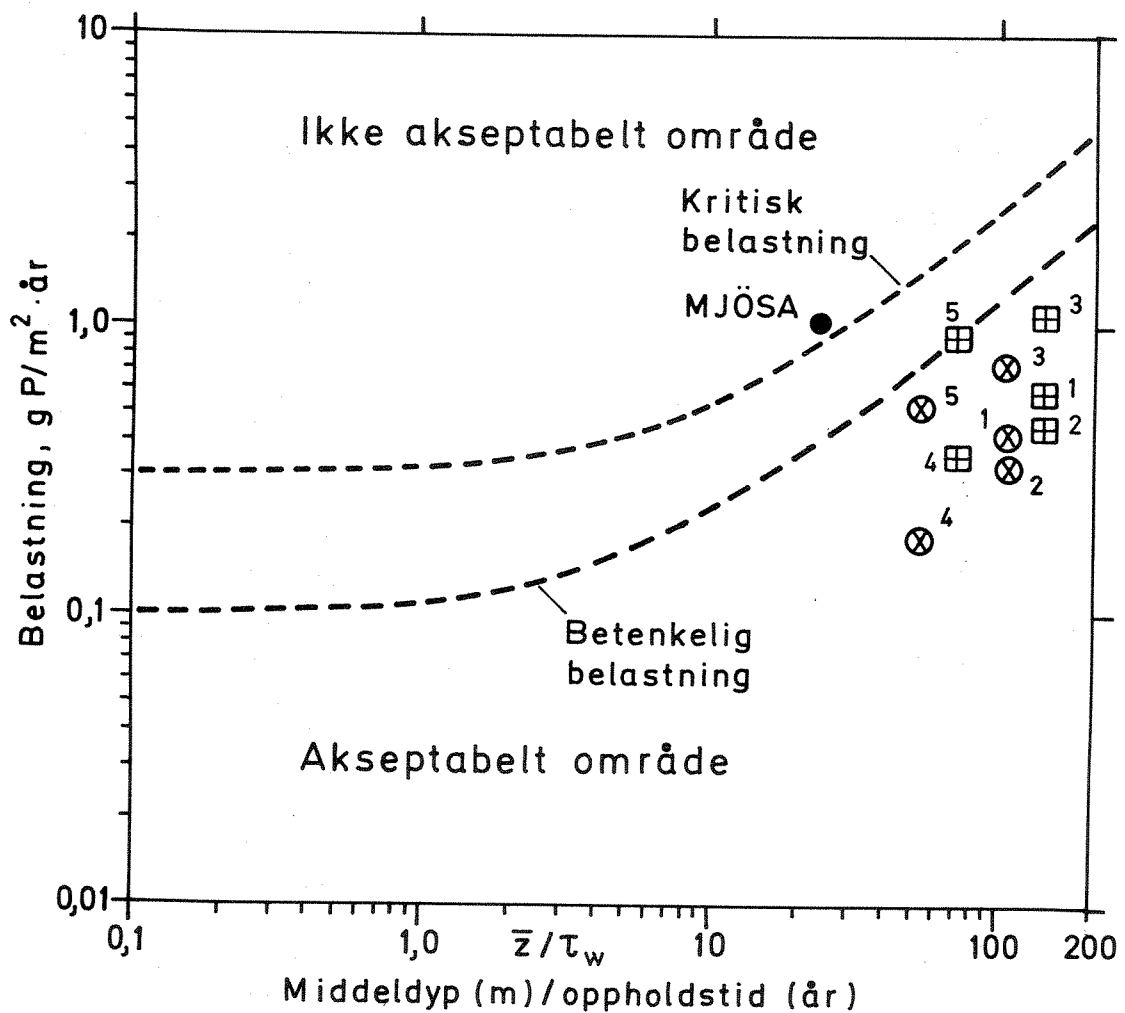
- Dagens situasjon		$\approx 1890 \text{ kg P/år}$
- Før "regulering", utbygget område		
med renseanlegg		$\approx 1450 \text{ kg P/år}$
uten "		$\approx 3430 \text{ kg P/år}$
- Etter "regulering", utbygget område		
med renseanlegg		$\approx 830 \text{ kg P/år}$
uten "		$\approx 2810 \text{ kg P/år}$

Fosforbelastningene for hele innsjøen ble beregnet i avsnitt 1.3.

Tabell 6-1. Hartevatn. Inngangsdata for Vollenweider-modell.

Innsjø	Hele innsjøen	Østre basseng
Middeldyp, \bar{z} , ca. m	10,7	12,8
Overflate km ²	5,4	3,2
Volum 10 ⁶ m ³	45,6	32,4
Tilløp før regulering 10 ⁶ m ³	584	439
Tilløp etter regulering 10 ⁶ m ³	289	230
Oppholdstid T _W år	0,08	0,07
Belastning:		
<u>Dagens situasjon</u>		
a) Total tilførsel kg P/år	2300	1900
Fosforkonsentrasjon µg P/l	3,9	4,3
<u>Før regulering, fullt utbygd</u>		
b) Renseanlegg i drift		
Total tilførsel kg P/år	1900	1450
Fosforkonsentrasjon µg P/l	3,3	3,3
c) Renseanlegg ikke i drift		
Total tilførsel kg P/år	3900	3400
Fosforkonsentrasjon µg P/år	6,7	7,8
<u>Etter regulering, fullt utbygd</u>		
d) Renseanlegg i drift		
Total tilførsel kg P/år	1000	850
Fosforkonsentrasjon µg P/l	3,5	3,6
e) Renseanlegg ikke i drift		
Total tilførsel kg P/år	3000	2800
Fosforkonsentrasjon µg P/l	8	12,2

Fig.6-1 Hartevatn - Vollenweider modell



1 Dagens situasjon

Området utbygd:

2 För regulering, rensing

3 —————, ikke rensing

4 Etter regulering, rensing

5 —————, ikke rensing

▣ Hartevatn, østre basseng

⊗ Hele innsjøen

Resultatene fra beregninger av fosforbelastning er satt opp i figur 6-1.

Jevnt over faller Hartevatn inn i det "akseptable" området, dvs. det belastningsområde som svarer til næringsfattige (oligotrofe) forhold. Grunnen til dette er ifølge Vollenweider-diagrammet det gunstige \bar{z}/T_w forholdet, dvs. den korte oppholdstiden som vannmassene har. Denne oppholdstiden er omkring 27-28 døgn før regulering og stiger til ca. 55 døgn etter gjennomført regulering.

For enkelte situasjoner kan Hartevatn gå mot betenkelig belastning av fosfor ifølge Vollenweider-modellen. Dette gjelder spesielt det østre basseng, ved utbygging i Hovdenområdet og renseanlegg ikke i drift.

Belastningen fra Hovdenområdet vil da bli langt den største andel av totalt tilført fosfor. Dette kan, spesielt i nedbørfattige år, føre til uheldige tilstander i Hartevatn. Som eksempel vil full utbygging av Hovdenområdet sammen med 70 % av årstilløp i verste fall gi teoretiske fosforkonsentrasjoner over 15 $\mu\text{g P/l}$ og dermed klart betenkelig tilstander i Hartevatn (østre basseng).

Slike beregninger kan virke unødig pessimistiske; de forutsetter full utbygging etter nåværende prognoser og dessuten rensetiltak som (a) ikke settes i verk, eller (b) ikke virker. Momentene (a) og (b) er imidlertid ikke helt usannsynlige, jfr. PRA-undersøkelsene (PRA 2.10).

Konklusjonen for reguleringsvirkning på Hartevatn ifølge planendringen av november 1977 må bli:

1. Hartevatn vil kunne få en gunstig utvikling av bunnsamfunnene, dersom vannstanden kan holdes større eller lik K 757.3, og reguleringshøyden dermed i praksis blir høyst 1,6 m.
2. Ved dagens belastning av Hartevatn fra Hovdenområdet vil planendringen ikke gi direkte uheldige utslag ifølge Vollenweider-modellen.
3. Innsjøen blir mer følsom for belastning etter regulering, og er særdeles lite egnet som resipient for kommunalt avløpsvann.

4. Etter regulering forutsetter all videre utbygging av Hovden-området at avløpsvannet gjennomgår høygradig rensing. Om mulig bør det unngås at avløpsvann, så vel rensset som urensset, tilføres Hartevatn direkte.

6.3 Minstevannføring på de aktuelle elvestrekningene

Otra fra Lislevatn til Hartevatn

Landskapsmessige og resipienthensyn (kriterier c, f) må telle sterkest. Basert på fortynningskrav for fosfor er nødvendig vannføring beregnet i tabell 2-1. Med utgangspunkt i det framtidig ugunstigste tilfellet, sett i resipientsammenheng, må vannføringen ikke være under $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Med renseanlegg i drift og utslipp til Otra, vil i underkant av $1 \text{ m}^3/\text{s}$ gi akseptable resipientforhold. Det skal understrekes at disse beregningene har sine usikkerhetsmomenter, og dersom man skal ta med rimelig sikkerhetsmargin, må vannføringsverdiene justeres betydelig oppover.

Strekningen Lislevatn-Hartevatn har betydelig fall og ligger nær vei og turistaktiviteter. En forbedring av Otras utseende med terskelbygging på denne strekningen er vanskelig å gjennomføre. Foreslått minstevannføring må da bli:

minst $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ i sommerhalvåret (etter snøsmelting); med eller uten renseanlegg i drift;

minst $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden oktober fram til snøsmelting, med forutsetning av at renseanlegg er i drift om utslipp skjer i Otra.

Vi har ikke tilstrekkelige data til å anslå noen minstevannføring i Otra ovenfor utløp av Byrtemannsbekken. Det er foreslått minstevannføringer $1-2 \text{ m}^3/\text{s}$ (planendringen, s. 17).

Otra fra utløp Hartevatn fram til samløp med Løyningåni

Simuleringsberegningene gir en vannføring under $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ved utløpet av Hartevatn. Vi vil derfor gå inn for minstevannføring omkring $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ hele året. Av hensyn til at elva her er lett synlig i landskapet, må det treffes tiltak for bygging av terskler på denne strekningen.

Med vannføring omkring $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ er elvestrekningen helt uegnet som framtidig resipient. Bosetting og andre forurensende aktiviteter langs elvestrekningen må bestemt frarås.

Skadevirkninger på fisket må påregnes ved så lav vannføring som $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, men data som kan belyse dette mangler. Vi kan derfor ikke si om det vil bli nødvendig med tiltak, f.eks. utsetting av fisk.

Otra etter samløp med Løyningåni, ned til Sarvsfoss

På denne strekningen er det, etter konsesjonsvilkårene 15/11-1974, pålagt minstevannføring på $2 \text{ m}^3/\text{s}$ (sommer), henholdsvis $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (vinter) ved Hoslemo VM. Både NVE-Hovedstyret og Industridepartementet (jfr. St.prp. 140) anfører at "naturlig minstevannføring" ved Hoslemo er ca. $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Som f.eks. figur 2-6 viser, er dette klart villedende. I NVEs vannføringsmålinger fra VM 535 Hoslemo 1918-1974 er absolutt minste målte ukeverdi $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$, laveste ukemiddel er $7 \text{ m}^3/\text{s}$ og 10. persentil i varighetskurven er ca. $13 \text{ m}^3/\text{s}$. Virkelig lavvannsføring ved VM 535 Hoslemo er derfor ca. $13 \text{ m}^3/\text{s}$, og det kan påregnes skadevirkninger i de tilfeller der vannføringen settes lavere enn dette.

Elvestrekningen vil bli dårlig egnet som resipient med redusert vannføring. Allerede i dagens situasjon er det ved flere anledninger observert betenkelige konsentrasjoner av næringsstoffer, spesielt fosfor (jfr. tabell 3-2).

Konsesjonsvilkårenes minstevannføringer er klart for lave, og det er grunn til å tvile på grunnlaget som de er kommet fram på.

Skadevirkninger kan neppe unngås i denne delen av vassdraget, men det må være i almen interesse å gjøre disse minst mulig. Inntil videre vil vi foreslå at de minstevannføringer som Miljøverndepartementet kom fram til i 1974 (St.prp. 140, s. 91) dvs. $3 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Hoslemo VM, gjøres gjeldende. Det kan nevnes at Otra på den aktuelle strekningen er nokså bred, og det trengs dermed en viss vannmengde for å synes i elveleiet.

Med $3 \text{ m}^3/\text{s}$ som minstevannføring, får Otra ned til Sarvsfoss et sterkt redusert potensial som resipient. Vi må fraråde at elva belastes utover dagens situasjon på dette avsnittet.

Otra fra Sarvsfoss til innløp i Bykil

Denne elvestrekningen må ansees å bli helt ødelagt ved reguleringsinngrepene, der Otra overføres i tunnel fra Sarvsfoss til Botsvatn. Etter vår oppfatning er det ingen grunn til å pålegge minstevannføring på denne strekningen. Det er heller ønskelig å holde vannføringen gjennom det tidligere elveleiet lavest mulig; dermed kan en viss tilgroing med busker og kratt finne sted.

Det er en forutsetning at det tørrlagte elveleiet ikke utsettes for tilsløpling eller andre forurensninger.

6.4 Oppfølging og overvåking

Det er store reguleringsinngrep som planene legger opp til i øvre Otra. Skadevirkninger kan oppstå f.eks. på fisket. Vassdragets mulighet i resipient-sammenheng blir klart nedsatt. Dersom utbyggingen av Hovden-området ikke styrkes kan belastningen fra denne bebyggelsen bli en alvorlig påkjenning for vassdraget, og Hartevatn i særdeleshet. På den andre siden har vi tatt opp mulige positive utslag av planendringen nettopp for Hartevatns vedkommende. Disse positive virkninger er nøye knyttet til måten som innsjømagasinet manøvreres på.

Alle faglige vurderinger som er framlagt i vår rapport er beheftet med en viss usikkerhet. Dette kommer av problemene med å se inn i framtida - derfor er det nødvendig med oppfølging av forholdene i vassdraget etter gjennomføring av en eventuell regulering. En slik oppfølging bør ha karakter av en overvåkingsundersøkelse. Hensikten med overvåking i øvre Otra er :

- kontroll av vurderinger og beslutninger tatt før inngrep ble satt i verk;
- følge om utviklingen av hydrologi, kjemi og biologi går etter de linjer man antok tidligere (dvs. før regulering);
- gi pekepinn om vassdragets almene tilstand er tilfredsstillende sett i forhold til bruksinteressene.

Vi har ikke tatt stilling til omfang av en overvåking eller detaljer forbundet med et slikt opplegg.

ROE/TJO/STE/ALA/HVI/KEN

7. REFERANSER

- Anderson, T.W.: An introduction to multivariate statistical analysis.
New York.
- Faugli, P.E., 1977: Geofaglig befaring i Hovdenområdet, Setesdal.
Kontaktutvalger for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo,
Rapport 77/01.
- Faafeng, B., 1977: Undersøkelse av Dirdalsvassdraget i Rogaland 1976-1977.
Norsk institutt for vannforskning O-144/75, 22. oktober 1977.
- Gunnerød, T.B. og Kjos-Hanssen, O., 1977: Fiskeri- og viltbiologiske forhold vedrørende søknad av 1977 om planendring i utbyggingen av Otravassdraget.
- Jensen, K.W., 1972: Drift av fiskevann. Fiske og fiskestell nr. 5.
Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- Jørgensen, G.F., 1977: The use of biotic indices as a tool for water quality analysis in rivers. Verh. Int. Ver. Limnol. 20 (under trykking).
- Kotai, J., Krogh, T. og Skulberg, O., 1976: The fertility of some Norwegian inland waters assayed by algal cultures. Norsk institutt for vannforskning 1976.
- Lillehammer, A., 1975: Viktige sider ved laksens oppvekstmiljø i elvene.
Fauna 28:8-15.
- Mikhail, E.M. og Ackermann, F. 1976: Observations and least squares.
New York 1976.
- Mikkelsen, K., Ekern, A., Borgan, S. og Rognerud, B., 1974: Landsplan for bruken av vannressursene. Arbeidsrapport nr. 6. Norsk jordbruk og vannressursene, del I: Vannforurensninger fra jordbruket.
- Nordal, I., Rørslett, B. og Laane, M.M., 1977: Species delimitation within the *Crinum ornatum* group (Amaryllidaceae). Norw. J. Bot. 24:195-212.

- Norsk institutt for vannforskning, 1975: Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975. Norsk institutt for vannforskning, 0-151/73.
- Norsk institutt for vannforskning, 1977: Naustdalsvassdraget, Angedalsvassdraget og Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. Vassdragsundersøkelser 1975-1976. Norsk institutt for vannforskning, 0-48/74.
- Orloci, L., 1976: Ranking species by an information criterion. *J. Ecol.* 64:417-419.
- PRA 2.10: Driftsundersøkelse av renseanlegg. Fylkesvise rapporter, Norsk institutt for vannforskning, 0-52/75.
- Rørslett, B., Green, N.W. og Kvalvågnæs, K., 1978: Stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquat. Bot.* 4:73-81.
- Traaen, T.S. 1976: Vassdragsbiologi. Virkningen av renseteknisk tiltak. Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann (PRA), brukerrapport nr. 13.
- Utermöhl, F. 1958: Zur vervollkommung der quatitativen phytoplanktonmethodik. *Mitt. Int. Verein Limnol.* 9:1-38.
- VIAK A/S, 1977: Forprosjekt Hovden kloakkrenseanlegg.
- Vollenweider, R.A., 1976: Advances in defining criterical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33:53-83.
- Wegge, B., 1976: Fiskeundersøkelser i Breidvatn og Sæsvatn 1976. Rapport til Drammens Sportfiskere, november 1976.
- I/S Øvre Otra og Otteraaens Brugseierforening 1977: Otravassdraget. Søknad om planendring for overføring av Otra til Vatnedalsvatn. November 1977.