

RAPPORT LNR 3395-96

Etterundersøkelser i
Glåma og
noen sidevassdrag i
Hedmark

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-90132	Underrn:
Løpenr.: 3395	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Etterundersøkelser i Glåma og noen sidevassdrag i Hedmark	Dato: 1.6.1995	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Bjørn Rørslett Tor Erik Brandrud Torleif Bækken Dag Hessen	Eli-Anne Lindstrøm Marit Mjelde Stein W. Johansen	Geografisk område: Hedmark
	Antall sider: 85	Opplag: 65

Oppdragsgiver: Norges Vassdrags- og Energiverk (NVE), Oslo	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt: Rapporten beskriver etterundersøkelser i Glåma, Hedmark. Hovedvekt er lagt på hydrologiske endringer og skiftninger i makrovegetasjonen.

4 emneord, norske

1. Vassdragsregulering
2. Glåma
3. Makrovegetasjon
4. Regulering

4 emneord, engelske

1. Regulated rivers
2. River Glåma
3. Aquatic macrophytes
4. Hydropower impacts

Prosjektleder

Bjørn Rørslett

For administrasjonen

Dag Berge

ISBN 82-577-2826-4

**Norsk institutt for vannforskning
Oslo**

O-90132

**Etterundersøkelser i Glåma og noen
sidevassdrag i Hedmark**

Oslo, 1. juni 1995

Saksbehandler:	Bjørn Rørslett
Medarbeidere:	Tor Erik Brandrud
	Torleif Bækken
	Dag Hessen
	Eli-Anne Lindstrøm
	Marit Mjelde
	Stein W. Johansen

For administrasjonen: Dag Berge

INNHALDSFORTEGNELSE

Sammendrag og konklusjoner	iii
1. Innledning	1
2. Makrovegetasjon i de undersøkte delene av Glåmavassdraget	4
2.1. Vann- og strandvegetasjon i de regulerte innsjømagasinene	4
<u>Løpsjøen</u>	5
<u>Osensjøen</u>	5
<u>Storsjøen</u>	6
2.2. Vegetasjonsendringer i elvemagasinene og nærområdene til kraftverkene	6
2.2.1 Strandfossområdet	6
<u>Området oppstrøms inntaksmagasinet</u>	7
<u>Vurderinger av endringer oppstrøms magasinområdet ved</u>		
<u>Strandfossen</u>	9
<u>Elvemagasinet ved Strandfossen</u>	10
<u>Minstevannføringsstrekningen i Strandfossen og endringer i</u>		
<u>vegetasjonen</u>	12
2.2.2 Braskereidfossmagasinet		
<u>Generell beskrivelse</u>	13
<u>Endringer i Braskereidfossmagasinet etter regulering</u>	17
2.2.3 Glåma nedstrøms Braskereidfoss	20
2.3. Vegetasjonsendringer i Søre Osa		
2.3.1 Opplegg for undersøkelser i Søre Osa	21
2.3.2 Hovedtrekk i vegetasjonen i Søre Osa	22
<u>Vannmosenes vitalitet og populasjonsstruktur</u>	24
<u>Vegetasjonsendringer etter regulering (1989-93)</u>	25
<u>Årsaker til svingningene i vannmosevegetasjonen</u>	30
<u>Effekter av reguleringen av Søre Osa: oppsummering</u>	30
3. Hydrologiske forhold i elvemagasinene og nedstrøms kraftverkene	32
3.1. Vannstander i Rena ved Nye Osa	32
3.2. Vannstander i Glåma opp- og nedstrøms Strandfoss	34
3.3. Vannstander i elvemagasinet ved Braskereidfoss	38
3.4. Sammenfatning av de høyoppløselige vannstandsseriene	38
4. Lysklimaet i de undersøkte innsjøene		
4.1. Generelt om beskrivelse av undervannslys	39
4.2. Optiske "fingeravtrykk"	43
Referanser	45
Vedlegg I: Stasjonsbeskrivelser	46
Vedlegg II: Tabeller over makrovegetasjon	53
Vedlegg III: Bunndyr i Søre Osa	63

Forord

Etterundersøkelser i samband med vassdragsreguleringer er et felt hvor såvel regulanter som biologer har felles interesser. Utbyggere for å se hvordan deres prosjekt påvirker omgivelsene, biologene for å finne ut om konsekvensene ble slik de antok før reguleringen. Internasjonalt er det også knyttet betydelig interesse til denne type undersøkelser.

Glåma i Hedmark er utnyttet til kraftproduksjon gjennom en rekke reguleringsanlegg. Flere av de nyere kraftverkene ble gjenstand for gode forundersøkelser i samband med konsesjonsbehandlingen, og dette gir et godt utgangspunkt for å vurdere effektene av inngrepene i ettertid. Feltarbeidet i samband med prosjektet ble startet i 1989 og foregikk frem til 1992/93. Prosjektframdriften har dessverre blitt betydelig forsinket pga. langvarig sykdom samt fødselspermisjon for prosjektmedarbeidere. I tillegg førte en 3 ukers arbeidskonflikt i november 1991 til éndel ulemper og forsinkelser i bearbeiding av allerede innsamlede data. Alt har bidratt til en forsinkelse som undertegnede beklager.

Deler av stoffet i denne rapporten er helt eller delvis publisert i Hessen et al. (1992). Det er likevel valgt å presentere materialet på nytt, bl.a. fordi det er tilkommet nye data på flere områder, samt at forskningen internasjonalt har gitt nye resultater på felter som berører Glåma-prosjektet. Stoffet er i tillegg delvis helt omarbeidet og mange nye opplysninger tatt med. Vannkjemi og begroing er utelatt fordi disse feltene ikke har blitt videreutviklet innenfor rammen av det nye prosjektet.

Jeg takker alle NIVAs medarbeidere for flott innsats gjennom hele prosjektperioden. R.H. Økland og E. Bendiksen har stilt rådata til disposisjon fra førundersøkelsene i Søre Osa, og vært hjelpelige med påvisning av transektlokaliteter.

Oslo, 1.6.95

Bjørn Rørslett

Sammendrag og konklusjoner

Etterundersøkelser i samband med kraftutbygging utføres langt sjeldnere enn konsesjons-pålagte forundersøkelsene. Dette svekker utsagnskraften i konsekvensanalysene og man vet derfor ikke i hvor stor grad antatte endringer og biologiske skadevirkninger faktisk finner sted etter utbyggingen av et vassdrag. Ved NVEs program for etterundersøkelser er slike studier foretatt i Glåmavassdraget i Hedmark. Prosjektet har dels anvendt eksisterende informasjon, dels utdypet og supplert data om reguleringsinngrepene, og dels foretatt nye undersøkelser som ikke har motsvarighet i forundersøkelsene.

Glåma i Hedmark er utnyttet for kraftproduksjon gjennom en serie med kraftverk, hvorav flere ble utbygd i siste del av 1970-årene. De fleste verkene er elvekraftverk i tilknytning til hovedvassdraget, mens noen er magasinverk. Dette gjør at man innenfor et relativt begrenset geografisk område har ulike typer reguleringsobjekter. Samtidig ble det på 1970-tallet foretatt til dels omfattende undersøkelser før de respektive kraftverk ble etablert, og i tillegg er vannkvaliteten overvåket i tiden etterpå. Tilsammen gir dette et godt grunnlag for å finne langtids-effektene ved utbyggingene i vassdraget.

Undersøkelsen har pågått i perioden 1989-92, med noe etterarbeid i felt årene etter. Det er påvist en rekke endringer i biologiske forhold, som har klar sammenheng med reguleringene. Endringene er dels ulike for forskjellige biologiske komponenter, dels er responsen ulik ved de forskjellige typer av inngrep som er foretatt.

Gjennomgående kan det sies at vannvegetasjonen har reagert positivt, med hensyn på god vekst, oppstrøms elvemagasinene, mens responsen nedstrøms produksjonsanleggene er mer uvis. Derimot har overvannsvegetasjonen til dels reagert negativt og man har kunnet påvise klare reduksjoner i arts mangfold langs oversvømte elvestrekninger. Samlet vurdert har den biologiske diversiteteten ved elvekraftverksutbyggingen blitt forsmret, fordi vannplantene har bare respondert kvantitativt og ikke artsmessig kvalitativt på inngrepene. Dermed kan ikke god vekst av vannplanter oppveie tap av fuktighetskrevende, men ikke rent vannboende arter langs nyetablerte elvemagasinstrøkninger. Det er ikke registrert problematisk tilgroing av elvemagasinene i Glåma.

Vanligvis regnes ikke et elvekraftverk å påvirke hydrologiske forhold, unntatt i samband med eventuelle tørrlagte fallstrekninger. Årsaken til at man likevel kan påvise en unaturlig og klart reguleringsbetinget hydrologisk situasjon såvel i elvemagasinene som på strekningene nedstrøms kraftverkene i Glåma og Rena, er:

1. Døgnvariasjonene i vannstand er betydelig forsterket nedstrøms kraftverkene. Virkningene av slike raske og kortvarige skiftninger i vannstand (grunnet endringer i vannføringen) kan være økt erosjon i strandområdene samt en utarming av algebegroing og makrovegetasjon.
2. I elvemagasinene, som er korttidsmagasin og inntak for elvekraftverkene, er vannstanden derimot gjennomgående mer utjevnet. Samtidig har det funnet sted en effektiv heving av vannspeilet ned mot damstedet. Korttidsendringer i vannstand forekommer, og det dreier seg da vesentlig om en senkning av vannstanden. Slik nedtapping har sammenheng med drift av det nedenforliggende verket. En reduksjon i vannstand,

særlig i kritiske perioder med kaldt vær, kan innebære betydelige skadevirkninger på frostømfintlige plantesamfunn. Klare indikasjoner på slike effekter er funnet ved Braskereidfossmagasinet.

3. Erosjonsprosessene i strandsonen og på grunt vann forsterkes ved de hyppige skiftningene i vannstand og vannføring. Erosjonsskader i strandområdene er særlig fremtredende i Braskereidfossmagasinet.

På elvestrekninger med minstevannføring er det skadevirkninger på vegetasjonen. Den rene vannvegetasjonen, som regel moser pga. substratets egenskaper, har gått til dels dramatisk tilbake i mengde. Det er her tale om direkte utrydding av et tidligere plantedekke. Uttørring ser ut til å være en bestemmende faktor og mangel på vann forhindrer også oppslag av ny, terrestrisk preget vegetasjon som kan mildne inntrykket av "steinørken" på minstevannsstrekningene. Verst stilt er Strandfossen i Glåma, hvor minstevannføringen er helt utilstrekkelig til å opprettholde en akvatisk produksjon-. I Søre Osa er forholdene etter reguleringen noe mer gunstige, fordi 1/4 til 1/3 av mosebestandene har klart seg under det nye vannføringsregimet. Likevel kan det påvises store ringvirkninger av uheldig karakter bl.a. på bunndyrproduksjonen etter reguleringen.

Vegetasjonsutviklingen i selve Strandfossen har vært mer negativ enn spådd. Strekingen er i produksjonsmessig sammenheng redusert til et "ørkenområde". Minstevannføringen nedstrøms inntaksdammen har helt klart vært satt altfor lav til å kunne opprettholde strekingen som et akvatisk produksjonsområde.

I elvemagasinet oppstrøms Braskereidfoss har nyetablering av vannvegetasjon funnet sted og dette er overensstemmende med forutsigelsen i forundersøkelsen. Derimot har ikke overvannsvegetasjonen langs stredene klart å re-etablere seg slik det ble antatt, og denne vegetasjonstypen vil trolig bruke lang tid på å nå tilbake til sitt tidligere omfang. Antakelig har det i tillegg skjedd en konkurransemessig forskyvning i samband med oppdemmingen, slik at starrarter (spesielt nordlandsstarr, *Carex aquatilis*) har greidd seg bedre enn elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) etter reguleringen. Det har i tillegg skjedd en betydelig reduksjon i artsmangfoldet langs stredene i elvemagasinet som følge av reguleringen.

Erfaringene fra Glåma tilsier at hele diskusjonen om minstevannføring er "skjevt" lagt opp. Det er simpelthen ikke slik at man kan påberope seg å beholde et vassdragsavsnitt som et akvatisk system, når bare en brøkdel av vannmengden som rant før utbygging,, etterpå vil komme til strekingen. I denne sammenheng må en påpeke at hydrologiske dataserier som viser at en lav vannføring er målt på en plass, absolutt ikke gir grunnlag for å si at "naturlig" minstevannføring kan settes lik denne minimumsverdien. En naturlig elv som opplever en kortvarig episode med lav vannføring er ikke sammenliknbart med et regulert system hvor denne lave vannføringen holdes konstant. Beviset for at denne påstanden er korrekt er anskueliggjort i Strandfossen i Glåma, hvor nåværende minstevannsføring er lik "naturlig" lavvannsføring.

1. Innledning

Etterundersøkelser i samband med kraftutbygging utføres sjeldnere enn de tilsvarende pålagte forundersøkelsene. Dette svekker utsagnskraften i de konsekvensanalysene som utføres ved konsesjonsbehandlingen av en utbyggingssak. Man vet derfor ikke i hvor stor grad antatte endringer og biologiske skadevirkninger faktisk finner sted etter at utbyggingen i et vassdrag er foretatt. I biologiske fagmiljøer har behovet for etterundersøkelser lenge vært fokusert, og igjennom NVEs program for etterundersøkelser er slike studier foretatt i Glåmavassdraget i Hedmark. Prosjektet har dels anvendt eksisterende informasjon, dels utdypet og supplert data om reguleringsinngrepene, og dels foretatt nye undersøkelser som ikke har motsvarighet i forundersøkelsene.

Glåma i Hedmark er utnyttet for kraftproduksjon gjennom en serie med kraftverk, hvorav flere ble utbygd i siste del av 1970-årene. De fleste verkene er elvekraftverk i tilknytning til hovedvassdraget, mens noen er magasinverk eller får sitt produksjonsvann ved overføringer mellom Glåma og Rena. Dette gjør at man innenfor et relativt begrenset geografisk område har ulike typer reguleringsobjekter. Samtidig ble det på 1970-tallet foretatt til dels omfattende undersøkelser før de respektive kraftverk ble etablert, og man har i tillegg senere hatt overvåkingsprogram på vannkvalitet som har dekket store deler av vassdraget. Tilsammen utgjør den tidligere og eksisterende informasjonsbasen et godt grunnlag for å klarlegge langtidseffektene ved utbyggingen av Glåmavassdraget.

Målsetningen ved prosjektet kan oppsummeres i følgende punkter:

- Systematisere kunnskap fra de ulike fagdisipliner som utgjør den biologiske fagbakgrunnen for konsekvensvurdering av et reguleringsinngrep, og dra nytte av tilgjengelig informasjon innhentet ved konsesjonspålagte undersøkelser før utbygging ble iverksatt
- Klarlegge i hvor stor grad vurderingene før utbyggingen var dekkende for utviklingen etter at vassdraget ble utbygd
- Se på om pålegg f.eks. om minstevannføring har ført til et tilfredstillende resultat hva vassdragets produksjonsevne angår etter utbygging
- Legge grunnlag for publisering av reguleringsstudiene i anerkjente tidsskrifter

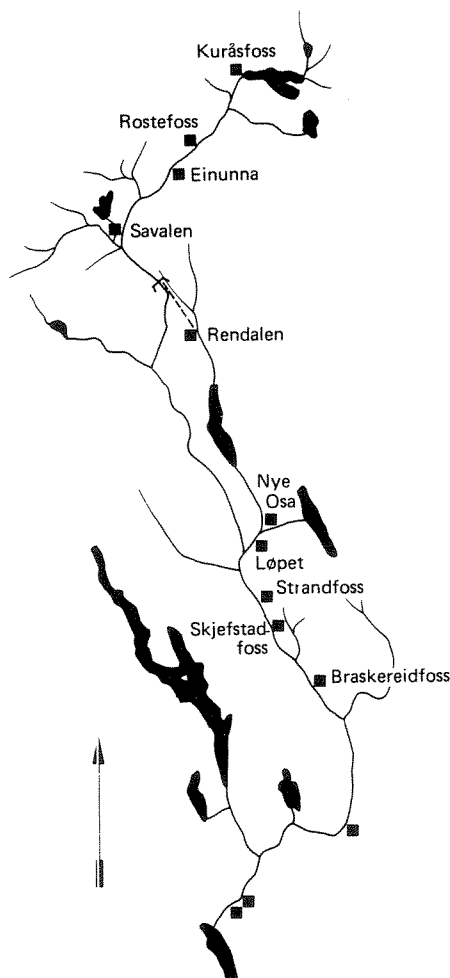
Prosjektarbeidets omfang

Innenfor rammen av etterundersøkelsesprosjektet i Glåma, Hedmark, er fokus satt på makrovegetasjon, samspillet mellom vegetasjon og bunndyr, spesielle hydrologiske forhold i regulerte elver, samt lysklima under vann. Disse fagfeltene har dratt nytte av eldre data fra før reguleringsinngrepene der dette var mulig, og er forøvrig planlagt og utført i nært samarbeid når dette var hensiktsmessig. Lysklima ble ikke studert i forundersøkelsene, men ble tatt med fordi undervannslys påvirker store deler av den biologiske produksjonen i et akvatisk system.

Feltarbeidet er utført vesentlig i årene 1989-91, med noe etterarbeid 1992-93. Det er gjort omfattende undersøkelser av makrovegetasjon i regulerte innsjøer (Osensjøen, Storsjøen i Rendal) og elvemagasinene ved Løpet og Braskereidfoss kraftverker. Biologiske forhold i den

regulerte elva Søre Osa er studert i samband med utviklingen av mose- og bunndyrsamfunnene. Videre er data samlet inn fra andre løpende eller avsluttede NIVA-undersøkelser i regionen stilt sammen med henblikk på utnyttelse i det nåværende prosjektet.. Høyoppløselige tidsserier av vannstand ned- og oppstrøms kraftverkene er analysert. Andre relevante hydrologiske data er tatt ut fra NVEs arkiver, men ikke bearbeidet foreløpig.

Det har vært tanken at undersøkelsene skulle summeres opp i fagartikler fortrinnsvis rettet mot internasjonale tidsskrifter. Denne typen publiseringsarbeid er ofte av langsiktig karakter og ikke alltid mulig å realisere innenfor rammen av étt enkeltstående prosjekt. Bunndyrunderøkelsene i Søre Osa er ført frem til et manuskript, som er gjengitt i Vedlegg III. For de øvrige delene av prosjektet vil det ennå gjenstå noe arbeid før publisering er mulig. Primærdata er gjengitt i vedleggene I-II.



Figur 1. Geografisk oversikt over de undersøkte delene av Glåmavassdraget i Hedmark. Stasjonsplasseringen er detaljert i tab.1, se s. 3.

Tabell 1. Lokalitetsplassering for stasjoner brukt til undersøkelse av begroing og makro-vegetasjon. Forundersøkelsene ble utført i tidsrommet 1977-78(80), etterundersøkelsene vesentlig i 1989-91, med noe etterarbeid i felt i 1992/93.

Lok. nr.	Lokalitetsnavn	UTM-koordinat	Tidligere brukt st. betegnelse
O 1	Søre Osa, oppstrøms Østre Æra	PN 432 921	L 1
O 2	Østre Æra	PN 431 923	L 2
O 3	Søre Osa, nedstrøms samløp Østre Æra	PN 439 918	L 3
O 4	Søre Osa, ved Osfallet	PN 348 882	L 5
O 5	Søre Osa, før samløp med Rena	PN 344 879	SO 3
S 1	Glåma, Lykkja, mot Smedøya	PN 362 597	B 1
S 2	Glåma, ved Helbekken	PN 368 583	B 2
S 2B	Glåma, nedstrøms Helbekken	PN 370 579	-
S 3	Glåma, ved Bånerud	PN 369 574	-
S 4	Glåma, Strandfossen nedstrøms dam	PN 373 560	B 4
S 5	Glåma, nedstrøms Strandfoss kraftverk	PN 379 548	B 5
B 1	Glåma, nedstrøms Skjefstadfoss	PN 431 439	6
B 2	Glåma, Oshagen	PN 474 433	5
B 3	Glåma, ved Langeberg	PN 488 405	4
B 4	Glåma, ved Bronkåa	PN 492 393	3
B 5	Glåma, ved Øksenbekken	PN 509 370	2
B 6	Glåma, oppstrøms Braskereidfoss	PN 517 356	1
B 7	Glåma, nedstrøms Braskereidfoss	PN 523 333	-
B 8	Glåma, ved Nordhagamoen	PN 531 331	-

O = Søre Osa inkl. Østre Æra, S = Strandfossområdet i Glåma, B = Glåma fra Skjefstadfoss til Braskereidfoss

Det henvises forøvrig til vedlegg I, hvor de enkelte stasjonene er mer inngående beskrevet.

2. Makrovegetasjon i de undersøkte delene av Glåma-vassdraget

Vannvegetasjonen omfatter større vannboende moser, enkelte algegrupper (kransalger) samt vannboende karplanter. Tidligere var begrepet "høyere vegetasjon" mye anvendt i Norge og Sverige på slik vegetasjon, men denne termen er iferd med å gå av bruk internasjonalt til fordel for begrepene akvatisk makrovegetasjon; tilsvarende kalles artene i slik vegetasjon nå oftest (akvatiske) makrofytter. Norsk litteratur om vassdragsreguleringer bruker også den særnorske varianten "begroing", som imidlertid oftest ikke inkluderer karplanter, men nesten bestandig tar med moser. Med "vannboende" vil det her anvendes definisjonen bl.a. fra Rørslett (1991), dvs. at det er størst sannsynlighet for å finne vedkommende art i et vannmiljø.

Vannvegetasjon inkluderer livsformene isoetider (kortsukksplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter), lemnider (frittflytende planter) og moser/kransalger. Livsformen helofytter (strandvegetasjon) hører ikke til vannmiljøet som sådan, men fordi slike planter er et karakteristisk innslag i strandområdene er det vanlig å behandle disse sammen med vannvegetasjonen. For å unngå en uheldig sammenblanding av begrepene vil det da alltid bli anvendt betegnelsene "strandvegetasjon" respektive "vannvegetasjon". Begrepet "overvannsvegetasjon" eller "kantvegetasjon" dekker stort sett livsformgruppen helofytter og er dermed i praksis synonym med såvel strandvegetasjon som sumpvegetasjon.

Innenfor de enkelte livsformgruppene er det enkelte overgangsformer, eller arter som har vekslende livsform og livshistorie (Rørslett, 1991). Til dels reflekterer slik plastisitet at artene har fleksible vekststrategier (Murphy et al., 1990). I denne rapporten vil artene bli behandlet i den livsformgruppe hvor de vanligvis opptrer.

2.1. Vann- og strandvegetasjon i de regulerte innsjømagasinene

Følgende regulerte innsjøer ble undersøkt i 1989-92: Osensjøen, Løpsjøen og Storsjøen i Rendal. Av disse lokalitetene er Løpsjøen et oppdemt inntaksmagasin, mens de øvrige er innsjøer av type flerårsmagasin. I tillegg er det utført vegetasjonsregistreringer i Søre Osa elv og i Glåma i Strandfoss- og Braskereidfossmagasinene. Disse undersøkelsene vil bli omtalt i et senere avsnitt (se s. 6 ff), fordi man her hadde tildels betydelig innsikt i vegetasjonsforholdene før reguleringen. Når det gjelder vannforekomstene i dette avsnittet var kunnskap om vann- og strandvegetasjonens utvikling og sammensetning før regulering enten svært mangelfull eller ikke-eksisterende. Én vesentlig årsak til dette er det faktum at Osensjøen m.fl. har vært regulert for bl.a. kraftproduksjon i lang tid.

I de regulerte innsjøene ble planteveksten registrert ved hjelp av undervannsfotografering av prøverammer i som dekker areal hhv. $1/4 \text{ m}^2$ og $1/8 \text{ m}^2$. Den siste prøvestørrelsen tillater registreringer på grunnere vann (omlag 0.3m) enn den andre typen og er i ferd med å bli standard på NIVA. Sammenliknet med den større rutestørrelsen er $1/8 \text{ m}^2$ -utstyret hendigere i felt og belaster ikke prøvetakerne i samme grad. En mulig ulempe er at antall prøveflater må økes med en faktor på minst 1.5 for å få like gode anslag for planteforekomst som med den før brukte rammestørrelsen. Dette vil øke materiellutgiftene og gi høyere bildeanalysekostnader, men må sees i lys av at sikkerheten ved bildeanalysen stiger.

Løpsjøen

Løpsjøen skiller seg ut fra de øvrige innsjøene ved å være et inntaksmagasin med en tilnærmet stabil vannstand. Vegetasjonsmessig preges lokaliteten av å vise "unge" plantesamfunn som stadig undergår endring. Artsmessig er Løpsjøen langt rikere enn de øvrige innsjøene. I tillegg forekommer det planter her som er regionalt uvanlige. Bedømt ut ifra plantedekket er Løpsjøen en svakt mesotrof (litt næringsrik) innsjø. Av mer spesielle arter vi observerte, kan det nevnes nøkketjønnaks (*Potamogeton praelongus*), vasshøymol (*Rumex aquaticus*) og brei dunkjevle (*Typha latifolia*).

Et annet trekk som stiller Løpsjøen i en særstilling, er den til dels svært frodige planteveksten på grunt vann. Småvokste arter med blader samlet i rosetter (såkalte isoetider) forekommer i store mengder. Verdt å merk seg er den rike utviklingen av mykt brasmegras (*Isoetes setacea*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*), nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), sylblad (*Subularia aquatica*) samt rosetter med steril storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*). På dypere vann fantes storvass-soleie svært rikelig sammen med de neddykkete langskuddsplantene vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*). Nøkketjønnaks (*Potamogeton praelongus*) forekom spredt på dypt vann; denne arten er sjelden i regionen.

Løpsjøen har, ulikt størsteparten av Storsjøen og Osensjøen, til dels godt utviklede belter av strandvegetasjon med stor forekomst av starrarter (flaskestarr, *Carex rostrata*, nordlandsstarr, *C. aquatilis*), strandrør (*Phalaris arundinacea*) m.fl. De spesielle forekomstene av regionalt sjeldne helofytter som vasshøymol og brei dunkjevle er nevnt innledningsvis. Den rike utviklingen av strandplanter bekrefter at vannstandsforholdene i Løpsjøen er gunstig for oppslag av vegetasjon generelt. Størst forekomst av strandplanter var på lokaliteter med noe beskyttelse mot vind og bølgeslag, og dette indikerer at erosjonskreftene påvirker vegetasjonsbildet selv i en såpass liten vannforekomst som Løpsjøen.

I tilknytning til Løpsjøen finnes det dødisgroper, spesielt ned mot Løpet kraftverk. Disse gropene er delvis vannfylte nå pga. heving av grunnvannstanden. Vegetasjonens kolonisering av disse småvannene er undersøkt og gir et innblikk i innvandringshastighet som akvatisk makrovegetasjon kan ha på nyskapt lokaliteter. Etter knapt 20 års eksistens har dammene en flora som likner på den i Løpsjøen, selv om en rekke arter mangler. Dette har samband med bl.a. størrelsen av dammene, fordi det er velkjent at artsrikdommen generelt sett øker med vannarealet (Rørslett, 1991). Forekomsten av rust-tjønnaks (*Potamogeton alpinus*) var langt større i dammene enn i selve Løpsjøen, hvor denne planten bare ble funnet sporadisk i driftmaterialet. I kvantitativ sammenheng er dammene mer vegetasjonsrike enn Løpsjøen, og dette indikerer betydningen av eksposisjon (vind- og bølgeslag) for vegetasjonens utforming.

Osensjøen

Osensjøen har utvaskede blokkstrender på alle eksponerte strandavsnitt og her er vegetasjonen ekstremt fattig og sparsomt utviklet. Dette er en meget vanlig situasjon i langt de fleste norske helårsmagasiner. Vannstandsvariasjonene gjennom året vil virke negativt inn for forekomst av flerårige arter, og lave vintervannstander kombinert med isens eroderende virkning forsterker denne effekten. Osensjøen er videre kjennetegnet av svært humøse (brunfargede) vannmasser som gir dårlig lysforhold for vekst av mange arter av vannplanter, se kapittel 4, s.39, om lysklima.

Valmen er en avvikende lokalitet i Osensjøen pga. større grunnområder og bedre beskyttelse mot bølgegang. Her forekom makrovegetasjon til dels frodig i de best beskyttede buktene,

spesielt der hvor finmateriale preget bunnforholdene. Ettårige konkurransesvake arter, f.eks. sylblad (*Subularia aquatica*) forekom i store mengder på slike lokaliteter. Sammen med sylblad vokste mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*) rikelig. Det ble også observert forekomster av piggknopp-arter, bl.a. staut-piggknopp (*Sparganium emersum*), som slett ikke er vanlig i regionen, samt betydelige bestander av den farlige giftigplanten selsnepe (*Cicuta virosa*). Trådformede grønnalger lagde sly i strandsonen.

Storsjøen

Storsjøen i Rendal hadde langstrakte eroderte blokkstrender hvor sand og annet finmateriale lå igjen mange steder. På slike steder kunne det være oppslag av enkelte nøysomme arter, spesielt evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og sylblad. Der det fantes sig av fuktighet fra landområdene ovenfor forekom bl.a. stolpestarr (*Carex juncella*) og grasarter (*Calamagrostis purpurea* m.fl.) rikelig. På slike steder fantes også landformer av mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*). Gjennomgående var strandsonen i Storsjøen sterkt reguleringspåvirket og meget utarmet hva vegetasjon angår. Neddykket vegetasjon med langskuddsplantene grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*) ble sporadisk observert, men var ingen steder utviklet i noen kvantitetsmessig betydelig omfang.

I nordenden, nær Åkrestømmen, fantes større områder og bakevjer hvor finmateriale hadde samlet seg og her var det utviklet en nokså frodig, men middels artsrik vegetasjon. Overvannsvegetasjonen var preget av storvokste starr-arter (*Carex rostrata*, *C. vesicaria*, *C. juncella* og *C. aquatilis*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*). I dette området fantes det velutviklede undervanns"enger" av klovasshår (*Callitriche hamulata*) sammen med mykt brasmegras og andre kortskuddsarter. Sylblad (*Subularia aquatica*) forekom hyppig. I tillegg vokste det endél piggknopp (steril, antakelig flótgras, *Sparganium angustifolium*). Denne delen av Storsjøen står biologisk og vegetasjonsmessig sett i nært samband med den meget artsrike Lomnessjøen lenger opp i Renavassdraget. Gruntvannsområdene nord i Storsjøen utgjør en svært viktig biotop for innsjøen, såvel produksjonsmessig som for opprettholdelse av lokalt arts mangfold.

2.2. Vegetasjonsendringer i elvemagasinen og nærområdene til kraftverkene

For elvestrekningene omkring kraftverkene i Strandfoss og Braskereidfoss foreligger det enten gode vegetasjonsdata inkludert transektanalyser, eller flyfoto, tatt før driften av verkene startet. Derfor kan det sies detaljert om vegetasjonsendringene som fant sted etter utbyggingen av de respektive produksjonsanleggene. Likevel er det ikke mulig fullt ut å holde de naturlige svingningene i vegetasjonsdekket "under kontroll", siden ekte replikater av inngrepene mangler. I dette perspektivet er gjentatte analyser på transekter o.l. viktige, fordi man får mer kunnskap om hvor omskiftelige planteforekomstene kan være uten ytre inngrep.

2.2.1 Strandfossområdet

Den undersøkte elvestrekningen omkring Strandfossen i Glåma kan deles i fire områder, i forhold til grad av innflytelse fra Strandfossreguleringen:

- Oppstrøms inntaksmagasinet (lok. S1 og S2); lite påvirket bortsett fra mulige oppstuvningseffekter.
- Elvemagasinet som er influert av dammen og bl.a. har hevet vannstand (lok. S3).

- Minstevannføringsstrekningen nedstrøms dam, tilsvarer den tidligere fossestrekningen (lok. S4).
- Glåma nedstrøms utløp fra Strandfossen kraftverk (lok. S 5).

Området oppstrøms inntaksmagasinet

På strekningen Smedsøya-Bånerudfossen er Glåma sakteflytende og renner over glasifluviale finsand og siltavsetninger. På østsiden av elva er breddene i nedre del slake med grunner utenfor, lenger opp med en bratt erosjonskant fra normalt strandnivå. Substratet i strandsonen varierer fra finsand/silt til omlag 50% organisk mudderbunn på beskyttede gruntvannsområder.

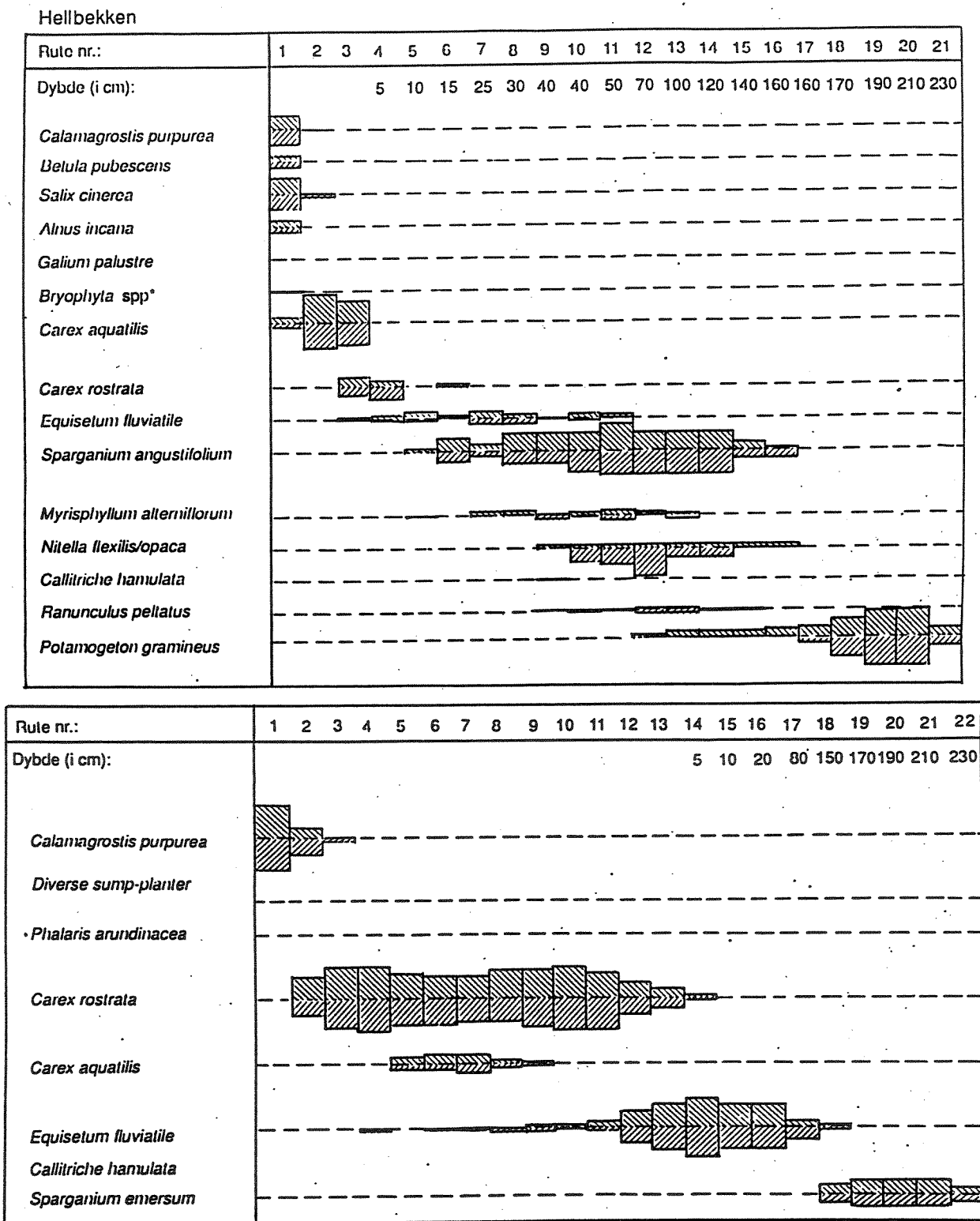
I løpet av undersøkelsen 1989-92 ble det for området oppstrøms magasinet registrert 11 arter vannplanter, mot 10 i 1980 (se tab.II.7, s. 60). Ved stikkprøvetaking i strandvegetasjonen ble det observert 17 arter oppstrøms dammen, mot 25 arter i 1980. Denne forskjellen er trolig ikke reell siden det ikke ble lagt samme vekt på strandplantene i 1989-92 som tidligere.

Overvannsvegetasjonen var gjennomgående tilstede bare som en smal brem mot fastmarka innenfor. Noen steder var det mer velutviklede belter, spesielt ved Helsbekken (se fig. 2). Derimot var vannvegetasjonen frodig og nesten sammenhengende tilstede langs strekningen, gjerne som et 3-10 m bredt belte langs stredene. Beltebredden ble bestemt av lokale dybdeforhold. Langskuddsplanter (elodeider) var dominerende, riktignok med innslag av flytebladsplanter av slekten piggekopp (*Sparganium*), men disse plantene forekom vel så ofte i rene undervannsformer på noe større vanddyp.

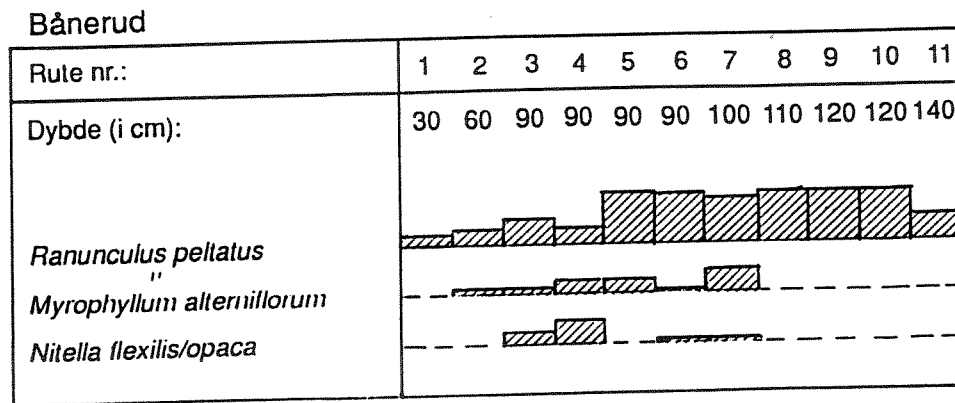
Vann- og strandvegetasjonen oppviste en klar vertikalsonering (se fig. 2). Grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og delvis stautpiggekopp (*Sparganium emersum*) dominerte på dypest vann. Innenfor denne sonen var det flótgras (*Sparganium angustifolium*) og kransalgen *Nitella opaca/flexilis* som dominerte, med vekslende innslag av storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*), vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og undervannsformen av hesterumpe (*Hippuris vulgaris*). Særsklit frodig forekomster av blomstrende storvass-soleie sammen med tusenblad og *Nitella* ble funnet på relativt grunt vann i åpninger i elvesnelle (*Equisetum fluviatile*)-beltet. Dette kan trolig være en effekt av beskyttelse mot strømpåvirkning.

I de tetteste og frodigste bestandene av tusenblad og storvass-soleie ble det målt en biomasse i størrelsesorden 300-1000 g tørrvekt/m² elvebunn, mens kransalgen *Nitella* oppnådde 200-500 g tørrvekt/m². Flótgras hadde noe lavere biomasse og lå fra 100 til 250 g tørrvekt/m² i tette blandingbestand med kransalgen. Biomassetallene er relativt høye og indikerer at det er en viss næringstilgang på elvestrekningen.

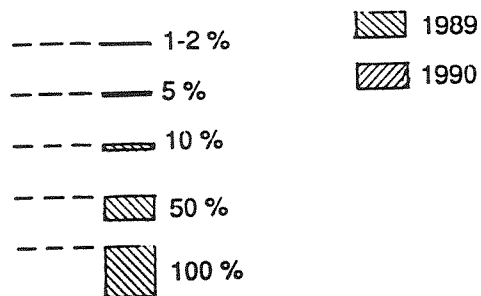
Basert på transektanalysene kan man anslå vannvegetasjonens beltebredde til å være 6.5 m i gjennomsnitt, hvorav sonen av tett vegetasjon med 80-100% dekning er 5 m. Gjennomsnittlig biomasse i den tette vegetasjonen er omlag 350 g tørrvekt/m² elvebunn. Omsatt til hele elvestrekningen Bånerudfoss-Smedsøya utgjør vannvegetasjonen dermed en biomasse på omlag 3.5 tonn pr. km, dersom våre data er representative for begge sider av elveløpet. Vegetasjonsmengden tilsier at Glåma er et mesotroft (middels næringsrikt) elvesystem på strekningen.



Figur 2. Transektanalyse av makrovegetasjon ved Hellbekken oppstrøms magasinområdet i Strandfossen (lok. S2, 1989-90). Transektene er lagt på tvers av elva, fra strandvoll og ut til vegetasjonens yttergrense. Plantedekket er registrert ved ruteanalyser (1m² ruter) for hver meter. Dekningsgraden for hver art er angitt i %; over stiplet linje = 1989, under do. = 1990. Øvre panel er transekt (i), nedre panel er transekt (ii). Tegnforklaring, se fig. 4.



Tegnforklaring



Figur 4. Transektanalyse av makrovegetasjonen ved Bånerud (lok. S 3), innenfor det ny-etablerte elvemagasinet ved Strandfossen, 1990. Transektet er lagt på tvers av elva, fra forbygning og ut til vegetasjonens yttergrense mot elveløpet. Vegetasjonen er registrert ved 1 m² ruteanalyser for hver meter langs transektet og dekningsgraden for artene er angitt i %.

Alle indikasjoner taler for at vegetasjonsutformingen i denne del av magasinet er nyetablert. Den nye vegetasjonen er forholdsvis artsfattig, men i strukturell utforming og biomasse er den ellers lik de tette koloniene med vannvegetasjon som ble observert ved Helbekken (lok. S 2). Åpenbart dreier dette seg om en naturlig vegetasjonstype på mer beskyttede områder med rask sedimentasjon i Glåmavassdraget.

Den observerte etableringen med vannvegetasjon i deler av damområdet er ikke av slikt omfang at man kan forvente brukerkonflikter. Friluftslivet blir lite berørt fordi den tette planteveksten er lokalisert så nær damkrona at bading, fiske o.l. fritidsaktiviteter er forbudte. Heller ikke er biomassen av vannvegetasjonen tilstrekkelig høy til å skape mulige større driftsproblemer for selve kraftverket. Skuddmassen hos de fleste langskuddsplantene sedimenterer som regel på voksestedet fordi plantene dør tilbake vinterstid. Unntaksvis er noen arter vintergrønne og disse skaper stundom driftsforstyrrelser ved tiltetting av varegrinder osv. I Norge er det først og fremst krypsiv (*Juncus bulbosus*) og vasspest (*Elodea canadensis*) som har skapt slike problemer, men ingen av disse finnes ved Strandfossen. Krypsiv kan muligens forekomme i driv, men er ikke funnet rotfast. Storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*) er ofte vintergrønn og kan dermed komme i driv vinterstid, men biomassen av denne arten er trolig for lav til å gi problemer med kraftproduksjonen.

Minstevannføringsstrekningen i Strandfossen og endringer i vegetasjonen

Strekningen mellom damkrona og utløpet fra kraftverket er omkring 1.5 km lang, og skiller seg helt fra de øvrige elvestrekningene i området. Bortsett fra et strømløp er elveleiet nesten fullstendig tørrlagt. Substratet i det tidligere elveleiet er blokk og stein og elva gikk da i kraftige stryk. Vegetasjonen var i 1989 meget sparsom og dominert av små tuer av den tørketålende mosen *Schistidium alpicola*. På noe fuktigere steder forekom en mer typisk vannboende mose, *Hygrohypnum ochraceum*. I tillegg fantes det sporadisk flere arter av mer eller mindre amfibiske moser.

Vegetasjonsendringer etter reguleringen av Strandfossen er meget omfattende på denne strekningen. Før utbyggingen var den store vannmosen *Fontinalis antipyretica* dominerende sammen med *Schistidium* og *Hygrohypnum*. Tilsammen dekket mosevegetasjonen i 1980 ca 50% av bunnarealet (Lien et al., 1981a). I 1989-90 var denne vegetasjonstypen sterkt redusert, til omlag 10% dekning, og artssammensetningen endret ved at de lange duskene av *Fontinalis* var forsvunnet. Det ble bare funnet noen få individer av denne mosen på permanent vanddekket bunn. Ute i strømløpet fantes lite eller ingen mosevekst.

Da denne tidligere strykpregede strekningen ble undersøkt i 1980, var allerede kraftverket kommet i drift omkring et halvt år før, slik at det ved dette tidspunktet bare ble sluppet minstevannføringen her. Allerede da var den tørrlagte vegetasjonen av *Fontinalis* brunsvidd og trolig død ved uttørking, og det ble videre observert tørkeskader på *Hygrohypnum*. Et visst oppslag av pionérplanter samt ugrasplanter ble notert på tørrlagt elvebunn; et vegetasjonselement som var praktisk talt forsvunnet igjen i 1989. Oppslag av denne type vegetasjon er ikke uvanlig når tørrlegging finner sted og plantene kan enten spire fra en frøbank eller komme inn fra nærliggende kulturpåvirkede arealer. Store og raske skiftninger i ruderatvegetasjon følger gjerne hvis området settes under vann for kortere eller lengre tidsrom (Rørslett et al., 1993).

Selv om observasjonene i 1980 ble gjort etter igangsetting av Strandfossen kraftverk, viste de seige og intakte moseskuddene likevel klart omfanget av mosevekst før reguleringen, samt at

en begynnende massedød pga. uttørking kunne dokumenteres. Datamaterialet fra 1989-90 beviser at uttørkingen ga et permanent bortfall av den naturlig forekommende vannmose-dominerte vegetasjonen i selv Strandfossen. Denne betydelige reduksjonen i vegetasjonsforekomst er dermed et direkte konsekvens av reguleringsinngrepet.

Forundersøkelsen (Lien *et al.*, 1981a) prediktere en reduksjon i vannmoseforekomstene, men antok at noe terrestrisk vegetasjon ville komme inn på de tørrlagte strekningene. Siden dette i liten grad har inntruffet, kan det slås fast at vegetasjonsutviklingen i Strandfossen har vært mer negativ enn spådd. Strekingen er i produksjonsmessig sammenheng redusert til et "ørkenområde". *Minstevannføringen nedstrøms inntaksdammen har helt klart vært satt altfor lav til å kunne opprettholde strekingen som et akvatisk produksjonsområde.*

2.2.2 Braskereidfossmagasinet

Generell beskrivelse

Elvestrekningen fra undervann Skjefstadfoss til inntaksdammen ved Braskereidfoss er omkring 18 km lang og utgjør nå et sammenhengende elvemagasin. Ved en normal sommervannføring ligger vannoverflaten i elvemagasinet fra k. 163.2 til k. 163.5 (Mjelde, 1986). Vannspeilet er hevet omlag 0.9 m på den nedre delen, ovenfor dammen, etter utbyggingen av Braskereidfoss.

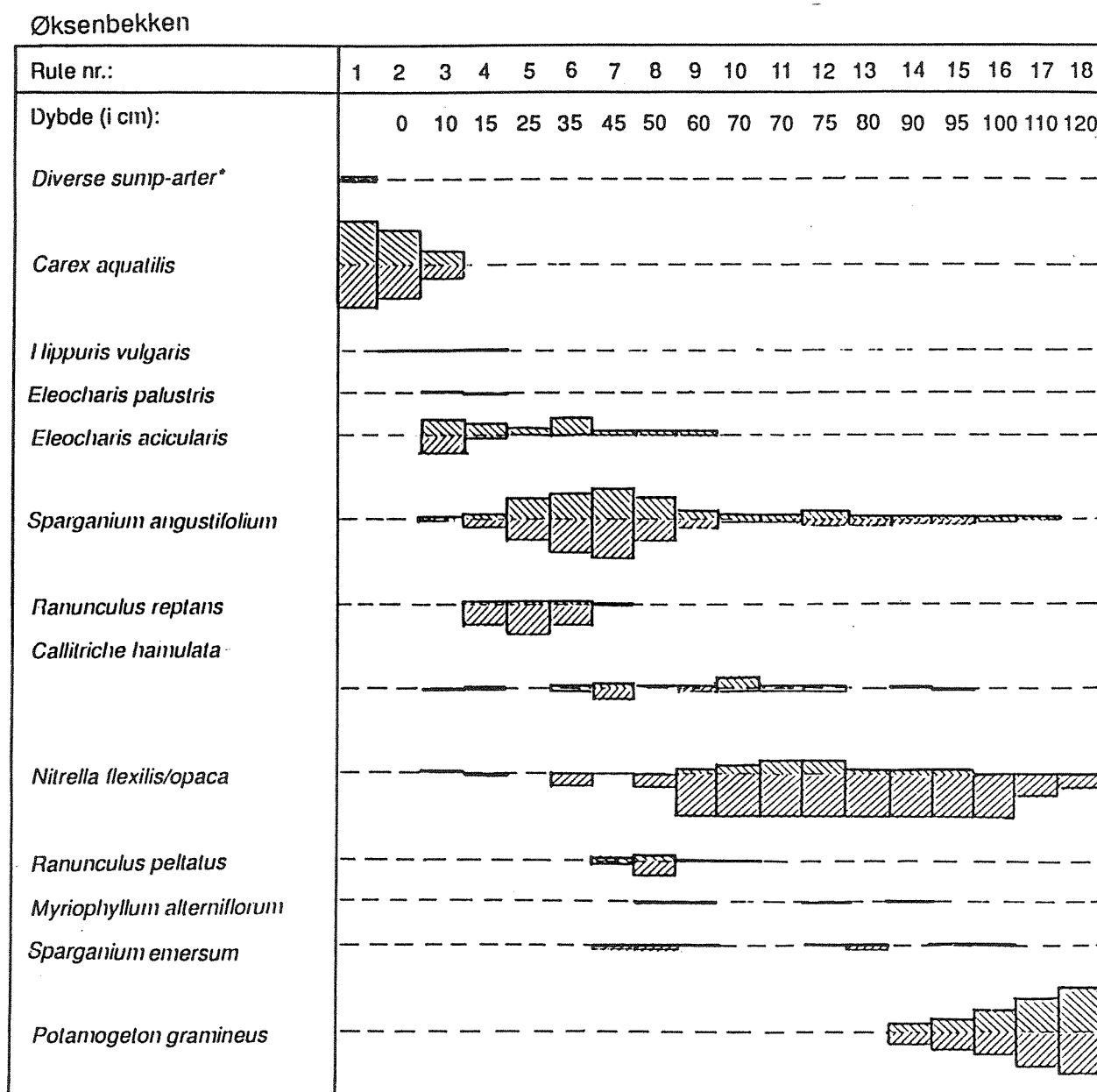
Oppstrøms Braskereidfoss består substratet hovedsakelig av finsand og silt, stedvis med et betydelig organisk mudderlag på toppen. De organiske sedimentene har trolig blitt pålagret etter utbyggingen.

Det nye strandnivået i nedre del av magasinet har ført til økt erosjon og kraftig utrasning fra mange av de steile, vegetasjonsløse sandige skråningene. Mange steder er nå steinfyllinger anlagt for å bremse omfanget av erosjonsaktiviteten.

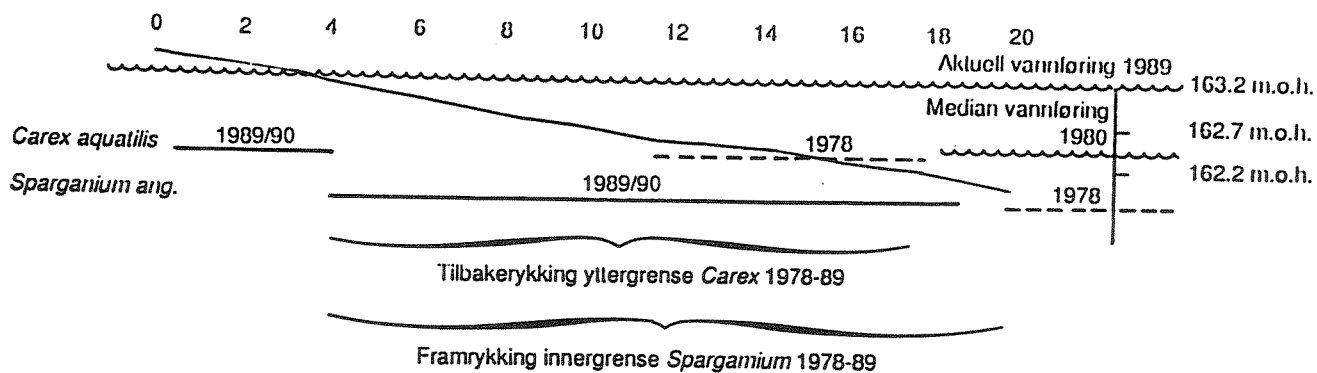
Overvannsvegetasjon ble registrert på de deler av magasinet som har slake bredder, men som regel bare et 1-3 m bredt belte av store helofyttarter hvor nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) dominerer. Elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) forekom på de fleste lokalitetene, men bestandene var svært glisne og arten så ut til å mistrives etter reguleringen. Bare etpar steder forekom det sammenhengende belter med elvesnelle. Totalt ble det registrert 6 helofyttarter. Innenfor helofyttbeltene var det ikke fuktengvegetasjon, slik det normalt er i et uregulert system.

Vannvegetasjonen vart velutviklet på store deler av strekingen, og opptrådte gjerne i 5-20 m breie belter langs land. Vegetasjonsløse partier var enten svært brådype nær land, eller besto av ustabile sandbanker. Ialt ble 17 arter vannplanter registrert i 1989-92 (tab.II.6, s. 59), hvorav 11 var langskuddsplanter (elodeider), 2 kortskuddsplanter (isoetider) og 4 var flytebladsplanter (nymphaeider). Elodeidene dominerte såvel kvalitativt som kvantitativt, med hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) og grastjønna (*P. gramineus*) som de viktigste artene. Disse er blant Glåmavassdragets vanligste arter, iallefall i hovedløpet.

På de fleste lokalitetene var det en viss dybdesonerering av vannvegetasjonen. De dypere partiene, ut til ca 2 m, var gjennomgående dominert av 1.5-2 m lange skudd av gras- og hjertetjønna, mens flotgras (*Sparganium angustifolium*), storvass-søleie (*Ranunculus peltatus*) og kransalgen *Nitella opaca/flexilis* gjerne overtok på grunnere partier. Disse artene kunne gå helt inn til ytterdel av starrbeltet ved 0.3 m dyp.

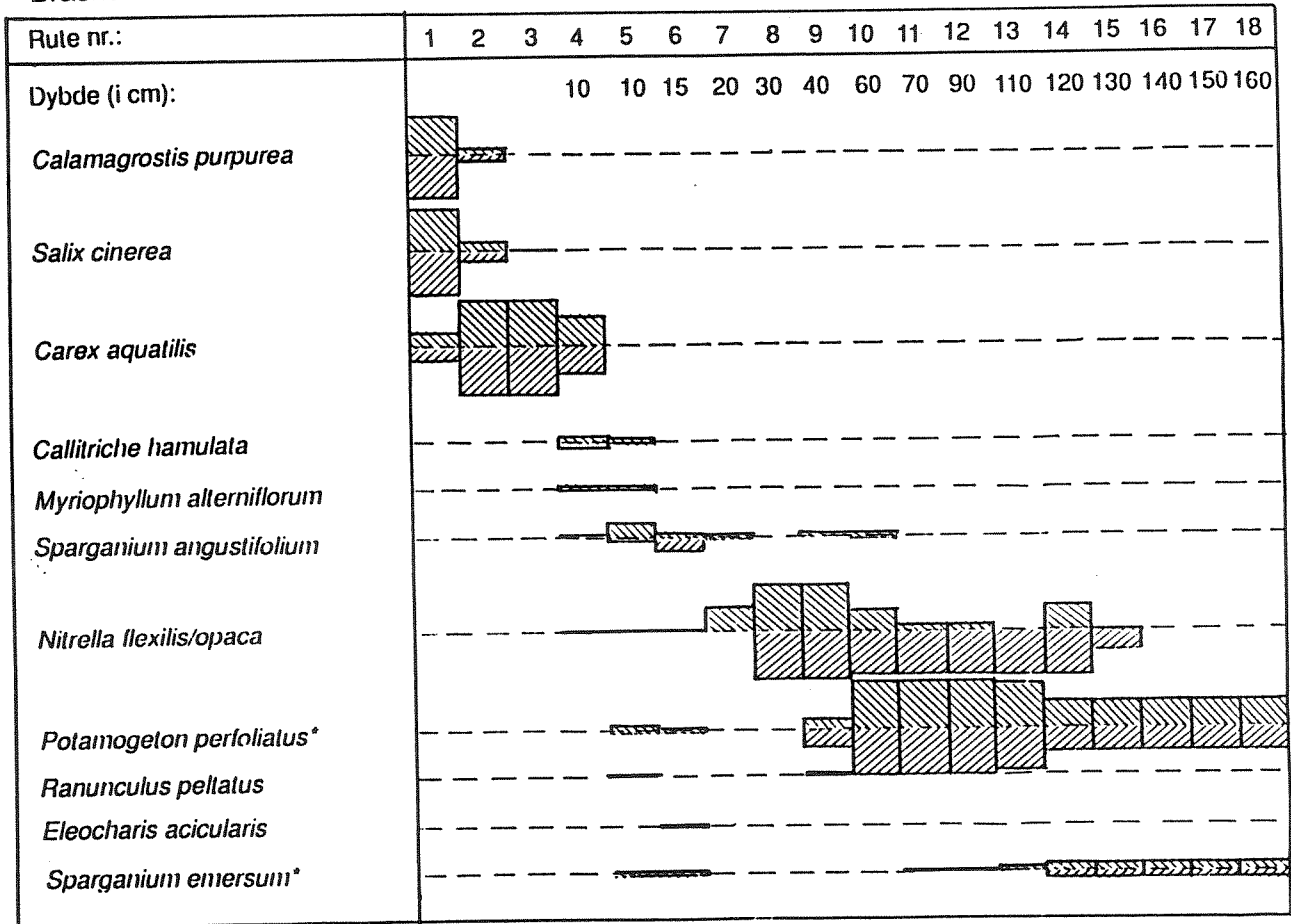


Figur 5. Transektanalyse av makrovegetasjon ved Øksenbekken (lok. B5) i elvemagasinet ved Braskereidfoss, 1989 og 1990. Transektet er lagt på tvers av elva, fra strandvoll og så langt ut det var mulig å vade. Bestandene av grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) strakte seg 40-50 m lengre ut. Vegetasjonen er registrert ved 1 m² ruteanalyser og dekningsgraden for hver art er angitt i %. Observasjonene i 1989 inntegnet over de stiplede linjene, de fra 1990 under. Tegnforklaring, se fig. 4.



Figur 6. Vegetasjonsendringer langs transektet ved Øksnebekken (lok. B5) i perioden 1978 (før regulering) til 1989-92 (etter regulering). Elvas tverrprofil fra land og 20 m ut er markert ved heltrukken linje. Aktuell vannføring 1989, samt median vannføring 1980 er angitt med bølget strek. Utbredelsesområdet langs transektet av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) og flôtgras (*Sparganium angustifolium*) er merket av med horisontal strek; heltrukken strek = 1989/90, stiplet strek = 1978.

Braskereidfoss



Figur 7. Transektanalyse av makrovegetasjonen i elvemagasinet like oppstrøms Braskereidfoss (lok. B6) i 1989 og 1990. Transektet er lagt på tvers av elva, fra strandvoll og så langt ut det var mulig å vade. Bestandene av hjertetjønna (Potamogeton perfoliatus) og stautpiggknopp (Sparganium emersum) fortsatte videre ca 10 m utover. Vegetasjonen er registrert ved 1 m² ruteanalyser og dekningsgraden for hver art er angitt i %. Observasjonene i 1989 inntegnet over de stiplede linjene, de fra 1990 under. Tegnforklaring, se fig. 4.

Kransalgen *Nitella* var betydelig vanligere i 1990-91 enn i 1989 og 1992, og opptrådte 1990 dels i reinbestander, dels i blanding med de øvrige artene. Inne i glisne flótgrasbestander kunne kransalgen også nå nær 100% dekkningen. Disse to artene har forskjellig "arkitektur" og okkuperer ulike vertikalnivåer i vannsøylen; derfor blir de ikke direkte konkurrenter. *Nitella* kjennetegnes ved rask vekst, effektiv spredning og evne til å vokse under dårlige lysforhold. Arten er dermed en typisk R-strateg (Murphy et al., 1990) som kan slå seg opp hurtig på egnede vekstplasser.

Hjertetjønnaks og flytebladsformen av stautpiggeknope (*Sparganium emersum*) inngikk vanlig både i grunnere og dypere områder, og skiftet sammen med grastjønnaks om å danne vannvegetasjonens yttergrense mot dypet. Flere ellers vanlige arter i Glåmas hovedløp var påfallende sjeldne i magasinområdet. Dette gjelder vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), undervannsformen av hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*).

Den tettste og frodigste vegetasjonen opptrådte gjerne i de best beskyttede og grunne områdene, der det var utviklet et bløtt, 50-75% organisk substrat. Her ble det registrert en biomasse av vannplanter fra 150 til 1500 g tørrvekt/m² elvebunn, hvorav kransalgen *Nitella* utgjorde den største delen. Med de store år-til-år variasjonene som er typiske for denne arten, innebærer dette at biomassen av vannvegetasjon under ett også vil variere betydelig år om annet.

Såvel plantetetthet som vegetasjonsbeltens bredde er nokså like i elvemagasinene oppstrøms Braskereidfoss og Strandfoss. Et grovt anslag er at omlag 2/3 av strekningen Skjefstadfoss til Braskereidfoss har nokså godt utviklede belter med vannvegetasjon. I henhold til data fra 1990 var gjennomsnittlig beltebredde på hver elveside 11 m (N=5 transekter) og midlere biomasse 350 g tørrvekt/m². Dette tilsvarer en samlet biomasse på 90-100 tonn tørrvekt i elvemagasinet. I et år med lite kransalger vil biomassen ligge vesentlig lavere.

Endringer i Braskereidfossmagasinet etter regulering

Nedre del av elvemagasinet har en vannstandheving (juli-august) på omtrent 0.9 m (Mjelde, 1986). Denne relativt beskjedne hevingen av vannspeilet har likevel ført til omfattende og betydelige vegetasjonsendringer. Særlig gjelder dette strandvegetasjonen.

Før utbyggingen av Braskereidfoss var det på strekningen oppstrøms stedvis omfattende soner med strandvegetasjon, med opptil 20 m breie belter. Nå er denne vegetasjonen pga hevingen av vannstanden stort sett "druknet", og de gjenværende restene er presset sammen i et 1-3m smalt belte mot fastmarka bakenfor, som utgjøres av steinvoller, erosjonskanter ol. Forundersøkelsen fastslo at det normalt var tre soner med slik vegetasjon langs stredene; innerst mot land fukteng, deretter starrsump og ytterst, mot elveløpet, elvesnellesump (Mjelde, 1986). I dag er det bare starrsonen som er delvis intakt, elvesnellebeltet er sterkt redusert og oppsplittet, og fuktengene er helt forsvunnet fordi det ikke lenger er rom for denne økologiske nisjen mellom starrbeltet og fastmarka innenfor. Dermed har det skjedd en betydelig reduksjon i artsmangfoldet langs stredene i elvemagasinet som følge av reguleringen (jfr. tab.II.4, s. 57).

Bortsett ifra den øverste lokaliteten (B1) har starrsumpene forskjøvet sin posisjon oppover i vertikalgradienten med gjennomsnittlig 0.8 m, altså omlag tilsvarende den virkelige hevingen i vannstand i elvemagasinet. Denne endringen i vertikalplassering tilsvarer en retrett på 8 - 13 m på de to lokalitetene med den frodigste vegetasjonen før reguleringen (fig. 6). Vegetasjons-

typen er nå som før reguleringen, helt dominert av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) og synes å ha stabilisert seg i likevekt med det nye vannstandsregimet. Dybdegrensene for ytterkant av bestandene varierte lite innenfor elvemagasinet (se tab. II.1, s. 54).

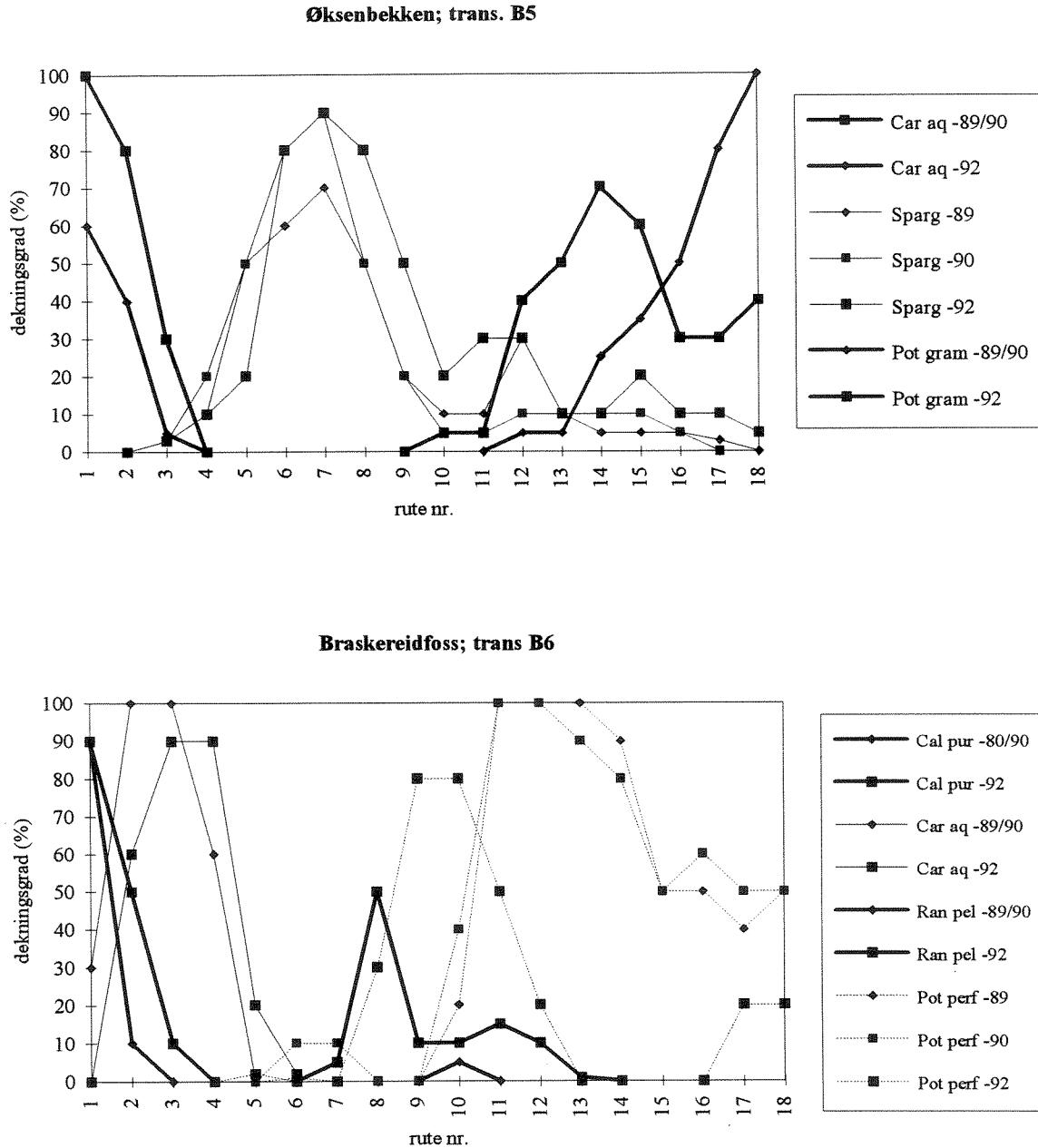
I motsetning til hva tilfellet var for nordlandsstarr, varierte dybdegrensen for de sparsomme bestandene av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) i stor grad. Det er åpenbart at denne arten ikke har kommet i likevekt etter reguleringen, og elvesnellen må karakteriseres som betydelig reguleringsskadet. Tidligere var det på denne strekningen av Glåma tildels breie belter med elvesnelle (Mjelde, 1986). Arten burde ha gode vekstbetingelser etter reguleringen, og det ble antatt at elvesnellen ville øke etter inngrepet. Så har ikke skjedd. Re-etableringen kan ha vært hemmet av flommer i 1987-88, men mest trolig er det at økte problemer med isdannelse, isgang og kortvarig nedtapping vinterstid (se s. 36) har påvirket elvesnelle på en ugunstig måte.

Vannvegetasjonen tilpasser seg erfaringsmessig nokså raskt til vannstandsendringer dersom det finnes tilførsler av spredningsenheter, noe som alltid er tilfellet i en elv. Denne vegetasjonstypen har etter reguleringen økt sitt utbredelsesareal på bekostning av overvannsvegetasjonen. Vannplantene har hovedsakelig rykket innover i strandprofilen grunnet hevet vannspeil, men har samtidig stedvis overtatt vekstplassen til elvesnellebeltene i dybdeintervallet 0.2 til 0.5 m (jfr. fig.6, s. 15). Innergrensen for vannvegetasjon er forskjøvet omlag 1m oppover i vertikalgradienten, dvs. ubetydelig mer enn vannstandhevingen og sannsynligvis ikke signifikant forskjellig fra forskyvningen i vannspeilet.

Flybilder fra 1978 (før regulering), samt fra 1986 og feltarbeid 1989-92 (etter) dokumenterer en økning i synlig vannvegetasjon. Siden disse bildene ble tatt på IR fargefilm, vil helt neddykkede planter ikke alltid komme klart frem og endringer i slik vegetasjon er derfor trolig oversett. Klarest fremstår flytebladsvegetasjon hvor piggknoppene flótgras (*Sparganium angustifolium*) og stautpiggknopp (*Sp. emersum*) er hovedinnslaget. En skiftning fra overvannsvegetasjon til flytebladsvegetasjon kan spores på flybilder iallefall opp til Bronkåa (lok. B4), som ligger midtveis i elvemagasinet. Noen feltobservasjoner tyder på mindre frodig utvikling f.eks. av storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*) i den aller øverste delen, opp mot Skjefstadvass.

Vegetasjonsforholdene etter reguleringen synes å være stabilisert og det er bare små endringer å spore i tidsrommet 1989-92 (jfr. fig.7 og 8). Artssammensetningen i vannvegetasjon virker lite endret etter reguleringen og man har dermed ikke hatt tilsvarende reduksjon i mangfold som påvist for overvannsplantene. Antakelig har det kommet inn flere nye arter, bl.a. gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og vassgro (*Alisma plantago-aquatica*). Disse ble observert 1991-92 i meget små kolonier, men økologisk sett burde vekstforholdene være gunstigere for disse artene etter utbyggingen enn før, og de vil trolig ekspandere etterhvert. Alle tre trives best når det er god tilgang på næring, moderat strøm og høy grad av sedimentering: Altså nettopp forhold som kan forekomme i et elvemagasin. Mindre kravfulle arter, spesielt flótgras (*Sparganium angustifolium*), vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og kransalger (*Nitella* spp.) er det vanlig å få oppslag av i elvepartier med redusert strømhastighet. Til nå synes flótgras og *Nitella opaca/flexilis* å være "vinnere" etter reguleringen av Braskereidfoss, mens tusenblad ikke har hatt noen fremgang av uvisst årsak. *Nitella* er særlig godt tilpasset hurtig innvandring pga. sin vekststrategi (R-strategi, Murphy et al., 1990). De største og tetteste bestandene av *Nitella* ble funnet på 5-20 cm tykt mudder med <50% organisk innhold, trolig avsatt etter reguleringen. Tilsvarende kraftig vekst av *Nitella* i sedimentasjonsområder er kjent bl.a. fra Lesjaleirene

(Brandrud, 1990). En videre økning i mengden av flôtgras og *Nitella* vil muligens gi en reduksjon i mengdemessig forekomst av de strømtolerante tjønnaksartene, som liker seg mindre på sterkt nedslammet bunn. Slik tilbakegang ble observert både for hjerte- og gras-tjønnaks (se fig. 8) i tidsrommet 1990-92.



Figur 8. Vegetasjonsendringer i løpet av etterundersøkellesperioden 1989-1992 i Braskereidfossmagasinet. Dominerende arter i strand- og vannvegetasjonen i transekt B5 Øksnebekken (øverst) og transekt B6 Braskereidfoss. *Cal pur* = *Calamagrostis purpurea*; skogrørkvein. *Car aq* = *Carex aquatilis*; nordlandsstarr. *Spar* = *Sparganium angustifolium*; flôtgras. *Ran pel* = *Ranunculus peltatus*; storvass-soleie. *Pot perf* = *Potamogeton perfoliatus*; hjertetjønnaks. *Pot gram* = *Potamogeton gramineus*; grastjønnaks. Transektene er etablert 90° på elvas lengderetning. Hver rute = 1 m², slik at x-aksen angir både rute nr. og avstand i m. fra strandbredden.

De tidligere vegetasjonsløse, ofte tørrlagte sandbankene som dekker store arealer i nedre del av elvemagasinet, står nå stort sett under vann. Fortsatt mangler det likevel innvandring av vannvegetasjon her, antakelig fordi substratet fortsatt er ustabil. Det er nå bare sporadisk forekomst av *Nitella* på disse sandbankene. Med tiden kan andre arter eventuelt komme inn, slik at disse områdene kan få fast vegetasjonsetablering, men en slik prosess vil trolig ta betydelig tid.

Oppsummeringen av vegetasjonsendringene i elvemagasinet ved Braskereidfoss er som følger:

- Strandvegetasjonen er sterkt redusert såvel i utbredelse som i artsmangfold
- Vannvegetasjonen har ekspandert i noen grad inn på de områdene hvor overvannsvegetasjonen tidligere holdt til, og har i beskyttede områder hvor det er pålagring av silt og organisk materiale allerede fylt opp sin tilgjengelige dybdenisje.
- Videre ekspansjon av flytebladsplanter (gul nøkkerose, vanlig tjønnaks) kan forventes, men trolig vil denne prosessen gå sakte dersom ikke næringstilgangen på strekningen øker.
- Vegetasjonsbildet preges såvel før som etter utbyggingen av middels næringskrevende arter, som indikerer en mesotrof tilstand i vassdraget. Dette er ikke endret siden 1978.

Utbyggingen av Braskereidfoss har dermed hatt påvisbare effekter på vegetasjonen, men har medført såvel positive som negative endringer for plantedeckket.

2.2.3 Glåma nedstrøms Braskereidfoss

Strekningen nedenfor kraftverket ved Braskereidfoss har varierende utforming, hvor strandbreddene er slake, dels steile og ustabile. Løsmasser dominerer langs breddene.

Denne delen av Glåma ble ikke tilstrekkelig godt undersøkt før reguleringen til at det er mulig å kvantifisere vegetasjonsutviklingen etterpå. 1989-90 fantes en brem av vannvegetasjon langs østre side nedstrøms kraftverket. Dominerende art her var hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*), med betydelige innslag av flótgras (*Sparganium angustifolium*), stautpiggknopp (*Sp. emersum*) og kransalgen *Nitella*. Grastjønnaks (*P. gramineus*) var praktisk talt ikke tilstede på strekningen, som forøvrig var svært lik elvemagasinet ovenfor vegetasjonsmessig sett

Strekningen skilte seg imidlertid fra damområdet ved at det var mer strøm inn mot vegetasjonsbeltene, mer utpreget sandig substrat uten særlig nedslamming, og ofte helt manglende vannvegetasjon på grunt vann (< 0.5 m). Samtlige trekk kan henge sammen med driften av kraftverket og derav følgende raske pendlinger i vannføring (og dermed vannstand). Det er nærliggende å karakterisere strekningen som noe påvirket av reguleringen, men forholdet trenger en bedre avklaring.

2.3 Vegetasjonsendringer i Søre Osa

2.3.1 Opplegg for undersøkelser i Søre Osa

På oppdrag fra regulanten i perioden 1989-90 har det vært foretatt undersøkelser av vannkjemiske og biologiske effekter av Nye Osa kraftverk. En botanisk oppfølging av disse undersøkelsene ble prioritert innenfor det nåværende programmet av følgende grunner:

- Det foreligger omfattende forundersøkelser. Nøyaktige data om vannbotaniske forhold fra før regulering er mangelvare, og man har her en forholdsvis enestående mulighet til grundig å kunne dokumentere reguleringseffekten på en minstevannføringsstrekning. Ikke minst vil man kunne få bekreftet om pålagt minstevannføring er tilstrekkelig i forhold til de målsetningene som gjelder for vassdraget mhp. fiske
- Resultatene så langt indikerer en reduksjon i vannmosevegetasjonen på ca 65-80 % (kanskje også høyere i de nedre delene). Dette innebærer en nedre grense for fortsatt opprettholdt biologisk produksjon.
- Det er funnet klare sammenhenger mellom bunndyrproduksjon og moseproduksjon i elva. Bunndyrmengden er funnet å være 20-50 ganger høyere i moseduskene i forhold til på bunnen ellers. Dette indikerer at tilgangen på næring for fisken vil synke i takt med reduksjonen i mosevegetasjonen.
- Vi vurderer at Søre Osa, både med sin størrelse og utforming av vannvegetasjon, er representativ for en rekke Østlandselver. Resultatene her bør derfor kunne ha stor overføringsverdi til andre vassdrag.

Det ble på denne bakgrunn allerede fra begynnelsen i 1989 lagt opp til en undersøkelse i Søre Osa som i detaljeringsgrad og omfang går langt ut over det som var forventet i oppdraget fra regulanten (jfr. Hessen et al. 1992).

Undersøkelsene i Søre Osa kan deles i to faser;

- (i) kvantitative registreringer med bruk av transektanalyser og etablering av tidsserier fra før- og etter regulering (1989-91).
- (ii) populasjonsbiologiske og eksperimentelle undersøkelser (1990-93), med detaljstudier av den dominerende elvemose-arten *Fontinalis dalecarlica*.

Den første fasen har primært hatt som mål å dokumentere karakteren- og omfanget av de botaniske endringene ved redusert vannføring etter regulering. Gjennom den andre fasen håper vi å få en bedre forståelse av prosessene bak tilbakegangen av vannmosefloraen. De foreløpige populasjonsbiologiske resultatene tyder på at de gjenlevende mosetuene ikke er skadet eller på annen måte berørt av reguleringen, de har god vitalitet og oppviser jevn aldersfordeling. Dette indikerer at "miljøstresset" må ha virket meget selektivt på disse moseplantene i perioden etter at vannføringen ble redusert.

2.3.2 Hovedtrekk i vegetasjonen i Søre Osa

Kvantitative undersøkelser ble foretatt i området ovenfor og nedenfor samløpet med Østre Æra ved Æra camping. For nærmere beskrivelse av de enkelte lokaliteter, se Vedlegg I.

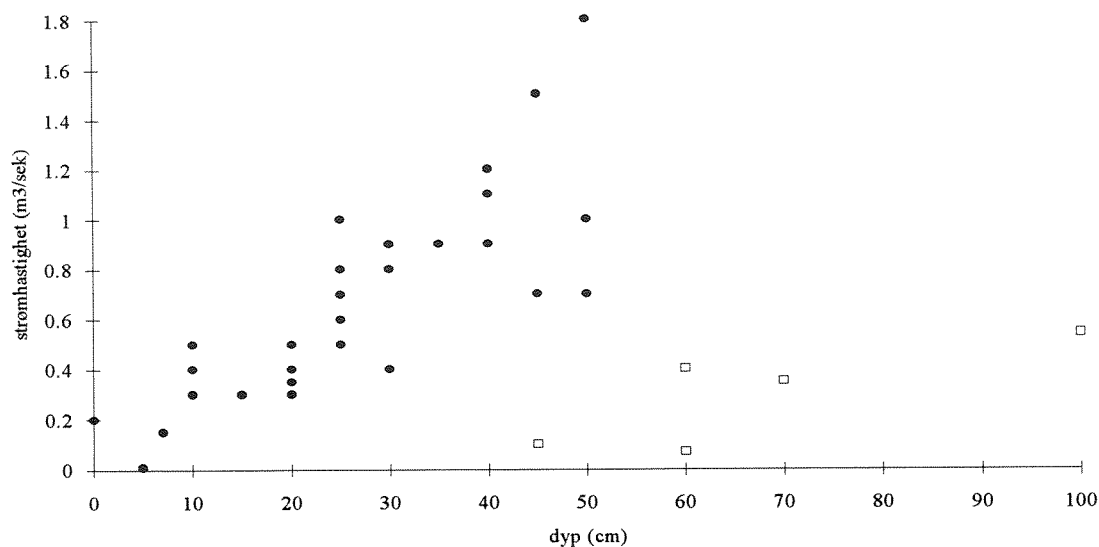
Vannvegetasjonen var nokså likt utviklet ovenfor og nedenfor samløpet med Østre Æra, med dominans av vannmoser på grovsteinet bunn. Det ble i vannvegetasjonen registrert 8 moser, én lavart og to karplanter innenfor undersøkelsesområdet (Vedlegg 2), men det var bare tre vannmoser som spilte noen større rolle. Av karplanter ble det bare registrert et driveksempplar av vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), samt en liten forekomst av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) nær land. Av arter i strandvegetasjonen ble bare sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*) registrert ute i selve elva.

Duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*) var den klart dominerende arten på alle de undersøkte lokalitetene i Søre Osa, med en gjennomsnittlig dekningsgrad som varierte mellom ca. 20-40% gjennom undersøkelsesperioden. I vannvegetasjonen var det også et betydelig innslag av klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*) samt nær land også noe kjølelvemose (*Fontinalis anti-pyretica*). En og annen bekketvebladmose (*Scapania undulata*) ble også registrert. På toppflaten av mer eller mindre tørrlagte steiner ble det (før 1993) funnet noe av den amfibiske arten bekkeblomstermose (*Schistidium rivulare/alpicola* coll.). Klobekkemose var den dominerende arten i den mindre tilførselselva Østre Æra.

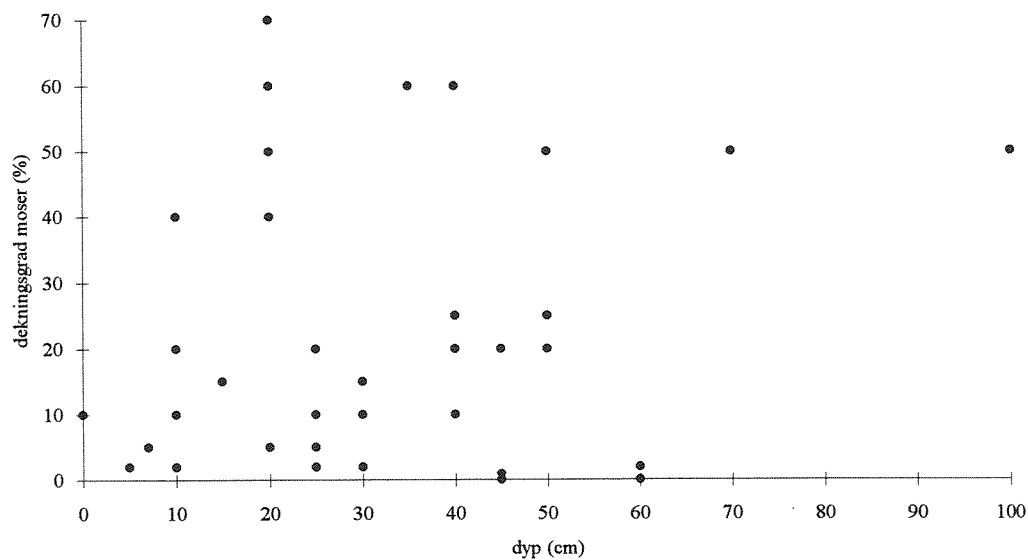
De viktigste artene opptrådte i forskjellige mikrohabitater med tilhørende forskjellige, morfologiske tilpasninger. Klobekkemose ble funnet i relativt kortvokste matter, fortrinnsvis på støt- eller toppside av blokker og helt store, stabile steiner, mens duskelvemose gjerne satt festet på lénsiden av store til middelstore steiner med diameter ned til ca 20 cm, med lange skuddvaser hengende utover i vannet på nedstrømssiden. Duskelvemose-klobekkemose vegetasjonen synes å være karakteristisk for hurtigsstrømmende, ikke-forsurete elver på Østlandet, mens den f.eks. på Sørlandet erstattes av mer forsuretolerante levermosesamfunn.

Mosevegetasjonen forekom i de undersøkte transektene på alle nivåer fra strandbredde og ut til midten av elva, men med særlig høy dekningsgrad i en bred stripe omtrent halveis til midten av elva (3-7(-9)m fra strandbredden; fig. 14-15). De enkelte artene opptrådte innenfor transektene med en lite systematisk variasjon i forhold til de målte økologiske faktorer strøm, dybde og steinstørrelse. Store mosematter eller dusker ble imidlertid bare funnet på stabile steiner over en viss størrelse (25-30 cm i diameter), og opptrådte også med økende steinstørrelse utover i transektene. Det ble også i enkelte partier funnet stein med glatte topp- og sideflater, og med mose bare sittende på undersiden, noe som kan indikere isskuring.

Med unntak av enkelte kulper nær land viste strømhastigheten en god korrelasjon med vandedypet (fig. 9) pga. den jevne topografien. Disse to parameterene danner derfor en økologisk kompleksgradient. Denne gradienten var imidlertid lite korrelert med dekningsgrad av mosevegetasjon, bortsett fra at høy mosedekning bare opptrådte på dyp > 20 cm og strømhastigheter > 0.3 m/sek (ved minstevannføring på 6 m³/sek) (fig. 10).



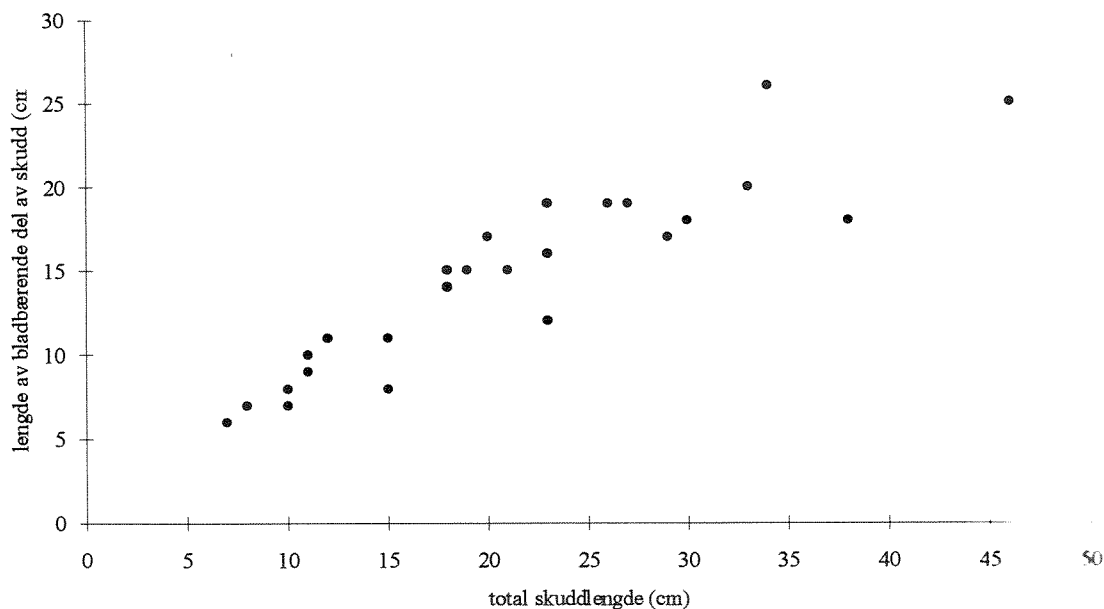
Figur 9. Sammenhengen mellom vanddybde og strømhastighet i Sørte Osa i området omkring Østre Åreas innløp. Målingene er opptatt langs tverrprofiler (transekt O 1a-c, O3 a-b) samt endel tilfeldige prøver. Basert på gj.sn. for ruter på 1m². Målingene utført ved minste vannføring (ca 6 m³/sek). Åpne firkanter = verdier fra stillestående kulp nedstrøms stor blokk.



Figur 10. Sammenhengen mellom vanddybde og dekningsgrad av vannmoser i transektene i Sørte Osa omkring Østre Åreas innløp. Vannføring ca 6 m³/sek. Basert på verdier fra ruter på 1 m².

Vannmosenes vitalitet og populasjonsstruktur

Det ble foretatt en nærmere undersøkelse av vitalitet og populasjonsstruktur av den dominerende arten duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*). Arten oppviste høy grad av vitalitet, med tette, frodige skudd der det meste av plantene var bladbærende og mer eller mindre grønne (fig. 11). I en pågående og foreløpig ikke bearbeidet undersøkelse av veksthastighet ble det målt skuddlengdeøkning på over 10 cm pr. år. Imidlertid blir denne veksthastigheten kompensert noe ved at det slites av enkelte skuddeler. Den totale økningen av de enkelte moseduskene er derfor oftest noe mindre, gjerne mellom 0-5 cm pr. år.



Figur 11. Størrelse og vitalitet hos duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*). Planter fra Søre Osa omkring samløp Østre Æra fra 1990. Sammenhengen mellom total skuddlengde og lengde av bladbærende del av skudd.

Normalt hadde enkeltplantene skuddlengder på 8-30 cm, unntaksvis opp til 50 cm (fig. 11). Det ble ikke observert morfologiske diskontinuiteter i populasjonene som kunne indikere spesielle generasjoner av planter fra før- og etter regulering (fig. 11). Hvis vi antar en veksthastighet på de lengste duskene på 5 cm i året, er det imidlertid sannsynlig at disse populasjonene overveiende består av skudd yngre enn 1980.

Det ble funnet like høye veksthastigheter og like høy vitalitet i de lange moseskuddene som i de kortere. Bl.a. var forholdet mellom den bladbærende delen og bladløse, svarte basalstengler det samme på lange og korte planter (fig. 11). Dette indikerer at det fortsatt er et vekstpotensiale i de lange skuddkjedene, og at de har en "evigvarende" vekst som bare reguleres ved slitasje. Slitasjen må antas å være redusert etter regulering, men vi har ingen data om veksthastigheten fra før regulering. For tiden er veksthastigheten de fleste steder større enn slitasjen.

Det ble i 1990 foretatt biomassemålinger av mosevegetasjonen. Tørrvekten av mose ble beregnet til gjennomsnittlig 380 g/m² i tett vegetasjon (tabell II.8, s. 61). Med utgangspunkt i en gjennomsnittlig mosedekning på 19.3% i området i 1990, kan en anslå en totalbiomasse på

73.3/m² elvebunn for den undersøkte elvestrekningen. En kan også merke seg av tab. II.8 at de dominerende mosene ofte forekommer i blandingsbestander.

Vegetasjonsendringer etter regulering (1980-1993)

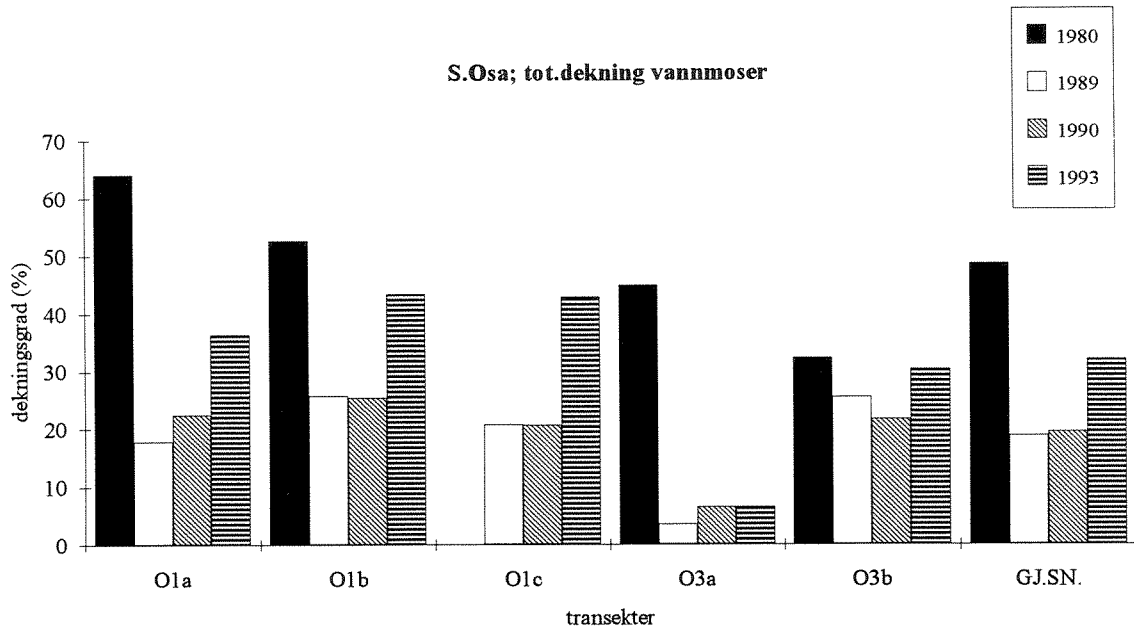
Vannmosevegetasjonen har gjennomgått store endringer siden Søre Osa ble regulert i 1980. I perioden 1980-1989 ble dekningsgraden av makrovegetasjon (dvs. mosedekningen) i de analyserte transektene redusert med over 60%, fra gjennomsnittlig dekningsgrad 48.4% i 1980 til 18.7 i 1989 (tab. II.9 s.62, fig. 12). Reduksjonen målt i biomasse var i samme periode hele 78%; fra 334 g/m² i 1980 til 73 g/m² i 1989/1990 (jfr. Lien *et al.* 1981b og tab. II.8).

Imidlertid har vegetasjonen gått betydelig fram i etterundersøkelsesperioden 1989-1993, med en nesten fordoblet vegetasjonsdekning fra 1990 til 1993 (fra 19.3% til 31.8%; tab. II.9), og vannvegetasjonen nærmer seg nå nivået fra før regulering. Dette mønsteret er gjennomgående for transektene ovenfor samløpet med Østre Æra, mens variasjonene mellom transektene nedstrøms samløpet er noe større (fig. 12).

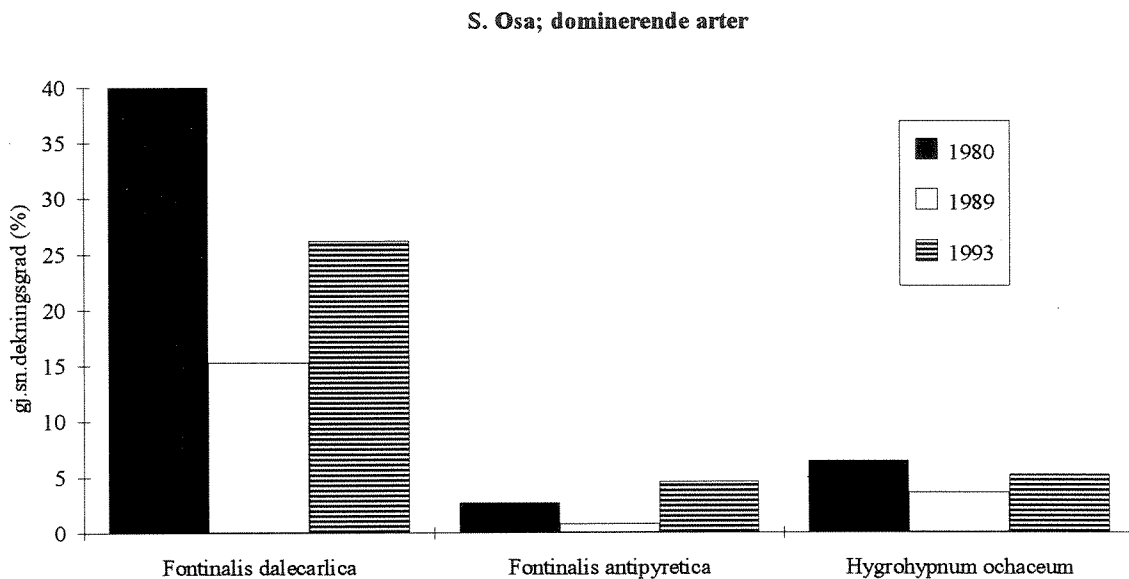
Duskelvose (*Fontinalis dalecarlica*) er dominerende i transektene, og tidsutviklingen for denne arten samsvarer i hovedtrekk med total mosedekning (nedgang fra 40.1% i 1980 til 26.2% i 1993, tab. II.9, fig. 13). For de andre vannmosene er utviklingen mer positiv, og den relative andelen av disse har økt siden 1980 (tab. II.9 s. 62, fig. 13).

Kjølelvose (*Fontinalis antipyretica*), som i transektene er knyttet til grunne, strandnære områder, har gått svakt fram etter regulering (fra 3% til 6% gjennomsnittlig dekning). Dette kan skyldes økt etablering av drivmateriale. Klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*) viste minst variasjon gjennom tidsserien, og var i 1993 oppe på samme nivå som før regulering. I et av transektene har klobekkemosen gått klart fram de siste årene (fig. 14). Både kjølelvosen og klobekkemosen tåler større grad av uttørking enn duskelvose, og synes å være heller positivt enn negativt påvirket av den lavere vannføringen i elva.

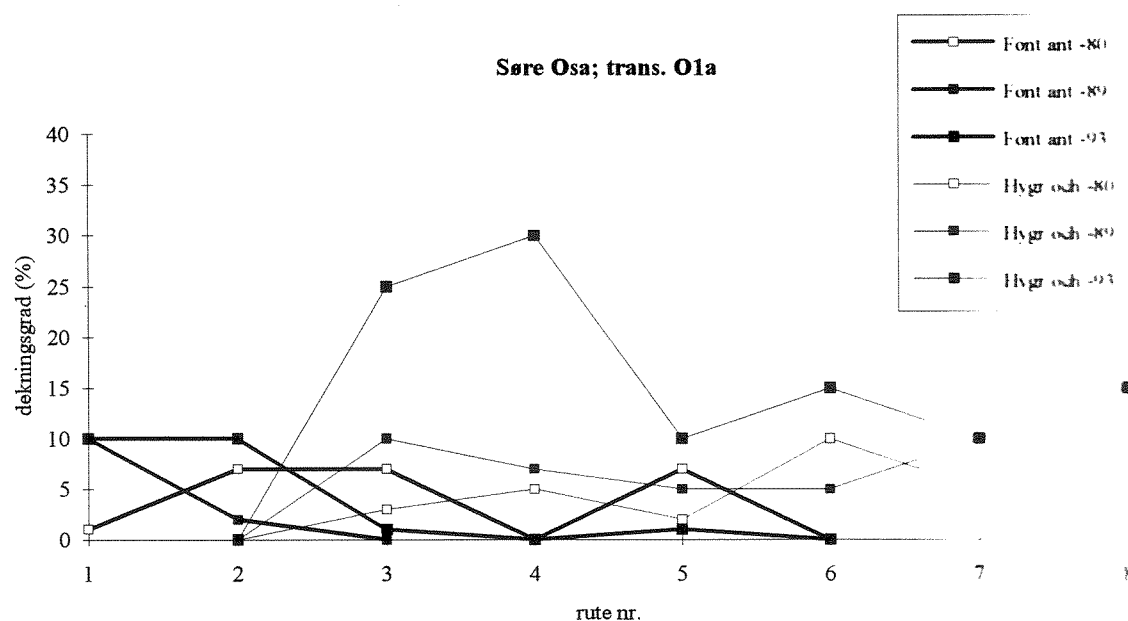
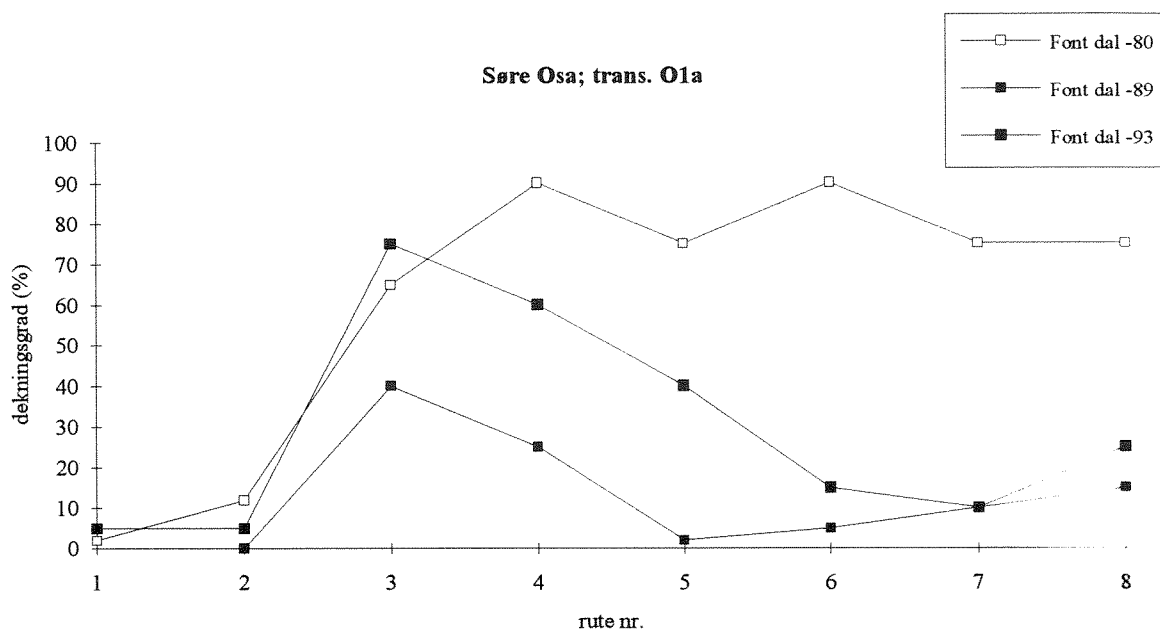
Utviklingen i de enkelte delene av elvas tverrprofil varierer noe, og skal her eksemplifiseres ved to representative transekter O1a og O3b (fig. 14-15).



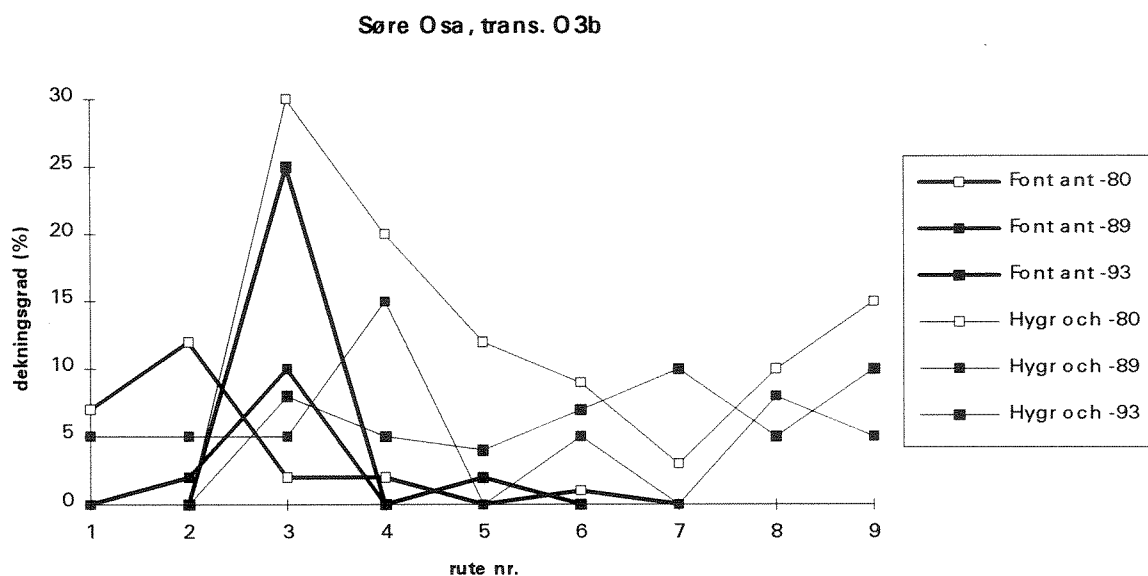
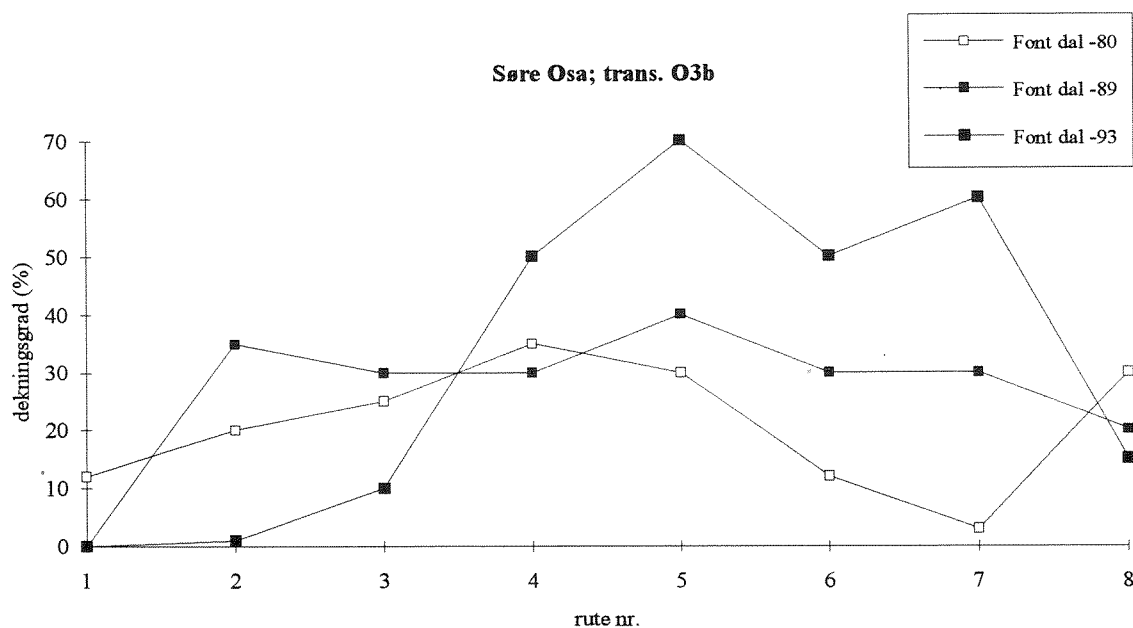
Figur 12. Tidsutvikling for makrovegetasjonen (her bare bestående av vannmoser) i Søre Osa før (1980) og etter (1989-1993) regulering. Gjennomsnittlig dekningsgrad av vegetasjonen i 5 transekter rett oppstrøms (O1) og rett nedstrøms (O3) samløp med Østre Åra. Transektene er analysert fra elvebredden og ut til midten av elva. Tallene fra 1980 er basert på upubliserte rådata fra R.H. Økland.



Figur 13. Tidsutvikling for de tre viktigste vannmosene i Søre Osa før (1980) og etter (1989-1993) regulering. Gjennomsnittlig dekningsgrad beregnet for 5 transekter nær samløp med Østre Åra. Tallene fra 1980 er basert på upubliserte rådata fra R.H. Økland. Fra venstre duskelvemosse (*Fontinalis dalecarlica*), kjølelvemosse (*F. antipyretica*) og klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*).



Figur 14. Transekt O 1a oppstrøms samløp m/ Østre Æra. Vegetasjonsutviklingen fra rett før (1980) til etter (1989-93) regulering. Viktigste arter i vannvegetasjonen. Øverst: Den dominerende duskelvemosen (*Fontinalis dalecarlica*). Nederst: Kjølervemosen (*Fontinalis anti-pyretica*) og klobekkevosen (*Hygrohypnum ochraceum*). Transektet er etablert 90° på elvas lengderetning, fra strandkant og ut til 16 m (nesten til midten av elva). Hver rute = 1 m², analyse for hver 2. m. Tallene for 1980 er basert på upubliserte rådata fra R.H. Økland.



Figur 15. Transekt O 3b nedstrøms samløp m/ Østre Åra. Vegetasjonsutviklingen fra rett før (1980) til etter (1989-93) regulering. Viktigste arter i vannvegetasjonen. Øverst: Den dominerende arten duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*). Nederst: Kjøllevemose (*Fontinalis antipyretica*) og klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Transektet er etablert 90° på elvas lengderetning, fra strandkant og ut til 16 m (nesten til midten av elva). Hver rute = 1 m², analyse for hver 2. m. Tallene for 1980 er basert på upubliserte rådata fra R.H. Økland.

Duskelvemosen i transekt OA1 har siden 1980 gått betydelig tilbake i de ytre områdene (mot midten av elva; fig. 14a). I de indre områdene har det derimot skjedd en betydelig rekolonisering, og det kan se ut som denne rekoloniseringen gradvis forskyver seg utover. I transekt O3b har duskelvemosen på de midlere nivåene en høyere dekning enn før regulering, mens det i de ytre delene (strømløpet) ser ut til å være motsatt (fig. 3). Også innerst mot land er det til dels lavere dekningsgrad etter regulering, noe som sannsynligvis skyldes redusert strømhastighet, isdannelse og iserosjon. Det ble observert isskuring i området. Den lave dekningen ute i strømløpet i begge transektene kan skyldes en langsommere rekolonisering i disse områdene med mer marginale/ekstreme miljøbetingelser.

Kjølelvemosen synes etter regulering å ha økt i de innerste tre analyserutene, dvs. de innerste tre meterene mot land (grunnere enn 30 cm på sommervannføring). I transekt O1a er økningen særlig helt innerst (fig. 14b, i transekt O3b har tyngdepunktet forskjøvet seg litt utover (fig. 15b), noe som igjen kan ha med isdannelse å gjøre.

Klobekkemosen har i det ene transektet (O3b) hatt en tilbakegang i sitt optimale område forholdsvis nær land (fig. 14b), mens arten har hatt en klar framgang nærmest land i det andre (fig. 15b). Det synes m.a.o. ikke å være noen klare mønstre m.h.p. utviklingen i ytre og indre nivåer i materialet. Tilbakegangen nedstrøms Østre Æra kan ha sammenheng med isskuring som særlig påvirker støtsider og toppflater der denne mosen gjerne sitter.

Det har siden 1989 også etablert seg enkelte små flekker av levermosen bekketvebladmose (*Scapania undulata*) med dekningsgrad 1-3(5) i endel ruter (tab. II.9, s. 62, ikke tatt med i figur 14-15). Dette kan være en effekt av redusert vannføring, men kan også være et tegn på begynnende forsuring da levermosene generelt er mer forsuringstolerante enn bladmoser som elvemose og bekkemose. Bekkeblomstermose ble i 1980 og 1989-90 registrert på endel oppstikkende, tørrlagte toppflater (med noen få unntak bare utenfor transektene). I 1993 var imidlertid disse forekomstene helt fjernet av isskuring. I løpet av etterundersøkellesperioden ble det etablert noen små forekomster nær land av den amfibiske arten evjesoleie (*Ramunculus reptans*) samt noen vannforekomster av strandplanten sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*). Begge disse nyetableringene langs land er typiske effekter av redusert vannføring. Det ser også ut til å ha vært en økning av den amfibiske lavarten bekkelær (*Dermatocarpon weberi*) etter at vannføringen ble redusert (tab. II.9, s. 62).

Ifølge observasjoner var mosevegetasjonen betydelig redusert til nærmest utradert rett etter etableringen av Nye Osa kraftverk på begynnelsen av 1980-tallet (G. Kjellberg, pers. medd.). Dette indikerer at dekningsgraden etter regulering kan ha vært godt under den laveste, registrerte vegetasjonsdekningen i etterundersøkelsen (1989), og at 1989-situasjonen representerer en mosevegetasjon allerede på framvekst. Den jevne populasjonsstrukturen på plantene, med total skuddlengde opp mot 50 cm, kan imidlertid indikere at endel planter overlevde og ble bevart intakt gjennom anleggsperioden. Dette er trolig også en forutsetning for en så rask re-etablering.

I 1980, rett før regulering, dannet duskelvemosen mange steder på lokaliteten helddekkende "tepper", der også de mer eller mindre oppstikkende og dermed tørkeutsatte steinene var dekket med elvemose. Ved dagens minstevannføring stikker mange av disse nå over vannivå, og vil derfor neppe noen gang med nåværende manøvrering bli rekolonisert av elvemose. Dette peker i retning av at vannmosevegetasjonen ikke vil nå opp til nivået fra før regulering. På den annen side må en forvente at arealer som tidligere var for strømutsatte nå kan bli kolonisert.

Dette innebærer at den rekoloniseringen vi har sett fra 1989 til 1993 vil kunne fortsette utover i elva, og at vannmosevegetasjonen antageligvis stabiliserer seg på et nivå som tilsvarer omtrent situasjonen før regulering.

Østre Æra, som er uregulert, synes å ha hatt små endringer i vannvegetasjonen (jfr. Vedlegg II, tabell II.9). De opprinnelige transektene som ble analysert før regulering i 1980 ble ødelagt av den nye brua for rv 215, og transektene som ble analysert i etterundersøkelsen er derfor ikke direkte sammenliknbare. Det synes som om dekningsgraden i de mest mosedekte områdene har ligget på omtrent 30% både før og etter regulering. I likhet med i Søre Osa synes bekketvebladmose (*Scapania undulata*) å ha kommet inn i løpet av de seinere årene.

Årsaker til svingningene i vannmosevegetasjonen

Det er flere forhold som indikerer at de betydelige svingningene som er observert i vannmosevegetasjonen 1980-1993 er forårsaket av reguleringen i samband med Nye Osa kraftverk:

- Det ble observert en kraftig reduksjon i vannmosevegetasjonen de første årene etter regulering.
- Det er de artene som minst tåler uttørring (særlig duskelvemose) som gikk mest tilbake på 1980-tallet etter regulering.
- Det har ikke skjedd endringer i vannkvaliteten eller naturlige, hydrologiske svingninger i Søre Osa gjennom undersøkelsesperioden som skulle kunne forklare vegetasjonsforandringene.

De dominerende moseartene i Søre Osa er forholdsvis tolerante overfor eutrofiering, men er betydelig mer følsomme overfor forsuring. Det er registrert en viss forsuring i enkelte deler av vassdragene som drenerer til Ossjøen. Denne forsuringen har vært gradvis økende, og forklarer derfor ikke mønsteret med en nedgang og deretter oppgang av vannmosevegetasjonen. Den meget kraftige mosevegetasjonsdekningen i en kanal nedstrøms utløpet av Osfallene kraftverk tyder også på at vannmosene i Søre Osa foreløpig ikke er negativt påvirket av forsuring og viser at hydrologiske forhold bestemmer vekstforholdene. Likeledes er det i etterundersøkelsen registrert forsuringfølsomme begroingsalger på elvestrekningen. En beskjeden, men økt forekomst av den forsuringstolerante bekketvebladmosen (*Scapania undulata*) de aller seineste årene kan imidlertid indikere en svak forsuringstendens.

Selvom alle data peker i retning av at reguleringen med redusert vannføring er årsaken til tilbakegangen av mosevegetasjonen på 1980-tallet, er det vanskelig å utpeke den detaljerte prosessen bak endringene. Trolig kan episoder med betydelig tørrlegging og/eller innfrysning i anleggsperioden være årsaken til denne tilbakegangen. Minstevannføringen i seg selv er neppe årsaken, da mosevegetasjonen nå synes å tolerere denne manøvreringen, og er i framgang. Isskuring kan tenkes å ha hatt en innvirkning, men observasjoner i etterundersøkelsesperioden indikerer at denne faktoren overveiende påvirker toppflatene på de steinene som når nesten opp til vannoverflaten.

Effekter av reguleringen av Søre Osa: Oppsummering

Etableringen av Nye Osa kraftverk med den tilknyttede reduksjon i vannføringen i Søre Osa førte de første årene etter regulering til en betydelig redusert mosevegetasjon, et redusert produksjonsgrunnlag og trolig også et redusert biologisk mangfold på minstevannførings-

strekningen i elva. Dette skyldes trolig kortvarig stress i forbindelse med anleggsperioden. Effekten av dette varte omtrent i 10 år.

De seineste årene har vannmosevegetasjonen i Søre Osa tatt seg betydelig opp, og i noen deler av elva har dekningsgraden nå nådd nivået fra før regulering. I et mer langsiktig perspektiv ser det derfor ut til at reguleringen av Søre Osa ikke har hatt alvorlige, negative effekter på vannvegetasjonen. Mao., den pålagte minstevannføringen i elva er tilstrekkelig til å opprettholde den biologiske produksjonen tilnærmet på et nivå som tidligere, eller noe lavere. Den eksisterende manøvreringen må derfor sees på som relativt økologisk vellykket. At den pålagte, forholdsvis lave minstevannføringen er økologisk sett tilstrekkelig i undersøkelsesområdet skyldes nok bl.a. topografiske forhold. Elva renner her over mektige, grove moréne-masser, og har et relativt bredt og meget jevnt tverrprofil, uten overfordypet strømløp. Hele løpsbredden er fortsatt vanndekt ved minstevannføring (jfr. bilder i Lien *et al.* 1981b). I andre typer tverrprofil vil trolig en opprettholdt biologisk produksjon stille helt andre krav til minstevannføring. En overordnet betingelse for intakte vegetasjonssamfunn vil være at de viktigste, vegetasjonsdekkete produksjonsarealene (som gjerne ligger i et belte mellom strandsonen og strømløpet) må være mer eller mindre vanndekket hele året.

Den raske økningen av elvemosene 1990-1993 viser at disse har en raskere vekst og større re-etableringspotensiale enn det man tidligere har regnet med. Det har imidlertid etter regulering skjedd en viss forskyvning fra den mest tørke- og frostømfintlige arten duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*) til de mer tørketolerante artene kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*) og klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Elvemose og bekkemose representerer nokså forskjellige mikrohabitater, og en forskyvning i retning av et bekkemose-dominert samfunn kan ha økologiske konsekvenser, bl.a. for bunndyrssamfunnet.

En nedgang i mosevegetasjonen i den størrelsesorden det ble registret i Søre Osa 1980-1989 har vidtrekkende konsekvenser for elva som økosystem. Resultatene fra bunndyrsundersøkelsene viser at produksjonen er betydelig høyere i mosetuene/duskene enn på ikke-vegetasjonsdekket bunn. Et redusert mosedekke fører mao. til et betydelig redusert produksjonsgrunnlag for bunndyr og dermed sannsynligvis også for fisk.

Den foreliggende etterundersøkelsen på minstevannføringsstrekningen i Søre Osa er såvidt vites den eneste i Norge som ved hjelp av etterprøvbare, kvantitative data (transektanalyser) før og etter regulering har kunnet dokumentere betydelige endringer i vannmosevegetasjonen. Mangelen på slike kvantitative før/etter data på den biologiske produksjonen på minstevannføringsstrekninger er bemerkelsesverdig, og det trengs flere undersøkelser av denne typen for mer generelt å kunne vurdere de biologiske tålegrensene mhp. minstevannføring.

3. Hydrologiske forhold i elvemagasinene og nedstrøms kraftverkene

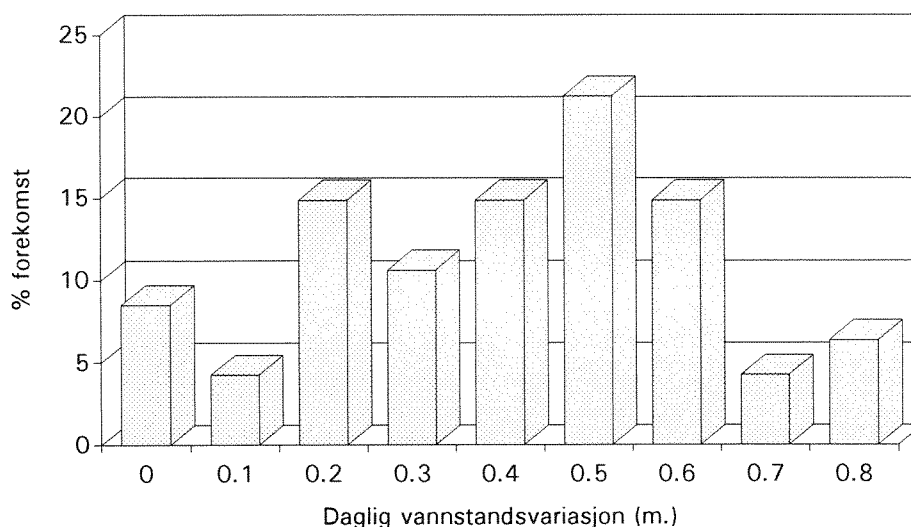
Vannstanden på utvalgte lokaliteter i Glåma og Rena ble målt ved hjelp av Aanderaa nivåmålere type 3121, med oppgitt nøyaktighet ± 0.02 m. Målerene ble programmert til å samle data med 10 minutters oppløsning, og lagret data på solid-state moduler i felt. Lagrede data er overført til PC og analysert ved tanke på daglige ekstremverdier, gjennomsnitt og statistisk spredning. Hver måleserie dekket tidsrom på 4-7 uker.

Målepunktene ble valgt for å representere vannstandsforholdene såvel opp- som nedstrøms de ulike elvekraftverkene (Strandfoss, Braskereidfoss). I Rena ved utløpet fra Nye Osa kraftverk finnes det ingen tilsvarende "oppstrøms" lokalitet, fordi dette anlegget er et rent magasinverk med tapping gjennom tunnel fra Osensjøen.

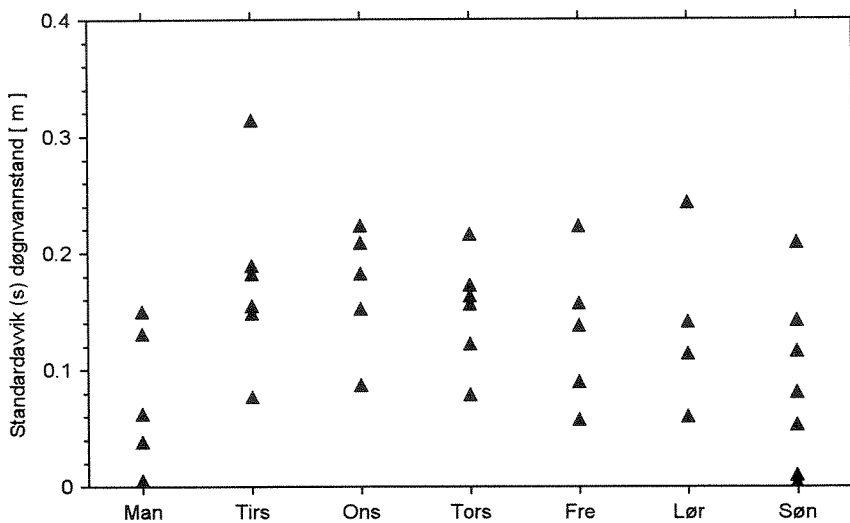
3.1. Vannstander i Rena ved Nye Osa

Måleseriene omfatter tidsrommet 29.9.1988 til 18.1.1989. Bare den første delen av perioden vil bli behandlet fordi forholdene var relativt likartede i hele tidsrommet.

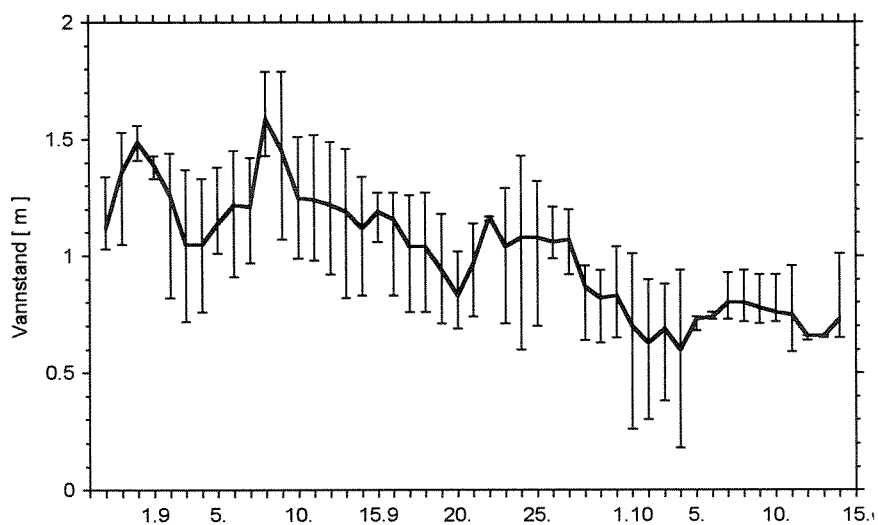
Vannstanden i Rena nedstrøms utløpet fra Nye Osa varierte i betydelig grad. På kraftverkets undervannsstrekning var tidsforløpet av vannstand meget uregelmessig med hurtige skiftninger. Her ble det observert opp til 0.8 m vannstandsending i løpet av ett døgn. I 50% av tida var døgnvariasjonen 0.4 m eller større (fig. 16). En detaljanalyse av vannstandsforholdene, hvor standardavvik s_{24} til vannstandsserien innen døgnet er brukt som indikator på skiftningene, viser relativt klart at virkedagene mandag-fredag har større endringer enn lørdag-søndag (se fig. 17). Svingningene i vannstand i Rena elv nedstrøms Nye Osa avspeiler derfor driftsmønsteret for kraftproduksjon ved dette verket. Ukemønsteret var tilnærmet uavhengig av den aktuelle vannføringen i Rena (fig. 18).



Figur 16. Frekvensfordeling av døgnendringer i vannstand i Rena elv nedstrøms utløp fra Nye Osa kraftverk.



Figur 17. Døgnskiftninger i vannstand (målt ved standardavviket) for de enkelte ukedagene i Rena elv nedstrøms utløpet fra Nye Osa kraftverk (1988).



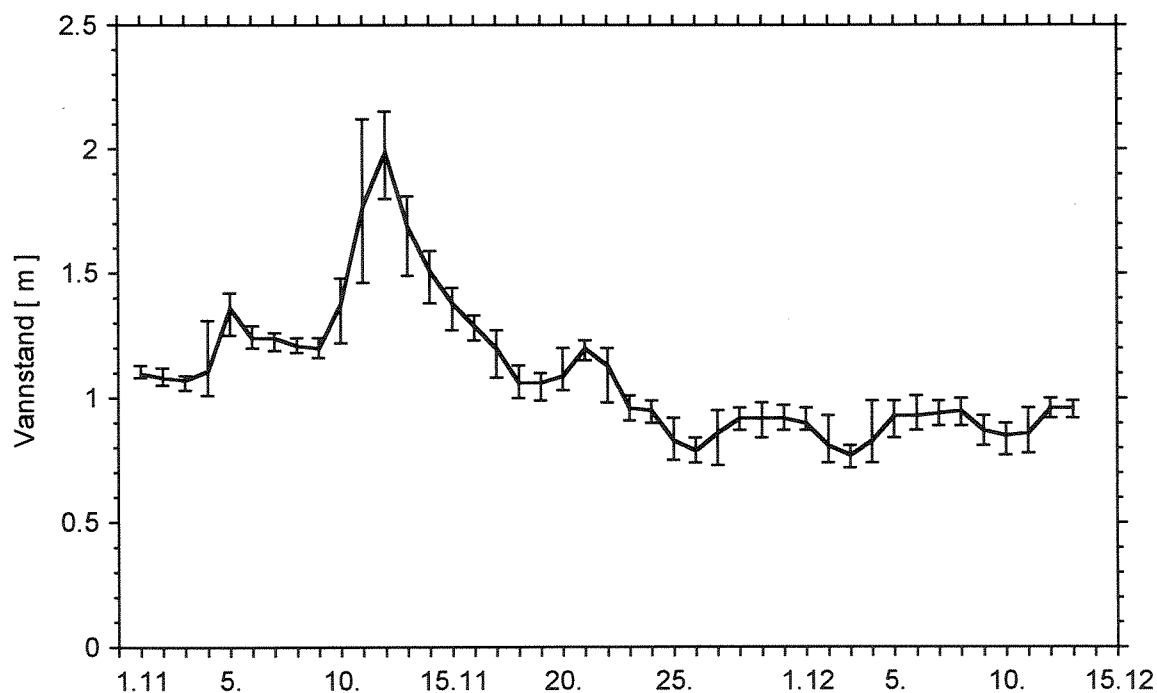
Figur 18. Tidsforløpet av daglig vannstand i Rena elv nedstrøms utløpet fra Nye Osa kraftverk (uthevet linje), 1988. Døgnvariasjonene er vist ved variasjonsbredde (maksimum-minimum).

3.2. Vannstander i Glåma opp- og nedstrøms Strandfoss

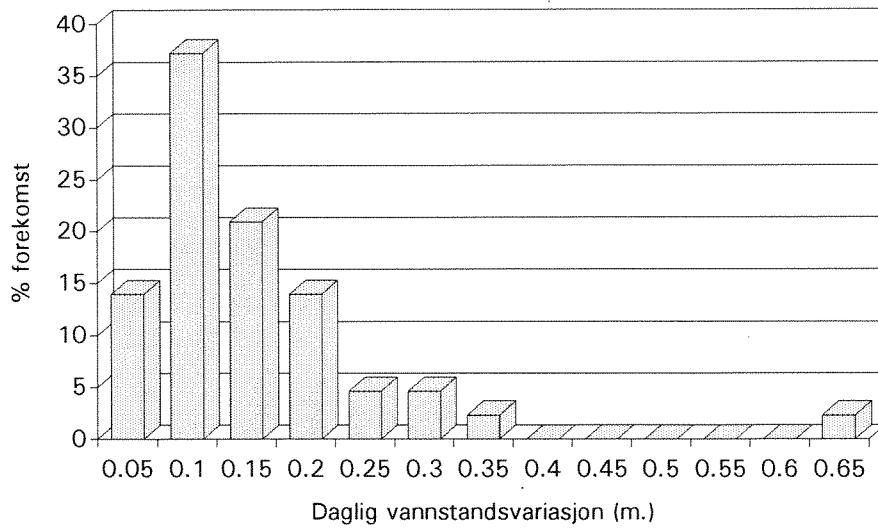
Strandfoss kraftverk er et rent elvekraftverk som utnytter fallhøyden i Strandfossen i Glåma, like nord for Elverum. Inntaket er gjennom en 1.5 km lang tilløpskanal på vestsiden av hovedelva. Inntaksdammen på oversiden av fossen, ved Bånerud, stuer opp vannet i et 1-2 km langt inntaksmagasin, opp til Smedsøya. Det slippes pålagt minstevannføring i Strandfossen, fra 5 til 20 m³/s.

Måleseriene opp- og nedstrøms kraftverket er ikke sammenfallende i tid, slik at størrelsen av de respektive vannstandsendingene ikke kan sammenliknes direkte. Tidsforløpet i skiftningene burde imidlertid være mer sammenliknbart for de to områdene.

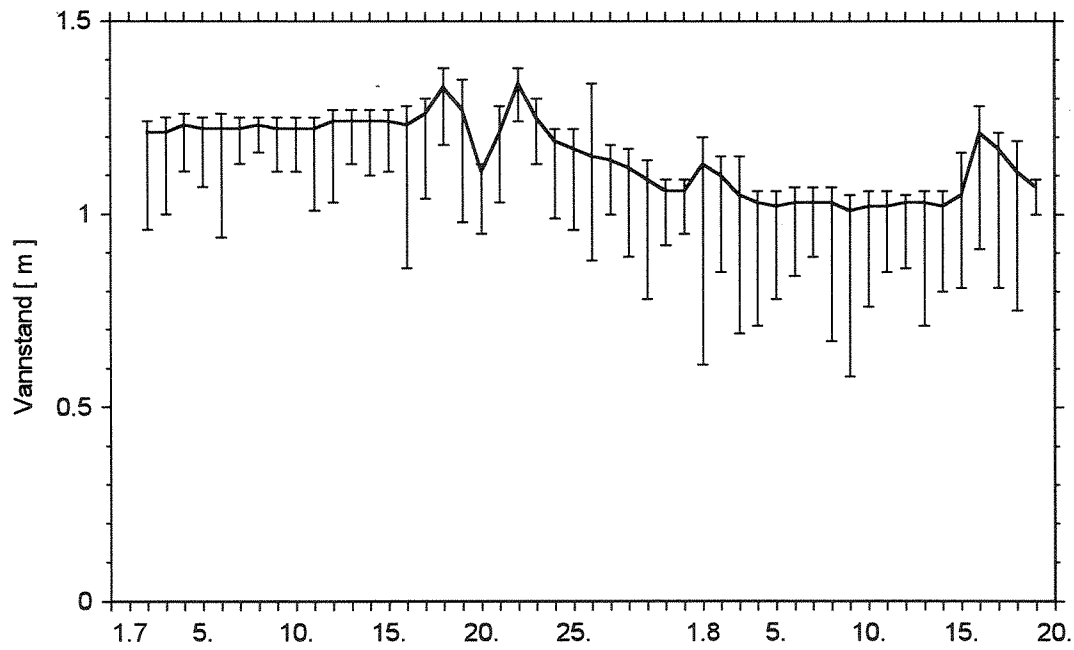
Som observert for Rena og Nye Osa, var det også nedstrøms Strandfoss kraftverk store endringer i vannstand gjennom døgnet. Utslagene i døgnvariasjonene var imidlertid mindre her enn i rena elv. Trolig skyldes dette at Glåma er en større elv enn Rena og dermed demper variasjonene i vannføring (og derfor vannstand) i større grad. I inntaksmagasinet oppstrøms Strandfoss var vannstandsvariasjonene gjennom døgnet langt mindre enn på undervannsstrekningen ved kraftverket.



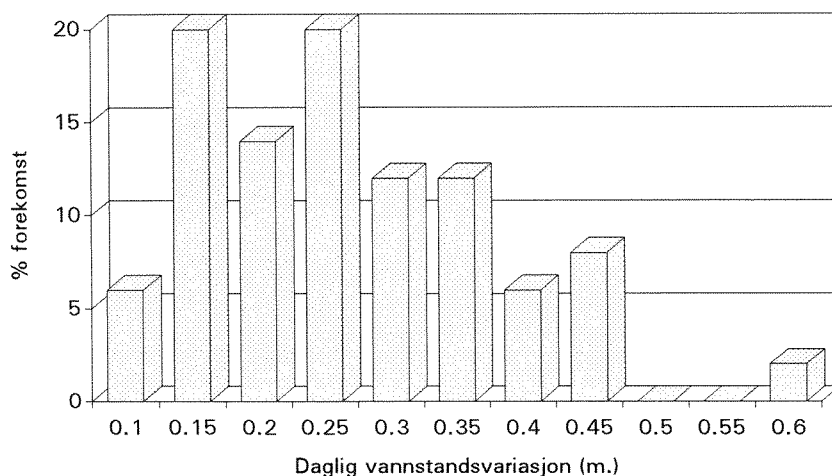
Figur 19. Tidsforløp av vannstander i inntaksmagasinet oppstrøms Strandfoss kraftverk. Daglige maks.-min. er vist sammen med døgngjennomsnitt (uthevet linje).



Figur 20. Frekvensfordeling av døgnvannstandenes variasjon i inntaksmagasinet oppstrøms Strandfoss kraftverk.



Figur 21. Tidsforløp av vannstander i Glåma nedstrøms Strandfoss kraftverk, 1988. Vist døgngjennomsnitt (uthevet linje) og variasjonsbredde på døgnbasis.



Figur 22. Frekvensfordeling av døgnvannstandsvariasjoner nedstrøms Strandfoss kraftverk.

3.3. Vannstander i elvemagasinet ved Braskereidfoss

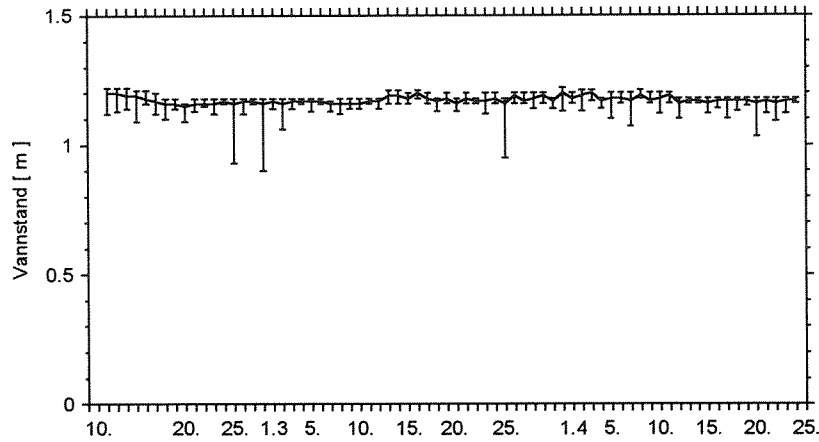
Dette er et rent elvekraftverk som utnytter fallhøyden i Braskereidfoss. Inntaksdammen er samtidig produksjonsanlegg og det er derfor ingen tørrlagt strekning slik som ved Strandfoss. Oppstrøms kraftverket er det et sammenhengende elvemagasin ca. 18 km langt, opp til Skjefstadfoss. Strekingen er dermed det største elvemagasinet i Glåmavassdraget. Ved vannføringer opp til 500 m³/s er det praktisk talt ikke fall på vannspeilet.

Tekniske problemer i forbindelse med logging av måleseriene gjorde at endel data gikk tapt. Det forefinnes bare data fra inntaksmagasinet oppstrøms kraftverket, og denne serien er nokså "forurenset" med målestøy. Feilene er luket ut så langt råd er og influerer trolig lite på de resultatene som fremlegges her.

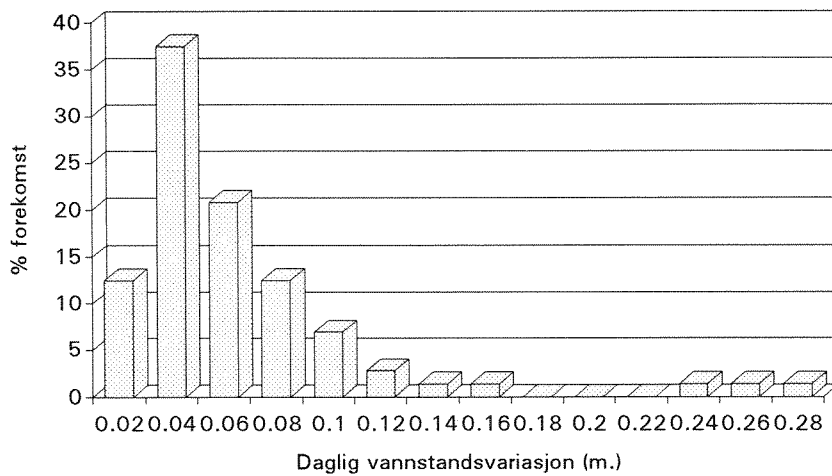
Tidsserien oppstrøms Braskereidfoss er spesielt interessant av flere grunner. Dels ble vannstand registrert i en vintersituasjon, dels dekker datamaterialet et område hvor det også eksisterer et omfattende datagrunnlag på vegetasjonsutvikling før etableringen av Braskereidfoss kraftverk (Mjelde, 1986).

Målingene viser klare likhetstrekk med observasjonene i Strandfoss-magasinet lenger oppover i vassdraget. Gjennomgående er svingningene i vannstand nokså små, se fig. 24, men periodevis kan vannstanden gå ned med henimot 0.5 m (jfr. fig. 23). Slike fall i vannstand betyr at store grunnvannsområder kan påvirkes av frost og eventuelt også utsettes for en viss isskuring. Ved det botaniske feltarbeidet ble det da også konstatert at elvemagasinet hadde klart redusert kolonisering av f.eks. elvesnelle og starrarter i den aktuelle delen av strandsonen.

I beskrivelsen av Braskereidfoss-utbyggingen ble det påpekt at korttidsregulering kunne forekomme innenfor 1 vertikalmeter (Strømme, 1977). Slik pendling vil stort sett medføre en kortvarig senking av vannstanden, og dermed øke erosjonspåkjenningen i strandsonen. Betydelige erosjonsskader kan observeres på strekingen Skjefstadfoss til Braskereidfoss. Underkutting og utrasninger av elvebranter, trær som velter pga. undergraving osv. er hyppig forekommende på strekingen. Forbyggingarbeider og steinsetting vil estetisk redusere inntrykket av erosjon.



Figur 23. Tidsforløp av vannstander på døgnbasis i Glåma oppstrøms Braskereidfoss kraftverk. Døgngjennomsnitt som uthevet linje, samt daglig variasjonsbredde.



Figur 24. Frekvensfordeling av døgnendringer i vannstand i inntaksmagasinet til Braskereidfoss kraftverk.

3.4. Sammenfatning av de høyoppløselige vannstandsseriene

Vannstandsmålingene er foretatt gjennom relativt korte tidsrom, bare med noen måneders varighet for de fleste seriene, og de viser selvsagt bare øyeblikksbilder av situasjonen ved de enkelte verkene. Likevel indikerer målingene at elvelokalitetene såvel opp- som nedstrøms kraftverkene er klart påvirket i hydrologisk sammenheng.

Vanligvis regnes ikke et elvekraftverk for å påvirke hydrologiske forhold, unntatt i samband med eventuelle tørrlagte fallstrekninger (jfr. Otnes & Ræstad, 1978). Årsaken til at man likevel kan påvise en "unaturlig" og reguleringsbetinget hydrologisk situasjon såvel i elvemagasinene som på strekningene nedstrøms kraftverkene i Glåma og Rena ligger i følgende forhold:

1. Døgnvariasjonene i vannstand er betydelig forsterket nedstrøms kraftverkene. Ingen naturlig uregulert elv på størrelse med Rena eller Glåma har variasjoner i vannstand som overstiger 0.5 m på døgnbasis, og med et mønster som veksler så uregelmessig. Virkningene av slike raske og kortvarige skiftninger i vannstand (grunnet endringer i vannføringen) kan være, ifølge oppgaver i litteraturen, økt erosjon i strandområdene samt en utarming av begroing og makrovegetasjon. Trolig dempes de høyfrekvente vannstandsfluktuasjonene nokså raskt nedstrøms kraftverkene, men dette er ikke målt.
2. I elvemagasinene, som er korttidsmagasin og inntak for elvekraftverkene, er vannstanden derimot gjennomgående mer utjevnet. Samtidig har det funnet sted en effektiv heving av vannspeilet ned mot damstedet. Korttidsendringer i vannstand forekommer, og det dreier seg da vesentlig om en senkning av vannstanden. Slik nedtapping har sammenheng med drift av det nedenforliggende verket. En reduksjon i vannstand, særlig i kritiske perioder med kaldt vær, kan innebære betydelige skadevirkninger på frostømfintlige plantesamfunn. Klare indikasjoner på slike effekter er funnet ved Braskereidfossmagasinet.
3. Erosjonsprosessene i strandsonen og på grunt vann forsterkes ved de hyppige skiftningene i vannstand og vannføring. Erosjonsskader i strandområdene er særlig fremtredende i Braskereidfossmagasinet.

4. Lysklimaet i de undersøkte innsjøene

4.1 Generelt om beskrivelse av undervannsllys

Primærprodusentene (alger, moser, karplanter) behøver lysenergi for sin fotosyntese. Disse organismene utnytter en del av energispektret som sola sender ut, fra rundt 400 til 700 nm ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$). Dette spektralområdet tilsvarer omlag synlig hvitt lys og kalles PAR (Photosynthetic Active Radiation). I energi utgjør PAR ca 45% av tilført solenergi. Plantene utnytter sk. kvanter, "energipakker", hvor et absorbert kvantum er like anvendbart enten bølgelengden er kort (i blått) eller lang (i rødt). Det er derfor vanlig å måle kvantefluks istedenfor energi-strøm når man arbeider med lys i og under vann.

Et annet sentralt begrep er irradians, som betegner lysfluks gjennom et flatelement. Vanligvis måles nedstrømmende irradians, som betegner kvante(eller energi-)fluks normalt på horisontalplanet. Denne kalles stundom vektorirradians, siden fluksen er vektet i henhold til innfallsvinkelen (cosinus-korreksjon). Det brukes også den såkalte skalarirradians, som uttrykker en irradians vektet likt fra alle innfallsretninger ("4 π sensor"). Svekningskoeffisientene for de ulike formene av irradians er ofte nokså like (Kirk, 1983). Derimot er den oppstrømmende irradians ofte ikke i samsvar med svekningen av den nedstrømmende irradiansen. Forholdet mellom disse to størrelsene kalles irradians reflektans (symbol R) og vil variere sterkt avhengig bl.a. om det er spredning eller absorpsjon i vannmassene som svekker undervannsllyset mest. I norske innsjøer ligger R ofte langt under 1% (Rørslett, unpubl. data).

Nedstrømmende irradians, E_d , kan i generell form uttrykkes ved likningen,

$$E_d(v, t) = T_s(t)E_{0+}(t) \exp[-K_d(v)] \quad (1)$$

der t er tid, v betegner dyp, og svekningen $K_d(v)$ enten bestemmes ved direkte måling (se senere) eller dersom spektralfordeling under vann er målt, ved å integrere den partielle svekningskoeffisienten for hvert spektralbånd λ ,

$$K_d(v) = -\ln \int_0^{\infty} \frac{E_0(\lambda)}{E_0} \exp[-K_d(\lambda, v)] d\lambda \quad (2)$$

Ved å differensiere K_d med hensyn på dyp fremkommer den dybdespesifikke svekningskoeffisienten,

$$k_d(v) = K_d'(v) = dK_d(v)/dv = -d \ln E_d / dv \quad (3)$$

I likn. (1), blir irradiansen $E_d(v, t)$ modellert som produktet av innfallende irradians, E_{0+} , transmittans gjennom vannoverflaten $T_s(\cdot)$ og samlet svekning gitt ved termen $\exp[-K_d(v)]$. Den ofte anvendte, men lite eksakt definerte termen "irradians like under overflaten" som gjerne betegnes E_0 eller $E(0)$, blir her oppspaltet i produktet av to adskilte komponenter. Dette er langt mer hensiktsmessig såvel fra et praktisk som et teoretisk synspunkt. Begrepet "optisk dyp", ofte gitt med symbolet ζ (Kirk, 1983), er identisk med $K_d(v)$. Den siste er mer bekvem i utregninger og har dessuten andre nyttige egenskaper.

Det antas at likn. (1) gjelder stasjonære stokastiske prosesser og videre at den er gyldig også dersom kvanteflukser (I) settes inn i stedet for energi termene (E) som dekker PAR området

(400-700 nm). Andre typer irradians, f.eks. skalar irradians(E_0), svekkes nokså likt i dybdeprofilen og de samme svekningskoeffisientene blir ofte brukt (Kirk, 1983; Kuroiwa et al., 1983), selv om forholdstallet mellom dem kan variere fra en innsjø til én annen (Howard-Williams & Vincent, 1984).

En bekvem representasjon av svekningsintegralet K (definert i likn. 1-2) er gitt ved den såkalte Weibull-fordelingen (Rørslett, 1995), slik at likn. (1) kan skrives

$$E_d(v,t) = T_s(t)E_{0+}(t) \exp[-bV^c] \quad (4)$$

Denne likningen har en generell likhet med en flomdempingsformel brukt av Horton (1933). Den inneholder tre parametre, $\{b, c, T_s\}$, dersom transmittansen betraktes som konstant, hvilket er en rimelig antakelse iallefall for et kort tidsrom. Uansett er lyslikningen ikke-lineær selv etter log-transformering idet vi får,

$$\ln E_d(v,t) = \ln T_s + \ln E_{0+}(t) - bV^c \quad (5)$$

Straks et anslag for T_s finnes kan (5) gjøres lineær ved en ny log-transformering,

$$\ln[-[\ln E_d(v,t) - \ln E_{0+}(t) - \ln T_s]] = \ln b + c \ln V \quad (6)$$

Fra (4) kan dypet V som tilsvarende en gitt prosent p av innfallende irradians finnes,

$$V = b^{-1/c} [-\ln(p/T_s)]^{1/c} \quad (7)$$

Likn. (4) er et utgangspunkt for en numerisk beregning av modellparametrene. Man kan enten anvende (4) direkte, eller ved å bruke prosentvis lysverdi p for $E_d(v,t)/E_{0+}(t)$,

$$\ln p = \ln T_s - bV^c \quad (8)$$

$$\ln[-[\ln p - \ln T_s]] = \ln b + c \ln V \quad (9)$$

Å løse (8) medfører en skrittvis ikke-lineær fremgangsmåte. Mange programpakker har passende Levenberg-Marquardt algoritmer. Det er mulig, men mindre effektivt, å løse (9) ved iterasjon med lineær regresjon ved å betrakte b og c som fikserte parametre under hver iterasjon, og deretter beregne $\ln T_s$ etter hver iterasjon. Startverdien av T_s skal da være 0.934 (referer til Jerlov, 1976), og det justerte log-estimatet ved i -trinn er,

$$\overline{\ln T_{s(i-1)}} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N (\ln p_j + \hat{b}_{(i-1)} V_j^{\hat{c}_{(i-1)}}) \quad (10)$$

Tilpasningskriteriet ved iterasjonen er,

$$\sum_{j=1}^N (\ln p_j - \overline{\ln T_s} - \hat{b} V_j^{\hat{c}})^2 \rightarrow \min$$

Sluttanslaget for T_s er,

$$\overline{T_s} = \exp[\overline{\ln T_s} + \sigma_{\ln T_s}^2 / 2] \quad (11)$$

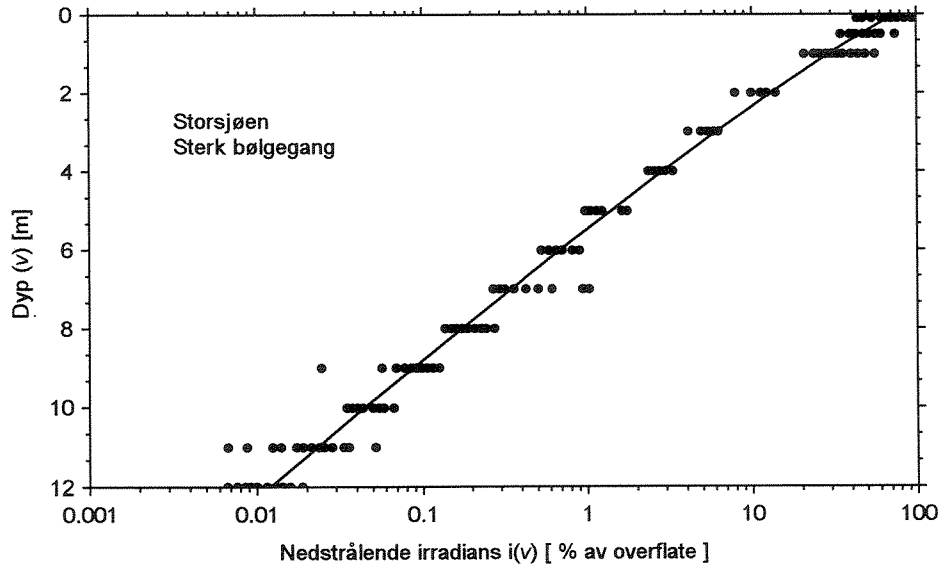
Det er da tatt hensyn til at iterasjonene har anvendt en logtransformert verdi. Begge fremgangsmåter er anvendt ved beregningene på lysdata fra Hedmarkssjøene, og estimatene er tilnærmet like (se tab.2).

Tabell 2. Nedstrålende PAR irradians i regulerte innsjøer i Hedmark. Tilpasning til Weibull-modellen, gitt ved : $I(v) = I_0 \exp(a - bV^c)$. Måledata fra september 1992.

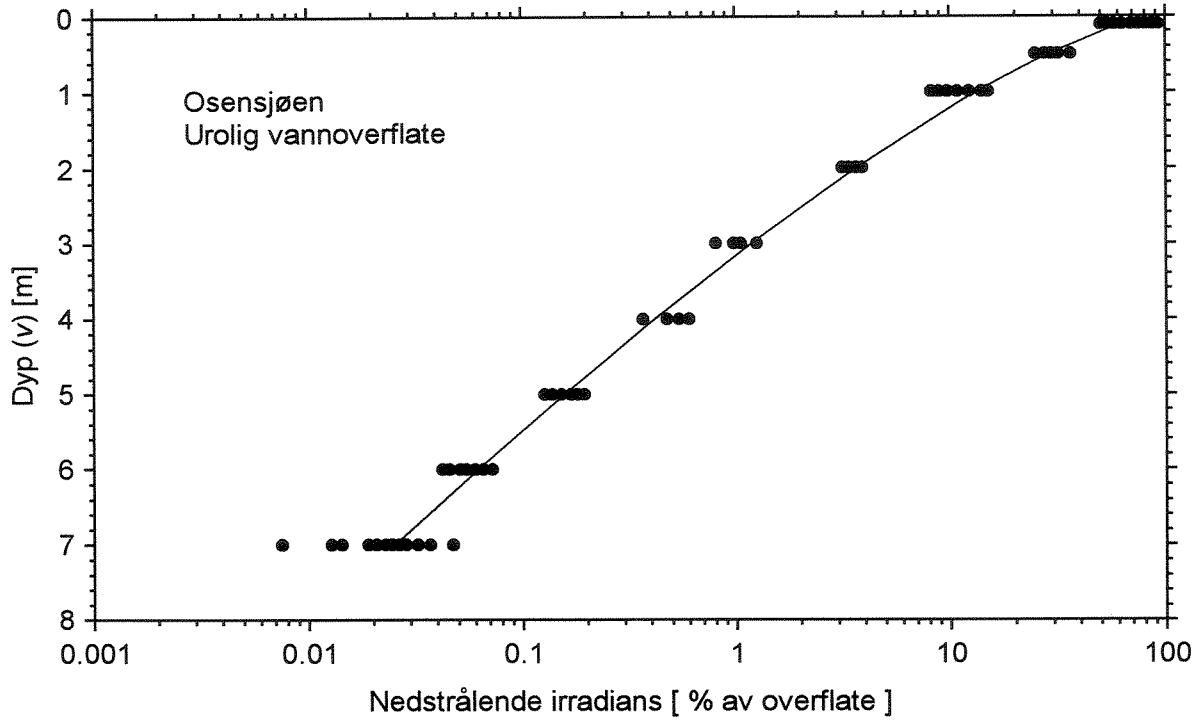
Innsjø	N	Største målte dyp (m)	Transmisjon luft-vann T_s (%)	Weibull modell parametre			Forklaringsgrad r^2 (%)
				a	b	c	
Løpssjøen	446	4	47.4	-0.747	1.196	0.9300	99.64
Osensjøen	1228	7	89.7	-0.111	1.913	0.7435	99.69
Storsjøen	1004	12	78.2	-0.266	0.950	0.8938	99.34
Storsjøen	721	11	79.8	-0.256	1.017	0.8664	99.35

Målingene er gjort ved hjelp av Licor Li-190 og Li-192 sensorer tilkopleet Li-1000 datalogger. Det er målt omkring 50 ganger pr. dybdenivå innenfor et tidsrom på 1-2 minutter. Tilpasningen av måledata til Weibull-modellen er deretter gjort med en Levenberg-Marquardt rutine ifra programpakken Statistica for Windows™.

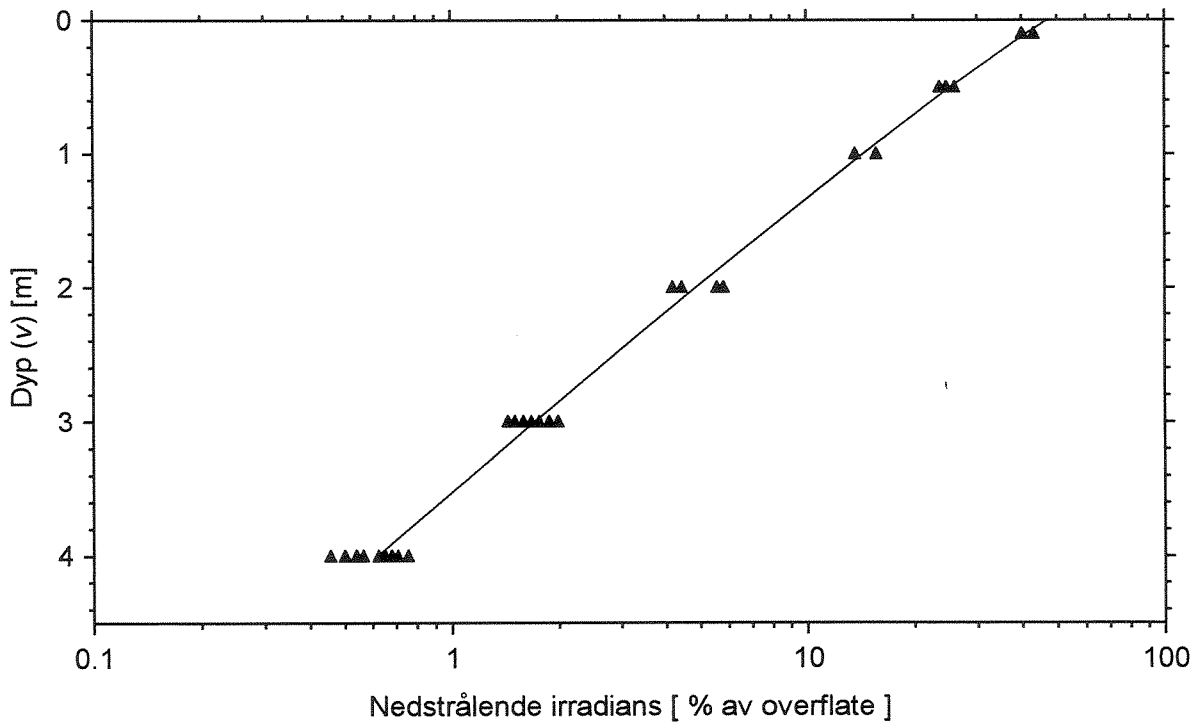
Vertikalprofilene av nedstrålende PAR irradians er presentert i fig. 25-27. Det er vist enkeltmålinger og de tilpassede svekningskurvene i henhold til parameterverdiene fra tab. 2. Felles for måleseriene er en betydelig spredning av måleverdier grunnet til dels sterk bølgegang og en omskiftelig lysinnstråling på overflaten.



Figur 25. Nedstrålende PAR irradians i Storsjøen, målt september 1992. Under målingene var det svært urolige bølge- og værforhold.



Figur 26. Nedstrålende PAR irradians i Osensjøen, målt i september 1992. Lysmålingene ble utført mens det var urolige vind- og bølgeforhold på sjøen.



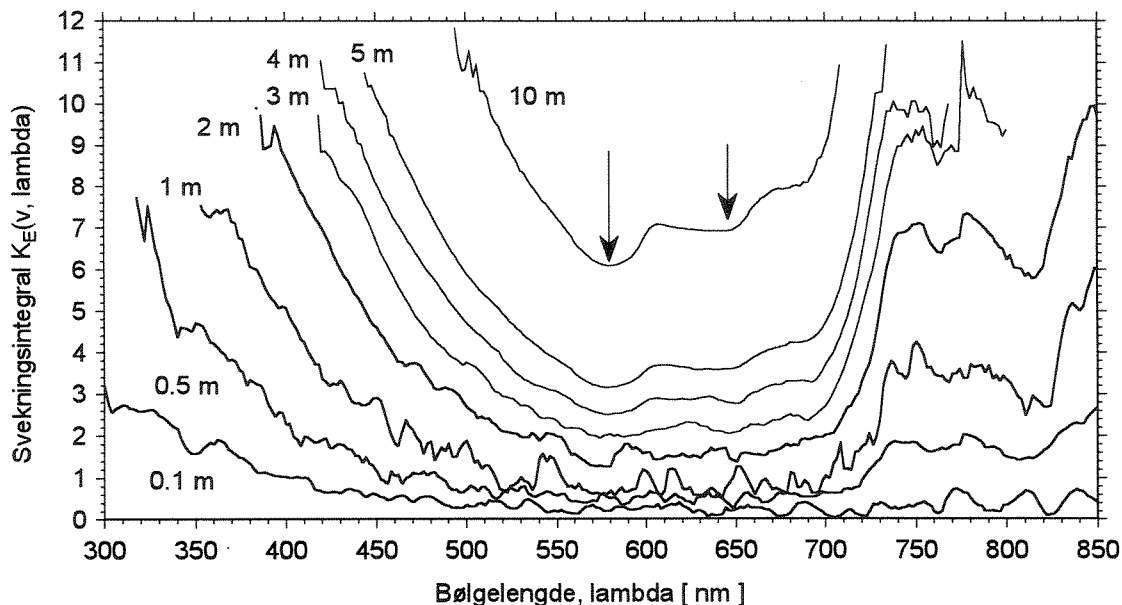
Figur 27. Undervannslys som nedstrålende PAR irradians (% av overflateverdi) i Løpsjøen 1992. Målingene ble foretatt seint på ettermiddagen og det er dermed et stort transmisjonstap i vannoverflaten.

4.2. Optiske "fingeravtrykk"

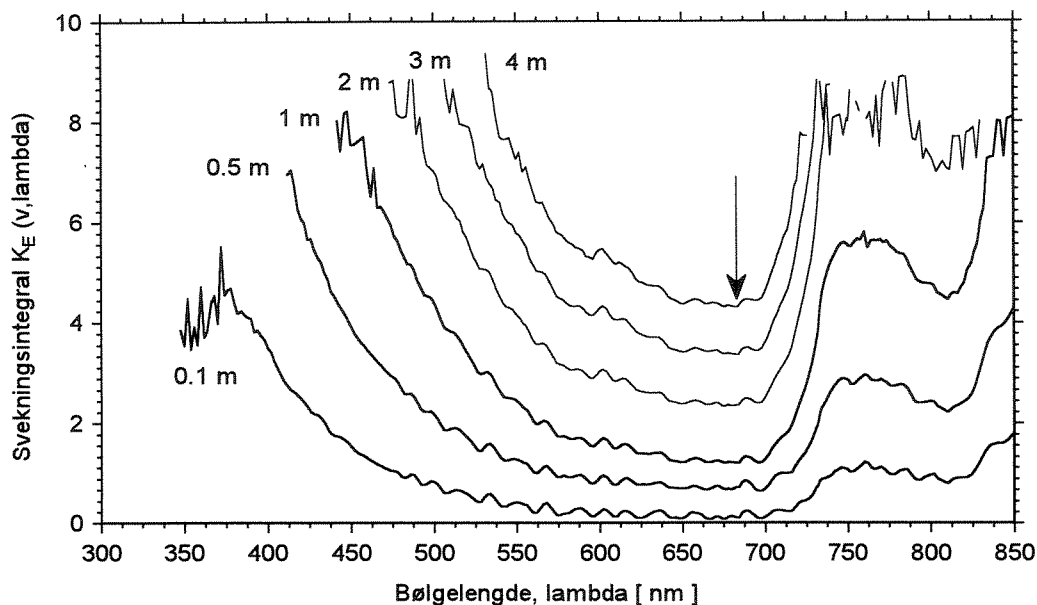
Ved hjelp av spektralscanneren Li-1800 er energifluksene i bølgeområdet fra 300 nm (UV-B) til 850 nm (nær IR) målt i Storsjøen i Rendal, Osensjøen og Løpsjøen. Oppløsningen er 2 nm og hver serie med avsøking av bølgeområdet 300-850 nm tar ca. 40 sekunder. Det er målt i dyp ned til 12 m i Storsjøen, noe mindre dyp i de andre innsjøene. Skiftende innstråling under målingene og bølgebevegelser i vannoverflaten gir til dels besværlig støy i målingene. Det er søkt å ta ut de "beste" dataseriene hvor datastøy gjør seg minst gjeldende, men spesielt for Storsjøen var det umulig å unngå slike problemer helt. Energifluksen i de respektive dyp er korrigert nivåmessig i henhold til samtidig måling av PAR i luft, så kurvene gir et riktig bilde av det partielle svekningsintegralet $K_E(v, \lambda)$, se likn. (2) på s.39.

Resultatene er fremstilt i fig. 28-30. Samtlige innsjøer har klart humuspåvirkede vannmasser og dette gir høy svekning i ultrafiolett og blått-grønt. Storsjøen var mest preget av gulgrønn farge og hadde størst nedstråling omkring $\lambda \approx 580$ nm, men viste i tillegg et rødlig innslag med en nesten stor gjennomgang av lys omkring $\lambda \approx 640$ nm. Osensjøen hadde det bruneste vannet og stor nedstråling i området $\lambda \approx 650$ -690 nm, dvs. helt i den røde delen av spektret.

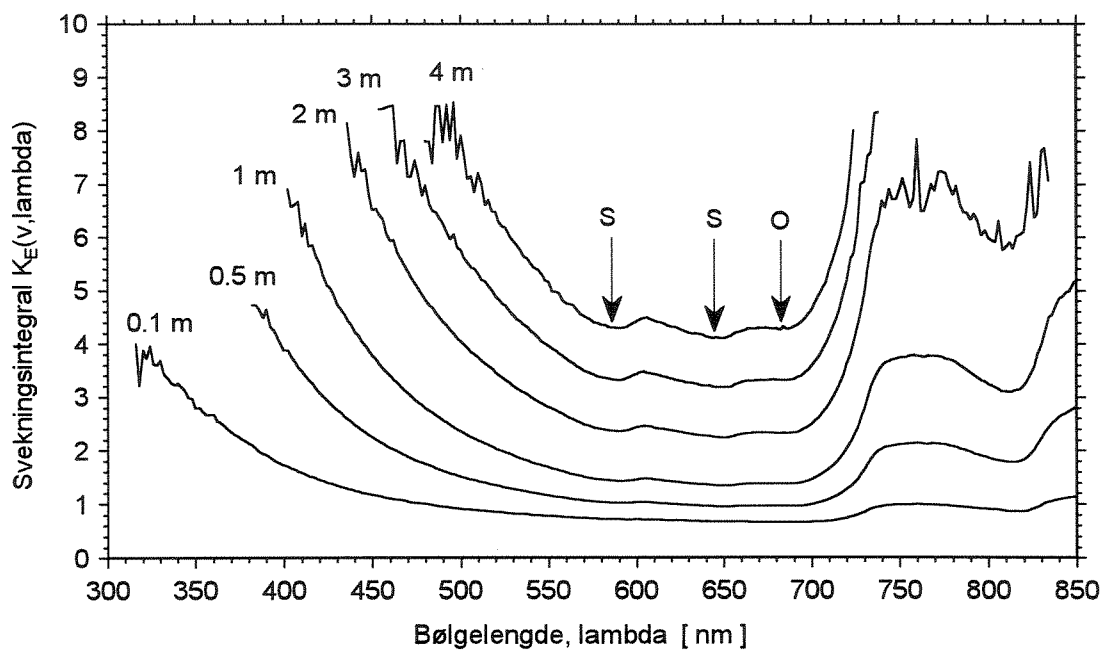
Spesielt interessant er Løpsjøen, som åpenbart kombinerer de optiske "fingeravtrykkene" fra såvel Storsjøen som Osensjøen. Dette viser klart at spektralegenskapene i en vannmasse er additive. Ved hjelp av spektralmålinger kan dermed lysforholdene i en innsjø, som etter en utbygging kombinerer vann fra andre lokaliteter, forutsies med betydelig nøyaktighet. Dette gjelder i første rekke spektralegenskapene i vannmassen, men også svekningsforholdene siden den samlede svekningen i PAR-området kan finnes ved å integrere den partielle spektral-svekningen.



Figur 28. Storsjøen i Rendal. Spektralfordeling av nedstrålende irradians målt i september 1992. Oppløsningen er 2 nm. Sterk bølgegang under målingene har gitt urolig kurveforløp for spektralfordelingen i de øvre vannlagene. De dominerende bølgelengdene ($\lambda \approx 580$ og 640 nm) er avmerket med pil.



Figur 29. Osensjøen. Spektralfordeling av nedstrålende irradians. Oppløsning 2 nm. Værforholdene var urolige og dette ga en viss målestøy. Den dominerende bølgelengden ($\lambda \approx 690$ nm) er avmerket med pil.



Figur 30. Spektralfordeling av nedstrålende irradians i Løpsjøen. Oppløsning 2 nm. De dominerende bølgelengdene fra hhv. Storsjøen i Rendal (S) og Osensjøen (O) er avmerket med pil.

Referanser

- Hessen, D., Brandrud, T.E., Bækken, T., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Rørslett, B., 1992. Etterundersøkelser ved Osa kraftverk, Strandfossen kraftverk og Braskereidfoss kraftverk, Hedmark. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-86143, O-86144, O-86145, nr. 2703, 146 s.
- Howard-Williams, C., and Vincent, W.F., 1984. Optical properties of New Zealand lakes. 1. Attenuation, scattering, and a comparison between downwelling and scalar irradiances. Arch.Hydrobiol., 99: 318-330.
- Horton, R.E., 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. Am. Geophys. Union, 14: 446-460.
- Jerlov, N.G., 1976. Marine optics. Elsevier; Amsterdam. 231pp.
- Kirk, J.T.O., 1983. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge: Cambridge University Press;401pp.
- Kuroiwa, S., Yukimura, T. and Takami, S., 1983. Comparative measurements of underwater irradiance in illuminance, quanta and energy in Lake Biwa. Jap.J.Limnol. Rikusuizatsu, 44: 47-58. [in Japanese]
- Lien, L., Bakketun, Å., Bendiksen, E., Halvorsen, R., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Tjomsland, T. & Aanes, K.J., 1981a. Undersøkelser vedrørende utbyggingen av Strandfossen kraftverk i Glåma. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-77055, nr. 1282, 68 s.
- Lien L., Bakketun, Å., Bendiksen, E., Halvorsen, R., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Sandlund, O.T., Tjomsland, T. & Aanes, K.J., 1981b. Vurderinger av reguleringene i Osensjøen og Søre Osa. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-77084.
- Mjelde, M., 1986. Høyere vegetasjon i Glåma på strekningen Skjefstadfoss-Braskereidfoss 1978. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport F-85546, nr. F-503, 24 s.
- Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquat.Bot., 39: 173-193.
- Rørslett, B., 1995. Modelling of underwater light in freshwater lakes using survival and failure time analysis. Freshw. Biol., 34: 101-114.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singsaas, S. 1993. Vegetasjonsetablering i reguleringssoner. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (reds.): Inngrep i vassdrag ; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering, NVE publikasjon 13/1993: 569-590.
- Rørslett, B. and Johansen, S.W., 1995. Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoëtes lacustris*, to alternating light levels under field conditions. Aquat. Bot., 52: 223-242.

VEDLEGG I:
STASJONSBESKRIVELSER

Lokalitetsbeskrivelser 1989-93 Makrovegetasjon

Generelt: Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til aktuell vannstand 13-16. september 1989, og er gjennomsnitt av flere målinger. Data fra andre år er omregnet til denne vannstanden. Dekningsgradsangivelsene baserer seg på 1m² ruter. For oversikt over alle registrerte arter, se de respektive tabellene i vedlegg II.

SØRE OSA OG ØSTRE ÆRA

Lok. O 1 Søre Osa oppstrøms samløp Østre Æra (1989-93)

Elva er her ca 40 m bred og går i jevne, små stryk. Substratet består av grov stein og mindre blokker. Undersøkelsene er foretatt ved nordre elvebredd ca 200 m oppstrøms samløpet med Østre Æra.

I likhet med de fleste andre lokalitetene i dette sidevassdraget var det mosevekst og algebegroing som dominerte på stedet. Vannvegetasjonen av karplanter var særdeles sparsom; bare ett enkelt skudd av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) ble registrert i 1989, samt litt evjesoleie (*Ranunculus reptans*) i 1991. Helofytt- og fuktengvegetasjon forekom knappest.

Gjennomsnittlig dekning av moser var 1989-93 20-30%, med en økende tendens mot slutten av perioden. Dekningsgraden varierte betydelig og kom opp i 60% på noe dypere partier (>0.2 m dyp). Dette dreier seg om permanent neddykkede områder. Den relativt spedvokste *Fontinalis dalecarlica* dominerte i mosevegetasjonen, med størst forekomst på steinenes lesider hvor mosen vokste i løse tuer og dusker. Derimot forekom *Hygrohypnum ochraceum* oftest på støtsiden av steinene. *Fontinalis antipyretica*, en svært grovvokst art, forekom bare i strandkanten. Andre mosearter forekom spredt. Gjennomsnittlig dekning av alger var 34 og 17% i hhv. 1989 og 1990.

Lok. O 2 Østre Æra (1989-90)

Denne sideelva til Søre Osa er 7-8m bred og renner rolig. Substratet er steinet. Lokaliteten er noe skyggefull da den er omgitt av oreskog. Undersøkelsene ble utført ca 50 m oppstrøms ny veibru på Rv 215.

Algebegroingen var svært sparsom i Østre Æra i forhold til Søre Osa. Lysforholdene kan ha influert på dette. Før reguleringen var det forøvrig tidvis mye alger i Østre Æra, trolig grunnet sterk nitrogentilførsel fra sprengstein fra tunnelen mellom Osensjøen og Rena (Lien et al., 1981b).

Mosedekningen var i 1989gjennomsnittlig 22%, som i Søre Osa, og ble dominert av *Hygrohypnum ochraceum*. Begge *Fontinalis*-artene, *F. dalecarlica* og *F. antipyretica*, forekom uten å oppnå stor dekning.

Lok. O 3 Søre Osa nedstrøms samløp med Østre Æra (1989-93)

Lokaliteten ligger ved nordre bredd 200-300 m nedstrøms utløpet av Østre Æra. Topografi og strømforhold er som på lok. O 1 ovenfor. Blokk og grov stein er hovedsubstrat i elveleiet. I den nedre delen går strandsonen rett over i fastmark og myrlendt terreng innenfor. Viersumpskog med mye svartvier (*Salix nigricans*) er velutviklet på lokalitetens øvre deler.

Vegetasjonsforholdene var gjennomgående svært like de på lok. O 1, men enkelte partier øverst hadde lavere mosedekning. Her var steinenes toppflate til dels helt vegetasjonsfrie, noe som kan indikere isskuring, eller alternativt uttørkning. Gjennomsnittsdekning av moser var 15% i 1989 og 14 % i 1990, og denne forskjellen er neppe signifikant. Som på lok. O 1 økte mosedekningen på dypere vann og nådde opp i 50%. *Fontinalis dalecarlica* var dominerende moseart, men på de mer strømsterke partiene forekom også *Hygrohypnum ochraceum* dominant.

Gjennomsnittlig dekning av alger varierte fra 38% i september 1989 til 8% i juli 1990, med noen ulikheter i hvor algene var best utviklet. I 1989 forekom mest alger langs land, mens i 1990 ble det funnet mest alger midtstrøms. Den markante forskjellen mellom årene skyldes antakelig ulike tidspunkter, slik at algebegroingen var i forskjellige utviklingsfaser.

Lok O 4 Søre Osa ved Osfallet kraftverk (1989-90)

Undersøkelsene ble foretatt langs søndre breidd, mellom gammel dam og utløp Osfallet kraftverk. Store partier av elvebunnen var tørrlagt. Elva gikk i stryk, men med lav vannføring. Verken moser eller annen vannboende vegetasjon ble registrert. Både primær- og sekundærforekomster av den sjeldne busken klåved (*Myricaria germanica*) ble registrert hhv. på flomvoller og lengre inn på steinvoller ved kraftverket. Klåved er typisk for grusmark ved og i flomelver.

Det ble også gjort endel observasjoner i utløpskanalen ved kraftverket. Bunnforholdene skilte seg lite fra elva ellers, men vannføringen var høy og mosevegetasjonen meget kraftig utviklet med nær 100% dekning. Dette viser betydningen av tilstrekkelig vannføring for å opprettholde god bestand av vannmoser. *Hygrohypnum ochraceum* var den helt dominerende arten, mens *Fontinalis dalecarlica* forekom spredt.

Lok. O 5 Søre Osa før utløp i Rena elv (1989-90)

Undersøkelsene ble foretatt ved søndre elvebreidd like oppstrøms brukarene til den gamle veibrua. Elva er her 50-100 m brei og går i jevne små stryk. Substratet i elveleiet er stein og mindre blokker.

Vannvegetasjon med karplanter ble ikke observert og mosevegetasjonen var også svært sparsom. Dette kan skyldes et ustabil substrat. Enkeltindivider av bladmosene *Fontinalis dalecarlica* og *Hygrohypnum ochraceum* ble observert sammen med levermosen *Scapania undulata*. Den amfibiske bladmosen *Schistidium alpicola* forekom på stein over akutt vannivå.

GLÅMA, STRANDFOSSEN-OMRÅDET

Lok. S 1 Lykkja, vis-à-vis Smedøya (1989)

Undersøkelsene ble foretatt langs østre elvebreidd, rett overfor Smedøya. Substratet i strandnære områder består vesentlig av finsand. Strandprofilen stuper relativt bratt fra vannivå og ned til dyp > 3 m.

Fragmenter av skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*)-fukteng forekom aller innerst mot fastmarka med flomvoll. Helofyttvegetasjonen var preget av 2-3 m breie belter av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), med yttergrense på hhv. 0.0 og 0.8 m dyp (se tab. II.1, på s. 54).

Flótgras (*Sparganium angustifolium*) og grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) dannet flekkvis store bestander, men disse var bare noen få meter breie pga. det bratte strandprofilen. Indre grense for disse artene lå på hhv. 0.5 og 1.1 m dyp, mens grastjønnaks dannet yttergrense for vannvegetasjonen på omlag 2.5 m dyp (se tab. II.1). Mindre, men frodige kolonier av vanlig hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) i en undervannsform forekom stedvis.

Litt nedenfor lokaliteten ble en bestand av stautpiggknopp (*Sp. emersum*) observert. De to store piggknopp-artene forekommer ofte sterile i distriktet, spesielt når de vokser nedsenket med nesten bare undervannsblader til stede. De er tildels besværlige å bestemme sikkert og derfor er det trolig at endel angivelser referer seg til enten den ene eller den andre av artene. Fordi deres økologiske krav er overlappende, og deres strukturelle betydning i vegetasjonen er identisk, er det lite sannsynlig at slike sammenblandinger får vesentlig betydning for konklusjonene i denne rapporten. Stautpiggknopp er likevel noe mer kravfull enn flótgraset, så det er ikke helt likegyldig hvilken av artene som er dominante på den enkelte lokalitet. Bestemmelsene er derfor søkt gjort til art så langt råd var i felt.

Lok. S 2 Helbekken (1989-92)

Denne lokaliteten er undersøkt på to ulike områder (S 2A og S 2B), for å få best inntrykk av vegetasjonsforholdene. I rapporten forøvrig er (A og B) slått sammen til lok. S 2.

S 2A (1989-92). Undersøkelsen ble foretatt ved østre breidd like nedstøms båt-plassen. Stranda har slak helning og substratet består av finsand og silt, stedvis med opptil 50% organisk mudder.

Fragmenter av skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*)-fukteng forekom aller innerst mot fastmarka med flomvoll. Den frodige helofyttvegetasjonen var dominert av velvokst flaskestarr (*Carex rostrata*), nordlandsstarr (*C. aquatilis*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*). Karakteristisk bredde for starrbeltet var 10-15 m, med en opptil 5-6 m brei, noe glissen, brem av elvesnelle utenfor (jfr. fig. 2, s. 8). Nordlandsstarr dannet stort sett koloniene på land, mens ytre grense for flaskestarr var på omlag 0.2 m dyp (se tab. II.1, på s. 54).

S 2B (1990). Undersøkelsene ble foretatt ved østre breidd like oppstrøms magasinområdet, ovenfor forbygning. Området er langgrunt og beskyttet, og er et sedimentasjonsområde med høy grad av nedslamming.

Helofyttvegetasjonen er dominert av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), som dannet et sammenhengende belte fra lok. S2A (se ovenfor) og nedover. I den nedre delen av området manglet elvesnellebeltet og sonen med vannvegetasjon var desto breiere.

Vannvegetasjonen på S 2 besto av store og frodige, blomstrende bestander av storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*), vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), flótgras og stautpiggknopp (*Sparganium angustifolium* og *Sp. emersum*) og ytterst grastjønna (*Potamogeton gramineus*). Denne vegetasjonstypen fortsatte nedover mot forbygningsområdet.

Lok. S 3 Bånerud (1992)

Undersøkelsene ble foretatt ved østre elvebreidd i magasinområdet, ca 200 m oppstrøms selve dammen, men det ble i tillegg utført registreringer langs hele østbredden i magasinet. En bratt steinsatt forbygning preger elvebredden. Substratet består for det meste av rullestein og blokker fra forbygningen. Oppå dette er det påleiret et tykt lag med mudder, noe som viser at magasinområdet fungerer som en sedimentasjonsfelle.

Sump (overvanns)vegetasjon mangler helt pga. forbygningen, som har destruert denne vegetasjonstypens økologiske nisje. Vannvegetasjonen på steinrik grunn i øvre del av magasinet var sparsomt utviklet og dominert av vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*); en art som gjerne trives på steinrik bunn. I den nedre delen, derimot, var vannvegetasjonen frodig utviklet, dominert av 10m breitt belte av tusenblad sammen med storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*). Flótgras (*Sparganium angustifolium*), klovasshår (*Callitriche hamulata*), småvass-soleie (*R. trichophyllus*) og kransalgen *Nitella opaca/flexilis* forekom derimot i mindre og mer avgrensede bestander.

Lok. S 4 Nedstrøms dam ved Strandfossen (1989)

Undersøkelsene ble foretatt ved østre breidd. Omtrent 15 m av det tidligere elveleiet er tørrlagt og substratet består av blokker og grov stein.

Et og annet eksemplar av kantarten sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) vokste på sandavsetninger mellom steinene, ellers var kortvokste mosetuer eneste vegetasjon på lokaliteten. Mosene hadde en dekning på høyst 10%. Blant mosene var *Schistidium alpicola/agassizii* og *Hygrohypnum ochraceum* vanligst. Bare noen få eksemplarer av *Fontinalis antipyretica* sto på beskyttede fuktige steder mellom steinene. På denne lokaliteten var vegetasjonsbildet dramatisk endret siden 1980, med full tilbakegang for vannmosene.

Lok. S 5 Nedstrøms utløp fra Strandfossen kraftverk (1990)

Undersøkelsene ble foretatt langs nordøstre elvebreidd, 200-300 m oppstrøms Prestøya. Substratet består av stor rullestein, ca 30cm i diameter. Vannstanden var omlag 30-40 cm lavere enn ytre grense for starrbeltet ved feltarbeidet.

Helofyttvegetasjonen var dominert av et 2-3 m breitt belte av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*). Enkeltskudd av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) forekom i ytre kant av starrbeltet, men uten å danne noen egen snellesone.

Vannvegetasjonen var svært sparsom og besto hovedsakelig av små, spredte bestander av vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*) - begge arter godt tilpasset slike steinete og karrige vekstplasser. Evjesoleie dannet flere steder større bestander rundt vannstandlinja.

GLÅMA, SKJEFSTADFOSS - BRASKEREIDFOSS

Vannføringen under feltarbeidet i 1989 var rundt 135 m³/s, som tilsvarer omlag kotehøyde 163.2 ved dammen på Braskereidfoss og nærmere k. 163.3 opp mot Skjefstadfoss. Alle dybdeangivelser i det videre avsnittet og i tabell II.1, s. 54, er referert til denne vannføringen. I feltperioden 1990 var vannføringen 225-270 m³/s og det ble da registrert en klart merkbar oppstuvningseffekt på stigende vannføring, slik at vannstandslinja på hele strekningen lå omtrent like mye, 35-40 cm, over nivået fra 1989.

Lok. B 1 Nedstrøms Skjefstadfoss (1989-91)

Undersøkelsene ble foretatt i ei bakevje ved elvs søndre bredd nedstrøms utløpet av bekken Norderåa. Her heller strandkanten bratt ned mot vannflaten. Fra vannivå og utover er det imidlertid en stor grunne med dybder ned til ca 2 m. Lokaliteten er den mest beskyttede av alle undersøkte stasjoner og det foregår her betydelig sedimentering. Substratet er svært løs, til dels sterkt organisk preget (opp mot 70%) mudder. I 1991 ble det lagt en flere meter brei steinfylling langs land og stedet er dermed rasert som en referanselokalitet.

Helofyttvegetasjonen besto (1989-90) av små fragmenterte og opp til 3 m breie bestander av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) og glisne forekomster av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) utenfor. Ytre grense for disse artene var hhv. 0.1 m og 0.4m dyp. Bestandene var ødelagte i 1991.

Vannvegetasjonen var frodig på denne lokaliteten og ble dominert av kransalgen *Nitella opaca/flexilis*, grastjønna (*Potamogeton gramineus*) og undervannsformen av vanlig hesterumpe (*Hippuris vulgaris*), mens stautpiggknopp (*Sparganium emersum*) var vanligste flytebladsplante. Indre grense for vannvegetasjonen overlappet såvidt helofyttvegetasjonen og lå ved 0.3-0.4 m dyp. I 1990 var *Nitella* dominant ut til omkring 1.4 m, mens hjertetjønna (*P. perfoliatus*) og grastjønna dannet bestander ut til henholdsvis 1.8 og 2.0 m dyp. I 1991 var bare dypvannsvegetasjonen intakt som følge av anleggsarbeidet på stedet.

Lok. B 2 Oshagen (1989-92)

Undersøkelsene ble foretatt ved nordøstre bredd. Stranda heller bratt ned mot elva, men flater ut i vannkanten. Substratet består av finsand.

Helofyttvegetasjonen var dominert av et 2-3 m breitt belte av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*), mens elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) bare forekom som enkeltskudd. Starr hadde størst dekning på land og gikk til 0.2m dyp, mens elvesnelle stoppet på 0.6 m.

Vannvegetasjonen var dominert av de to piggknoppartene flótgras (*Sparganium angustifolium*) og stautpiggknopp (*Sp. emersum*) på nokså grunt vann, mens grastjønna (*Potamogeton gramineus*) overtok på dyp > 1.2 m og dannet et 20 m breitt belte ut til 1.8 m dyp. Langs land forekom frodig blomstrende storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*), men disse plantene var nesten forsvunnet i 1992.

Lok. B 3 Langeberg (1989-92)

Det ble her bare foretatt en begrenset registrering av vegetasjon med båt langs vestre elvebredd. Elva er her på sitt smaleste. Den øvre delen av lokaliteten har rullesteinsbunn, mens det er dominans av mer finkornet substrat i nedre del. Det er en forholdsvis bratt skråning ned mot elva, med en tydelig, vegetasjonsløs erosjonssone i det nye strandnivået etter utbyggingen av Braskereidfoss. Enkeltrær i strandsonen (gran, bjørk, vier) var undergravd, tildels døde og på vei til å velte ut i elva. Sumpvegetasjon manglet helt på denne stasjonen.

Grastjønna (*Potamogeton gramineus*) dannet et 5-10 m breitt belte ut til 1.8 m dyp, mens kransalgen *Nitella opaca/flexilis* og storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*) dannet sammenhengende bestand innenfor, på hhv. 0.3-0.8 m og 0.3-1.2 m dyp. På steinbunn i den øvre delen var det dominans av *Nitella* med et betydelig innslag av klovasshår (*Callitriche hamulata*), grastjønna og piggknopp (*Sparganium*)-arter. Et større felt med vanlig hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) i undervannsform ble også registrert.

Lok. B 4 Utløp Bronkåa (1989-92)

Vegetasjonsundersøkelsene ble foretatt ved vestre bredd like oppstrøms utløpet av Bronkåa. Vannspeilet i Glåma står et godt stykke innover i Bronkåa, så her er det et fragmentarisk våtmarksområde, noe som ellers er uvanlig i området. Terrenget heller bratt ned mot strandlinja for deretter å flate ut.

Helofyttvegetasjonen var dominert av en nokså liten, 2-3 m brei, bestand av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*). Arten stoppet rundt 0.2 m dyp. Oppstrøms lokaliteten smalnet starrbeltet av. Nedstrøms Bronkåas utløp ble det registrert en glissen bestand av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*).

Vannvegetasjonen var frodig og dominert av hjertetjønnskaks (*Potamogeton perfoliatus*), grastjønnskaks (*P. gramineus*) og flótgras (*Sparganium angustifolium*). Den sistnevnte dannet en omkring 6 m brei bestand med indre grense ved 0.2 m og størst dekning omkring 0.3-0.4 m dyp. Tjønnskaksartene dannet et frodig og omkring 20 m breitt belte, hvor skuddene var 2 m lange lelr mer. Dypest forekom grastjønnskaks (se tab. II.1, s. 54).

Lok. B5 Øksenbekken (1989-92)

Undersøkelsene ble foretatt ved nordøstre bredd. Området er langgrunt og bunnen er finsand og silt. Øksenbekken er den avde undersøkte stasjonene som har mest utviklet vegetasjonsdekke.

Helofyttvegetasjonen var dominert av et 3-4 m breitt belte av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*), som stoppet ved et vanddyp på 0.2 m. Utenfor starrbeltet forekom et stort areal dekket med massiv vannvegetasjon. Bestandene strakk seg minst 100 m utover i elva og disse bevoksningene er de mest omfattende i Glåma-området. Sammenholdt med kartet i Mjelde (1986) er det klart at vannvegetasjonen har økt kraftig etter utbyggingen. Mot land ble vannvegetasjonen avsluttet med et 5-10 m breitt belte av flótgras (*Sparganium angustifolium*). Inne ved land forekom isoetiden (kortskuddsplanten) nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) ut til omlag 0.4 m dyp. Utenfor sonen med flótgras opptrådte i 1990 et meget tett og mektig belte av kransalgen *Nitella opaca/flexilis* ut til ca 1 m dyp. I 1991, og spesielt i 1989, gjorde denne kransalgen seg lite bemerket på stasjonen. Dette viser omfanget av naturlige svingninger som enkelte, særlig hurtigvoksende og kortlevde, planter kan oppvise. Dessuten kan slike observasjoner understreke betydningen av å registrere vegetasjonsbildet over mer enn ett år.

Grastjønnskaks (*Potamogeton gramineus*) dannet frodige, 60-70 m breie bestander på dyp større enn 1 m. På denne lokaliteten opptrådte tjønnskaks ofte med flyteblad og dannet dybdegrensene (se tab. II.1, s. 54). I den øvre del av stasjonen fantes også endel hjertetjønnskaks (*P. perfoliatus*). Ovenfor dette ble de store vegetasjonsrike flatene avløst av ustabile sandbanker. I den nedre delen, nær land, ble det registrert en større bestand med flytebladsarten vanlig tjønnskaks (*P. natans*), en indikator på sedimenteringsflater. Her forekom også den middels kravfulle arten vassgro (*Alisma plantago-aquatica*). Litt videre nedstrøms fantes små kolonier med gul nøkke-rose (*Nuphar lutea*). Tilsammen gir dette Øksenbekken områdets høyeste artsmangfold i vannvegetasjonen.

Lok. B 6 Oppstrøms Braskereidfoss (1989-92)

Undersøkelsene ble foretatt ved nordøstre elvebredd, 1-2 km oppstrøms Braskereidfoss dam. Stranda har liten helning og substratet består av finsand og mudder.

Helt innerst mot krattbevokst steinvoll forekom fragmenter av skogrørkvein (*Calamagrostis purpurea*)-fukteng. Lokaliteten hadde relativt frodig helofyttvegetasjon, dominert av et 3-4 m breitt belte av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) som strakte seg flere hundre meter langs stranda. Forekomstene av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) var glisne og spredte.

Vannvegetasjonen var dominert av frodige undervannsenger med kransalgen *Nitella opaca/flexilis* (særlig i 1990), med størst forekomst fra 0.3 m til 1.2 m dyp. Hjertetjønnskaks (*Potamogeton perfoliatus*) forekom rikelig i samme vertikallintervall, og begge artene gikk inn til omlag 0.2 m dyp. Det ble registrert endel variasjon i gruntvannssamfunnet under prosjektperioden, bl.a. en viss økning av storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*). Flytebladsplantene flótgras (*Sparganium angustifolium*) og stautpiggknopp (*Sp. emersum*) var vanlige, men uten å danne større tette bestander. Tjønnskaks og stautpiggknopp dannet vegetasjonens yttergrense ved ca 2 m dyp (se tab. II.1, s. 54). Ved tidspunkt for undersøkelsene, i juli og slutten av august, var tjønnskaksbladene svært oppspiste.

Lok. B 7 Nedstrøms Braskereidfoss (1989-92)

Undersøkelsene ble foretatt i en langgrunn bakevje på vestsida av odden rett nedenfor dammen. Braskereidfoss kraftverk har utløp nordøst for denne odden. Substratet besto av finsand og mudder innerst, samt innslag av rullestein noe lenger ut i bukta.

Innerst i bakevja var det et velutviklet 15 m breitt belte av helofyttarter, med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) ytterst til omkring 1 m dyp (se tab. II.1, s.54) og nordlandsstarr (*Carex aquatilis*) innenfor. Såvel på innsiden av helofyttbeltet som på åpninger i dette vokste evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) tildels tett. Forøvrig var vannvegetasjonen sparsom innerst i bukta.

Lenger ut i bukta var vannvegetasjonen preget av blandingsbestand med kransalgen *Nitella opaca/flexilis*, vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og sporadisk grastjønna (*Potamogeton gramineus*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*).

Lok. B 8 Nordhagamoen (1990)

Undersøkelsene ble foretatt ved nordøstre bredd, nedstrøms renseanlegget og ca 1 km nedstrøms kraftverket ved Braskereidfoss. Øvre del av lokaliteten har steinforbygning, mens nedre del ble plassert omkring 150 m nedstrøms forbygningen. I øvre del har stranda bratt helling og et substrat av stein og blokk, med noe finsand inn mellom. Nedre del har slakere strandhelling, men med en utpreget erosjonskant mot elva. Substratet her var finsand og denne substrattypen fortsetter videre nedover strandlinja.

Øvre del: Helofyttvegetasjon ble ikke observert. Vannvegetasjonen besto av kraftige bestander av kransalgen *Nitella opaca/flexilis* med indre grense omkring 0.6 m dyp (se tab. II.1, s. 54). Ellers forekom mindre mengder av stautpiggeknope (*Sparganium emersum*) og vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*).

Nedre del: Helofyttvegetasjonen var dominert av et 2-3 m breitt belte av nordlandsstarr (*Carex aquatilis*). Vannvegetasjonen var dominert av hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*). Dybdegrensene, se tab. II.1, s. 54. Ellers forekom rikelig med fløtgras (*Sp. angustifolium*), stautpiggeknope og *Nitella*, dessuten innslag av tusenblad og storvasssoleie (*Ranunculus peltatus*).

VEDLEGG II:
TABELLER OM MAKROVEGETASJONEN

Tabell II.1. Vertikalutbredelse for de mest fremtredende sump- og vannplantene på hver lokalitet.

Data er angitt som vanndybde i cm for henholdsvis indre og ytre bestandsgrense. Verdiene er gitt i forhold til aktuell vannstand i Glåma september 1989 (135 m³/s), og målingene fra andre år er justert inn etter dette. Dybdegrensene skiller seg lite fra hverandre de resp. år og verdiene er derfor slått sammen.

I tabellen er angitt:

gjennomsnitt (Antall obs.), minimum-maksimum.

Verdier i cm, målinger over vannstands nivået er markert som negativ verdi

		B 8	B 7	B 6	B 5	B 4	B 3	B 2	B 1	S 1	S 2
Kotehøyde vannstand				163.2	163.2	163.25	163.25	163.25	163.3		
Carex aquatilis	ytre			16 (23) 11-22	14(22) 9-20	15(19) 10-22		23(17) 15-30	11(21) 3-20	1(21) -5 -5	
Carex rostrata	ytre										8(42) -1 -20
Equisetum fluviatile	ytre			38(14) 20-70				59(8) 40-90	39(18) 25-65	79(15) 50-105	135(16) 120-150
Sparganium spp.*	indre	60(1)		18(30) 14-22	11(37) 6-16	16(14) 10-20		23(31) 8-36	25(19) 20-33	50(14) 35-82	16(20) 12-20
	ytre			205(20) 165-215				129(3) 125-135	187(18) 125-235		199(20) 160-270
Ranunculus peltatus	indre						27(20) 14-41	32(15) 24-43			
	ytre						73(12) 65-85	80(13) 70-115			
Potamogeton gramineus	indre									108(2) 105-110	
	ytre			209(16) 185-235	137(19) 105-165		189(15) 155-225	180(18) 170-190	175(11) 115-225		206(18) 170-250
Potamogeton perfoliatus	indre	51(15) 40-60		22(28) 14-28		33(14) 25-43		19(34) 8-36	41(16) 25-75		
	ytre			192(19) 165-215	132(15) 105-155		189(15) 155-225	180(15) 170-195	198(15) 175-225		
Nitella sp.	indre	69(15) 55-75	81(17) 60-95	32(36) 15-44	23(25) 18-31		27(16) 14-45				
	ytre			165(1) 95-105	100(2) 95-105		110(2) 105-115		130(2) 115-145		

* hovedsakelig flôtgras (*Sp. angustifolium*) ved indre grense og stautpiggknopp (*Sp. emersum*) ved ytre grense.

Tabell II.2. Makrovegetasjon i Søre Osa og Østre Åra.

Tab. 2a	SØRE OSA	1980	1989-1993
Latinske/norske navn			
<p>HØYERE PLANTER</p> <p><u>Langskuddsplanter (Elodeider):</u></p> <p>Myriophyllum alterniflorum - vanlig tusenblad</p> <p><u>Kortskuddsplanter (Isoetider):</u></p> <p>Ranunculus reptans - evjesoleie</p> <p>MOSER:</p> <p>Bryum sp.</p> <p>Chiloscyphus polyanthus var. rivularis</p> <p>Dicranales sp.</p> <p>Fontinalis antipyretica - vanlig elvemose</p> <p>Fontinalis dalecarlica - smal elvemose</p> <p>Hygrohypnum ochraceum - vanlig bekkemose</p> <p>Pohlia nutans - nikkemose</p> <p>Scapania undulata - bekketvebladmose</p> <p>Scapania sp. - tvebladmose</p> <p>Schistidium agassizii/alpicola - bekkeblomstermose</p> <p>LAV:</p> <p>Dermatocarpon weberi - bekkelær</p>		<p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p>	<p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p>
Tab. 2b	ØSTRE ÅRA		
<p>MOSER</p> <p>Fontinalis antipyretica - vanlig elvemose</p> <p>Fontinalis dalecarlica - smal elvemose</p> <p>Hygrohypnum ochraceum - vanlig bekkemose</p> <p>Scapania undulata - bekketvebladmose</p> <p>Schistidium agassizii/alpicola - bekkeblomstermose</p>		<p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p>	<p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p> <p>●</p>

Tabell II.3. Overvannsvegetasjon i Glåma, Strandfossen-området.

Tab 3.	GLÅMA, STRANDFOSSEN-OMRÅDET	1980	1989- 1992
Latinske/norske navn			
SUMPVEGETASJON (OVERVANNSVEGETASJON); HØYERE PLANTER:			
<u>Fuktenqvegetasjon:</u>			
<i>Alopecurus geniculatus</i> - knereverumpe	●		
<i>Barbarea stricta</i> - stakekarse	●		
<i>Calamagrostis neglecta</i> - smårørkvein	●		
<i>Calamagrostis purpurea</i> - skogrørkvein	●	●	
<i>Caltha palustris</i> - soleihov		●	
<i>Cardamine pratense</i> - engkarse	●		
<i>Deschampsia caespitosa</i> - sølvbunke	●	●	
<i>Filipendula ulmaria</i> - vanlig mjødurt	●	●	
<i>Galium palustre</i> - myrmaure	●	●	
<i>Juncus alpinus</i> - skogsiv	●		
<i>Juncus articulatus</i> - ryllsiv	●	●	
<i>Juncus filiformis</i> - trådsiv	●	●	
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> - gulldusk		●	
<i>Mentha arvensis</i> - åkermynte	●		
<i>Phalaris arundinacea</i> - strandrør	●		
<i>Poa palustris</i> - myrrapp		●	
<i>Potentilla palustris</i> - myrhatt	●	●	
<i>Ranunculus repens</i> - krypsøleie	●	●	
<i>Rorippa palustris</i> - brønnkarse	●		
<i>Rumex aquaticus</i> - vasshøymol	●		
<i>Veronica scutellata</i> - veikveronika	●		
<i>Viola palustris</i> - myrfiol	●	●	
<u>Helofytter:</u>			
<i>Agrostis stolonifera</i> - krypkvein	●		
<i>Carex aquatilis</i> - nordlandstarr	●	●	
<i>Carex rostrata</i> - flaskestarr	●	●	
<i>Carex vesicaria</i> - sennegras	●	●	
<i>Eleocharis palustris</i> - sumpsivaks	●		
<i>Equisetum fluviatile</i> - elvesnelle	●	●	
<i>Glyceria fluitans</i> - mannasøtgras		●	

Tabell II.4. Overvannsvegetasjon i Glåma, strekningen Skjefstadfoss-Braskereidfoss.

Tab 4.	GLÅMA, SKJEFSTADFOSS - BRASKEREIDFOSS	1978	1989-1992
Latinske/norske navn			
SUMPVEGETASJON (OVERVANNSVEGETASJON); HØYERE PLANTER:			
<u>Fuktenqvegetasjon:</u>			
Barbarea stricta - stakekarse		●	
Carex canescens - gråstarr		●	
Carex flava - gulstarr		●	
Calamagrostis canescens - vassrørkvein			●
Calamagrostis neglecta - smårørkvein		●	
Caltha palustris - soleihov		●	
Cardamine pratensis - engkarse		●	
Deschampsia caespitosa - sølvbunke		●	●
Equisetum arvense - åkersnelle		●	
Galium palustre - myrmaure		●	
Juncus alpinus - skogsiv		●	
Juncus articulatus - ryllsiv		●	
Juncus filiformis - trådsiv		●	●
Lysimachia thyrsoflora - gulldusk		●	
Mentha arvensis - åkermynte		●	
Menyanthes trifoliata - bukkeblad		●	
Molinia coerulea - blåtopp		●	
Phalaris arundinacea - strandrør		●	●
Potentilla palustris - myrhatt		●	
Veronica scutellata - veikveronika		●	
<u>Helofytter:</u>			
Agrostis stolonifera - krypkvein		●	
Alisma plantago-aquatica - vassgro			●
Carex aquatilis - nordlandsstarr		●	●
Carex nigra - slåttstarr		●	
Carex nigra v. juncella - stolpestarr		●	
Carex vesicaria - sennegras		●	●
Eleocharis palustris - sumpsivaks		●	●
Equisetum fluviatile - elvesnelle		●	●
Glyceria fluitans - mannasøtgras		●	●

Tabell II.5. Vannvegetasjon i Glåma, Strandfossen-området.

Tab 5.	GLÅMA, STRANDFOSSEN-OMRÅDET	19 80	19 89- 92	L o k a l i t e t e r						
				1	2a	2b	3a	3b	5a	5b
Latinske/norske navn										
VANNVEGETASJON; HØYERE PLANTER:										
<u>Kortskuddsvegetasjon (Isoetider):</u>										
Alopecurus aequalis - vassreverumpe		*	●						2	
Ranunculus reptans - evjesoleie		●	●					1	3	4
<u>Langskuddsplanter (Elodeider):</u>										
Callitriche hamulata - klovasshår		●	●	1	1		2	1	1-2	
Callitriche cf. palustris - småvasshår			●		1					1
Hippuris vulgaris - hesterumpe		●	●	4		3	1			
Myriophyllum alterniflorum - vanlig tusenblad		●	●	1	3	4	3	5	3	2
Nitella flexilis/opaca - (kransalgē)*		●	●	3	4	4		3	1	1
Potamogeton gramineus - grastjønnaks		●	●	4	4	4				
Potamogeton perfoliatus - hjertetjønnaks			●	1						
Ranunculus peltatus - storvasssoleie		●	●	2	2-3	4	2	5	2	2
Ranunculus trichophyllus - småvasssoleie			●					2		
<u>Flytebladsplanter (Nymphaeider):</u>										
Sparganium angustifolium - flótgras		●	●	4	4	3	2	2		1
Sparganium emersum - stautpiggknopp		***	●	3	3	3-4		3		

*: ikke angitt, men trolig inkludert i knereverumpe

** : tallene gjelder for 1990 (arten var nesten manglende i 1989)

***: ikke angitt, men trolig inkludert i flótgras

Tabell II.6. Vannvegetasjon i Glåma, strekningen Skjefstadfoss-Braskereidfoss.

Tab 6.	GLÅMA, SKJEFSTADFOSS - BRASKEREIDFOSS	1978	1989-92	L o k a l i t e t e r									
				1	2	3	4	5	6	7	8		
Latinske/norske navn													
VANNVEGETASJON; HØYERE PLANTER:													
<u>Kortskuddsplanter (Isoetider):</u>													
Alopecurus aequalis - vassreverumpe		●	●									2-3	
Eleocharis acicularis - nålesivaks		●	●					3	1			3-4	
Ranunculus reptans - evjesoleie		●	●					3-4	1			3-4	
<u>Langskuddsplanter (Elodeider):</u>													
Callitriche hamulata - klovasshår		●	●			1		3	2		1	2	
Callitriche palustris - småvasshår		●	●					1			2-3		
Hippuris vulgaris - hesterumpe		●	●	2				2	1		2		
Myriophyllum alterniflorum - vanlig tusenblad		●	●				2-3	2	1		3	2	
Nitella flexilis/opaca - (kransalgē)**		●	●	4	2	4	1-2	4-5	4-5	4-5	3-4		
Potamogeton alpinus - rusttjønnaks		●	●			1			*				
Potamogeton gramineus - grastjønnaks		●	●	3-4	4	3-4	4	5	1		2		
Potamogeton perfoliatus - hjertetjønnaks		●	●	4	3-4	3	4	4	4			5	
Ranunculus peltatus - storvasssoleie		●	●	2-3	3	3	1-2	3-2	3-2			3	
Ranunculus trichophyllus - småvasssoleie		●	●					1					
Utricularia vulgaris - storblærerot		●	●										
(Juncus bulbosus - krypsiv)			(●)							**			
<u>Flytebladsplanter (Nymphaeider):</u>													
Nuphar lutea - gul nøkkerose			●						*				
Potamogeton natans - vanlig tjønnaks			●						3				
Sparganium angustifolium - flôtgras		●	●	3	3	2	3	3	3		2	2	
Sparganium emersum - stautpiggeknope		●	●	4	3	2	1	3	3		3	3-4	

*: registrert i bukt nedstrøms lokaliteten

** : kun registrert som drivmateriale (etpar skudd)

***: tallene gjelder for 1990 (arten var sjelden i 1989)

Tabell II.7. Mosevegetasjon i Glåma, Strandfossen-området.

Tab. 7.	Glåma, Strandfossen-området	19 80	19 89- 90	Lokaliteter		
				2	4	5
Latinske/norske navn						
MOSER:						
Atrichum undulatum - taggmose		•				
Blasia pusilla - flekkmose		•				
Blindia acuta -			•			2
Brachythecium albicans - bleiklundmose		•				
Brachythecium plumosum - bekkelundmose		•			1	
Brachythecium sp. - lundmose		•				
Bryum pseudotriquetrum - bekkevrangmose		•	•	1		
Bryum weigelii - kildevrangmose		•				
Bryum sp. - vrangmose		•	•		1	
Calliergon cordifolium - pjukmose		•	•	1		
Climacium dendroides - palmemose		•	•			
Campylium stellatum - stjernemose		•				
Dichodontium pellucidum -		•				
Drepanocladus uncinatus - bleikklomose		•				
Drepanocladus sp. - klomose		•				
Fontinalis antipyretica - vanlig elvemose		•	•		1	
Fontinalis dalecarlica - smal elvemose		•	•			2
Hygrohypnum ochraceum - vanlig bekkemose		•	•		3	
Hygrohypnum sp. - bekkemose		•				
Hypnum lindbergii - engflettemose		•				
Jungermannia sp. -		•				
Marchantia polymorpha - tvaremose			•	1		
Pellia sp. - vårmose		•				
Philonotis cf. fontana - vanlig kjeldemose		•	•		1	
Pohlia bulbifera -		•				
Pohlia cf. proligera -		•				
Pohlia sp. -		•				
Pohlia sp. (sect. Pohliella) -		•				
Plagiomnium affine - skogfagermose		•				
Plagiomnium cuspidatum - krypfagermose		•				
Pogonatum urnigerum - krukkemose		•	•		1	
Polytrichum alpinum -		•				
Polytrichum commune - vanlig bjørnemose		•				
Pseudobryum cinclidioides - kjempefagermose		•				
Racomitrium canescens - sandmose		•				
Rhizomnium pseudopunctatum - vrangfagermose		•				
Rhizomnium punctatum - bekkefagermose		•				
Rhytidiadelphus squarrosus - engmose		•				
Scapania undulata - bekketvebladmose		•	•		1	
Scapania sp. - tvebladmose		•				
Schistidium agassizii/alpicola - bekkeblomstermose		•	•		3	2
LAV:						
Dermatocarpon weberi - bekkelær		•				

Tabell II.8. Biomasseprøver for de tre viktigste vannmosene i Søre Osa; duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*), kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*) og klobekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Verdier angitt som g tørrvekt pr. Ekman grabb areal (13.5 x 13.5 cm). Prøvene er tatt på steinflater med 100% dekningsgrad.

lok O 3b	Fontinalis dalecarlica	Fontinalis antipyretica	Hygrohypnum ochraceum	total tørrvekt mose
prøve 1	8.3	0	1.3	9.6
prøve 2	6	0	4.3	10.3
prøve 3	4.5	0	0.8	5.3
prøve 4	1.1	6.6	0.2	7.9
prøve 5	2.8	0	0.1	2.9
prøve 6	6.2	0	2.6	8.8
prøve 7	2.8	0.3	0	3.1
gj.sn.	4.5	1.0	1.3	6.8
gj.sn. pr. 100 cm ²	2.5	0.6	0.7	3.8

Tabell II.9. Tidsutvikling for makrovegetasjonen i de analyserte transektene i Søre Osa før (1980) og etter (1989-1993) regulering. Gjennomsnittlig dekningsgrad av makrofyter registrert i 5 transekter rett oppstrøms (O1) og rett nedstrøms (O3) samløp med Østre Åra. Transektene er analysert fra elvebredden og ca. ut til midten av elva. Tallene fra 1980 er basert på upubliserte rådata fra R.H. Økland.

	O1a 1980	O1a 1989	O1a 1993	O1b 1980	O1b 1989	O1b 1993	O1c 1989	O1c 1993
<i>moser:</i>								
Fontinalis dalecarlica	61.8	13.4	25.5	49.5	25.0	37.1	16.6	39.1
Fontinalis antipyretica	3.1	1.5	2.6	2.3	0.0	10.0	0.5	2.4
Hygrohypnum ochraceum	4.0	6.5	13.1	4.3	0.8	0.0	1.6	2.6
Schistidium alpicola coll.	0	0.2	0.3	1.0	0	0	0.2	0.1
Scapania undulata	0.1	0	1.2	0	0	0	0	2.2
totalt vannmoser	64.1	17.9	36.4	52.5	25.8	43.3	20.7	42.7
<i>lav:</i>								
Dermatocarpon weberi	0.1	4.0		0	13.3		5.0	
<i>høyere planter:</i>								
Myriophyllum alterniflorum	3.2	0	0	0	0	0	0	0

	O3a 1980	O3a 1989	O3a 1993	O3b 1980	O3b 1989	O3b 1993	gj.sn. 1980	gj.sn. 1989	gj.sn. 1993
<i>moser:</i>									
Fontinalis dalecarlica	26.8	3.5	6.2	22.4	18.2	23.2	40.1	15.3	26.2
Fontinalis antipyretica	1.2	0	0	2.6	1.3	3.4	2.7	0.8	4.6
Hygrohypnum ochraceum	17.5	0	0.1	11.0	5.3	5.4	6.4	3.6	5.2
Schistidium alpicola coll.	0.5	0.4	0.6	0	0.5	1.0	0.4	0.3	0.4
Scapania undulata	0	0	0.7	0	0	0.6	0.1	0	1.0
Pholia nutans	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
totalt vannmoser	44.7	3.5	6.5	32.1	25.4	30.2	48.4	18.7	31.8
<i>lav:</i>									
Dermatocarpon weberi	0	3.0		0.1	9.5		0.1	7.0	
<i>høyere planter:</i>									
Myriophyllum alterniflorum	0.1	0	0	0	0	0	0.7	0	0

VEDLEGG III:
BUNNDYR I SØRE OSA

The significance of aquatic mosses for the density and diversity of an invertebrate community of a regulated river

Torleif Bækken

Norwegian Institute for Water Research
POB. 173 Kjelsås, N-0411 Oslo, Norway

Introduction

Rivers regulated for hydropower exploitation get new flow patterns downstream the dams. In Norwegian rivers a minimum water flow is required by the regulation authorities to prevent damages caused by dried up or bottom frozen river beds. However, the required minimum flow may not always be sufficient to prevent all biological damages. Aquatic mosses situated on the upper surface of stones may be seriously affected during minimum flow conditions, and eventually become extinct. When the moss cover in rivers is affected this also affects the micro environments in the river which in turn may have effects on the distribution and production of invertebrates and fish.

The river bed inhabits populations of different species of benthic macro invertebrates. The nature of the river bed substrate influence the micro environment in which the invertebrates live. Different kinds of environmental factors as shelter and food, may be of importance when suitable micro environment are chosen by the invertebrate species. It has been documented that different kinds of mineral substrate may affect the distribution and abundance of benthic populations (Cummins 1966, Hynes 1970, Minshall 1984). Some studies have considered the significance of the aquatic vegetation on the micro distribution and abundance of the stream fauna. Most of these studies have concluded that vascular vegetation have greater densities of invertebrates than most mineral substrate. Aquatic mosses have been studied much less than aquatic vascular plants with regard to interactions with the benthic fauna. The aquatic mosses *Fontinalis dalecarlica* and *F. antipyretica* are the two most common species in Norwegian rivers.

In the River Osa in Eastern Norway it was observed a great reduction in the moss cover since before the regulation (Hessen et al 1992). In what way will this reduction affect the density and distribution of benthic invertebrates being important fish-food organisms? The aim of this study has been to estimate the density and habitat preferences of invertebrates in different habitats in a river bed including the moss habitat to add knowledge of the ecological consequences of moss reductions in regulated rivers.

Methods and material

A particular sampler was constructed for this investigation (Fig.III.1). The circular sampler was made of plastic, the diameter at the bottom was 53 cm and the height of the sampler was 35 cm. The sampler was pushed to the bottom to enclose a certain area of the substrate. River water was flowing into the sampler through an opening with diameter 23 cm in the front of the sampler. In the opposite, downstream, side of the sampler was a similar circular opening extended with a tube leading water out of the sampler. The substrate within the sampler was turned with the hands. All material flowing out of the sampler were gathered into a handnet with a mesh size 500 μ m.

When sampling mosses, included the invertebrate community of the mosses, the hand net was put just downstream the mosses to gather detached invertebrates and cut off moss parts (Fig. III.2). The mosses were cut close to the stone surface using a knife. The remaining area surrounding the mosses was defined as the "close to the mosses" area and sampled as described for the reference area. The area of the moss cover within the sampler was registered as well as the moss covered area of the stone on which the moss was growing (Fig.III.3). These area estimates together with the bottom area of the sampler were the basis for the calculations of the densities of the invertebrate populations within different habitats.



Fig. III.1. The sampling device for benthic invertebrates in this study.

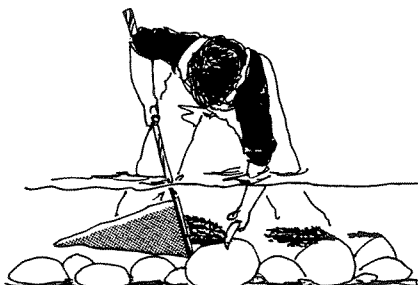


Fig. III.2. Sampling river mosses (*Fontinalis antipyretica*).

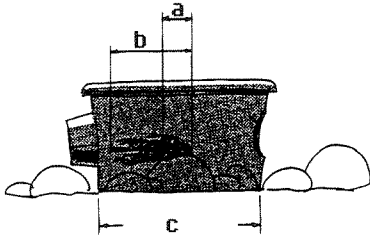


Fig. III.3. The invertebrate sampler indicating areas used when calculating densities. a: moss on stone, b: total moss area, c: total bottom area.

The substrate of the river bed of the River Osa is dominated by stones with diameters ranging from 10 cm to more than 50 cm and with sand, pebbles and gravel in between. The amount of the moss species *Fontinalis antipyretica* at each kind of habitat is shown in Fig. III.4. In moss habitats the moss-tufts samples had an average dry weight of about 10 g/sample in late July 1990 and about 16 g/sample in late October 1992. In the two other habitats the amount of mosses was very low.

Samples were made in the last days of July 1990 and in the last days of October in 1991, thus representing different times of the year.

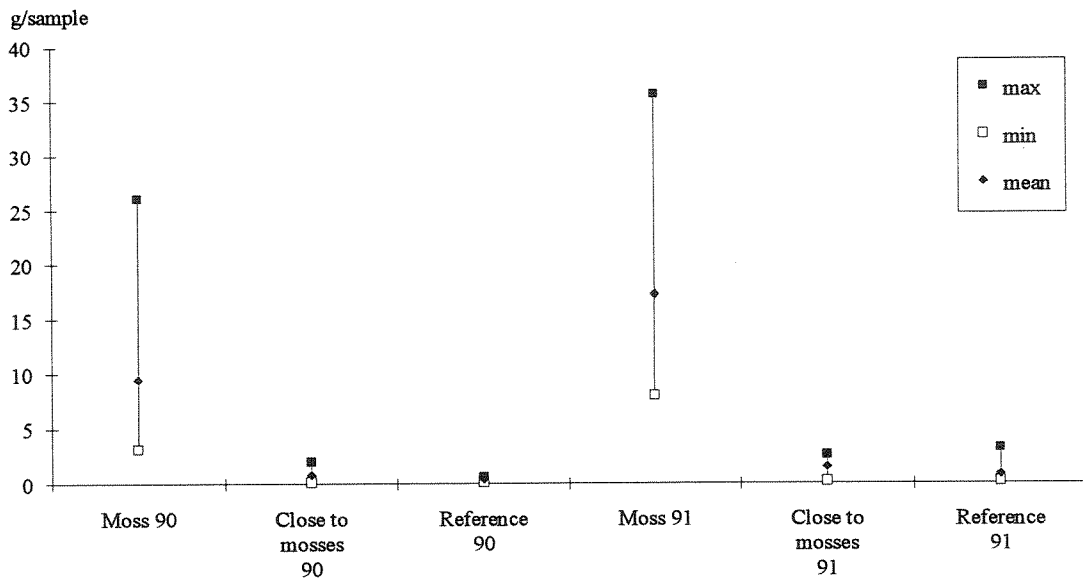


Fig. III.4. The amount of mosses in the samples in July 1990 and October 1991 expressed as mean, maximum and minimum weights of the 7 samples each year.

Results

Densities and habitat preferences

In late July, the average of the total number of macro invertebrates in the moss samples was about 90.000 ind/m². In areas close to the mosses and in the reference areas the number of animals were significantly lower being approximately 4.000 and 1.800 ind/m², respectively (Fig. III.5, table III.1). For some groups there were a tendency for higher densities in areas close to the mosses than in the reference areas. Only in a few instances these differences were statistically significant.

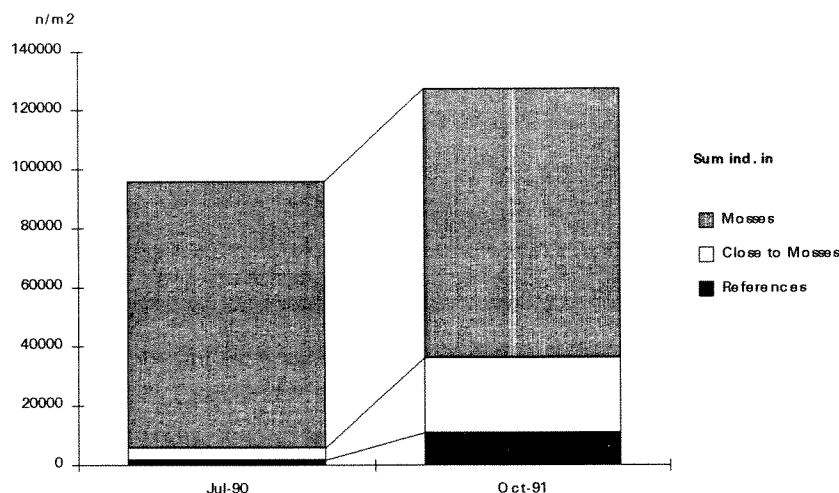


Fig. III.5. The densities of invertebrates in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

In late October the average density of animals in the moss samples was about the same as in July with about 91.000 ind/m². The number of individuals close to the mosses had however increased significantly to more than 25.000 ind/m². Also at the reference sites the average number of animals had increased significantly being almost 11.000 ind/m². There was a tendency to higher densities of animals close to the mosses relative to the reference areas, however the differences were rarely statistically significant.

Chironomides were the dominating taxa in all habitats at both dates. In July the average density in mosses, close to the mosses, and in the reference sites were about 81.000, 1.400 and 540 ind./m², respectively, representing 90%, 35% and 30% of the benthic macro invertebrate community in each habitat. From July until October the average number of chironomides had only slightly increased at the moss sites, but were significantly higher both close to the mosses and at the reference sites. The densities were about 85.000, 14.000 and 6.000 ind/m², respectively (Fig. III.6). At both dates the differences in density between the moss sites and the surroundings were statistically significant. In July as much as 98% and in October 81% of the chironomides were found at the moss sites indicating a strong preference to this kind of habitat (Fig. III.12).

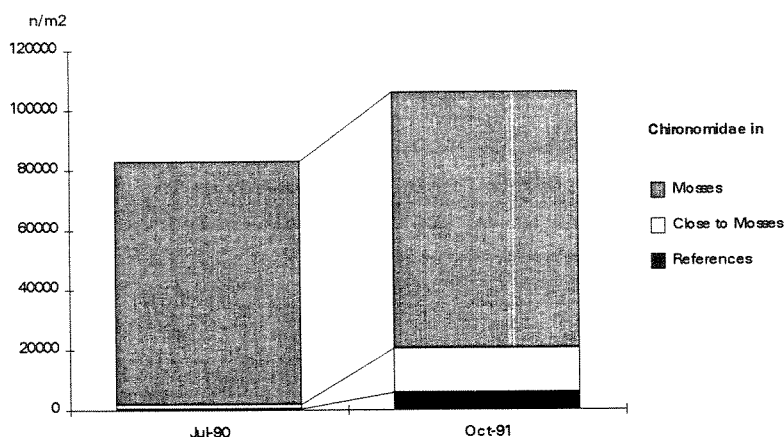


Fig. III.6. The densities of chironomides in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

Mayflies were the second most abundant taxa in the benthic community, both in the mosses and in the other two habitats. In July the average density in the mosses was about 4000 ind/m², representing 5% of the individuals. Close to the mosses and at the reference sites the average densities were significantly lower with about 1.300 and 390 ind/m², respectively. This was about 33% and 21% of the individuals at each site. From July until October the number of mayflies in the mosses were reduced by nearly 600 ind/m² or 46%. In the other habitats, however, a considerable increase was observed. The densities were about 3.300 and 2.000 ind/m² close to the mosses and in the reference sites, respectively (Fig. III.7). The differences in densities between habitats at this date were not statistically significant. However, the great proportion of the mayfly population found in the mosses in July but not in October indicates a shift in the habitat preference (Fig. III.12).

The mayfly fauna was dominated by the species *Baetis rhodani* (Pictet) at both dates (table III.2). *Baetis rhodani* made a shift in the habitat preference from being mainly a moss inhabitant in July changing to a greater preference for areas close to the moss-tufts in October. 71% were found in the mosses in July, but only 15% in October, whereas 23% were found close the mosses in July and 59% in October (Fig. III.13). Among the few other mayfly species found in July, the most common was *Heptagenia dalecarlica*. In October both *Heptagenia dalecarlica* and *Heptagenia sulphurea* were quite common close to mosses and in the reference habitat. None of them was found in the moss habitat. The differences in density between the mosses and its surroundings were significant. There was no clear preference between areas close to the mosses and the reference sites, but *Heptagenia dalecarlica* were the species among mayflies, stoneflies and caddisflies that were most closely attached to the reference sites (Fig. III.13).

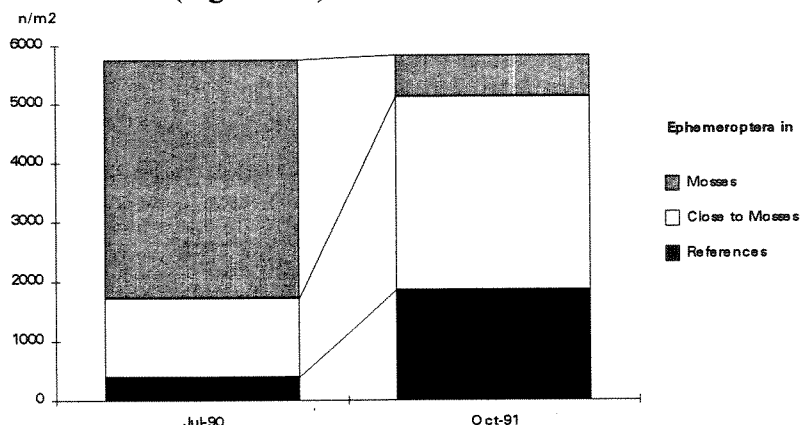


Fig. III.7. The densities of mayflies in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

The average density of stoneflies in the mosses of River Osa in late July were about 1.400 ind/m², representing 1.6% of the fauna. Close to the mosses and in the reference sites the densities were significantly lower with 285 and 168 ind/m², respectively (Fig. III.8). This was 7% and 9% of the benthic fauna at these sites. In October the stonefly density in the mosses had decreased to about 760 ind/m², but increased considerably outside the mosses. A total of 76% of the stoneflies were observed in the mosses, however, there were great differences in the habitat preferences between the stonefly species.

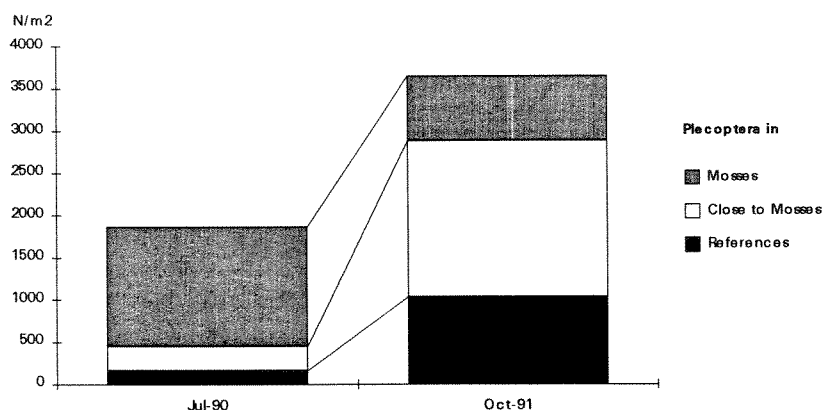


Fig. III.8. The densities of stoneflies in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

Taeniopteryx nebulosa was the dominating stonefly species in mosses in July with about 920 ind/m². It was also relatively abundant in the other habitats, but significantly less abundant than in the mosses. In October the density of this species had decreased considerably in all habitats. Only 127 ind/m² were found in the mosses and none in the reference samples (table III.2). In July 86% and in October 71% of *Taeniopteryx nebulosa* were found in the mosses indicating a strong moss preference (Fig. III.13). Also *Isoperla sp.* and *Protonemura meyeri* were closely attached to the moss habitat at both dates. In July early stages of *Leuctra hippopus* were the only stonefly species completely absent from the moss samples. But also the full-grown *Leuctra fusca* nymphs were significantly less abundant in the moss habitats than outside. In October the species *Amphinemura sulcicollis*, *A. borealis*, *Capnia sp.* and *Diura nanseni* were added to the species list. The *Amphinemura* species were the most common species in all habitats at this date, but they were less abundant in the moss habitats than in the two other habitats. The very young nymphs of *Capnia sp.* and nymphs of *Leuctra hippopus* were not found in moss samples.

Caddisfly densities in July were 122, 237 and 98 ind/m² in the mosses, close to the mosses and in the reference habitat, respectively. The differences between the habitats were not significant. In October the abundance in all habitats had increased; 305, 1420 and 1018 ind/m² in the mosses, close to the mosses and in the reference habitat, respectively (Fig.III.9) When regarded as a single group the caddisflies does not prefer the moss habitats; in July 27% was found in the mosses and in October only 11%.

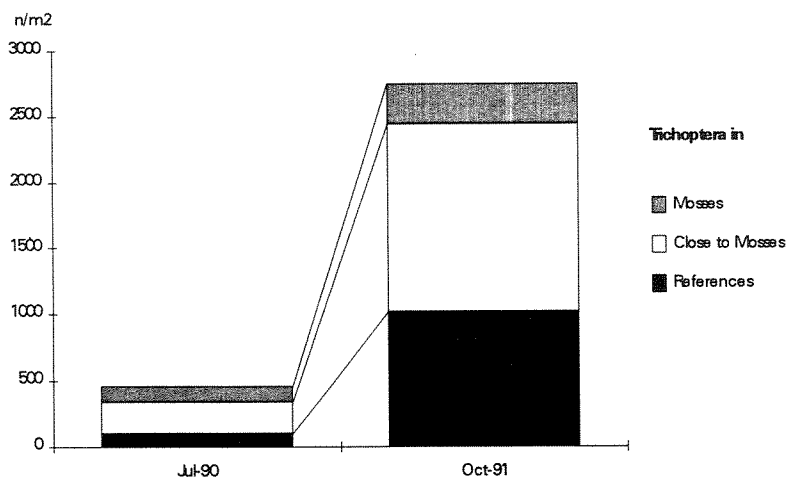


Fig. III.9. The densities of caddisflies in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

At both dates *Rhyacophila nubila* made up most of the caddisfly fauna in the mosses with densities being 119 and 254 ind/m² in July and October, respectively (table III.2). Although quite common also in the other habitats, this species seemed to prefer the moss habitat (Fig. III.13). *Polycentropus flavomaculatus* was the dominant caddisfly species close to the mosses in July. Also in October this habitat was the preferred one for this species. *Hydropsyche* sp. and *Hydropsyche siltalai* were most common close to the mosses in July, however, these species were only found in small numbers, 31 and 39 ind/m², respectively. In October, however, these two species had increased considerably in abundance, reaching 141, 135 and 585, 691 ind/m² in areas close to the mosses and in the reference habitats respectively. Both species were almost absent in the mosses, indicating that the two hydropsychid species avoid the moss habitats.

The water mites were numerous in the July moss-samples with about 1.700 ind/m². The densities in the other two habitats were significantly lower, being 136 and 42 ind/m² in the areas close to the mosses and in the references, respectively. In October the number of individuals in the moss areas had decreased to about 430 ind/m², but increased to 710 and 130 ind./m² in the areas close to the mosses and the references, respectively (Fig. III.10). In July as much as 91% the water mites were observed in the mosses. In October a change in habitat preference was observed as only one third of the individuals were found in the mosses (Fig. III.12).

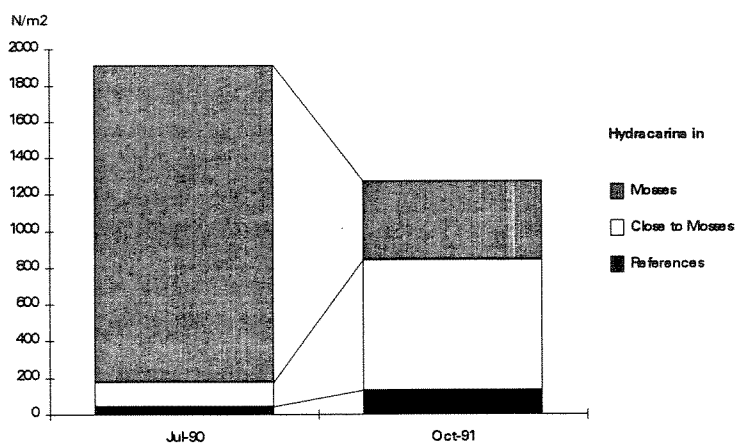


Fig. III.10. The density of water mites, hydracarina, in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

The water beetles were common in the mosses in July with an average density of about 800 ind/m² representing 1% of the fauna. Close to the mosses and in the reference habitat the densities were 262 and 66 ind/m² respectively, representing 6 and 4 % of the fauna. For the beetle larvae as well as for the adults, the differences in density between all habitats were significant. 71% of the larvae were found in the mosses whereas 84% of the adults were found in the mosses, indicating strong preferences for moss habitats. In October there was a considerable and significant increase in the density of larvae (Fig. III.11), but a decrease in the number of adults. Both larvae and adults remained however moss dwellers (Fig. III.12). The beetle species were mainly *Elmis aena*. Besides having a quite clear preference to the mosses, the larvae also were significantly more abundant close to the mosses than in the reference habitats.

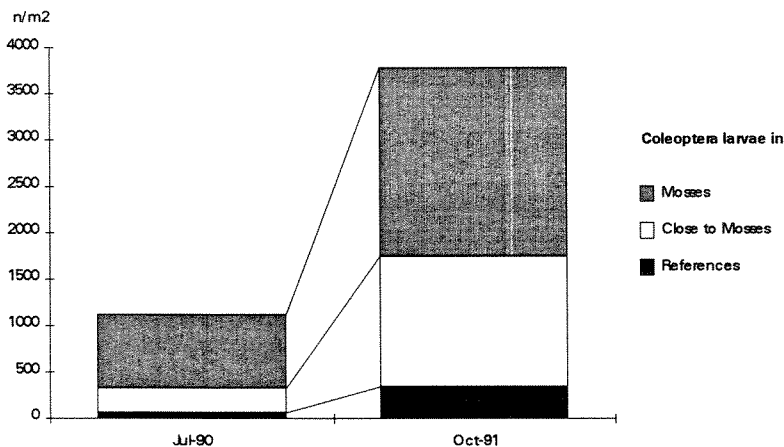


Fig. III.11. The density of water mites, hydracarina, in different habitats in late July 1990 and late October 1991 in the River Osa.

In July a great part of the blackfly larvae were found in the mosses. The average densities were 215, 46 and 24 ind/m² in mosses, close to mosses and references, respectively (table III.1). In October there was not found simuliids in the mosses, and only low numbers close to the mosses and in the references. In July therefore it seemed to be preference for the moss habitat, whereas in October the areas close to the mosses were preferred. The differences were, however, not significant.

Other taxa frequently encountered in July were worms, snails, bivalves, undetermined flies and the freshwater polyp *Hydra* sp. (table III.1). Differences in density between the habitats for the worms, snails (*Lymnaea peregra*) and undetermined flies were not significant. For bivalves significant differences between densities in the habitats "close to the mosses" and the "mosses" were observed (Fig. III.12). *Hydra* sp. was significantly more abundant in the reference area than in the other habitats. In October the *Hydra* sp. had vanished, whereas roundworms, worms, snails, bivalves, ostracods and undetermined flies had increased in numbers. Densities of worms and bivalves in the mosses were low and significantly lower than observed in the other two habitats. Roundworms and ostracods were not found in the mosses. The average density of other dipterans were, however, higher in the mosses than in the other habitats.

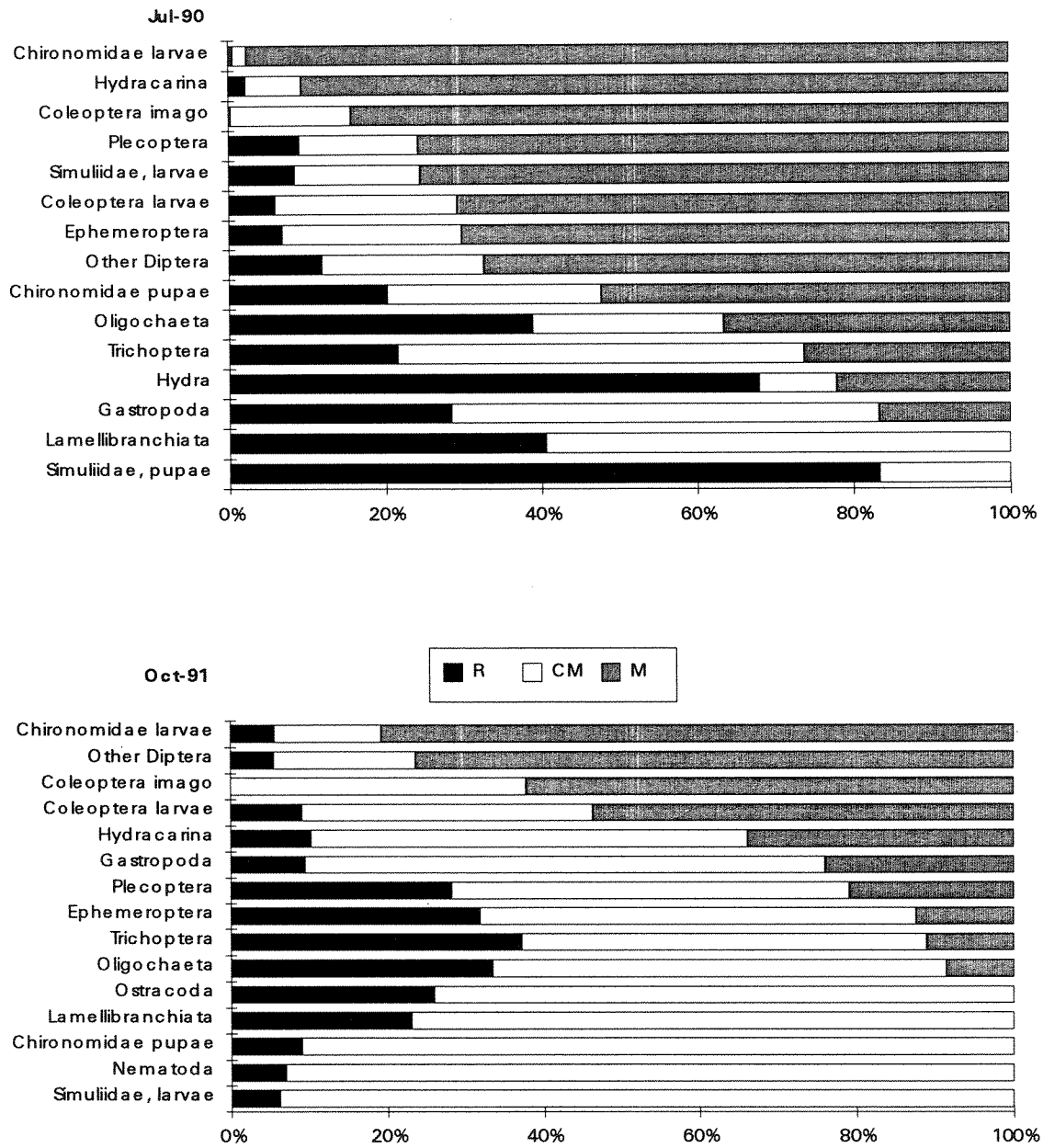


Fig. III.12. The frequency of different taxa found in each habitat in late July 1990 and in late October 1991. Based on the calculated average number of individuals per m² in each habitat.

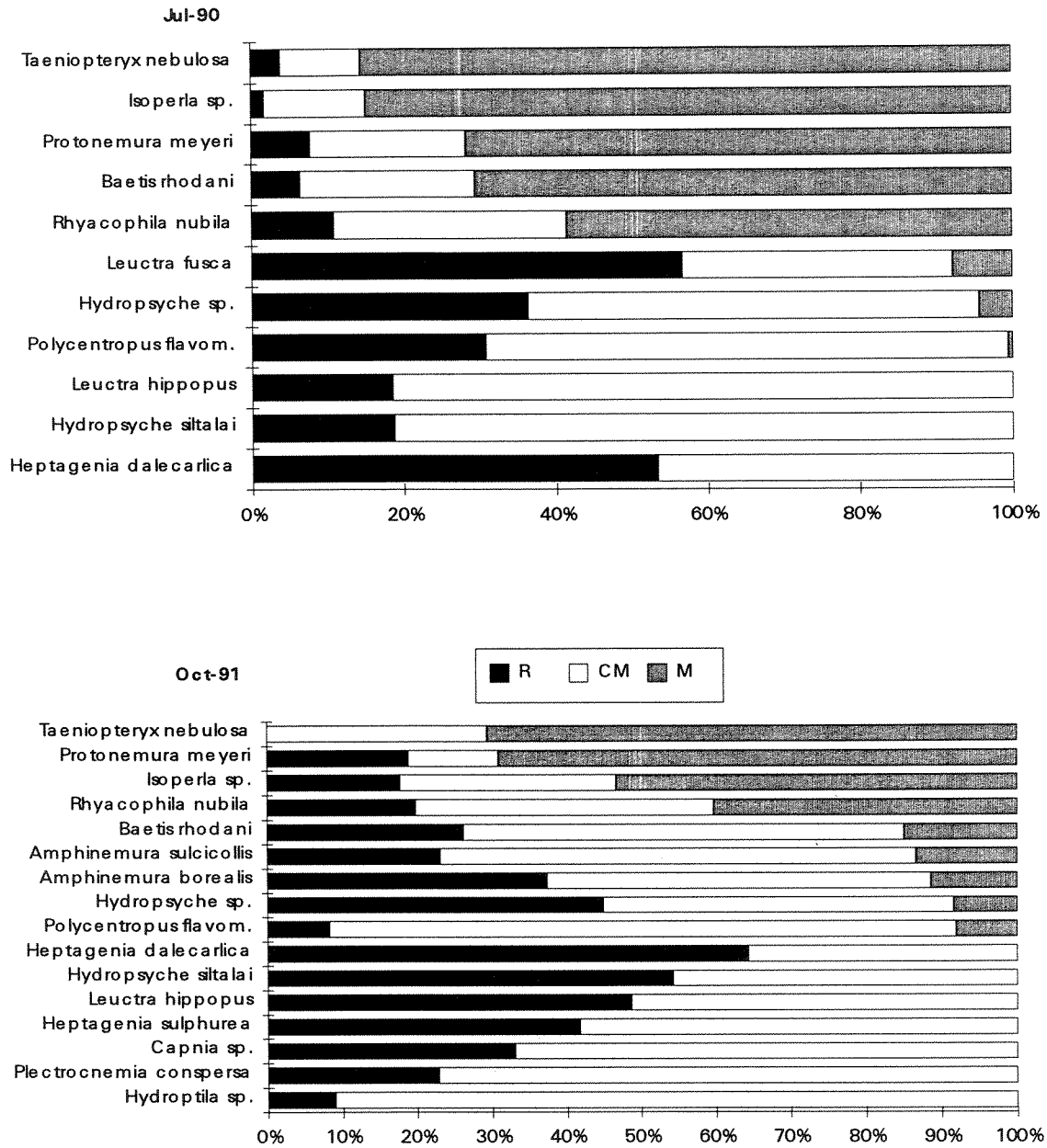


Fig. III.13. The frequency of different species/genera among mayflies, stoneflies and caddisflies (Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera; EPT) found in each habitat in late July 1990 and in late October 1991. Based on the calculated average number of individuals per m² in each habitat.

Diversity in habitats

Based on main taxa of invertebrates as seen in table III.1 the calculated diversity (Shannon-Wiener diversity index) in July 90 was slightly higher than in October 91, however when looking at the diversity of sum mayfly, stonefly and caddisfly species (EPT) it was the other way around (Fig. III.14). When considering habitat differences it is obvious that the diversity of the benthic macro invertebrate community in the mosses was much lower than in the other two habitats. Also when looking at the species level among mayflies, stoneflies and caddisflies the diversity in mosses was lower than in the other habitats.

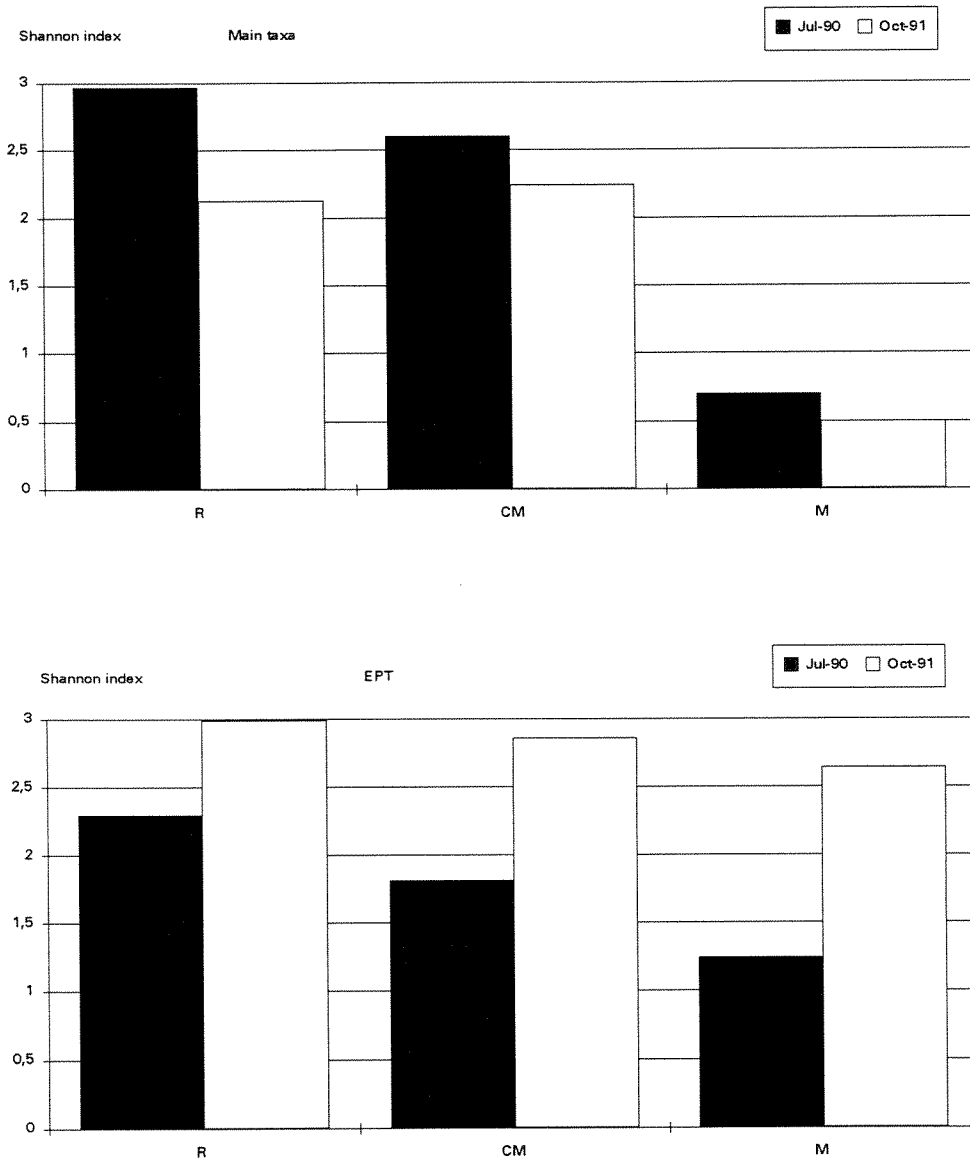


Fig. III.14. The Shannon-Wiener Index of diversity based on main invertebrate taxa and on species of mayflies, stoneflies and caddisflies (EPT) in different habitats in July 1990 and October 1991.

Table III.1. The density of main taxa in the River Osa in the reference-, close to mosses- and in the moss- habitats in July 1990 and October 1991. The unit is individuals/m². Significant differences (95%) are denoted by s.

	1990			sign.			1991			sign		
	M	CM	R	R-M	R-CM	CM-M	M	C.M.	R	R-M	R-CM	CM-M
Hydra	85	38	261		s		0	0	0			
Nematoda							0	70	5			
Oligochaeta	95	64	101				51	343	197			s
Gastropoda	40	131	68				305	844	119			
Lammelibranchiata	0	22	15			s	0	347	104	s		s
Hydracarina	1735	136	42	s		s	432	712	130			
Ostracoda	0	0	0				0	119	42			
Ephemeroptera	4045	1329	391	s		s	724	3257	1860			
Plecoptera	1411	285	168	s		s	762	1855	1029			
Coleoptera, larvae	793	262	66	s	s	s	2032	1407	343	s		s
Coleoptera, imago	269	49	1	s	s	s	51	31	0		s	
Trichoptera	121	240	99				305	1420	1018			
Simuliidae, larvae	215	46	24				0	79	5			
Simuliidae, pupae	0	1	5				0	0	0			
Chironomidae, larvae	81037	1412	536	s		s	85435	14479	5906	s		s
Chironomidae, pupae	80	42	31				0	53	5			
Other dipterans	68	21	12				1016	242	73	s		s
Sum	89994	4078	1820				91111	25257	10836			

Table III.2. The density of mayflies, stoneflies and caddisflies (EPT) in the River Osa in the reference-, close to mosses- and in the moss- habitats in July 1990 and October 1991. The unit is individuals/m². Significant differences (95%) are denoted by s.

	Jul-90			sign.			Oct-91			sign.		
	R	C.M.	M	R-M	R-CM	CM-M	R	CM	M	R-M	R-CM	CM-M
Mayflies												
<i>Ameletus inopinatus</i>	0	1	0				0	0	0			
<i>Baetis rhodani</i>	369	1308	4022	s		s	1262	2831	724			
<i>Baetis muticus</i>	0	0	0				10	0	0			
<i>Heptagenia dalearlica</i>	16	14	0	s			468	259	0	s		s
<i>Heptagenia sulphurea</i>	1	0	0				119	167	0	s		s
<i>Letophlebia vespertina</i>	1	0	0				0	0	0			
<i>Ephemerella aurivillii</i>	2	0	2				0	0	0			
<i>Ephemerella mucronata</i>	0	2	0				0	0	0			
<i>Ephemerella ignita</i>	2	0	0				0	0	0			
Stoneflies												
<i>Diura nanseni</i>	0	0	0				0	4	25			
<i>Isoperla sp.</i>	3	23	146				68	110	203			
<i>Dinocras cephalotes</i>	1	12	4				16	0	0			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	42	113	918	s		s	0	53	127			
<i>Amphinemura borealis</i>	0	0	0				499	686	152			s
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	0	0				306	844	178			
<i>Protonemura meyeri</i>	24	63	221				21	13	76			
<i>Capnia sp.</i>	0	0	0				26	53	0			
<i>Capnia atra</i>	0	0	0				10	0	0			
<i>Leuctra fusca</i>	94	59	13	s		s	0	0	0			
<i>Leuctra hippopus</i>	5	22	0			s	83	88	0	s	s	
Caddisflies												
<i>Rhyacophila nubila</i>	22	62	119				125	251	254	s		
<i>Wormaldia subnigra</i>	1	0	0				0	0	0			
<i>Hydroptila sp.</i>	0	0	0				5	53	0			
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	0	0				36	123	0			
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	47	105	1	s		s	26	264	25			
<i>Hydropsyche sitalai</i>	9	39	0	s			691	585	0	s		s
<i>Hydropsyche sp.</i>	19	31	2	s			135	141	25			
<i>Limnephilidae</i>	0	0	0				0	4	0			

Discussion

Density

Percival & Whitehead (1929) studied benthic macro invertebrate communities and their relations to different kinds of substrates in some rivers in the north-east of England. The moss species in these rivers were *Eurhynchium rusciforme*, *Hypnum palustre*, *Cinclidotus fontinaloides* and *Fontinalis antipyretica*. They observed average densities about 80.000 ind/m² in thin moss covers, about 430.000 ind/m² in thick moss covers and about 3-5.000 ind/m² on mineral substrates without vegetation. In Ravnkilde in Denmark Lindegard et al. (1975) found about 100.000 ind/m² in a thick moss cover of *Cratoneuron* spp. In both these studies the observed densities were in the same order of magnitude as in the River Osa. Some other investigations have shown lower densities; Brusven et al. (1990) (USA) observed densities about 13.000 ind/m² in the moss tufts of *Fontinalis neo-mexicana* and about 2.000 ind/m² in moss free substrates. Maurer & Brusven (1983) found between 5 and 30 times higher densities of benthic macro invertebrates in the mosses than in the surrounding mineral substrate. In a Norwegian river Lillehammer (1966) observed higher densities in moss areas than in moss free areas, however, the densities were quite low with average densities of 757 and 491 ind/m² in the moss areas and moss free areas, respectively. *Fontinalis dalecarlica* and *Marsupella emarginata* were the dominating moss species in this river. The density estimates, therefor, vary considerably between rivers. This probably reflect different production capacity of the rivers, but also different methods and seasonal variations may account for some of the variations.

Also in vascular vegetation as in *Berula* and *Sium*, *Callitriche*, *Myriophyllum*, *Potamogeton* and *Ranunculus*, high abundance have been observed (Percival & Whitehead, 1929, Minckley 1963, Harrod 1964, Barber & Kevern 1973, Wright et al 1983). Gregg (1981) (in Minshall 1984) found, however, that when the invertebrate density was calculated per available area of plant surface, the density was lower in vegetation than in mineral substrate. This was also mentioned by Rook (1984) and indicates that the extended surface being available for the benthic invertebrates because of vegetation is one of the main reasons for the great differences in density observed between the different habitats in the present study. Mosses are not reported to be important food sources for the benthic fauna. However, it may be important as a surface for epiphytic algae and in filtering particulate organic matter from the water which in turn are food for the invertebrates.

A great proportion of the chironomides in mosses both in July and in October were small, early instar larvae. Outside the mosses the proportion of small chironomides were much less. Similar observations were registered for young and old nymphs of the mayfly species *Baetis rhodani*, and when beetle larvae reached the adult stage. It seems to be some kind of export of beetle larvae from the mosses into the surroundings. This kind of results have also previously been observed for chironomides, *Baetis rhodani*, helmid beetle and the stonefly *Isoperla* sp. (Percival & Whitehead 1929, Hynes 1961, Egglisshaw 1969). It probably demonstrates a general tendency for populations to migrate from its native areas into neighbour habitats when growing bigger requiring more food and space than is left in the mosses. This suggestion was also supported by the fact that the proportion of pupae in the chironomide community were much higher in the stony substrate than inside the moss tufts.

It has often been seen that simuliids are more abundant in vegetation than on mineral substrate (Percival & Whitehead 1929, Hynes 1961, Wright et al. 1983). Percival & Whitehead (op.cit.) also found high densities of water mites in mosses. Water mites are mostly small carnivores. Most are poor swimmers and would aggregate in places with low water velocity and suitable food.

Habitat preferences

Experiments have shown that mosses in streams are quickly colonised by benthic macro invertebrates (Maurer & Brusven 1983). Although the increased surface area available for colonisation in vegetation may explain high densities of some invertebrate taxa in mosses, it is also a fact that invertebrates have real habitat preferences; between different types of mineral substrates, between mineral substrate and vegetation and between different types of vegetation (Minshall 1984). E.g. Rook (1984) found different communities on following substrates: mineral substrates, *Chara vulgaris*, *Ranunculus longirostris* and *Potamogeton richardsonii*. However, the invertebrate community on *Potamogeton amplifolius* was only as an extension of that on the mineral substrate.

The present results from the River Osa showed that the moss habitats were preferred by some invertebrate taxa at least during some part of their life cycle. It was also indicated that the young insect larvae have the highest preference for the moss habitats. A similar observation was made by Thieneman (1912). He also pointed out that older larvae more often were found on stony substrate. Later Hynes (1961) and Egglshaw (1969) showed that several species may have a predominance of young larvae and nymphs in the moss vegetation. In River Osa chironomids were the taxa most closely attached to the mosses. But also beetle larvae and adults were to high degree found in the moss habitat. A higher number of the main taxa were numerous in the mosses in July than in October showing a general tendency of a habitat shift; in 9 out of 15 taxa in July, the average density in the mosses exceeded the sum density of the two other habitats, whereas in October the same relation was 4 to 15. A greater proportion of the taxa were in October found in areas close to the mosses. When looking at the species level of mayflies, stoneflies and caddisflies (EPT), only the stonefly species *Taeniopteryx nebulosa*, *Protonemura meyeri* and *Isoperla* sp. were predominantly moss dwellers at both dates. Egglshaw (1969) found similar moss preferences for *Isoperla* sp. Many of the EPT species seem to avoid the moss habitats. A typical representative for the moss avoiding species is the mayfly *Heptagenia dalecarlica*. The heptagenid species are strongly flattened dorso-ventrally and typically cling to stones.

Which factors that are important in the habitat preferences will vary with the survival strategy for the species in concern (Hynes 1970). The species requirements for food and shelter and their tolerance to physical and chemical parameters being conclusive factors in their habitat preferences.

Diversity

The diversity within the mosses was significantly lower than outside. Certainly this has to do with the very high densities and dominance of chironomides attached to the mosses. But also when looking at the mayfly-stonefly-caddisfly assemblage (EPT) the diversity was lower in the mosses than in the surroundings.

The moss habitat do not have great structural heterogeneity and it is therefor not surprising to see the much lower diversity in this habitat than in the two other. A reduced moss cover therefor may increase the overall diversity of the community. However, if the moss habitat become extinct some species closely attached to this habitat might also become extinct.

Consequences of reduced moss cover

The present results are based on samples from only two dates and one river. So care should be taken when making general conclusions. The density of benthic populations vary through the season and species may shift surviving strategies and habitat preferences during their life cycle. However, assuming that the different habitats had about the same diversity and density of invertebrates previous to the regulation of the river as to day, the reduction of moss cover observed from 1980 till 1990 must had considerable effects on the benthic macro invertebrate community in the River Osa. The observed moss cover reduction of 64% from 1980 till 1990 (Hessen et al. 1992) may have considerable consequences for the production of several benthic macro invertebrate species. Density estimates for different habitats before the regulation in 1980 and after the regulation in 1990 and 1991 are shown in Fig. III.15. Because most individual invertebrates are attached to the mosses, the reduced density mainly follow the reduction in moss cover. From 1980 to 1990 the density on an average square meter of the river was reduced from about 43000 ind/m² to 16000 ind/m², about 62% reduction. To this square meter the contribution from the moss habitat was reduced by 64%, the contribution from close to the moss habitats was reduced by 62%, whereas the contribution from reference areas without moss vegetation increased by about 53 %.

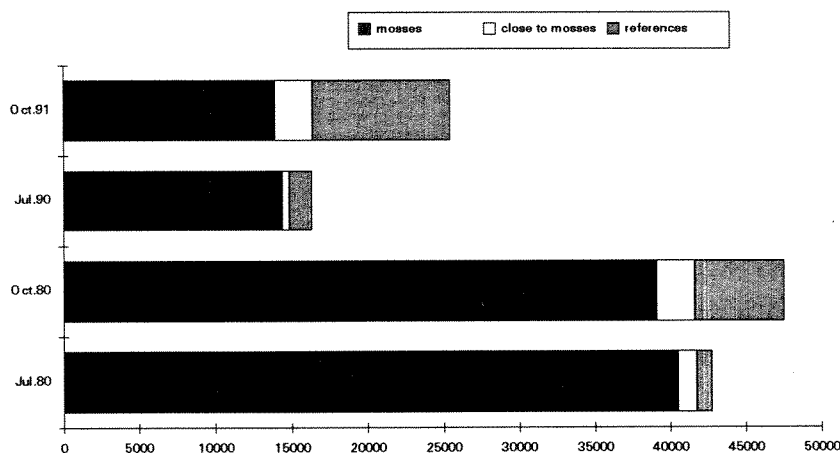


Fig. III.15. Estimated density on an average square meter of the River Osa before the regulation (1980) and after the regulation (1990/1991). The contributions from different habitats are shown.

It is not probable that species having a great preference for, and being numerous, in moss habitats will be able to compensate the loss by increasing their abundance in the mineral substrates. The river therefore will lose a production potential. The amount of mosses in the river thus is one factor regulating of the benthic production by

- 1) increasing or decreasing the available area for colonisation
- 2) increasing or decreasing the amount of available food.

As macro invertebrates are fish food, a reduced invertebrate production may affect the fish production of the river.

References

- Barber, W.E. & Kevern, N.R. 1973: Ecological factors influencing macro-invertebrate standing crop distribution. - *Hydrobiol.* 43: 53-75.
- Brusven, M.A., Meehan, W.R. & Biggam, R.C. 1990: The role of aquatic moss on the community composition and drift of fish-food organisms. - *Hydrobiol.* 196: 39-50.
- Cummins, 1966
- Egglisshaw, H.J. 1969: The distribution of benthic invertebrates on substrata in fast-flowing streams. - *J. Anim. Ecol.* 38: 19-33.
- Harrod, J.J. 1964: The distribution of invertebrates on submerged aquatic plants in a chalk stream. - *J. Anim. Ecol.* 33: 335-348.
- Hessen, D., Branderud, T.E., Bækken, T., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.A., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1992: Etterundersøkelse ved Osa kraftverk og Braskereid kraftverk, Hedmark - NIVA Rapport 2703. Oslo.
- Hynes, H.B.N. 1961: The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. - *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Hynes, H.B.N. 1970: The ecology of running waters. - Univ. Toronto Press, Toronto.
- Lillehammer, A. 1966: Bottom fauna investigations in a Norwegian river: the influence of ecological factors. - *Nytt Magasin for Zoologi* 13: 10-29.
- Lindegard, C., Thorup, J. & Bahn, M. 1975: The invertebrate fauna of the moss carpet in the Danish spring Ravnkilde and its seasonal, vertical and horizontal distribution. - *Arch. Hydrobiol.* 75: 109-139
- Maurer, M.A. & Brusven, M.A. 1983: Insect abundance and colonisation rate in the *Fontinalis neo-mexicana* (Bryophyta) in an Idaho Bathotith stream, USA. - *Hydrobiol.* 98: 9-15.

- Minckley, W.L. 1963: The ecology of a spring stream: Doe Run, Meade County, Kentucky. - *Wildlife Monographs* 11: 1-124.
- Minshall, G.W. 1984: Aquatic insect-substratum relationships. - In Resh, W.H. & Rosenberg, D.M. (eds.), *The ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, N.Y., 358-400.
- Percival, E. & Whitehead, H. 1929: A quantitative study of the fauna of some types of stream bed. - *J. Ecol.* 17: 282-314.
- Rook, J.B. 1984: The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. - *Freshw. Biol.* 14: 507-513.
- Thieneman, A. 1912: *Der Bergbach der Sauerlandes. Faunistisch-biologische Untersuchungen.* - *Internat. Rev. ges. Hydrobiol. Suppl.* 4: 1-125.
- Ulfstrand, S. 1967: Microdistribution of benthic species (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera: Simuliidae) in Lapland streams. - *Oikos* 18: 293-310.
- Wright, J.F., Hiley, P.D., Cameron, A.C., Wigham, M.R. & Berrie, A.D. 1983: A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of five biotopes of the river Lambourn, Berkshire, England. - *Arch. Hydrobiol.* 96: 271-292.