

# Institutt for naturforvaltning

Norges landbrukshøgskole

FORURENSNING I SIDEBEKKER TIL FIGGA.  
VIRKNING PÅ VANNKVALITET, BUNNDYR OG FISK.

Mai 1988

Trine Riseth



**NF Hovedoppgave**

## FORORD

Denne oppgaven er skrevet som hovedoppgave på standard studieplan naturvern, fiske- og viltstell ved Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole.

Oppgaven er et samarbeid med Fylkesmannens Miljøvernnavdeling i Nord-Trøndelag, og går inn i kartleggingen av vassdrag i fylket med hensyn på fisk og forurensning. I samråd med fiskerikonsulent Anton Rikstad og overing. Stein Arne Andreassen ble oppgaven grovskissert. Disse har siden bistått underveis i arbeidet med oppgaven.

Sammen med hovedveileder førsteamanuensis Reidar Borgstrøm, Institutt for Natutforvaltning, ble det utarbeidet en endelig problemstilling.

Førsteamanuensis Svein J. Saltveit, Zoologisk Museum, har bistått ved databehandlingen av fiskematerialet.

Oppgaven har fått økonomisk støtte fra Nord-Trøndelag fylke, Fiskefondet (Direktoratet for Naturforvaltning) og Figga grunneierlag.

Familie og venner har i to feltsesonger vært til uvurderlig hjelp i forbindelse med feltarbeidet.

Til alle disse personer /institusjoner retter jeg en hjertelig takk for medvirkning og samarbeid.

As, 10. mai 1988

*Trine Liseth*

## INNHOOLD

	SIDE
1.0 SAMMENDRAG .....	1
2.0 INNLEDNING .....	3
3.0 OMRÅDEBESKRIVELSE .....	4
3.1 REGIONAL BELIGGENHET .....	4
3.2 NATURGRUNNLAGET .....	4
3.2.1 Geologi .....	4
3.2.2 Vegetasjon .....	4
3.2.3 Klima og hydrologi .....	4
3.3 AKTIVITETER I PLANOMRADET .....	8
3.3.1 Befolkning og arealfordeling .....	8
3.3.2 Jordbruk .....	8
3.4 STASJONSBESKRIVELSE .....	9
3.4.1 Døla .....	9
3.4.2 Skilja .....	10
3.4.3 Fløra .....	10
3.4.4 Langlibekken / Fossbekken .....	10
3.4.5 Tråbekken .....	12
3.4.6 Ryggabekken .....	13
3.4.7 Djupsvebekken .....	13
3.4.8 Nygårdsbekken .....	13
4.0 METODER OG MATERIALE .....	14
4.1 VANNPRØVER .....	14
4.2 BUNNDYR .....	14
4.3 FISK .....	14
5.0 RESULTAT .....	17
5.4 FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL VASSDRAGET .....	17
5.1.1 Punktkilder .....	17
5.1.1.1 Pressaft fra silo .....	17
5.1.1.2 Sig fra gjødsellager .....	18
5.1.1.3 Avløp fra melkerom .....	19
5.1.1.4 Boligkloakk .....	20
5.1.2 Diffus avrenning .....	21
5.1.3 Forurensningsregnskap .....	21
5.2 VANNKVALITET .....	23
5.2.1 Døla .....	23
5.2.2 Skilja .....	24
5.2.3 Fløra .....	26
5.2.4 Langlibekken .....	27
5.2.5 Tråbekken .....	29
5.2.6 Ryggabekken .....	30
5.2.7 Djupsvebekken .....	31
5.2.8 Nygårdsbekken .....	31
5.3 BUNNDYR .....	33
5.3.1 Døla .....	33
5.3.2 Skilja .....	34
5.3.3 Fløra .....	36
5.3.4 Langlibekken .....	37
5.3.5 Tråbekken .....	39
5.3.6 Trent Biotic Index .....	40
5.4 FISK .....	42
5.4.1 Døla .....	42
5.4.2 Langlibekken .....	44
5.4.3 Tråbekken .....	46

5.4.4 Nygårdsbekken .....	48
5.4.5 Skilja og Fløra .....	48
5.4.6 Djupsvebekken og Ryggabekken .....	49
<b>6.0 DISKUSJON .....</b>	<b>50</b>
6.1 VANNKVALITET .....	50
6.2 BUNNDYR .....	53
6.3 FISK .....	55
6.4 KLASSIFISERING AV VANNKVALITET .....	57
<b>LITTERATUR .....</b>	<b>61</b>
<b>VEDLEGG .....</b>	<b>66</b>

TABELLER

	SIDE
Tabell 3.1. Arealfordeling i Figgas nedbørsfelt.....	4
Tabell 3.2. Beregnet nedbør, fordampning og avrenning for delnedbørsfeltene.....	7
Tabell 3.3. Befolkning og arealfordeling i hvert delnedbørsfelt.....	8
Tabell 3.4. Data for jordbruket i nedbørsfeltet til Figma.....	8
Tabell 5.1. Beregning av antall m <sup>2</sup> ferdig nedlagt silomasse, og innhold av tot.P, tot.N og BOF % for hvert område.....	17
Tabell 5.2. Beregnede mengder totalfosfor, totalnitrogen og organisk stoff (kg/år) fra husdyrgjødsel fra hvert delnedbørsfelt.....	19
Tabell 5.3. Beregnet avrenning fra melkerom fra samtlige delnedbørsfelt.....	20
Tabell 5.4. Totale mengder nitrogen og fosfor, samt biologisk oksygenforbruk i hvert delnedbørsfelt som kommer fra kloakk.....	20
Tabell 5.5. Tilførsel av fosfor og nitrogen fra dyrka mark og utmark fra samtlige delnedbørsfelt....	21
Tabell 5.6. Beregnet forurensningsregnskap for samtlige delnedbørsfelt.....	22
Tabell 5.7. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Døla på stasjon 1, 2 og 3 i juli 1986 i juni og juli 1987.....	33
Tabell 5.8. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Skilja på stasjon 1 og 2 i juli 1986 og juni og juli 1987.....	35
Tabell 5.9. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Fløra på stasjon 1 og 2 i juli 1986 og juni og juli 1987.....	36
Tabell 5.10. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Langlibekken på stasjon 1 i juni og juli 1987.	38
Tabell 5.11. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Tråbekken på stasjon 1 i juni og juli 1987....	39
Tabell 5.12. Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Døla.....	42
Tabell 5.13. Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m <sup>2</sup> i Døla (Zippins metode).....	44

Tabell 5.14.	Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Langlibekken.....	45
Tabell 5.15.	Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m <sup>2</sup> i Langlibekken (Zippins metode i 1986 og på stasjon 2 i 1987, og Petersenmetoden på stasjon 1 i 1987).....	46
Tabell 5.16.	Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Tråbekken.....	47
Tabell 5.17.	Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m <sup>2</sup> i Tråbekken (Zippins metode i 1986 og på stasjon 2 i 1986, og Petersenmetoden på stasjon 1 i 1987).....	48
Tabell 6.1.	Forurensningssituasjonen i Døla, Skilja, Fløra, Langlibekken, Tråbekken, Ryggabekken, Djupsvebekken og Nygårdsbekken beskrevet ved ulike klassifiseringssystemer.....	60

## FIGURER

	SIDE
Figur 3.1. Regional beliggenhet av Figgas nedbørsfelt.....	5
Figur 3.2. Inndeling av Figgas nedbørsfelt i ulike delnedbørsfelt.....	6
Figur 3.3. Vannføring i Figga i 1986 og 1987 ved "vassmerke 2025-0 Leksdalsvatn".....	7
Figur 3.4. Døla, stasjon 3.....	9
Figur 3.5. Langlibekken, stasjon 1.....	11
Figur 3.6. Tråbekken, stasjon 1.....	12
Figur 4.1. Lengdemåling av fisk.....	15
Figur 4.2. Grafisk framstilling av et tenkt eksempel på beregning av antall fisk (N) ved regresjonsmetoden og elektrofiske ved gjentatte uttak (her tre avfiskninger).....	16
Figur 5.1. Lengdemåling av fisk.....	18
Figur 5.2. Variasjoner i vannkvalitet i Døla i 1986 og 1987.....	24
Figur 5.3. Variasjoner i vannkvalitet i Skilja i 1986 og 1987.....	25
Figur 5.4. Variasjoner i vannkvalitet i Fløra i 1986 og 1987.....	27
Figur 5.5. Variasjoner i vannkvalitet i Langlibekken i 1986 og 1987.....	28
Figur 5.6. Variasjoner i vannkvalitet i Tråbekken i 1986 og 1987.....	30
Figur 5.7. Variasjoner i vannkvalitet i Ryggabekken og Djupsvebekken i 1986 og Nygårdsbekken i 1987....	32
Figur 5.8. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1, 2 og 3 i Døla.....	34
Figur 5.9. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 og 2 i Skilja.....	36
Figur 5.10. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 og 2 i Fløra.....	37
Figur 5.11. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 i Langlibekken.....	38
Figur 5.12. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 i Tråbekken.....	40

Figur 5.13. Forurensningsnivå i Døla 1, 2 og 3, Skilja 1 og 2, Fløra 1 og 2, Langlibekken 1 og Tråbekken 1 beregnet ut fra Trent Biotic Index (omarb. av Abrahamsen 1976).....	41
Figur 5.14. Lengdefordeling av ørret fanget i Døla, stasjon 1, 2 og 3, ved elektrofiske.....	43
Figur 5.15. Lengdefordeling av ørret fanget i Langlibekken, stasjon 1 og 2, ved elektrofiske.....	45
Figur 5.16. Lengdefordeling av ørret fanget i Tråbekken, stasjon 1 og 2, ved elektrofiske.....	47



## 1.0 SAMMENDRAG

Krav til økt produktivitet og effektivisering i landbruket, har gjort denne næringen til en betydelig forurensningskilde i flere av våre vassdrag. Større produksjon på stadig mindre arealer, har bl.a. ført til økte mengder silopressaft og husdyrgjødsel. Spesielt kan tilførselen av silopressaft ha negativ virkning, idet pressafta inneholder store mengder lett omsettelig organisk materiale.

Hensikten med denne oppgaven er å belyse sammenhengen mellom belastning av organisk materiale og vannkjemi, bunndyr og fisk i de største sidebekkene til Figga. Tilsammen 17 stasjoner fordelt på 8 bekker ble lagt ut med tanke på å representere forskjellig forurensningsbelastning. Likevel måtte stasjonene være så like som mulig med hensyn på substrat og strømhastighet. Dette for å kunne sammenligne stasjonene og bekkene.

Innsamling av bunndyr ble gjennomført på 9 stasjoner ved bruk av sparkemetoden, og materialet ble sortert og analysert på laboratoriet.

Innsamling av fisk ble gjort ved elektrofiske på samtlige stasjoner. Tettheten ble estimert hovedsaklig ved hjelp av Zippins metode, men Petersenmetoden ble også delvis benyttet i 1987. Fisken ble lengdemålt i felt, mesteparten av materialet ble veid, og skjellprøver ble tatt. Skjellprøvene ble analysert i laboratoriet.

Belastningsberegninger ble utført for samtlige 6 delnedbørsfelt ut fra opplysninger om befolkningstetthet, dyretall, bruksstruktur og arealfordeling. Dette gav - sammen med vannkjemiske data - gode indikasjoner på sammenhengen mellom menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet og forurensningsbelastning i de forskjellige bekkene. Resultatene viser klart at med økt prosentandel dyrka jord i nedbørsfeltet, øker forurensningsbelastningen. Dette var spesielt tydelig i delnedbørsfelt 1, 3 og 4 med henholdsvis Fløra, Skilja og Tråbekken, Langlibekken og Nygårdsbekken. Her var andelen dyrka mark nesten 30%.

Delnedbørsfelt 5 med Døla har derimot store utmarksarealer, noe som tydelig påvirker vannkvaliteten. Den øverste stasjonen, stasjon 3, får ikke tilførsler fra landbruket. Her viste vannprøvene at avrenning bl.a. fra snauhogst og myr påvirker vannkvaliteten.

Sammenlignet med situasjonen i Døla, Skilja og Fløra i 1981 (Gulbrandsen og Kinn 1982), har vannkvaliteten bedret seg. Dette skyldes trolig utbedringer av silo- og gjødselanlegg. I 1982 ble det konkludert med at Dølas gyte- og oppvekstområder for laks og sjøørret ikke var vesentlig forringet. Denne konklusjonen kan også benyttes i 1988, noe som gjør Døla til en av de viktigste sidebekkene til Figga med hensyn til produksjon av laks og ørret. I Skilja og Fløra har derimot ikke vannkvaliteten bedret seg nok til å få tilbake ørret- og laksungene.

Bunnfaunaen forandres med økt forurensningsbelastning. I Døla - der tilførselen av organisk stoff er liten - dominerte rentvannsfaunaen med steinfluer, vårfluer og døgnfluer. Med økt belastning av organisk materiale sank andelen av disse gruppene, mens

prosentandelen av mer forurensningstolerante grupper som fåbørstemark, fjærmygglarver og stankelbeinlarver økte kraftig. Denne situasjonen ble registrert bl.a. i Skilja og Fløra.

Tetthet og vekst hos fisk varierte mye mellom de forskjellige stasjonene og bekkene, og vil være korrelert med tilførsel av organisk materiale. Skilja, Fløra, Djupsvebekken og Ryggabekken var tomme for fisk, til tross for at gytefisk ble registrert høsten -87. Dette skyldes hovedsaklig høy forurensningsbelastning. I Skilja kan i tillegg lav vannføring i enkelte perioder på grunn av vannuttak fra Vådalsvatnet, også virke inn. I Døla, Langlibekken, Tråbekken og Nygårdsbekken ble det registrert fisk. Både i Langlibekken og Tråbekken var tettheten sett i forhold til andre bekker relativt høy, mens tettheten i Døla og Nygårdsbekken var noe lavere. Bekkene som hadde høy tetthet, viste også god vekst av ørretunger.

På alle stasjonene det ble fanget fisk, ble det registrert sommergamle (0+) ørretunger. Dette viser at ørret gyter i alle disse bekkene. 0+ av laksunger ble derimot ikke funnet i hver bekk, selv om eldre laksunger ble registrert. Dette kan bety at enkelte bekker ikke blir benyttet som gyteområder for laks. Registrerte laksunger kan derfor ha vandret opp fra Figga.

Samtlige stasjoner har blitt klassifisert ut fra forskjellige klassifikasjonssystemer. Disse systemene vurderer forurensningstilstanden ut fra bl.a. vannkjemi, bunndyr og fisk. Biologiske parametre - og da spesielt bunndyr - skiller seg positivt ut av flere grunner. Organismelivet knyttet til elvebunnen gjenspeiler i forhold til vannkjemiske data, summen av ytre påvirkninger over lengre tid. Organismene vil derfor integrere effekten av vekslende kjemisk vannkvalitet. Bruk av bunndyr er videre en enkel metode, og innsamlingen er lite arbeidskrevende.

## 2.0 INNLEDNING

Landbruket i Norge har i løpet av de siste tiårene gjennomgått en enorm utvikling og modernisering. Omlegging av arealbruk, ny teknologi, større bruk av handelsgjødsel og sentraliseringstiltak har gjort landbruket til en betydelig forurensningskilde i flere av våre vassdrag. Denne utviklingen er et resultat av målsettinger med økt produktivitet og økt effektivisering (Rognerud 1987).

I dag bor ca. 1 million mennesker i nedbørsfeltet til vannforekomster som er markert eller kraftig forurenset, og hvor landbruket er den viktigste forurensningskilde (Anon. 1987). Dette har gjort at behovet for kontroll og tiltak mot forurensningsproblemet har økt.

Da våre vassdrag er under konstant påvirkning av fysiske, kjemiske og biologiske faktorer, er de under konstant utvikling. Av den grunn er det ikke mulig å definere en "naturlig" tilstand for en vannforekomst, men vannforskning har nå kommet så langt at vi kan inndelegge vannformene i kvalitetsklasser basert på innhold av diverse kjemiske stoffer og levende organismer (Ormerod et al. 1980). Det første biologiske klassifikasjonssystemet ble utviklet ved begynnelsen av 1900 - tallet (Kolkwitz og Marsson 1909), og ble kalt "Saprobiesystemet". Det beskrev vannkvaliteten ut fra både flora og fauna. Systemet har flere ganger blitt endret og utviklet, blant annet til å omfatte giftige utslipp (Sládeček 1961). I mange europeiske land brukes varianter av Saprobiesystemet til å klassifisere graden av organisk forurensning i innsjøer og elver (Økland 1983c).

I Norge har vurdering av vannkvalitet tradisjonelt blitt belyst på grunnlag av vannkjemi (Brittain 1984), men bruk av organismer - og da spesielt bunndyr - som indikatorarter har etter hvert fått mer innpass (Mellquist 1972, Borgstrøm og Saltveit 1978, Hammarland 1982, Brittain 1983, Brittain og Saltveit 1984 og 1985, Haukland et al. 1986, Bjørtuft og Brabrand 1987, Brittain og Nielsen 1987 og Roseth 1987).

I 1980 ble status for systematiske beskrivelser av vannkvalitet i Norge beskrevet som uoversiktlig (Thaulow et al. 1980). Forskjellige klassifikasjonsstrukturer for forurensningsgrad hadde til da blitt benyttet. De enkelte systemene hadde stort sett oppstått uavhengig av hverandre, og var ikke koordinert. I tillegg til de mer offisielle klassifikasjonssystemene, fantes det en "underskog" av andre vurderingsmåter. Senere har man forsøkt å samordne systemene, noe NIVA gjorde senest i 1987 (Holtan 1987). De utarbeidet en håndbok ("Vannkvalitetskriterier for ferskvann"), og tar der utgangspunkt i økosystemets naturlige kvalitetsegenskaper, og finner hvorvidt "eksterne" faktorer har endret kvaliteten fra den naturlige situasjonen.

I denne oppgaven er det forsøkt å belyse sammenhengen mellom belastning av organisk materiale og vannkjemi, bunndyr og fisk. Det er videre benyttet fire klassifikasjonssystemer for å beskrive forurensningssituasjonen i hver enkelt bekk, og for å sammenligne de forskjellige systemene.

### 3.0 OMRÅDEBESKRIVELSE

#### 3.1 REGIONAL BELIGGENHET

Området dekker Figgas nedbørsfelt som ligger i Steinkjer kommune, Nord-Trøndelag (figur 3.1). Området dekker et areal på 113 km<sup>2</sup>, og tabell 3.1 viser arealfordelingen.

Tabell 3.1. Arealfordeling i Figgas nedbørsfelt.

AREALTYPE	AREAL, Km <sup>2</sup>	AREAL I %
Dyrka mark	22,1	19,6
Utmærk	90,9	80,4

Hele nedbørsfeltet er inndelt i delnedbørsfelt (figur 3.2), og følger hovedsaklig de største tilførselsbekkenes dreneringsområder.

#### 3.2 NATURGRUNNLAGET

##### 3.2.1 GEOLOGI

Berggrunnen i området består for det meste av sandsteinsbergarter. I de vestre delene av dette sandsteinsbeltet er bergarten svært feltspatrik, mens den i østre delen er mer rik på finstoff.

Kvartærgeologien for de viktigste jordbruksområdene er preget av siste nedsmeltingsperiode. Nesten alle jordbruksområdene ligger under marin grense, som varierer rundt 170 til 180 m.o.h.. Under marin grense finner vi marine leirer og mindre partier med aggradasjonssedimenter. Vi finner også mindre partier med fluviale avsetninger. De marine avsetningene gjør at bekkene blir sterkt turbide i flomperiodene. Avsetningene gjør også at bekkene er naturlig næringsrike, og har høy bufferevne og høy pH.

Israndavsetninger kan følges gjennom deler av landskapet, mens de andre steder er helt eller delvis dekket av marine avsetninger. De største isranddeltaene finnes ved Henning sentrum. Over marin grense finner vi tynne eller usammenhengende bunnmorener.

I området forekommer store områder med torv- og myrdannelser.

##### 3.2.2 VEGETASJON

Utmærka i de lavereliggende områdene er dominert av gran- og lauvskog. De høyereliggende partiene er preget av granskog og myr. Langs bekkene domineres vegetasjonen av lauv, spesielt gråor og bregner.

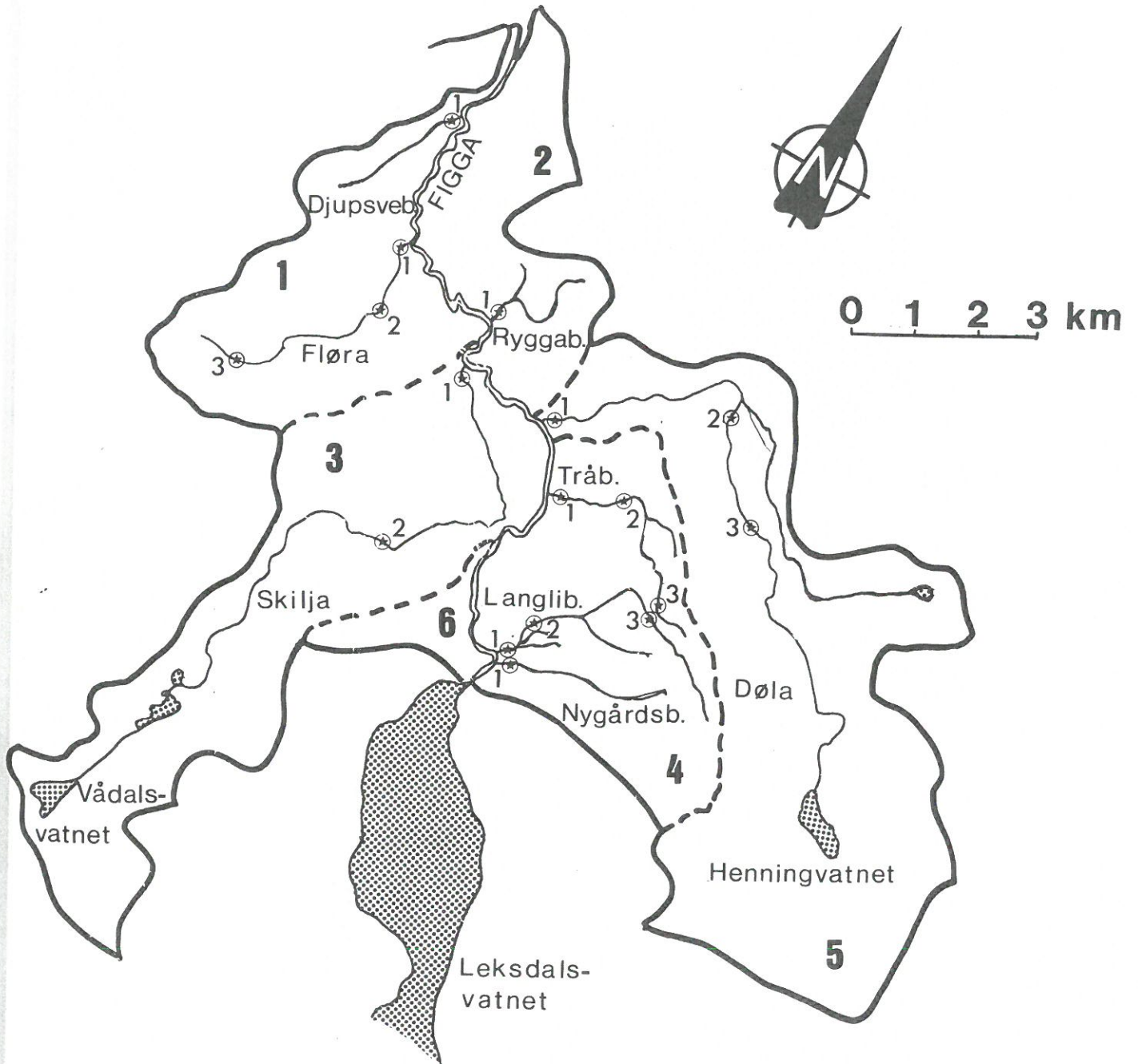
##### 3.2.3 KLIMA OG HYDROLOGI

Nedbøren i området varierer fra utløpet av Figga som ligger ved havoverflaten, og til de høyeste partiene på nesten 500 m.o.h.. Arsnormalen for en stasjon som er plassert i nordenden av Leksdalsvatnet (Elvestad), ligger på 970 mm. for perioden 1931-60.

Middeltemperaturen for vekstsesongen (mai - september) er beregnet til 11,8 °C for Verdal i perioden 1930-60.



Figur 3.1. Regional beliggenhet av Figgas nedbørsfelt.



Figur 3.2. Inndeling av Figgas nedbørsfelt i ulike delnedbørsfelt.  
 Små tall = stasjonsnummer  
 Store tall = delnedbørsfeltnummer

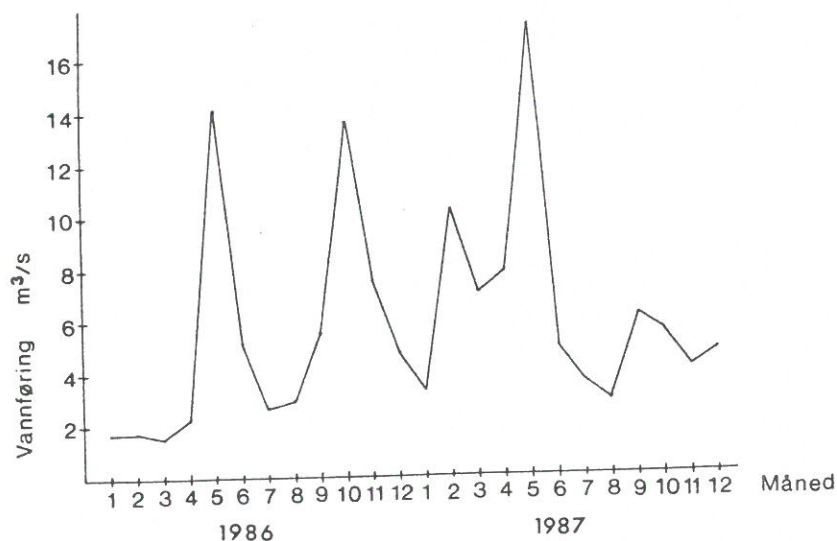
Månedsmiddeltemperaturen ligger under 0 ° C i perioden desember til mars. Om vinteren er området som regel dekket av et permanent snødekke, og snøsmeltingen foregår normalt i løpet av april.

Det er til dels store topografiske forskjeller i området, noe som gir lokale variasjoner i klima og hydrologi. De høyereliggende partiene får større nedbør og en lavere fordampning enn de lavereliggende partiene. Dette gir seg utslag i avrenningen som i de høyeste partiene er opp mot 1.000 mm. i året, mens den ved Figgas utløp i fjorden er vurdert til rundt 750 mm. Tabell 3.2 viser beregnet nedbør, fordampning og avrenning for alle delnedbørsfeltene.

Tabell 3.2. Beregnet nedbør, fordampning og avrenning for delnedbørsfeltene. Verdiene er avrundet ut fra sikkerheten i anslagene (Gulbrandsen og Kinn 1982).

FELT		KORRIGERT NEDBØR, mm.	ANSLATT FOR- DAMPNING, mm.	AVRENNING PR. ÅR, mm.
1	Dyrka mark	1050	300	750
	Utmark	1140	300	840
2	Dyrka mark	1050	300	750
	Utmark	1140	300	840
3	Dyrka mark	1100	300	800
	Utmark	1170	300	870
4	Dyrka mark	1070	300	770
	Utmark	1170	300	870
5	Dyrka mark	1070	300	770
	Utmark	1230	250	980
6	Dyrka mark	1070	300	770
	Utmark	1070	300	770

I 1972 opprettet NVE et eget vannmerke ved utløpet av Leksdalsvatnet ("Vassmerke 2025-0 Leksdalsvatn"). I figur 3.3 er vannføringen i Figga i -86/-87 framstilt ut fra observerte data. Fullstendig oversikt over observert vannføring gis i vedlegg 1.



Figur 3.3. Vannføring i Figga i 1986 og 1987 ved "Vassmerke 2025-0 Leksdalsvatn" (NVE 1988).

### 3.3 AKTIVITETER I PLANOMRADET

#### 3.3.1 BEFOLKNING OG AREALFORDELING

Det bor totalt ca. 1.300 mennesker i området. De fleste av disse bor spredt eller i klyngebebyggelse. På Lerkehaug er det et større boligfelt.

Tabell 3.3 viser en oversikt over befolkning og arealfordeling i nedbørsfeltet.

Tabell 3.3. Befolkning og arealfordeling i hvert delnedbørsfelt (Landbrukskontoret i Steinkjer og Steinkjer kommune).  
\* ; Innebefatter tettstedet Lerkehaug.

OMRADE NR.	BEFOLKNINGS- TALL	TOT. AREAL KM <sup>2</sup>	BEFOLKNINGS- TETTHET ANT. /KM <sup>2</sup>	UTMARK KM <sup>2</sup>	DYRKA MARK KM <sup>2</sup>
1	137	14.9	9,2	10.5	4.4
2	686 *	11.2	61.3	9.0	2.2
3	130	28.2	4.6	21.7	6.5
4	233	18.6	12.5	13.2	5.4
5	105	37.7	2.8	34.4	3.3
6	31	2.4	12.9	2.0	0.4

#### 3.3.2 JORDBRUK

Det drives intensivt jordbruk i hele planområdet. Jordbruksområdene er for det meste lokalisert til områder med marine leirer. Den vanligste driftsformen er melkeproduksjon, mens det i enkelte områder er mer vanlig med gris og korn. Vanlig bruksstørrelse er 150-200 da.

Tabell 3.4 viser data over jordbruket i delnedbørsfeltene.

Tabell 3.4. Data for jordbruket i nedbørsfeltet til Figga (Landbrukskontoret i Steinkjer).

OMRADE NR.		1	2	3	4	5	6
ANT. BRUK		26	14	36	38	24	3
ANT. BRUK MED BARE KORN OG GRØNNSAKER		14	9	12	27	11	1
FORDELING AV DYRKA JORD, da og %	eng + beite	1.804 (41)	291 (13)	2.760 (42)	931 (17)	1.404 (43)	250 (68)
	åker	2.603 (59)	1.911 (87)	3.740 (58)	4.469 (83)	1.836 (57)	120 (32)
DYRKA MARK I % AV TOT. AREAL		29.5	19.6	23.1	29.0	8.6	15.4
ANT. HUSDYR	ku	182	28	250	75	98	22
	ungfe	294	52	466	121	187	-
	gris	44	452	942	1.320	-	-
	sau	-	-	29	-	63	205
DYRETALL PR. KM <sup>2</sup>	kuenheter	26.0	32.8	20.5	8.5	6.0	13.9
	gris	2.9	40.3	33.5	70.9	-	-
DYRKBAR JORD, da		3.303	2.400	1.800	6.204	6.684	160



### 3.4 STASJONSBESKRIVELSE

#### 3.4.1 DØLA

##### Stasjon 1.

Gjennomsnittlig bredde : 5.5 m  
 Lengde : 57.0 m  
 Areal : 314.0 m<sup>2</sup>  
 Strømhastighet : 0.5 - 0.6 m/s  
 Substrat : grov grus (3 - 7 cm), leire under  
 Vegetasjon : gråor, bregner  
 Tilstand : klart og rent vann uten begroing og lukt

##### Stasjon 2.

Gjennomsnittlig bredde : 5.8 m  
 Lengde : 47.0 m  
 Areal : 273.0 m<sup>2</sup>  
 Strømhastighet : 0.4 - 0.5 m/s  
 Substrat : grov grus og stein (1 - 5 cm), leire under  
 Vegetasjon : orekratt, dyrka jord  
 Tilstand : klart vann, men vekst av lammehaler i juni og juli. Rester av rundballposer i bekken.

##### Stasjon 3.

Gjennomsnittlig bredde : 6.5 m  
 Lengde : 50.0 m  
 Areal : 320.0 m<sup>2</sup>  
 Strømhastighet : 0.5 - 0.6 m/s  
 Substrat : grov grus (5 - 10 cm), en del større stein  
 Vegetasjon : lauv, granskog, myr  
 Tilstand : klart og rent vann



Figur 3.4. Døla, stasjon 3.

## 3.4.2 SKILJA

Stasjon 1.	
Strømhastighet	: 0.1 - 0.2 m/s
Substrat	: grov grus og stein (5 - 20 cm), noe blokk, leire under
Vegetasjon	: gråor, dyrka mark
Tilstand	: brunfarvet vann, kraftig begroing, lukt av kloakk
Stasjon 2.	
Strømhastighet	: 0.1 m/s
Substrat	: stein og grus (5 - 15 cm)
Vegetasjon	: lauvkratt, bregner
Tilstand	: periodevis lukt av kloakk, noe begroing. Klarere vann enn på stasjon 1.

## 3.4.3 FLØRA

Stasjon 1.	
Strømhastighet	: 0.2 - 0.3 m/s
Substrat	: leire og sand, større stein jevnt fordelt (15 - 25 cm)
Vegetasjon	: gråor, bregner
Tilstand	: brunt vann, noe begroing, mye råtten lauvvegetasjon og kvist i selve bekken
Stasjon 2.	
Strømhastighet	: 0.05 m/s
Substrat	: leire og mudder, noe stein (5 - 20 cm)
Vegetasjon	: gråor, dyrka mark
Tilstand	: brunfarvet vann, noe begroing
Stasjon 3.	
Strømhastighet	: tilnærmet stillestående vann i grøfta
Substrat	: fin sand, leire og mudder
Vegetasjon	: dyrka mark
Tilstand	: grumset og stillestående vann, noe begroing

## 3.4.4 LANGLIBEKKEN / FOSSBEKKEN

Stasjon 1.	
Gjennomsnittlig bredde	: 2.1 m
Lengde	: 25.0 m
Areal	: 53.0 m <sup>2</sup>
Strømhastighet	: 0.4 m/s
Substrat	: fin sand, leire og mudder
Vegetasjon	: gråor, bregner, tett undervegetasjon
Tilstand	: gul-brun farve på vannet, og stygg lukt. Mye røtter og greiner i bekken, og et oljefat lå midt i stasjonen. Lite begroing.



Figur 3.5. Langlibekken, stasjon 1.

Stasjon 2.

Gjennomsnittlig bredde	: 2.1 m
Lengde	: 45.0 m
Areal	: 95.0 m <sup>2</sup>
Strømhastighet	: 0.5 - 0.7 m/s
Substrat	: grov grus (2 - 7 cm), noe blokk, leire under
Vegetasjon	: gråor, bregner
Tilstand	: klart og rent vann uten begroing og lukt

Stasjon 3.

Strømhastighet	: -
Substrat	: grus, fast fjell
Vegetasjon	: lauv, granskog
Tilstand	: klart og rent vann

## 3.4.5 TRÅBEKKEN

## Stasjon 1.

Gjennomsnittlig bredde	:	2.2 m
Lengde	:	37.0 m
Areal	:	81.0 m <sup>2</sup>
Strømhastighet	:	0.7 - 0.8 m/s
Substrat	:	fin sand og grus (1 - 5 cm), noe blokk, leire under
Vegetasjon	:	gråor, bregner
Tilstand	:	klart vann i tider uten regn, noe begroing, ingen lukt



Figur 3.6. Tråbekken, stasjon 1.

## Stasjon 2.

Gjennomsnittlig bredde	:	2.0 m
Lengde	:	25.0 m
Areal	:	50.0 m <sup>2</sup>
Strømhastighet	:	0.1 - 0.2 m/s
Substrat	:	fin sand og grus (1 - 5 cm), leire under
Vegetasjon	:	granskog, innslag av lauv
Tilstand	:	forholdsvis klart vann, lite begroing

## Stasjon 3.

Strømhastighet : -  
 Substrat : grus, større stein (5 - 10 cm)  
 Vegetasjon : lauv, dyrka mark  
 Tilstand : klart og rent vann

## 3.4.6 RYGGABEKKEN

## Stasjon 1.

Strømhastighet : 0.5 - 0.7 m/s  
 Substrat : fin sand og mudder, leire under  
 Vegetasjon : blandingskog  
 Tilstand : en del begroing, kloakklukt

## 3.4.7 DJUPSVEBEKKEN

## Stasjon 1.

Strømhastighet : 0.3 m/s  
 Substrat : fin sand  
 Vegetasjon : lauv, granskog  
 Tilstand : klart vann, lite begroing

## 3.4.8 NYGARDSBEKKEN

## Stasjon 1.

Gjennomsnittlig bredde : 1.7 m  
 Lengde : 45.0 m  
 Areal : 78.0 m<sup>2</sup>  
 Strømhastighet : -  
 Substrat : fin sand og leire  
 Vegetasjon : gress og lauv  
 Tilstand : en del begroing i nederste del.  
 Bekkeløpet er tydelig preget av at området benyttes til beite for ungdyr.  
 Rester av rundballposer i bekken.

## 4.0 METODER OG MATERIALE

### 4.1 VANNPRØVER

Det ble tatt vannprøver til omtrent samme tid og sted som det ble gjennomført innsamling av fiske- og bunndyrmateriale. Tidspunktene er valgt ut fra silosesongene, for å forsøke å belyse forholdene rundt antatt maksimal avrenning av silopressaft. Vannprøvene er tatt nær bredden i partier av bekken med sterk turbulens.

Prøvene er analysert for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) av Innherred kjøtt- og næringsmiddelkontroll. Analysemetodikken fulgte Norsk Standard.

I felt har temperatur, ledningsevne og pH blitt målt.

Måleinstrumentene som ble benyttet i felt var følgende:

Ledningsevne: Myron L DS METER, Model EP - 10. Calibrated with KCl - standard.

Temperatur : Kombinert oksygen- og temperaturmåler: YSI Model 54  
Oxygen meter

pH : pH - meter E588, Metrohm AG Herisau

### 4.2 BUNNDYR

Det ble innsamlet bunndyrprøver i 5 av bekkene, tilsammen 9 stasjoner. Prøvene er tatt på de samme stasjonene som for elektrofiske og vannprøver, og substrat og strømhastighet er så langt som mulig likt der prøvene er tatt. Dette er viktig dersom prøvene skal sammenlignes (Brittain 1978).

Innsamlingen ble gjennomført ved hjelp av sparkemetoden (Hynes 1961, Frost et al. 1971). Bunndyrene blir ved denne metoden innsamlet med en bunndyrhåv (maskestørrelse 0.45 mm.). Denne settes ned på bunnen og prøvetakeren sparker sedimentene foran, slik at det som så sparkes opp føres med strømmen inn i håven, samtidig som en beveger seg sakte oppstrøms. Det ble sparket i 1 minutt på hver stasjon, og over en noenlunde like lang strekning.

Innsamlet materiale ble sortert ut av bunnsubstratet i felt, og fiksert på rektifisert sprit. I tillegg ble all stein over en viss størrelse børstet av. Dette fordi sparkemetoden har begrensninger, idet den samler færre fastsittende former, som f.eks. knott og snegl (Brittain 1978). Stein ble derfor børstet av for å utfylle metodens svakhet. Brittain (1978) hevder at dette kan være en fordel for å få et mer riktig bilde av bunnfaunaen. Hver prøve ble nøye merket med dato og stasjonnummer. På laboratoriet ble materialet først grovsortert i grupper, og videre slekts- eller artsbestemt etter behov.

Lillehammer (1974a) understreker at sparkemetoden egner seg godt til regionale studier, som kan være høydegradienter, vegetasjonsgradienter eller langs vassdrag. Prøvene har derfor blitt sammenlignet både med de andre stasjonene innen bekken, og med de andre bekkene. Dette støttes også av Kownacka (1985), som sier at ved å benytte samme metode, kan forskjellige bekker sammenlignes.

### 4.3 FISK

Til innsamling av fiskematerialet ble det benyttet et elektrisk

fiskeapparat konstruert av ing. S. Paulsen, Trondheim. Apparatet leverer kondensatorpulser med spenning ca. 1600 V og frekvens 80 Hz.

De undersøkte strekningene ble valgt med det siktemål at elvas dominerende miljø (strømhastighet, steinstørrelse, finmateriale osv.) skulle representeres så godt som mulig, og at stasjonene skulle være så like som mulig. De avfiskede strekningene varierte fra 25 til 57 meter, alt etter naturlige avgrensninger. Det ble ikke brukt stengsler for å hindre fisken i å forlate prøveflaten under fisket. Undersøkelser har vist at slik vandring er liten (Karlstrøm 1972, Hesthagen 1978). Stasjonene ble avmerket med spraylakk på trær eller steiner, slik at samme område ble avfisket hver gang i begge prøveårene.

Hver lokalitet ble avfisket tre ganger med 20 minutters mellomrom. Den fangede fisken ble lengdemålt til nærmeste mm., og da fra snuten til linjen mellom de ytterste deler av halefinnen når den er naturlig utspilt (figur 4.1). I 1987 ble all fisk veid. Etter måling, veiing og opptelling, ble mesteparten av fisken satt ut igjen. Noen ble imidlertid tatt med for å ta skjellprøver.



Figur 4.1. Lengdemåling av fisk.

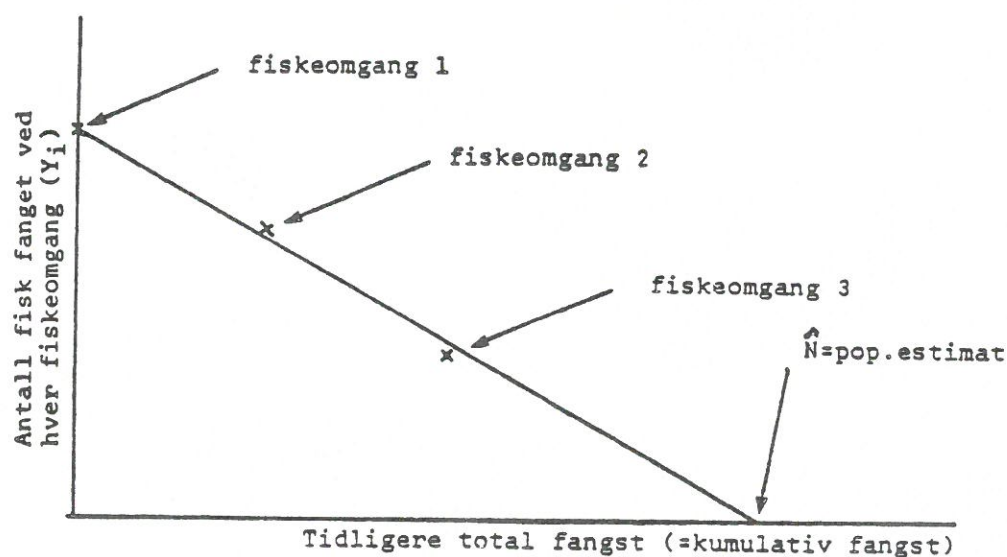
O+ er ikke tatt med ved behandlingen av materialet, og da på grunn av lav fangbarhet. For innsamlet materiale av laksunger er det heller ikke sett på tetthet og vekst, idet disse forholdene vil bestemmes både ut fra forurensningsbelastningen og tilstedeværelsen av lakseparasitten Gyrodactylus salaris. Grad av forurensning vil derfor ikke gjenspeiles i tetthet og vekst hos laksungene som den vil gjøre hos ørretungene.

Da beregninger for middellengder i enkelte tilfeller bygger på et lavt antall fisk, vil disse beregningene ikke representere situasjonen på stasjonen. Forskjellen i middellengder mellom stasjoner og bekker er imidlertid testet statistisk

(T-test), noe som vil fastslå om det er holdbarhet i de beregnede forskjellene (Spjøtvoll 1979).

Alderssammensetningen (gruppene 0+, 1+ og 2+ og eldre) er bestemt på grunnlag av lengde-frekvenskurver for materialet. I tillegg er fisk i skillet mellom årsklassene aldersbestemt ved hjelp av skjell. Skjellene ble presset i celluloid, og avlest ved hjelp av mikrofilmleser. Det er også tatt stikkprøver i hele materialet (skjellprøver), samt benyttet lengde-/vektforholdet som en korreksjon for eventuelle feil.

Tetthetsestimeringer (1+ og eldre) har stort sett blitt beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal) (Zippin 1958). En forenklet grafisk framstilling av beregningsmetoden er vist i figur 4.2.



Figur 4.2. Grafisk framstilling av et tenkt eksempel på beregning av antall fisk (N) ved regresjonsmetoden og elektrofiske ved gjentatte uttak (her 3 avfiskninger).

EDB-programmer i FORTRAN har blitt benyttet ved det meste av sorterings- og bearbeidingsarbeidet.

Petersenmetoden (merking/gjenfangst) har også blitt benyttet til en del av tetthetsberegningene i 1987. Estimatenes er beregnet ut fra formelen (Ricker 1975):

$$N = (M+1)(C+1) / (R+1)$$

N = tot. antall i bestanden  
M = tot. antall merket fisk  
C = antall kontrollert fisk  
R = antall gjenfangster

Zippins metode underestimerer bestanden (Heggberget og Hesthagen 1979), men estimatene er sammenlignbare dersom det er benyttet standardisert metodikk (Henricson og Andreasson 1985).

Petersenmetoden kan overestimere tettheten ved små prøvestørrelser (Quenild 1987).



## 5.0 RESULTAT

### 5.1 FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL VASSDRAGET

#### 5.1.1 PUNKTKILDER

Forurensningen i området som kommer fra punktkilder utgjøres av:

- pressaft fra silo
- sig fra gjødsellager
- avløp fra melkerom
- boligkloakk

##### 5.1.1.1 Pressaft fra silo.

Hele 7.44 km<sup>2</sup> av området består av eng og beite, og det meste av graset legges i silo. Noe legges imidlertid som rundball, men dette er det valgt å se bort fra.

Det er vanlig med to siloslåtter, en i slutten av juni og en i begynnelsen av august. Avrenningen fra siloen er som regel størst 2-3 døgn etter innlegging, og man regner med at det meste av pressafta blir avgitt de første 14 dagene (Bergheim 1976).

Tabell 5.1 viser antall m<sup>3</sup> silo produsert pr. år i hvert delnedbørsfelt. Man antar at det trengs 10 m<sup>3</sup> silo pr. ku pr. år, og 3 m<sup>3</sup> silo pr. ungdyr pr. år (Roseth 1987). Videre antas det at det er 0.1 kg. tot.P, 0.3 kg. tot.N og 12.0 kg. BOF<sub>s</sub> /m<sup>3</sup> ferdig silomasse (Vennerød 1984).

Tabell 5.1. Beregning av antall m<sup>3</sup> ferdig nedlagt silomasse, og innhold av tot.P, tot.N og BOF<sub>s</sub> for hvert område.

OMR.	ANT. KYR	M <sup>3</sup> SILO/ÅR	ANT. UNGDYR	M <sup>3</sup> SILO/ÅR	SUM, M <sup>3</sup> SILO/ÅR	TOT.P KG/ÅR	TOT.N KG/ÅR	BOF <sub>s</sub> KG/ÅR
1	182	1.820	294	882	2.702	280	811	32.424
2	28	280	52	156	436	44	131	5.232
3	250	2.500	466	1.398	3.898	390	1.170	46.776
4	75	750	121	363	1.113	111	334	13.356
5	98	980	187	561	1.541	154	462	18.492
6	22	220			220	22	66	2.640

Det er vanskelig å anslå hvor mye av pressafta som når vassdraget, og Vennerød (1984) angir ikke koeffisienter for tilførsler til resipient.

Gulbrandsen og Kinn (1982) antar for samme område at ca. 20% av produsert pressaft når vassdraget. I samråd med Miljøvern avdelingen i Nord-Trøndelag, har jeg valgt å benytte et lavere prosenttall, og har funnet 10% som en rimelig faktor. Årsaken til at jeg benytter en lavere prosentverdi, er at dette området anses som tilfredsstillende med hensyn på standard av siloanlegg.

I tabell 5.6 er mengde tot.P, tot.N og BOF<sub>s</sub> som når vassdraget oppgitt.

Figur 5.1 viser situasjonen i mange områder, der pressaft føres til vassdraget via dreinsledninger og avløpsnett.



Figur 5.1. Utslipp av silopressaft.

#### 5.1.1.2. Sig fra gjødsellager.

Store mengder husdyrgjødsel blir produsert i området, og med høyt kraftforbruk er gjødsla forholdsvis blaut. Fast gjødsel og urin blir i tillegg oppbevart sammen, og resultatet er gjødsel som krever tette lager for å hindre lekkasjer.

Tabell 5.2 viser produserte mengder tot.P, tot.N og organisk stoff i kg. pr. dyr pr. år for hvert område.

Tabell 5.2. Beregnede mengder totalfosfor, totalnitrogen og organisk stoff (kg/år) fra husdyrgjødsel fra hvert delnedbørsfelt.

		OMRADE					
		1	2	3	4	5	6
MELKEKU	TOT. P	2.366	364	3.250	975	1.274	286
	TOT. N	15.106	2.324	20.750	6.225	8.134	1.826
	ORG. STOFF	273.000	42.000	375.000	112.500	147.000	33.000
UNGFE	TOT. P	2.344	395	3.542	920	1.383	
	TOT. N	13.818	2.444	21.902	5.687	8.554	
	ORG. STOFF	352.800	62.400	559.200	145.200	218.400	
SVIN	TOT. P	141	1.446	3.014	4.224		
	TOT. N	616	6.328	13.188	18.480		
	ORG. STOFF	4.840	49.720	103.620	145.200		
SAU	TOT. P			38		76	246
	TOT. N			206		447	1.446
	ORG. STOFF			5.800		12.600	41.000
SUM	TOT. P	4.851	2.205	9.844	6.119	2.733	532
	TOT. N	29.540	11.096	54.046	30.392	17.135	3.272
	ORG. STOFF	630.640	154.120	1.043.620	402.900	378.000	74.000

For å beregne hvor stor del av produserte mengder som når vassdraget, vil jeg støtte meg til tall fra undersøkelsene til Lundekvam (1981b). Han fant at sig fra gjødselkjeller varierte fra 0,15 til 10% for fosfor, og fra 0,5 til 13% for nitrogen. Variasjonen skyldtes bl.a. standard på gjødsellager. I tillegg har jeg benyttet tall fra samme område (Gulbrandsen og Kinn 1982) og skjønn fra Miljøvern avdelingen i Nord-Trøndelag, for å finne en rimelig verdi for hvor mye av produserte mengder som når bekkene.

Ved å benytte 1 % for fosfor og 5 % for nitrogen og organisk stoff, antar jeg at verdiene vil ligge innen rimelighetens grenser.

Det produseres noe gjødsel fra sau i området. Denne gjødsel er fastere enn storfe- og svinergjødsel. Idet mengdene som produseres er små, og avrenningen er mindre, har jeg valgt å se bort fra dette bidraget, da jeg antar det er minimalt.

Tabell 5.6 gir oversikt over mengde tot.P, tot.N og organisk materiale som kommer fra husdyrgjødsel og som når bekkene.

#### 5.1.1.3 Avløp fra melkerom.

Avløp fra melkerom representerer en direkte forurensningskilde, idet avløpsvann kan settes direkte i avløpnettet. Ved vasking av melkeanlegg benyttes fosfatholdige vaskemidler i kombinasjon med syre.

Vennerød (1984) oppgir forurensningsproduksjon pr. melkeku, og deres verdier bygger på Lundekvams undersøkelser i 1981. Tabell 5.3 gir oversikt over avrenning fra melkerom for samtlige områder.

Andelen av melkeromsavrenningen som når resipienten vil variere sterkt. Dersom avløpet fra melkerommet er koblet direkte inn på dremsledningen, kan tilnærmet 100% nå resipienten (Vennerød 1984).

Dette bekrefter også Miljøvernnavdelingen i Nord-Trøndelag (pers. medd. overing. S. A. Andreassen), og jeg har derfor i samråd med sistnevnte valgt å anta at 90 % av avrenningen fra melkerom når bekkene. Verdiene for mengde fosfor, nitrogen og BOF  $\rightarrow$  som kommer til resipienten er oppgitt i tabell 5.6.

Tabell 5.3. Beregnet avrenning fra melkerom fra samtlige delnedbørsfelt.

OMR.	ANT. KYR	FOSFOR KG/ÅR	NITROGEN KG/ÅR	BOF $\rightarrow$ KG/ÅR
1	182	62	62	328
2	28	10	10	51
3	250	85	85	450
4	75	26	26	136
5	98	33	33	176
6	22	8	8	40

#### 5.1.1.4 Boligkloakk.

Med unntak av tettstedet Lerkehaug, er det i hele planområdet spredt bebyggelse. Vennerød (1984) anbefaler koeffisienter for beregning av forurensningsmengder i avløp fra husholdninger. De samme koeffisienter er benyttet av Gulbrandsen og Kinn (1982) for samme område.

Tabell 5.4 angir produserte mengder totalfosfor, totalnitrogen og BOF  $\rightarrow$  (kg/år) i avløp fra husholdninger.

Tabell 5.4. Totale mengder nitrogen og fosfor, samt biologisk oksygenforbruk i hvert delnedbørsfelt som kommer fra kloakk.

OMR.	BEFOLKNING	TOT. P (KG/ÅR)	TOT. N (KG/ÅR)	BOF $\rightarrow$ (KG/ÅR)
1	137	125	600	3.500
2	686	625	3.004	17.527
3	130	119	569	3.322
4	194	177	850	4.957
5	105	96	460	2.683
6	41	37	180	1.048

Tilførsler til resipienten kan variere fra 0 - 100% (Vennerød 1984). Det kan derfor vanskelig gis generelle koeffisienter for andel av produsert mengde som tilføres resipienten, men jeg har valgt å anvende samme rensegrad som er benyttet tidligere av Gulbrandsen og Kinn (1982). Dette fordi denne verdien (20%) fortsatt vil stemme for den gamle bebyggelsen (pers. medd. overing. S. A. Andreassen).

I dette området er det bare sandfiltergrøfter som renser kloakken, og renseevnen i 75 cm. jord er oppgitt å være 5-95% for fosfor, 5-10% for nitrogen og 60-95% for BOF (Deinboll-Jensen, GEFO, forelesning ved NLH 1987). Disse verdiene vil variere mye, alt etter sandfiltrets tilstand. Et sandfilter har en forventet levetid på 5 - 10 år, og etter denne tid avtar renseevnen kraftig (pers. medd. overing. S. A. Andreassen). Da bebyggelsen er gammel, og sandfiltrenes effekt har avtatt, vil 20% rensegrad for

både fosfor, nitrogen og organisk materiale være en anvendbar verdi.

Tabell 5.6 viser beregnet mengde totalfosfor, totalnitrogen og EOF  $\rightarrow$  som når vassdraget og som kommer fra husholdningskloakk.

### 5.1.2 DIFFUS AVRENNING

For hvert delnedbørsfelt i området er det skilt mellom dyrka mark og utmark.

Beregning av tilførte mengder fosfor og nitrogen fra dyrka mark ved diffus avrenning, bygger på målinger som er gjennomført av Institutt for Hydroteknikk (Lundekvam, 1976). Målingene er utført i et felt som grenser til Leksdalsvatnets nedbørsfelt, og Gulbrandsen og Kinn (1982) fant at disse målingene var representative for området.

Verdiene som er benyttet er 0,4 mg P/l og 4,2 mg N/l, og disse verdiene representerer 100% gjødsla mark. Det er da benyttet en konsentrasjon i avrenningsvannet fra dyrka mark etter at det er korrigert for utmark og punktkilder og regnet den om til 100% gjødsla mark.

Tilførslen av fosfor og nitrogen til bekkene (tabell 5.5) har blitt beregnet ved å multiplisere avrenningen i hvert delnedbørsfelt med areal og den målte korrigerede stoffkonsentrasjonen i avløpsvannet.

For utmarksarealene bygger konsentrasjonene for fosfor og nitrogen på tidligere målinger i samme område, samt vurderinger gjort av Gulbrandsen og Kinn (1982).

Stoffkonsentrasjonene som er benyttet er 0,015 mg P/l og 0,4 mg N/l, og tilførsel til bekkene har blitt beregnet som for dyrka mark (tabell 5.5).

Tabell 5.5. Tilførsel av fosfor og nitrogen fra dyrka mark og utmark fra samtlige delnedbørsfelt.

DMR.	UTMARK KM <sup>2</sup>	TOT.P KG/AR	TOT.N KG/AR	DYRKA MARK KM <sup>2</sup>	TOT.P KG/AR	TOT.N KG/AR	SUM	
							TOT.P KG/AR	TOT.N KG/AR
1	10,5	132	3.528	4,4	1.320	13.860	1.452	17.388
2	9,0	113	3.024	2,2	660	6.930	773	9.954
3	21,7	283	7.552	6,5	2.080	21.840	2.363	29.392
4	13,2	172	4.597	5,4	1.663	17.464	1.835	22.061
5	34,4	981	13.485	3,3	1.016	10.672	1.997	24.157
6	2,0	23	616	0,4	123	1.294	146	1.910

### 5.1.3 FORURENSNINGSREGNSKAP

Som tabell 5.6 viser, er det kloakk og diffus avrenning som bidrar med de største tilførslene av fosfor.

Diffus avrenning står også for mesteparten av nitrogentilførslen, men det tilføres også en del via kloakk og husdyrgjødsel.

Ut fra forurensningsregnskapet framgår det at felt 2 med byggefeltet Lerkehaug, avgir størst fosformengde fra kloakk, men samlet har felt 3 den største fosforbelastningen. For nitrogen

vil felt 3 og 5 avgi de største mengdene, og i disse feltene ligger henholdsvis Skilja og Døla.

Tabell 5.6. Beregnet forurensningsregnskap for samtlige delnedbørsfelt. Verdiene er avrundet til nærmeste hele 10 kg.

OMR.	KILDE	TOT.P KG/AR	TOT.N KJ/AR	BOF <sub>ε</sub> KG/AR	BOF <sub>γ</sub> KG/AR	ORG. STOFF KG/AR
1	silo	30	80	3.240		
	gjødsel	50	1.480			31.530
	melkerom	60	60		300	
	kloakk	100	480		2.800	
	diff.avr.	1.450	17.390			
	SUM	1.980	19.490	3.240	3.100	31.530
2	silo		10	520		
	gjødsel	20	550			7.710
	melkerom	10	10		50	
	kloakk	500	2.400		14.020	
	diff.avr.	770	9.950			
	SUM	1.300	12.920	520	14.070	7.710
3	silo	40	120	4.680		
	gjødsel	100	2.790			51.890
	melkerom	80	80		410	
	kloakk	100	460		2.660	
	diff.avr.	2.360	29.390			
	SUM	2.680	32.750	4.680	3.070	52.180
4	silo	10	30	1.340		
	gjødsel	60	1.520			20.150
	melkerom	20	20		120	
	kloakk	140	680		3.970	
	diff.avr.	1.840	22.040			
	SUM	2.070	24.290	1.340	4.090	20.150
5	silo	20	50	1.850		
	gjødsel	30	830			18.270
	melkerom	30	30		160	
	kloakk	80	370		2.150	
	diff.avr.	2.000	24.160			
	SUM	2.160	25.440	1.850	2.310	19.270
6	silo		10	260		
	gjødsel		90			1.650
	melkerom	10	10		40	
	kloakk	30	140		840	
	diff.avr.	150	1.900			
	SUM	190	2.150	260	880	1.650

## 5.2 VANNKVALITET

Vannkvaliteten varierer sterkt mellom bekkene i nedbørsfeltet. Variasjoner er også registrert innen hver enkelt bekk. Forurensningsbelastning, tidspunkt for uttak av vannprøver og lokalisering av stasjonene er med og påvirker disse forskjellene.

Nedenfor vil jeg forsøke å belyse ovenfor nevnte forhold ut fra vannkjemiske data for samtlige bekker (vedlegg 2).

### 5.2.1 DØLA.

Verdiene for totalnitrogen, totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk ligger på et forholdsvis lavt nivå for all tre stasjonene. Figur 5.2 viser variasjoner i verdiene i 1986 og 1987.

I 1986 ble høyeste verdi for totalfosfor registrert på stasjon 2 etter første siloslått (39.0 ug P/l). Året etter ble det ikke registrert tilsvarende høy verdi, men verdiene økte på samtlige stasjoner etter første slått.

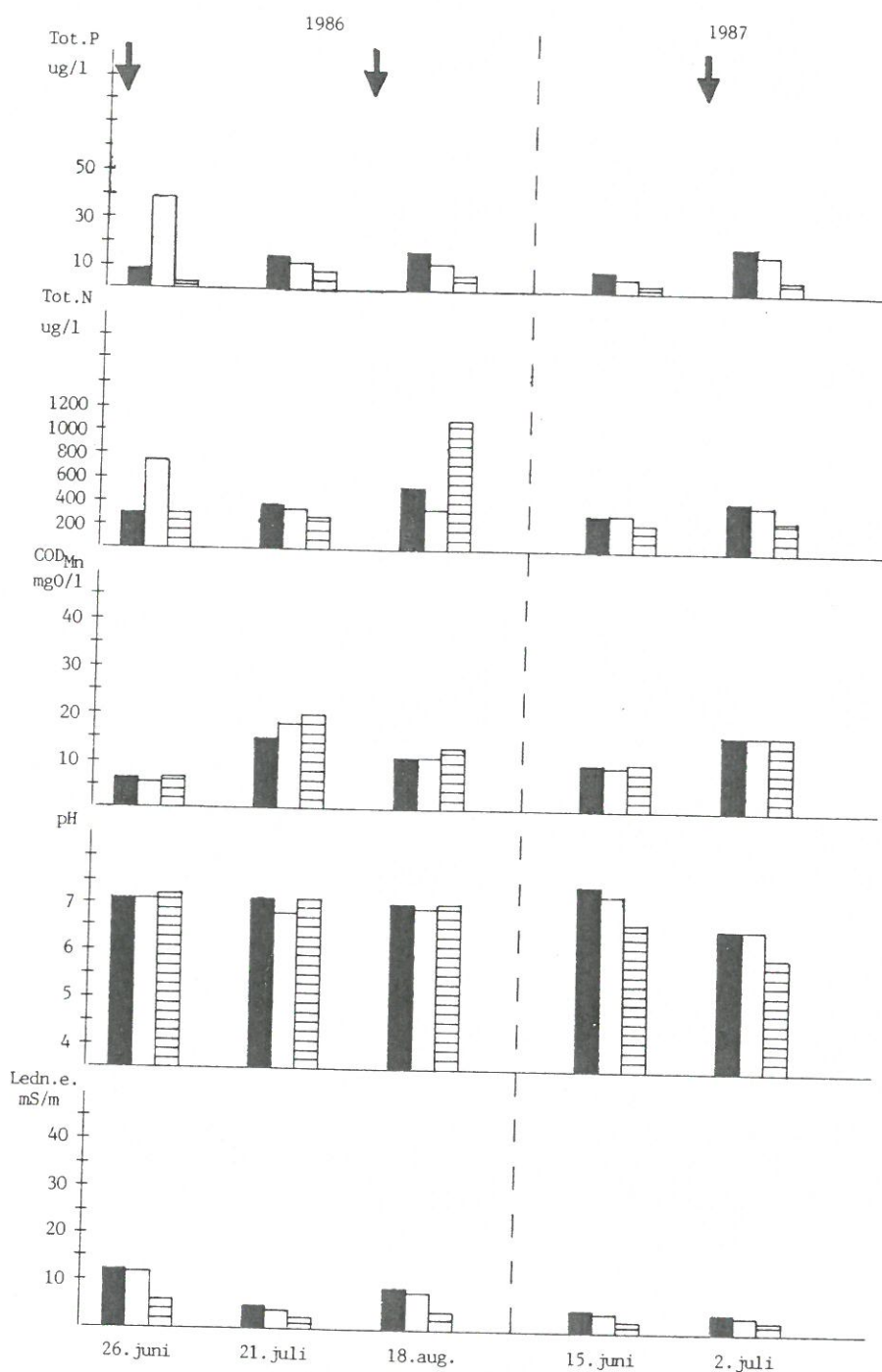
Høyeste verdi for totalnitrogen ble i 1986 målt på stasjon 3 (1095 ug N/l) etter andre siloslått. Stasjon 2 viste også høy verdi (740 ug N/l), og da etter første siloslått. I 1987 økte verdiene på alle tre stasjonene etter første siloslått.

Stasjon 3 viser også de høyeste verdier for kjemisk oksygenforbruk (20.0 mg O/l). Denne verdien ble registrert i slutten av juli 1986. Alle stasjonene viste økt verdi etter første slått i 1987.

Samlet er det bare stasjon 2 som viser høyeste verdier for totalfosfor og totalnitrogen etter første siloslått i 1986. I 1987 viser derimot samtlige stasjoner en økning i verdiene for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk.

pH-verdiene varierte lite mellom de enkelte stasjonene. Høyeste målte verdi ble funnet på stasjon 1 (7.4), og laveste verdi på stasjon 3 (5.9). Generelt sank pH-verdiene utover sommeren. I 1987 falt verdiene merkbart i forbindelse med første siloslått. Variasjonene i pH er vist i figur 5.2.

Verdiene for ledningsevne var i 1986 størst etter første og andre siloslått, (figur 5.2). Maksimumverdien ble målt på stasjon 1 etter første slått (12.2 mS/m). Verdiene sank etter første siloslått i 1987 på samtlige stasjoner.



Figur 5.2. Variasjoner i vannkvalitet i Døla i 1986 og 1987.

■ = stasjon 1                      ▨ = stasjon 3  
 □ = stasjon 2                      ← = siloslått

### 5.2.2 SKILJA

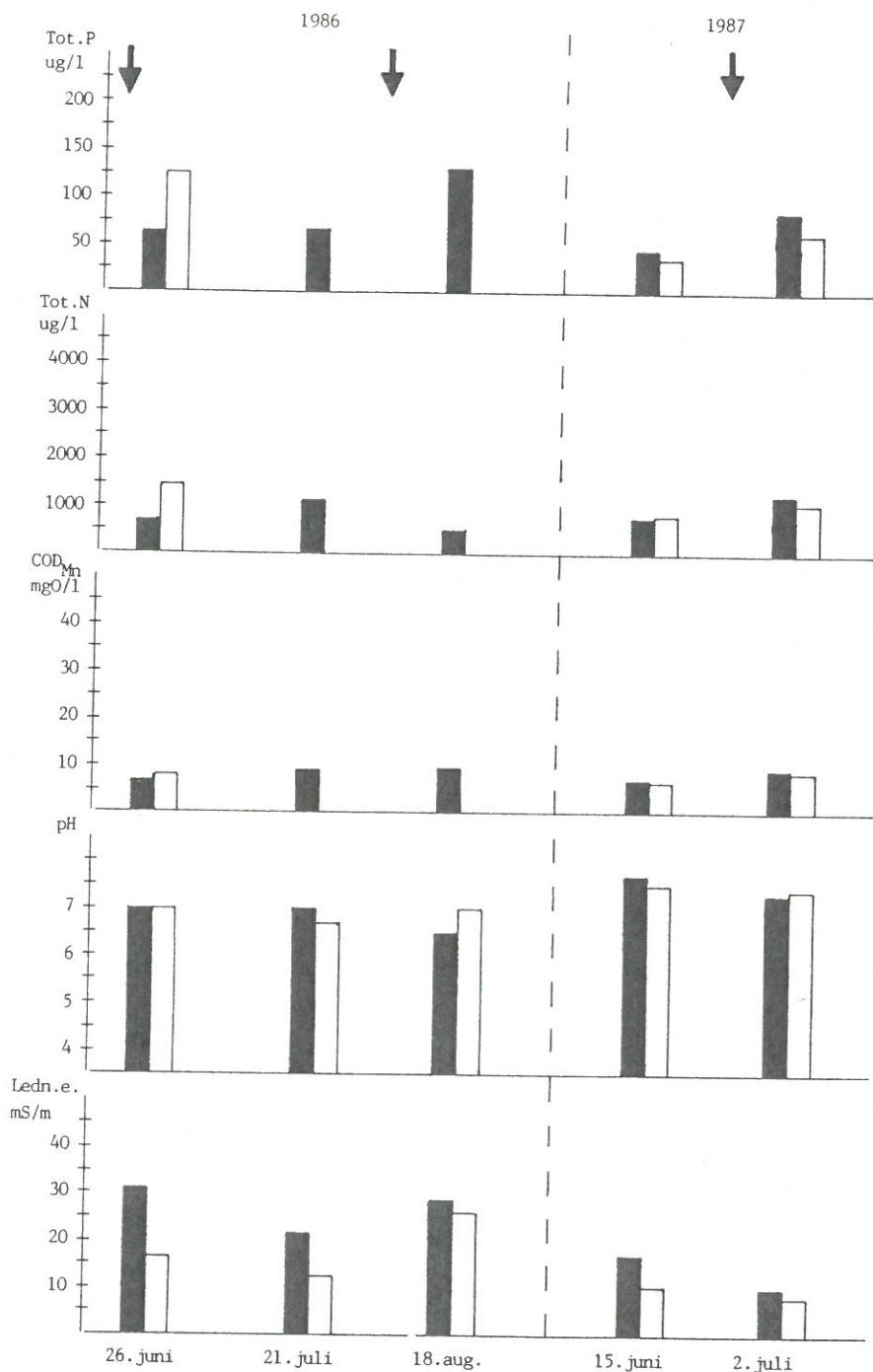
Verdiene for totalfosfor og totalnitrogen var høye på begge stasjonene (figur 5.3).

Høyeste verdi for totalfosfor ble registrert på stasjon 1 (128 ug P/l) etter andre siloslått i 1986. Høyeste verdi for totalnitrogen var samme år 1450 ug N/l, og ble registrert på stasjon 2 etter første slått. I 1987 steg verdien for begge parametrene på stasjon 1 og 2 etter første siloslått.

Kjemisk oksygenforbruk hadde maksimumverdi på 9.8 mg O/l. Dette



ble målt på stasjon 1 etter andre siloslått i 1986. På stasjon 1 og 2 ble det i 1987 registrert økte verdier etter første slått, figur 5.3.



Figur 5.3 Variasjoner i vannkvalitet i Skilja i 1986 og 1987.

■ = stasjon 1

□ = stasjon 2

← = siloslått

Verdiene for pH og ledningsevne viser samme tendens på begge stasjonene (figur 5.3).  
 PH sank etter første siloslått i 1987, mens det i 1986 ikke kan registreres samme tendens. Laveste verdi ble målt etter andre

siloslått i 1986 (6.5).

Ledningsevnen var i 1986 høyest etter siloslåttene (31.0 mS/m og 28.5 mS/m på stasjon 1 og 16.5 mS/m og 16.0 mS/m på stasjon 2). I 1987 sank verdien etter første siloslått på begge stasjonene.

### 5.2.3 FLØRA

På alle tre stasjonene i Fløra ligger verdiene for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk høyt (figur 5.4).

Høyeste verdi for totalfosfor ble registrert på stasjon 1 etter andre siloslått i 1986 (266 ug P/l). I 1987 steg verdiene på stasjon 1 og 2 etter første siloslått.

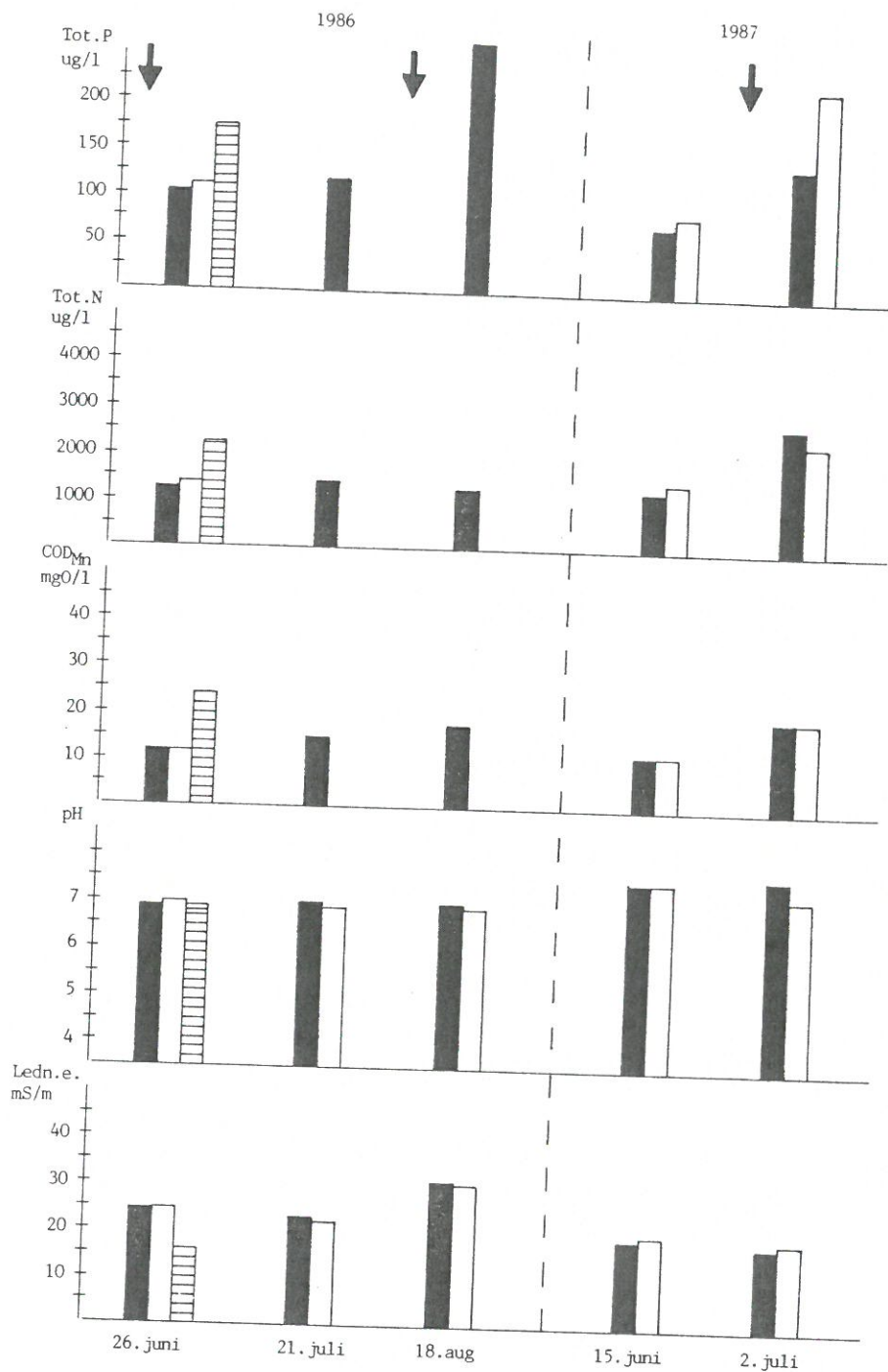
Verdiene for totalnitrogen var lavest på stasjon 1 etter siloslåttene i 1986. I 1987 steg derimot verdiene kraftig etter første siloslått både på stasjon 1 og 2. Høyeste målte verdi ble registrert på stasjon 1 etter første slått i 1987 (2680 ug N/l).

I 1987 økte verdiene for kjemisk oksygenforbruk utover sommeren på stasjon 1, og viste en maksimumverdi etter andre siloslått på 18.0 mg O/l. Verdiene økte etter slått både på stasjon 1 og 2 i 1987, med en maksimumverdi på 20 mg O/l.

Stasjon 3 viste for alle disse parametrene høyere verdier enn stasjon 1 og 2 ved målingene som ble gjennomført etter første slått i 1986.

Samlet sett ble det i forbindelse med siloslåttene i 1986 ikke registrert merkbar økning i verdiene for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk. I 1987 viste derimot begge stasjonene en kraftig økning for disse parametrene etter første siloslått.

Verdiene for pH og ledningsevne er også framstilt i figur 5.4. På stasjon 1 varierer pH lite i 1986 og 1987, men verdiene er høyere i 1987. Samme forhold foreligger på stasjon 2, men i 1987 synker pH etter siloslått.



Figur 5.4. Variasjoner i vannkvalitet i Fløra i 1986 og 1987.  
 ■ = stasjon 1                      ▨ = stasjon 3  
 □ = stasjon 2                      ← = siloslått

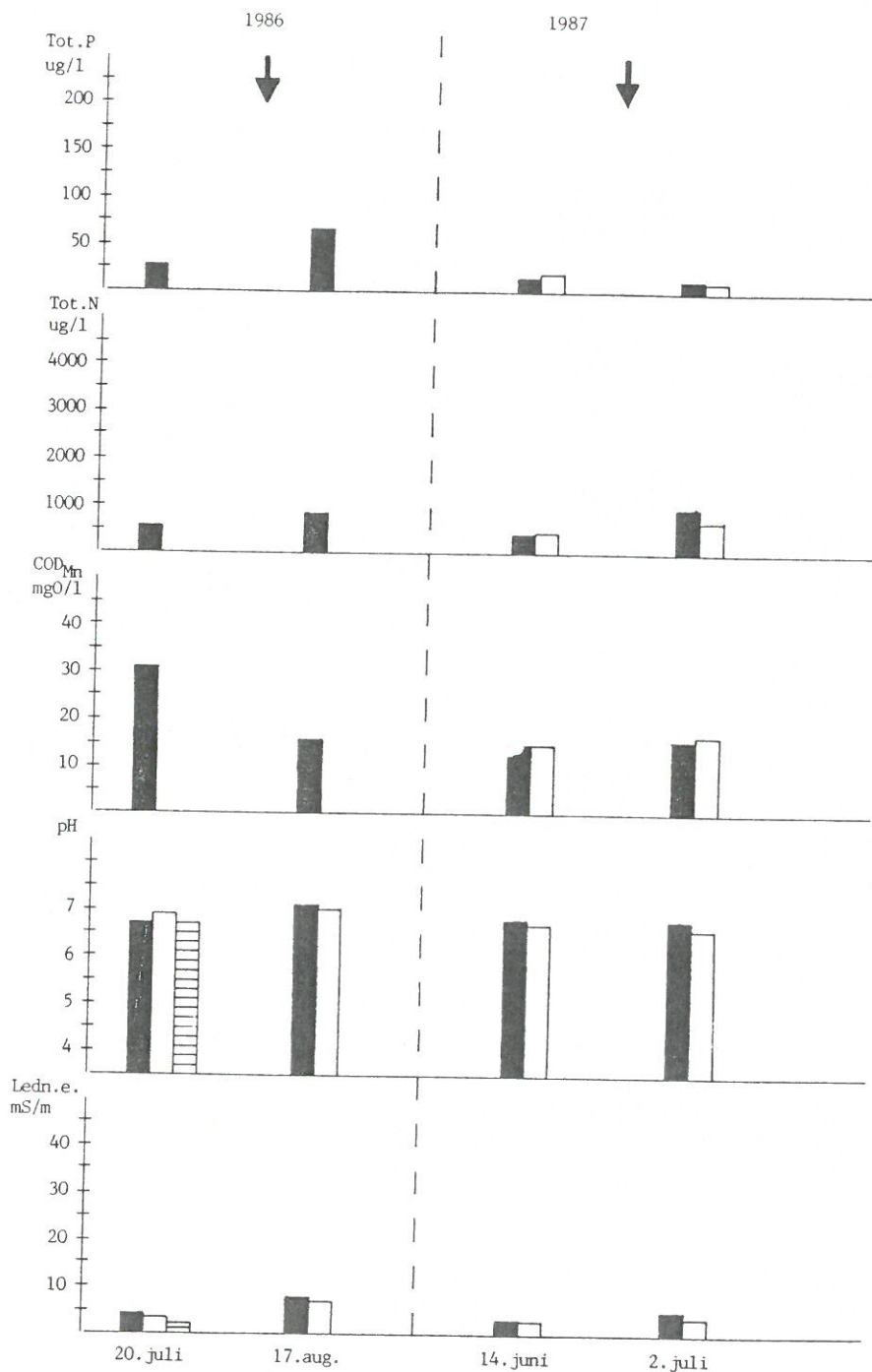
#### 5.2.4 LANGLIBEKKEN

Vannkjemiske data for Langlibekken viser at verdiene for totalfosfor varierte over sommeren, og høyeste verdi i 1986 ble funnet på stasjon 1 etter andre siloslått (67 ug P/l).

På samme stasjon ble høyeste verdi for totalnitrogen registrert (1000 ug N/l), men denne ble målt etter første slått i 1987. Stasjon 1 viste en økning i antall ug N/l etter siloslåttene både i 1986 og 1987. Det samme viste stasjon 2 i 1987.

Høyeste registrerte verdi for kjemisk oksygenforbruk ble registrert på stasjon 1 før andre siloslått i 1986. I 1987 økte det kjemiske oksygenforbruket både på stasjon 1 og 2 etter slått.

Variasjonene for disse parametrene er vist i figur 5.5.



Figur 5.5. Variasjoner i vannkvalitet i Langlibekken i 1986 og 1987.

■ = stasjon 1  
□ = stasjon 2

▨ = stasjon 3  
← = siloslått

Stasjon 2 hadde etter første siloslått i 1987 den laveste

pH-verdien (6.6). Verdiene sank for begge stasjonene etter siloslått samme år.

Høyeste registrerte verdi for ledningsevne var 8.0, og ble målt på stasjon 1 etter andre siloslått i 1986.

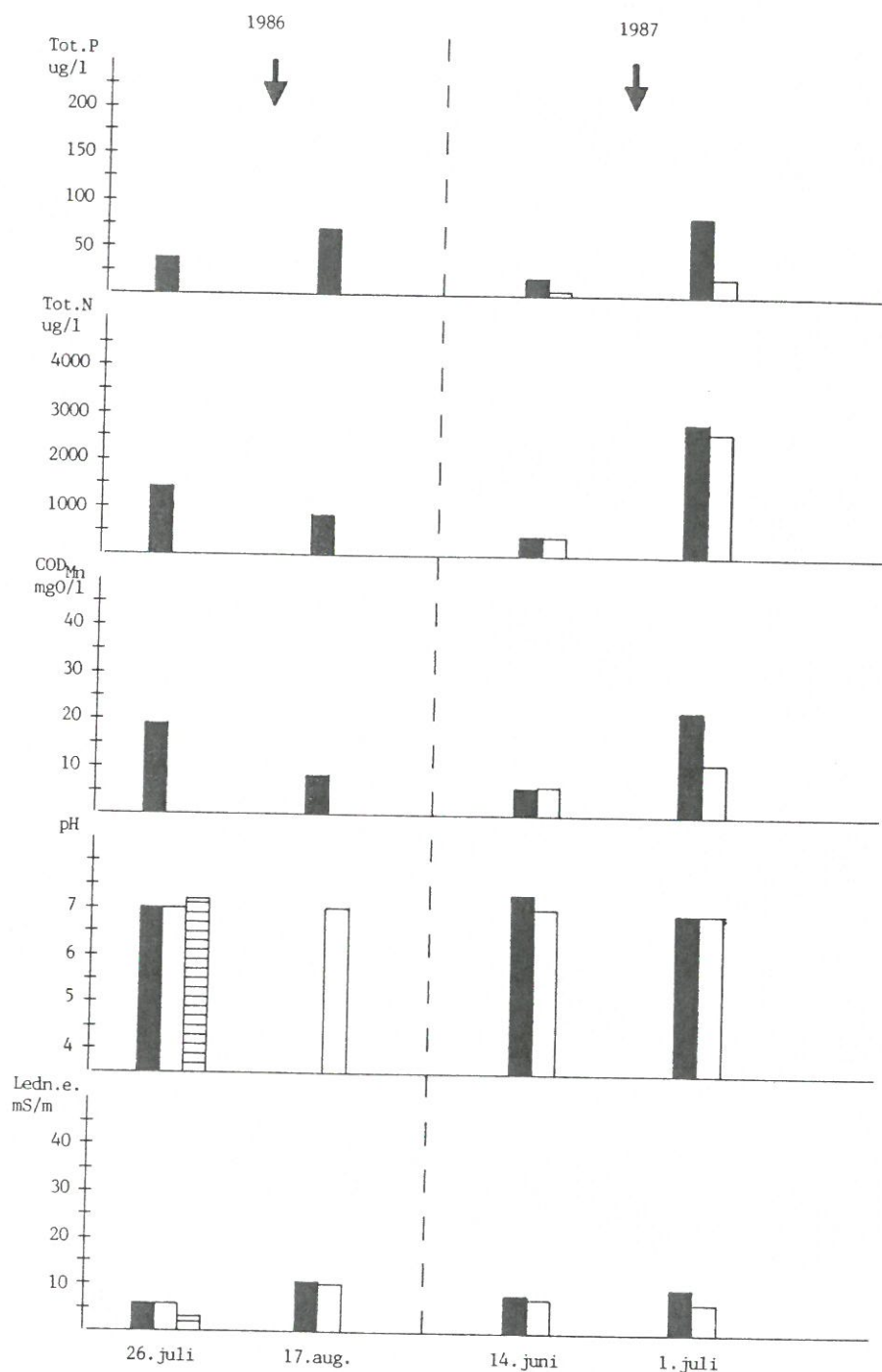
Både i 1986 og 1987 økte ledningsevnen etter slått. Figur 5.5 viser hvordan pH og ledningsevne varierte i 1986 og 1987.

#### 5.2.5. TRÅBEKKEN

Tråbekken viser stor variasjon i vannkjemi både i 1986 og 1987, noe figur 5.6 illustrerer.

Høyeste registrerte verdi for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk ble funnet etter første siloslått i 1987 på stasjon 1. Verdiene var henholdsvis 84 ug P/l, 2810 ug N/l og 22 mg O/l. Både på stasjon 1 og 2 var det i 1987 markert økte stoffkonsentrasjoner etter siloslåtten. I 1986 kunne ikke dette registreres, med unntak totalfosfor.

pH og ledningsevne varierte lite i Tråbekken (figur 5.6). Laveste pH-verdi ble målt til 6.9 etter første siloslått i 1987, og høyeste verdi for ledningsevne var 10.5 mS/m. Sistnevne verdi ble målt på stasjon 1 etter andre siloslått i 1986. Ledningsevnen økte både i 1986 og 1987 etter siloslått på stasjon 1.



Figur 5.6. Variasjoner i vannkvalitet i Tråbekken i 1986 og 1987.

■ = stasjon 1                      ▨ = stasjon 3  
 □ = stasjon 2                      ← = siloslått

### 5.2.6 RYGGABEKKEN

Totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk ble bare registrert to ganger i Sveåsbekken. Dette skjedde før og etter andre siloslått i 1986. Som figur 5.7 viser, lå verdiene for totalfosfor og totalnitrogen høyt, med maksimumverdier på henholdsvis 97 ug P/l og 1875 ug N/l. Maksimum for kjemisk oksygenforbruk var 29 mg O/l.

Av disse tre parametrene, var det bare verdien for totalnitrogen som økte etter siloslått.

Verdiene for pH og ledningsevne varierte mer med ventet mønster i forbindelse med siloslåttene. PH sank fra 7.0 til 6.8, og

ledningsevnen økte fra 7.5 til 16.5 mS/m.

#### 5.2.7 DJUPSVEBEKKEN

Det ble også i Djupsvebekken bare tatt vannprøver to ganger, og da til samme tidspunkt som i Sveåsbekken. Figur 5.7 viser spennvidden i de målte verdiene for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk.

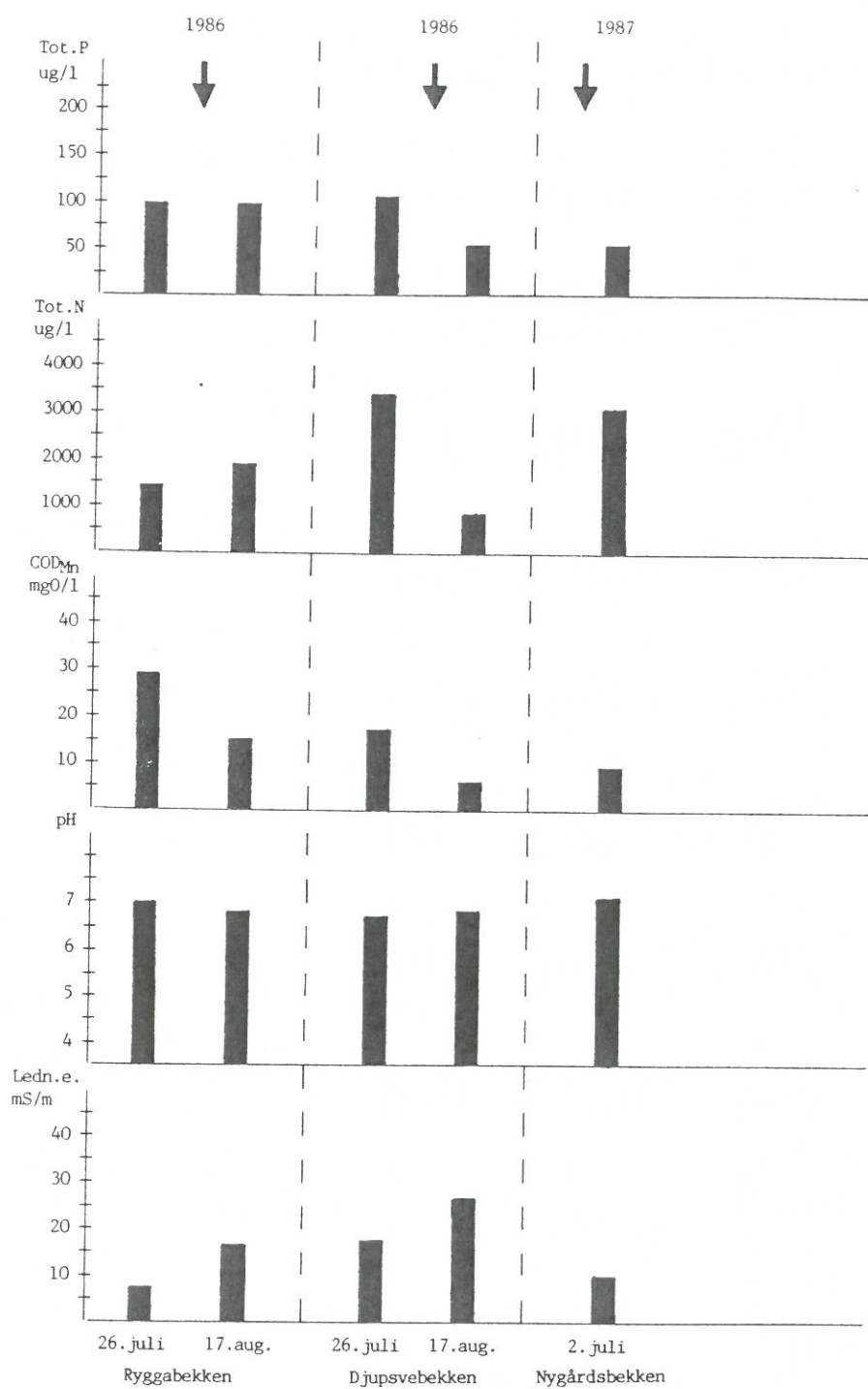
Det ble ikke registrert økning i verdiene for disse parametrene etter siloslått.

PH-verdien økte fra 6.7 før siloslått til 6.8 etter slått. Ledningsevnen økte fra 17.5 mS/m før slått til 26.5 mS/m etter slått.

#### 5.2.8 NYGARDSBEKKEN

I Nygårdsbekken ble vannkjemien registrert en gang; etter første siloslått i 1987 (figur 5.7). Målingene viste da verdier for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk på henholdsvis 54 ug P/l, 3070 ug N/l og 9 mg O/l.

PH-verdien ble målt til 7.1, og verdien for ledningsevne var 10.0 mS/m.



Figur 5.7. Variasjoner i vannkvalitet i Ryggabekken og Djupsvebekken i 1986 og Nygårdsbekken i 1987.  
 ■ = stasjon 1  
 ← = siloslått



### 5.3 BUNNDYR

Det er klare forskjeller i bunnfaunaen på de forskjellige lokalitetene. Både gruppesammensetning og totalantall viser variasjon, og tidspunkt for største bunndyrmengde varierer avhengig av de dominerende gruppene.

For hver lokalitet er det forsøkt å belyse forskjeller i faunasammensetningen over tid. Det er også vist forskjeller i bunnfaunaen mellom hver stasjon, og da både ut fra dominerende grupper og største bunndyrmengde.

Forurensningsbelastningen er til slutt beregnet ved bruk av Trent Biotic Index, omarbeidet av Abrahamsen (1976).

#### 5.3.1 DØLA

Resultater av bunndyrinnsamlingen på tre stasjoner i Døla, er vist i tabell 5.7.

Tabell 5.7. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Døla på stasjon 1, 2 og 3 i juli 1986 og juni og juli i 1987.  
+ = registrert  
- = ikke registrert

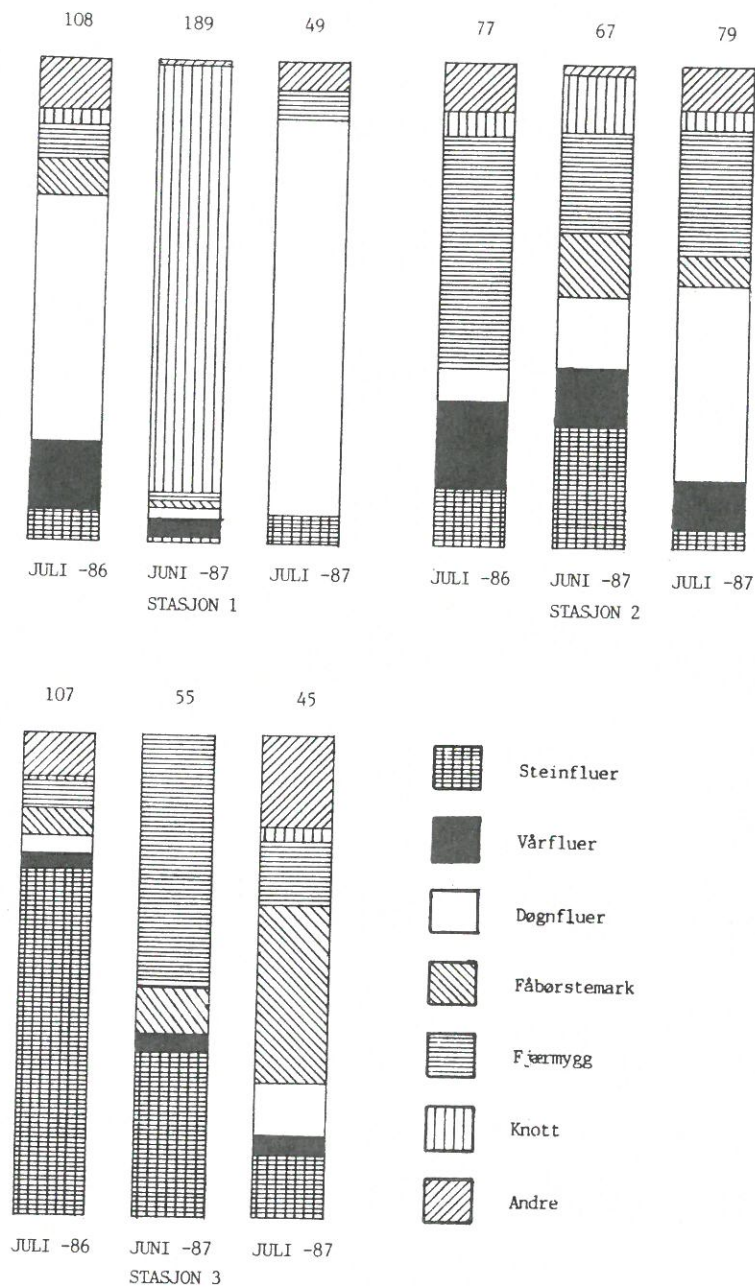
LOKALITET	STASJON 1			STASJON 2			STASJON 3		
	1986		1987	1986		1987	1986		1987
	JULI	JUNI		JULI	JUNI		JULI	JUNI	
DØLA									
Steinfluer	7	1	3	9	17	3	77	19	6
Nemoura	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Vårfluer	15	7		14	8	8	3	2	2
Døgnfluer	55	4	40	6	10	32	4		5
Baetis rhodani	+	+	+	+	+	+	-		+
Knott	3	170		4	7	3	1		1
Biller	6			2					1
Fjærmygg	8	3	3	37	14	21	6	29	6
Fåbørstemark	8	2			9	5	6	5	17
Stankelbeinl.	6	2	1	5	1	5	10		6
Sviknott			2						
Klegglarve					1				
Mudderfluel.						2			
Vannmidd									1
Sum	108	189	49	77	67	79	107	55	45

Som tabell 5.7 viser, er det forskjeller i sammensetningen i bunnfaunaen på de tre stasjonene. Den øverste stasjonen (stasjon 3) skiller seg mest ut, ved at steinfluer er mer dominerende i det innsamlede materialet i forhold til på stasjon 1 og 2. På disse stasjonene dominerer vårfluer og døgnfluer. I tillegg opptre knott som dominerende på stasjon 1, mens stasjon 2 har et sterkt innslag av fjærmygg. Det totale bunndyrantall varierer også noe.

Steinflueslekten Nemoura ble bare registrert på stasjon 2 i 1986. Døgnfluen Baetis rhodani var imidlertid til stede på samtlige stasjoner, men i størst antall på stasjon 1 og 2.

Bunndyrgruppene som dominerte varierer alt etter tidspunkt for

prøvetaking. Dette er vist i figur 5.8. Figurene illustrerer også forskjellene mellom de tre stasjonene.



Figur 5.8. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1, 2 og 3 i Døla. Prøvene er tatt 9. juli 1986, 10. juni 1987 og 5. juli 1987. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve er angitt over søylene.

### 5.3.2 SKILJA

Resultater av bunndyrinnsamlingen på stasjon 1 og 2 i Skilja, er vist i tabell 5.8.

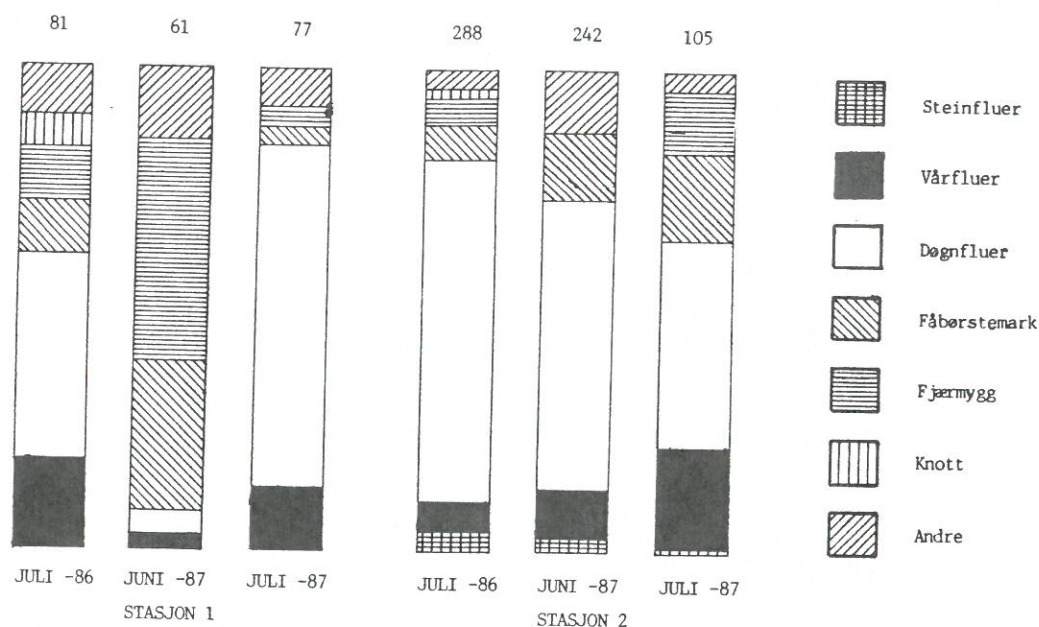
Tabell 5.8. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Skilja på stasjon 1 og 2 i juli 1986 og juni og juli i 1987.  
 + = registrert  
 - = ikke registrert

LOKALITET	STASJON 1			STASJON 2		
	1986	1987		1986	1987	
SKILJA	JULI	JUNI	JULI	JULI	JUNI	JULI
Steinfluer				12	7	1
Nemoura				+	-	-
Vårfluer	15	2	10	18	23	22
Døgnfluer	35	3	55	206	146	45
Baetis rhodani	+	-	+	+	+	+
Knott	5			5		
Biller		6	2	7	23	2
Fjærmygg	9	26	3	16		14
Fåbørstemark	9	19	3	20	33	19
Stankelbeinl.	7	4	4	4	10	1
Sviknott		1				
Kleggglarver						
Mudderfluel.						1
Vannmidd						
Andre						
Sum	81	61	77	288	242	105

Det som klart skiller stasjon 1 og 2 fra hverandre, er tilstedeværelsen av steinfluer på stasjon 2. Stasjon 2 har også større dominans av døgnfluer, sett i forhold til stasjon 1. Det totale bunndyrtallet er klart størst på stasjon 2. Dette på grunn av store mengder døgnfluer.

Steinflueslekten Nemoura ble bare observert på stasjon 2 i 1986, mens døgnfluen Baetis rhodani ble registrert både på stasjon 1 og 2.

Bunndyrgruppene som dominerte varierte både mellom prøvetakingstidspunkt og mellom stasjonene (figur 5.9).



Figur 5.9. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 og 2 i Skilja. Prøvene er tatt 9. juli 1986, samt 10. juni og 5. juli 1987. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve er angitt over søylene.

### 5.3.3 FLØRA

Innsamlet bunndyrmateriale er vist i tabell 5.9.

Tabell 5.9. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Fløra på stasjon 1 og 2 i juli 1986 og juni og juli 1987.  
+ = registrert  
- = ikke registrert

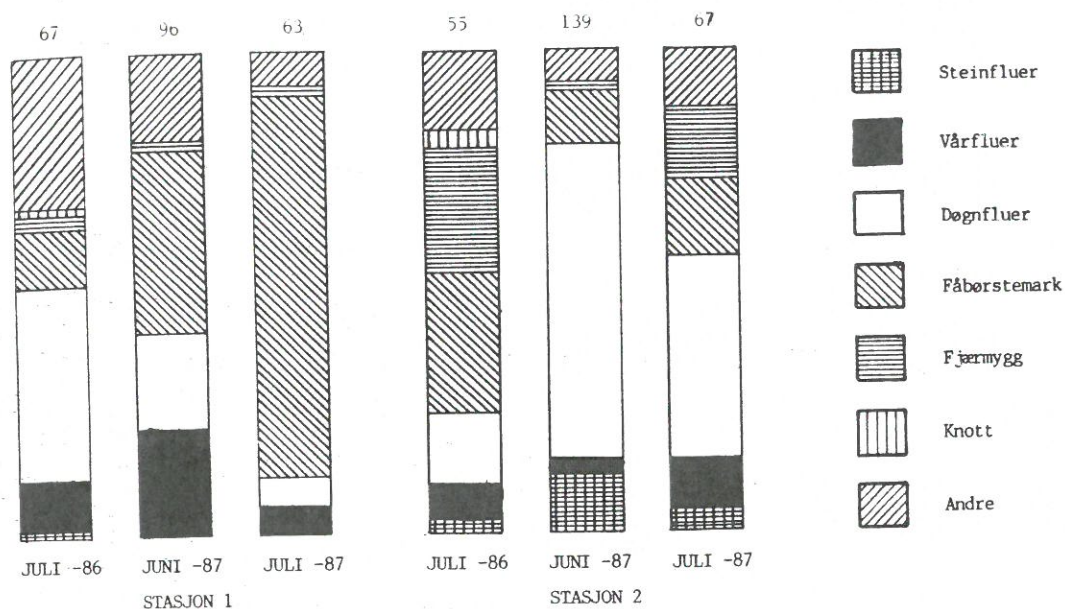
LOKALITET	STASJON 1			STASJON 2		
	1986	1987		1986	1987	
FLØRA	JULI	JUNI	JULI	JULI	JUNI	JULI
Steinfluer	1			2	17	3
Nemoura	-			+	+	+
Vårfluer	7	21	4	4	4	7
Døgnfluer	27	19	4	8	91	28
Baetis rhodani	-	+	+	+	+	+
Knott	1			2		
Biller	6		1			
Fjærmygg	2	2	1	14	3	10
Fåbørstemark	8	37	50	16	15	11
Stankelbeinl.	15	16	4	7	7	7
Sviknott						
Klegglarver		1			1	
Mudderfluel.				2	1	1
Vannmidd						
Sum	67	96	63	55	139	67

Stasjon 2 skiller seg fra stasjon 1 ved tilstedeværelsen og mengden av steinfluer. Videre har stasjon 2 et større antall døgnfluer. Begge stasjonene domineres ellers av fåbørstemark,

fjærmygg og stankelbeinlarver.

På stasjon 2 ble steinflueslekten Nemoura registrert. Begge stasjonene hadde døgnfluen Baetis rhodani i det innsamlede materialet.

Figur 5.10 gir oversikt over dominerende bunndyrgrupper på begge stasjonene. På stasjon 1 økte andelen av fåbørstemark fra juni til juli i 1987. Den samme tendensen finner man på stasjon 2. Her økte også prosentandelen av døgnfluer og fjærmygg.



Figur 5.10. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 og 2 i Fløra. Prøvene er tatt 9. juli 1986, 10. juni 1987 og 5. juli 1987. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve er angitt over søylene.

#### 5.3.4 LANGLIBEKKEN

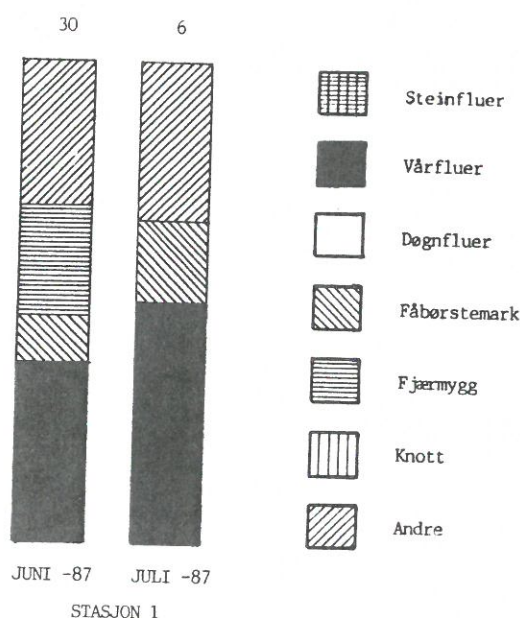
Resultater av bunndyrinnsamlingen i Langlibekken er framstilt i tabell 5.10.

Tabell 5.10. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) i Langlibekken på stasjon 1 i juni og juli 1987.  
+ = registrert  
- = ikke registrert

LOKALITET	STASJON 1	
	1986	1987
LANGLIBEKKEN	JULI	JUNI JULI
Steinfluer		
Nemoura		
Vårfluer	11	3
Døgnfluer		
Baetis rhodani		
Knott		
Biller	1	
Fjærmygg	7	
Fåbørstemark	3	1
Stankelbeinl.	8	2
Sviknott		
Kleggglarver		
Mudderfluel.		
Vannmidd		
Sum	30	6

Antall individer som er innsamlet i Langlibekken er svært lavt både i juni og juli. Det ble ikke registrert steinflue- eller døgnfluelarver i disse periodene, og følgelig var hverken steinflueslekten Nemoura eller døgnfluen Baetis rhodani til stede i materialet.

Figur 5.11 viser hvordan prosentandelen av de forskjellige bunndyrgruppene varierer fra juni til juli. Andelen av vårfluer øker, noe også andelen av fåbørstemark gjør. Fra å utgjøre en stor prosentandel i juni, finnes ikke fjærmygg i materialet i juli.



Figur 5.11. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 i Langlibekken. Prøvene er tatt 10. juni og 5. juli 1987. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve er angitt over søylene.

## 5.3.5 TRÅBEKKEN

Tabell 5.11 viser innsamlet materiale for Tråbekken.

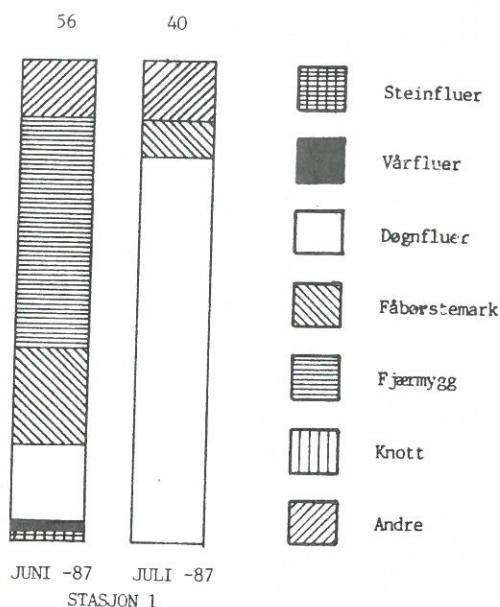
Tabell 5.11. Innsamlet bunndyrmateriale (sparkemetoden) på stasjon 1 i Tråbekken i juni og juli 1987.  
 + = registrert  
 - = ikke registrert

LOKALITET	STASJON 1	
	1986	1987
TRÅBEKKEN	JULI	JUNI JULI
Steinfluer		1
Nemoura		+
Vårfluer		1
Døgnfluer		9 32
Baetis rhodani		+ +
Knott		
Biller		1
Fjørmygg		27
Fåbørstemark		11 3
Stankelbeinl.		5 5
Sviknott		1
Klegglarver		
Mudderfluel.		
Vannmidd		
Sum		56 40

Steinfluer og vårfluer var dårlig representert i materialet for juni, og var ikke til stede i prøvene for juli. Steinflueslekten Nemoura var til stede i juni, mens døgnfluen Baetis rhodani ble registrert både i juni og juli.

Figur 5.12 viser prosentandelen av de ulike bunndyrgruppene i juni og juli.

I juni dominerte døgnfluer, fåbørstemark og fjørmygg. I juli gikk prosentandelen av fjørmygg og fåbørstemark kraftig ned, og materialet ble fullstendig dominert av døgnfluer.



Figur 5.12. Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på stasjon 1 i Tråbekken. Prøvene er tatt 10. juni og 5. juli 1987. Antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve er angitt over søylene.

### 5.3.6 TRENT BIOTIC INDEX

Ved bruk av Trent Biotic Index (omarbeidet av Abrahamson 1976), er figur 5.13 et uttrykk for forurensningsgraden i de ulike bekkene. Fullstendig oversikt over indeksverdier, antall registrerte makrogrupper og gruppenivå, foreligger i vedlegg 3.

Forurensningssituasjonen på Dølas tre stasjoner varierer i følge indeksen fra moderat forurensset til nesten rent vann. Stasjon 3 skiller seg ut som den reneste, med en makroindeks som viste 8, 7 og 8 i henholdsvis juli-86, juni-87 og juli-87.

I 1987 viste stasjon 1 og 2 forskjeller i indeksen før og etter siloslått. På stasjon 1 sank indeksen fra 7 til 6, mens den på stasjon 2 sank fra 8 til 7.

Skiljas to stasjoner viste her relativt jevnt forurensningsnivå. Stasjon 1 lå konstant på indeks 6, dvs. fra noe forurensset til moderat forurensset. Stasjon 2 viste i 1987 en indeks på 7, men er i 1986 nede på indeks 6.

Det ble ikke registrert forskjeller i forurensningsnivået før og etter siloslått.

I Fløra varierte forurensningsgraden kraftig på stasjon 1, fra moderat til svakt forurensset. Indeksverdiene varierte fra 7 til 5 i de tre prøvetakingsperiodene. Stasjon 2 lå på et jevnt nivå, og indeksen var her 5 i alle periodene.

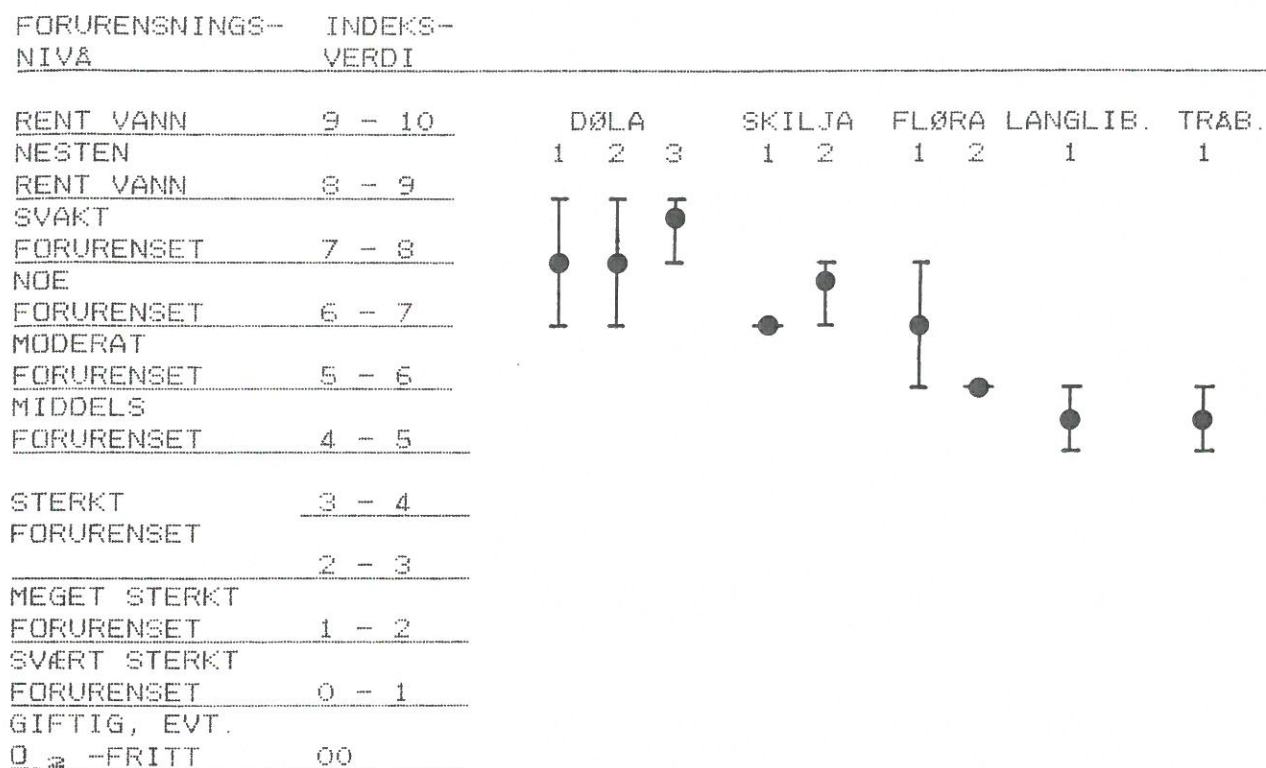
På stasjon 1 sank indekstallet etter første siloslått i 1987 fra 6 til 5.

Langlibekken viste indeksverdier på 5 og 4 ved de to prøvetakingstidspunktene, og stasjonen lå mellom moderat til sterkt forurensset.



Indeksverdien sank etter siloslått.

Forurensningssituasjonene i Tråbekken viste samme tendens som i Langlibekken. Også her gikk indeksverdien ned etter første siloslått fra 5 til 4.



Figur 5.13. Forurensningsnivå i Døla 1, 2 og 3, Skilja 1 og 2, Fløra 1 og 2, Langlibekken 1 og Tråbekken 1 beregnet ut fra Trent Biotic Index (omarb. av Abrahamson 1976). Beregningen viser høyeste, laveste og middelvei for hver stasjon, ut fra to til tre prøvetakinger.

#### 5.4 FISK

Figgavassdraget er smittet av lakseparasitten Gyrodactylus salaris, og laksunger ble bare registrert sporadisk i de to undersøkelsesårene.

Tilstedeværelse og tetthet av laksunger har derfor ingen sammenheng med forurensningstilstanden på de forskjellige lokalitetene.

Jeg har derfor valgt å se bort fra registrert laks under behandlingen av materialet, men det oppgis om det ble registrert laksunger på stasjonen eller ikke.

Laks og ørret var de eneste fiskeartene som ble fanget. Det ble registrert fisk i Døla, Skilja, Fløra, Fossbekken, Tråbekken og Langlibekken.

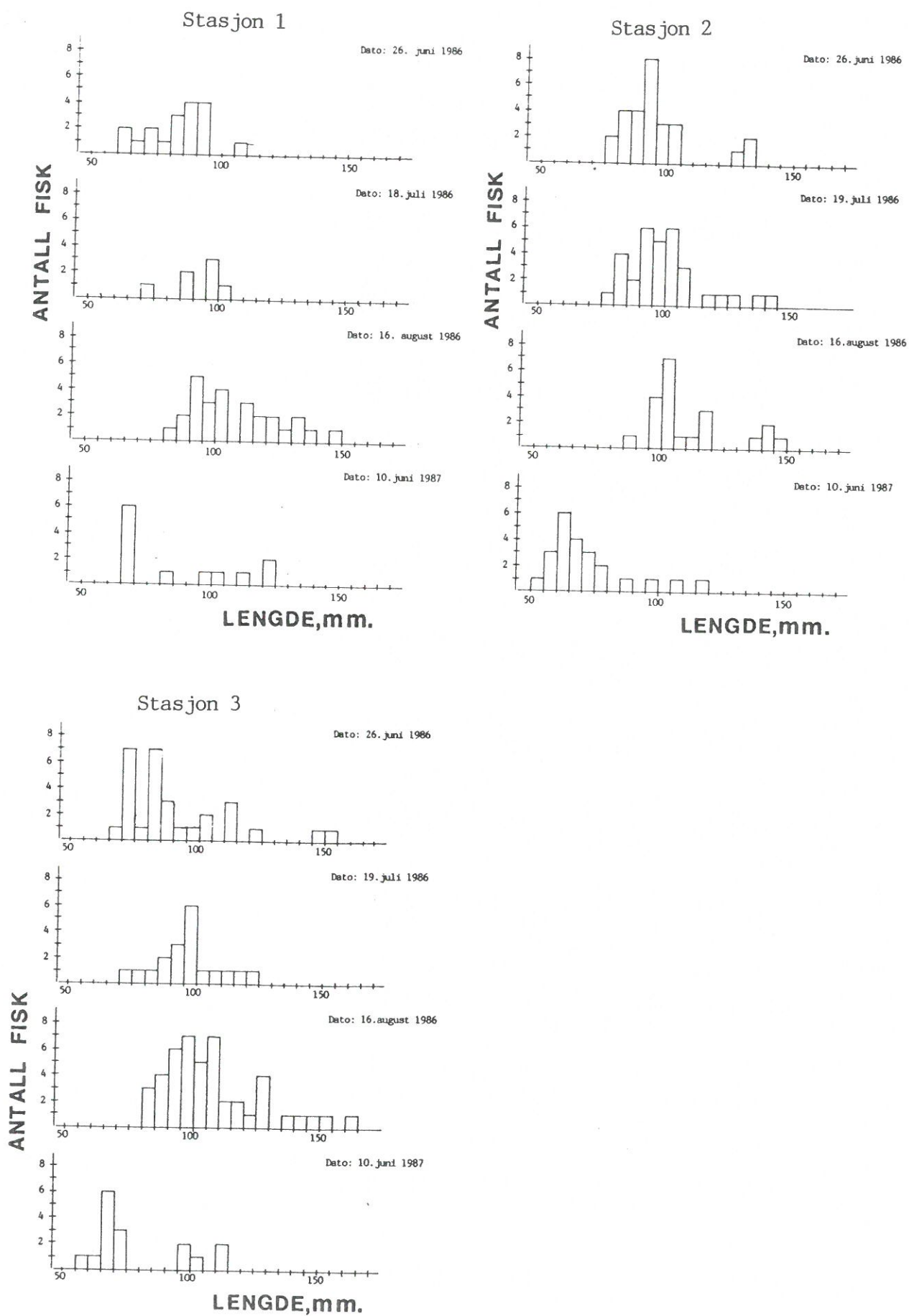
##### 5.4.1 DØLA

Det ble fanget både laks- og ørretunger på alle tre stasjonene i Døla. Figur 5.14 viser oversikt over innsamlet materiale for ørret ved elektrofiske.

Tabell 5.12 viser gjennomsnittslengde av 2-somrige ørretunger i Døla. I juni-86 var gjennomsnittslengden av 1+ på stasjon 2 større enn på stasjon 1 og 3, og forskjellene var signifikante på 5% nivå (T-test). I juli og august 1986 og i juni 1987 var forskjellene i gjennomsnittslengde ikke signifikante.

Tabell 5.12. Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Døla. 95 % konfidensintervall (K.I.).

STASJON	DATO	MM.	K. I.	N
1	JUNI-86	81.1	76.2 - 85.9	17
2		88.0	85.4 - 90.6	21
3		78.9	74.5 - 82.3	23
1,2,3		82.6	80.3 - 84.9	61
1	JULI-86	91.4	83.3 - 99.5	7
2		94.2	90.9 - 97.5	27
3		91.9	86.8 - 96.9	14
1,2,3		93.1	90.5 - 95.7	48
1	AUG.-86	101.4	96.5 - 106.4	22
2		102.9	98.9 - 107.0	17
3		99.0	95.9 - 102.1	39
1,2,3		100.5	98.3 - 102.8	78
1	JUNI-87	67.1	64.3 - 69.9	17
2		64.8	62.3 - 67.3	26
3		65.4	62.5 - 68.4	16
1,2,3		65.6	64.1 - 67.2	59



Figur 5.14. Lengdefordeling av ørret fanget i Døla, stasjon 1, 2 og 3, ved elektrofiske.

Tettheten av ørret på Dølas tre stasjoner er framstilt i tabell 5.13.

Tabell 5.13. Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m<sup>2</sup> i Døla (Zippins metode).

STASJON	DATO	AREAL	ÅRSKL.	N	N/100 M <sup>2</sup>	95 % K.I	P
1	JUNI-86	314	1+	21	6.7	3.5 - 9.9	0.43
			eldre	-	-	-	0.00
2		273	1+	23	8.3	6.6 - 9.9	0.59
			eldre	9	3.5	0.0 - 7.3	0.36
3		320	1+	25	7.9	6.2 - 9.7	0.55
			eldre	10	3.0	2.2 - 3.7	0.61
1	JULI-86	314	1+	-	-	-	0.00
			eldre	-	-	-	0.00
2		273	1+	-	-	-	0.00
			eldre	8	3.1	-3.7 - 10.3	0.26
3		320	1+	14	4.4	4.1 - 4.7	0.75
			eldre	3	1.0	0.6 - 1.2	0.71
1	AUG.-86	314	1+	47	15.1	-12.7 - 43.3	0.19
			eldre	8	2.4	0.3 - 4.8	0.41
2		273	1+	-	-	-	0.00
			eldre	8	3.1	-3.7 - 10.3	0.26
3		320	1+	40	12.7	11.6 - 13.7	0.67
			eldre	14	4.5	4.7 - 5.0	0.69

Tettheten av ørretunger i Døla kan karakteriseres som lav. På grunn av varierende fiskeforhold (vannføring, turbiditet, vær osv.), kan tettheten bare sammenlignes mellom stasjonene til samme tidspunkt.

Den høyeste tettheten ble registrert på stasjon 1 i august (15.1 1+ pr. 100 m<sup>2</sup> og 2.4 2+ og eldre pr. 100 m<sup>2</sup>), men fangbarheten var lav. Stasjon 3 hadde til samme tidspunkt tilnærmet lik tetthet, og her var fangbarheten høyere.

Det var ikke mulig å registrere signifikante forskjeller i tettheten mellom de tre stasjonene ved noe tidspunkt.

Som tabell 5.13 viser, dominerte 1+ i innsamlet materiale. I juni representerte 1+ fra 70 til 100 %, i juli ca. 80 % og i august fra 75 til 85 %.

For laksunger ble alle årsklassene registrert på stasjon 1 og 2, mens eldre fisk dominerte på stasjon 3.

Fra lokalkjente har jeg fått vite at både laks og ørret går opp for å gyte om høsten, og sjøørret kan gå opp til første fysiske hindring som ligger ovenfor stasjon 3.

#### 5.4.2 LANGLIBEKKEN

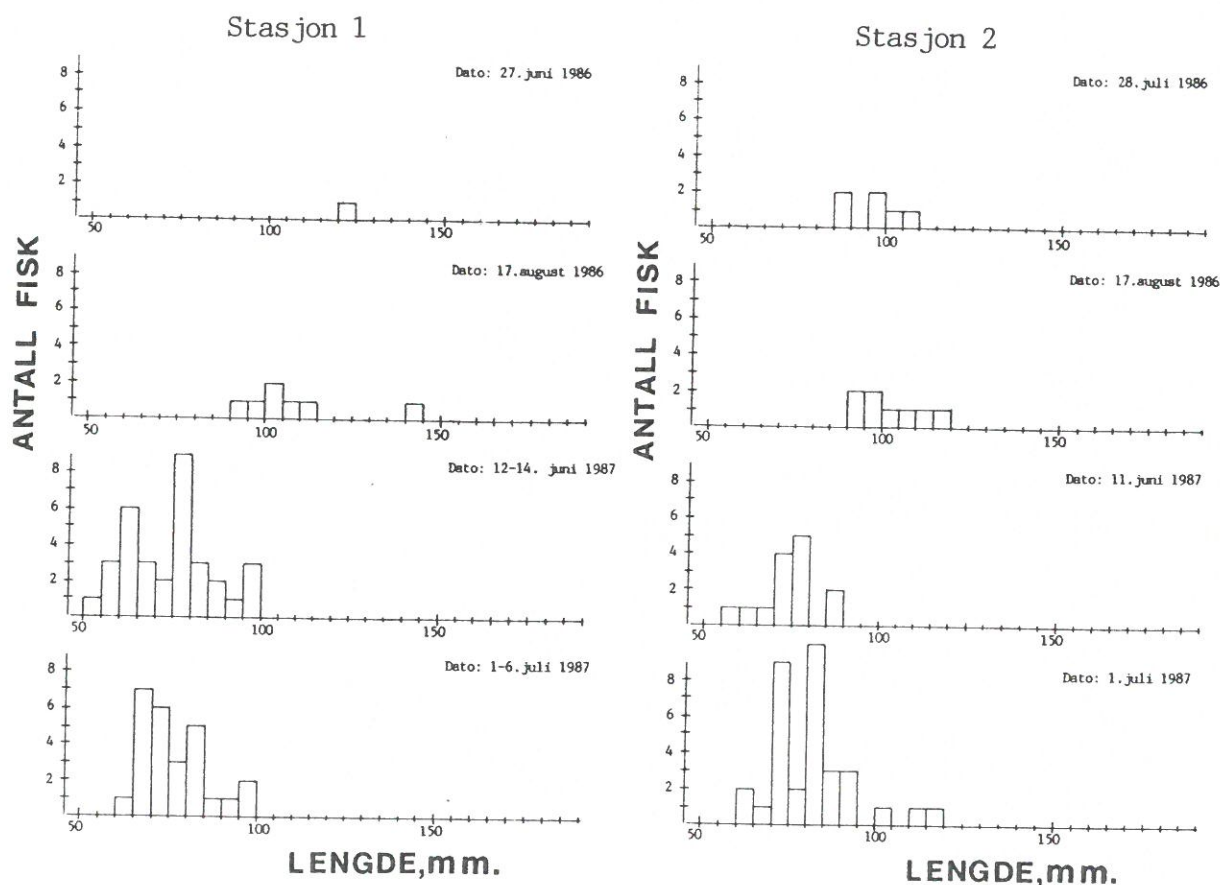
Det ble fanget både laks- og ørretunger i Langlibekken, men laksunger ble bare registrert på den nederste stasjonen, stasjon 1. 2+ og eldre var her de mest dominerende årsklassene. Figur 5.15 viser oversikt over innsamlet materiale av ørret i 1986 og 1987.

Tabell 5.14 gir en oversikt over middellengder for ørret i 1986 og 1987.

Da gjennomsnittslengdene i 1986 er beregnet ut fra få fisk, er det vanskelig å si noe om forskjeller mellom stasjonene.

I 1987 er antall fisk som gjennomsnittslengdene er beregnet ut fra mye større. Både i juni og juli var gjennomsnittslengden på 1+ størst på stasjon 2, men forskjellen var bare signifikant i juli (5% nivå).

Ved å sammenligne middellengdene av 1+ i Langlibekken med middellengdene av 1+ i Døla, ser man ut fra tabell 5.12 og 5.14 at middellengdene er høyere i Langlibekken. Denne forskjellen var imidlertid bare signifikant i juni 1987 (5% nivå).



Figur 5.15. Lengdefordeling av ørret fanget i Langlibekken, stasjon 1 og 2, ved elektrofiske.

Tabell 5.14. Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Langlibekken. 95 % konfidensintervall (K.I.).

STASJON	DATO	MM.	K.I.	N
1	JULI-86	97.0	91.9 - 102.8	2
2		95.3	89.9 - 101.7	6
1,2		95.8	91.0 - 100.6	8
1	AUG.-86	102.2	96.5 - 107.8	6
2		100.6	94.0 - 107.2	8
1,2		101.3	97.0 - 105.6	14
1	JUNI-87	69.4	66.1 - 72.7	27
2		71.5	67.9 - 75.1	13
1,2		70.1	67.5 - 72.6	40
1	JULI-87	72.3	69.8 - 74.7	22
2		76.0	73.2 - 78.8	27
1,2		74.3	72.4 - 76.3	49

Tettheten av ørret i Langlibekken er framstilt i tabell 5.15.

Tabell 5.15. Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m<sup>2</sup> i Langlibekken (Zippins metode i 1986 og på stasjon 2 i 1987, og Petersenmetoden på stasjon 1 i 1987).

STASJON	DATO	AREAL	ARSKL.	N	N/100 M <sup>2</sup>	95% K.I.	P
1	JULI-86	53	1+	-	-	-	0.00
			eldre	1	1.9	1.9 - 1.9	1.00
2		95	1+	6	6.3	6.3 - 6.3	0.85
			eldre	0	0.0	-	-
1	AUG.-86	53	1+	6	11.4	11.3 - 11.5	0.85
			eldre	1	1.9	1.9 - 1.9	1.00
2		95	1+	10	10.1	3.2 - 16.8	0.45
			eldre	0	0.0	-	-
1	JUNI-87	53	1+ } eldre }	38	71.7	-	-
2		95	1+ } eldre }	13	13.8	12.6 - 14.7	0.80
			eldre }	0	0.0	-	-
1	JULI-87	53	1+ } eldre }	33	62.3	-	-
2		95	1+ } eldre }	33	35.1	27.4 - 42.1	0.54
			eldre }	2	2.1	2.1 - 2.1	1.00

Tettheten av ørret var svært varierende. I 1986 var tettheten markert lavere enn i 1987. For 1+ og eldre varierte tettheten fra 1.9 til 71.7 fisk pr. 100 m<sup>2</sup>, noe som kan betraktes som fra lav til høy tetthet.

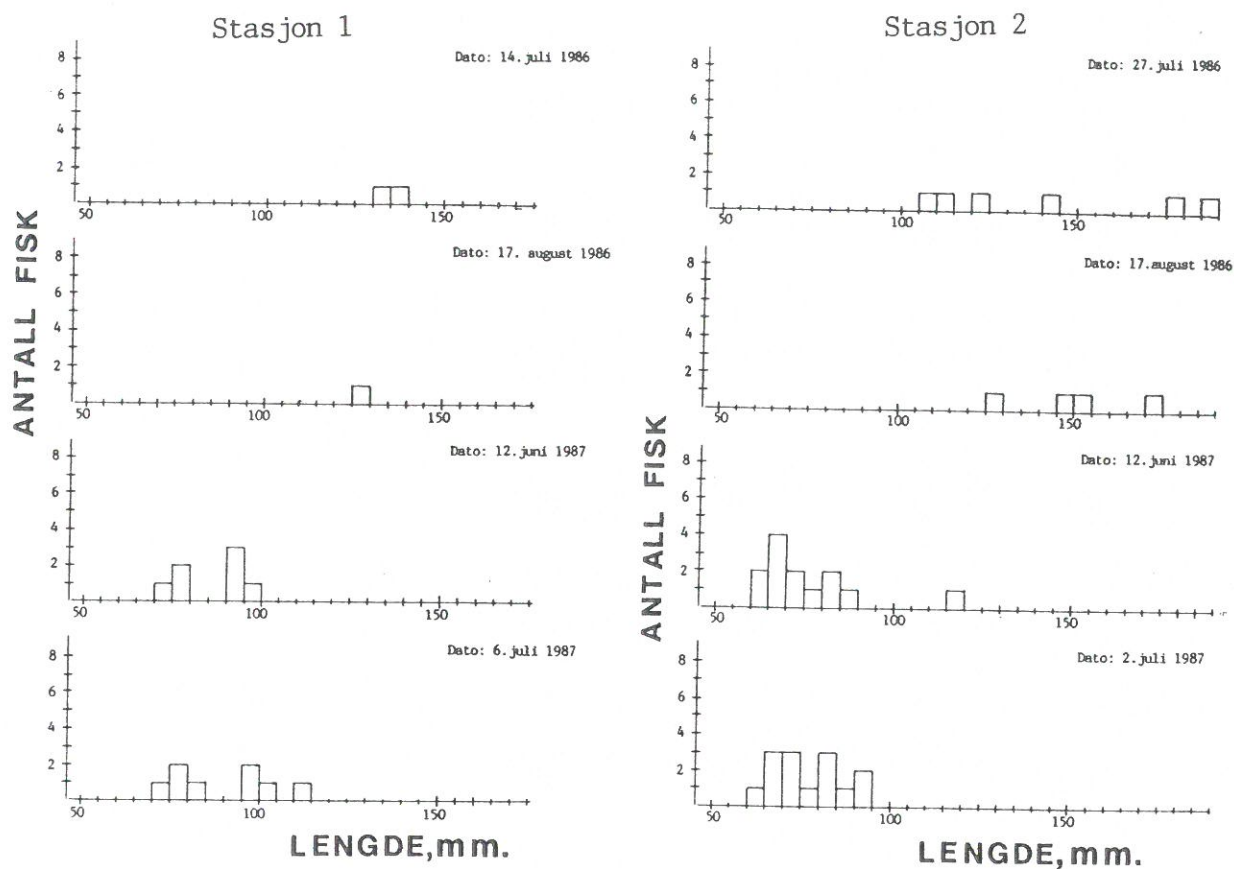
Med unntak av i juli 1986 hadde stasjon 1 høyere tetthet enn stasjon 2, men dette er ikke påvist statistisk.

Alderssammensetningen viste at 1+ dominerte både i 1986 og 1987, og prosentandelen av 1+ varierte fra 0 til 100.

Fra lokalkjente har det blitt opplyst at ørreten ikke går like langt opp i bekken som før.

#### 5.4.3 TRABEKKEN

I Tråbekken ble det bare registrert ørretunger, og det ble fanget fisk på begge stasjonene. Figur 5.16 viser innsamlet materiale i 1986 og 1987.



Figur 5.16. Lengdefordeling av ørret fanget i Tråbekken, stasjon 1 og 2, ved elektrofiske.

Gjennomsnittslengden av 1+ er vist i tabell 5.16.

Tabell 5.16. Gjennomsnittslengde i mm. for 1+ av ørret i Tråbekken.  
95 % konfidensintervall (K.I.).

STASJON	DATO	MM.	K. I.	N
1	JULI-86	117.0	-	1
2		114.0	107.2 - 120.8	3
1,2		114.8	109.7 - 119.8	4
1	AUG.-86	127.0	-	1
2		-	-	0
1,2		127.0	-	1
1	JUNI-87	76.2	72.6 - 79.8	5
2		72.5	67.7 - 77.3	12
1,2		73.6	70.0 - 77.2	17
1	JULI-87	89.4	80.0 - 98.7	8
2		76.1	71.0 - 81.1	14
1,2		80.9	75.6 - 86.2	22

Da antall fanget fisk i 1986 er lavt, er det vanskelig å si noe om middellengder og vekst hos ørretungene. I 1987 er innsamlet materiale noe større, og det synes som om ørretungene på stasjon 1 vokser bedre enn på stasjon 2. Forskjellen i

gjennomsnittslengde er imidlertid bare signifikant (5% nivå) i juni.

Dersom man sammenligner middellengden hos 1+ i Tråbekken i juli og august -86 og i juni og juli -87 med middellengden hos 1+ i Døla og Langlibekken, går det klart fram at middellengden er størst i Tråbekken. Forskjellene var signifikante på 5% nivå, med unntak av i august 1986.

Tettheten av ørretunger er vist i tabell 5.17.

Tabell 5.17. Beregnet tetthet av ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 m<sup>2</sup> i Tråbekken (Zippins metode i 1986 og på stasjon 2 i 1987, og Petersenmetoden på stasjon 1 i 1987).

STASJON	DATO	AREAL	ÅRSKL.	N	N/100 M <sup>2</sup>	95 % K.I.	P
1	JULI-87	81	1+	1	1.2	1.2 - 1.2	1.00
			eldre	1	1.2	1.2 - 1.2	1.00
2		50	1+	4	7.6	0.0 - 18.0	0.41
			eldre	3	6.1	4.0 - 8.0	0.71
1	AUG.-86	81	1+	1	1.2	1.2 - 1.2	1.00
			eldre	0	0.0	-	-
2		50	1+	0	0.0	-	-
			eldre	4	8.1	8.0 - 10.0	0.78
1	JUNI-87	81	1+ } 14	17.3	-	-	
			eldre				
2		50	1+ } 12	23.4	16.0 - 30.0	0.61	
			eldre				2
1	JULI-87	81	1+ } 12	14.8	-	-	
			eldre				
2		50	1+ } 15	30.5	22.0 - 38.5	0.57	
			eldre				0

Tettheten av ørretunger varierte mye i 1986 til 1987, og det ble registrert fra 1.2 til 30.5 ørretunger (1+ og eldre) pr. 100 kvadratmeter, dvs. lav til middels tetthet.

Ut fra tabell 5.17 kan det se ut som om stasjon 2 har høyere tetthet enn stasjon 1, men dette forholdet er ikke påvist statistisk.

Alderssammensetningen viser at materialet domineres av 1+.

#### 5.4.4 NYGARDSBEKKEN

Bare ørretunger ble registrert i Nygårdsbekken ved elektrofiske i juli 1987.

Tettheten av fisk ble estimert til 11.8 ørretunger pr. 100 m<sup>2</sup>, og det ble bare fanget to-somrige (1+) ørretunger. Årsyngel (0+) ble observert. Ved avfisking lenger opp i bekken, ble det ikke registrert eldre fisk enn 0+.

Middellengden på 1+ var i slutten av juli 1987 93.3 mm.

#### 5.4.5 SKILJA OG FLØRA

Det ble registrert både ørret- og laksunger i utløpet til Skilja og Fløra, men bare noen meter lenger opp i bekken var det fritt



for fisk. På stasjonene lenger opp i bekkene ble det ikke fanget fisk hverken i 1986 eller 1987. 0+ ble ikke observert på noen av stasjonene.

I september 1987 ble det registrert oppgang av gytemoden sjøørret i begge bekkene. Ørreten lå i vektclassen 0.5 - 1.5 kg (pers. medd. fiskerikonsulenten i Nord-Trøndelag).

Etter samtale med lokalkjente, har jeg blitt fortalt at det før ble fanget både laks og sjøørret i Skilja om høsten. Sjøørret gikk helt opp til fossen ovenfor stasjon 2, mens laksen ikke gikk så langt. Det ble fanget sjøørret på opp til 3 kg. Fra 1970 og utover har det gradvis blitt mindre fisk, og ørretungene har forsvunnet helt.

Også i Fløra har det tidligere vært gyting av både laks og sjøørret. Sjøørret gikk nesten helt opp til tjønnene som Fløra renner ut fra, mens laks gikk til midt opp i bekken. Fisket i Fløra var på topp ved slutten av 1940- og begynnelsen av 1950-tallet. Fra 1950 har mengden gangsfisk avtatt, og laks- og ørretungene har forsvunnet helt.

#### 5.4.6. DJUPSVEBEKKEN OG RYGGABEKKEN

Det ble ikke registrert fisk i disse bekkene.

## 6.0 DISKUSJON

Landbruket er i dag en av de viktigste forurensningskildene til våre vannforekomster (Rognerud 1987), og virkningen av forurensningen skaper ofte brukerkonflikter, som f.eks. fiskedød, dårlig drikkevann og badekvalitet.

Til tross for omfattende satsing med bevisstgjøring av arbeidet med å redusere landbruksforurensninger siden begynnelsen av 1970-tallet, har fortsatt ca. 50% av gårdsbrukene på landsplan feil og mangler ved siloanlegg og gjødsellager (Anon. 1987). I 1986 var tallet i Nord-Trøndelag ca. 40%, og andelen av anlegg med feil har i de siste fire årene hatt en synkende tendens (Nordtug 1986). I tillegg synes det som de påviste feil er noe mindre alvorlige enn før, og omfanget av virkelig store utslipp har avtatt merkbart.

Tilførsel fra jordbruket av organisk stoff, fosfor og nitrogen til vassdragene kommer både fra punktkilder og diffuse kilder. De viktigste punktkildene er silo, gjødselkjellere, melkerom og halmluting.

I kapittel 5.4 har jeg valgt å behandle pressaft, sig fra gjødsellager, avløp fra melkerom, og i tillegg boligkloakk. Sistnevnte kilde er tatt med, fordi den kan ha store virkninger på vannkvaliteten, og dermed på fisk og bunndyr (Økland 1983c).

Generelt burde vannprøver fra hver stasjon blitt tatt med kortere intervaller, spesielt i forbindelse med siloslåttene. Dette ville gitt en bedre indikasjon på varierende vannkjemiske forhold i løpet av sommersesongen. Det burde også blitt registrert flere parametre, som f.eks. løst fosfat, ammonium, nitrat, kalium og oksygeninnhold. Dette ville støtte godt opp rundt de resultatene som foreligger, og det ville vært enklere å peke direkte på forurensningskilden.

I tillegg hadde det vært en fordel å ha data om vannføring i hver enkelt bekk, idet vannføringen har stor virkning på stoffkonsentrasjonen (Lundekvam 1981a).

## 6.1 VANNKVALITET

I Figgas nedbørsfelt varierer intensiteten av jordbruksdrift, og det synes som om det er en nær sammenheng mellom den intensive jordbruksdriften og vannkvaliteten i bekkene. Dette hevder også Lundekvam (1976), som sier at med økende prosent dyrka mark følger gjerne større gjødselmengder pr. arealenhet, det blir flere personer og dyr, og dermed mer kloakk, gjødselsig, silopressaft osv. Virkningene av disse faktorene kan være vanskelig å skille fra hverandre, men man kan i alle fall si at husdyrhold medfører ekstra forurensningsproblem som en ikke har ved ensidig plantedyrking.

Delnedbørsfelt 5 - med Døla - har klart den laveste prosentandelen med dyrka mark (8,6%). Feltet har også det laveste dyretallet og den laveste befolkningstettheten pr. arealenhet. Dette skulle indikere lav forurensningsbelastning i Døla, noe som vannkjemiske data understreker. I tillegg er Dølas vannføring større enn i de andre bekkene. Den veksler mellom strykpartier og rolige partier, og er forholdsvis grunn. Dette gjør at Døla har større evne til selvrensning i forhold til flere av de andre bekkene (Hjulstad 1970). Disse forholdene fører til at variasjonene i vannkvalitet utover sommeren er forholdsvis små. Stasjon 2 skiller seg likevel

noe ut fra stasjon 1 i 1986, ved å vise høyere verdier for totalfosfor og totalnitrogen etter første siloslått. Årsaken til dette kan være at konsentrasjonen av gårdsbruk ovenfor stasjon 2 er større enn ovenfor stasjon 1. Stasjon 2 kan derfor få større tilførsler fra punktkilder. Stasjon 2 er også mer stilleflytende enn stasjon 1, noe som gjør evnen til selvrensning mindre.

Vannkvaliteten er en helt annen i de andre bekkene, der andelen dyrka mark er opp til 30% (felt 1 og 4). I felt 1 og 3 (med Fløra og Skilja) er det spesielt et stort husdyrhold, noe som fører til store mengder produsert husdyrgjødsel. Lekkasje i gjødsellager og avrenning av gjødselvann er en betydelig forurensningskilde med hensyn til fosfor og organisk materiale. Som følge av utviklingen med større produksjon på mindre arealer, har mengde husdyrgjødsel pr. arealenheter økt. Høy kraftforprosent og liten andel grovfor har i tillegg ført til at gjødsla har fått dårligere bruksegenskaper (blautgjødsla) (Rognerud 1987). Dette - sammen med felleslagring for gjødsla og urin - har gjort at vi med dagens driftsformer har økt forurensningsproblemet vesentlig, særlig på bruk med gamle, utette gjødselekjellere som bare er beregnet for fast gjødsla (Alsaker-Nøstdahl 1980).

Som en konsekvens av stor melkeproduksjon spesielt i delnedbørsfelt 1 og 3 (med Fløra og Skilja), vil også avrenning fra melkerom påvirke vannkvaliteten negativt. Her er det fosfor og organisk stoff som representerer forurensningsfaren.

Med høy befolkningstetthet blir tilførselen av husholdningskloakk stor. Vanlig husholdningskloakk fra spredt bebyggelse blir bare i liten grad fullverdig rensert (Økland 1983c), noe som også gjelder for bebyggelsen i Figgas nedbørsfelt (pers. medd. S. A. Andreassen).

Husholdningskloakk tilfører områdene mest næringsstoffer (N og P) og organisk stoff. Både fosforet og nitrogenet foreligger stort sett i løst form (Lygren 1980). Tilførsel til resipient vil skje over hele året, men forurensningsvirkningene blir størst utover sommeren med lav vannføring i bekkene og utslipp av andre næringsstoffer som f.eks. silopressaft.

Tidspunkt for uttak av vannprøver er lagt i tilknytning til silosesongene. Dette fordi tilførsler av pressaft til resipient kan påvirke vannkvaliteten sterkt, og konsentrasjonene av totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk (COD) vil øke (Hjulstad 1970). Årsaken til dette er at pressaft inneholder store mengder lett nedbrytbare organiske stoffer og næringsstoffer.

Innen hvert delnedbørsfelt utgjør mengde totalfosfor og totalnitrogen fra silopressaft bare en liten del av total tilført mengde. Verdiene for biologisk oksygenforbruk (BOF) er imidlertid høye. Grunnen til at utslipp av pressaft likevel påvirker vannkvaliteten i den grad den gjør, er tidspunkt og -rom utslippet skjer (Lundekvam 1977). Hjulstad (1970) hevder at pressaftmengdene som renner av ferdig nedlagt silomasse er på topp andre og tredje døgn etter innlegging, og etter 14 dager er 90-95% av pressafta ute av siloen. I tillegg vil det ofte i mange jordbruksdistrikter være tørt og varmt vær under siloslått. Vannføringen i bekker og grøfter er da som regel liten, samtidig som vannet ofte har liten fart. Dette gjør at evnen til

selvrensning er redusert (Hjulstad 1970 og Alsaker-Nøstdahl 1980). Varmt vær fører til rask nedbrytning av det organiske materialet i pressafta, noe som kan føre til akutt oksygenmangel (Alsaker-Nøstdahl 1980).

Ut fra dette var det ventet å finne økte verdier for totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk i vannprøvene tatt etter siloslåttene. I 1986 var det vanskelig å finne dette forholdet etter første siloslått i både Døla, Skilja og Fløra. Verdiene var generelt høyere lenger ut på sommeren (før andre siloslått). Årsaken til dette kan være at maksimal avrenning fra første siloslått forelå noe senere enn antatt. Etter andre siloslått viser verdiene for de samme parametrene en svak økning i de fleste bekkene. Det var heller ikke ventet store utslag ved siste slått, fordi pressaftmengdene under annen siloslått i august er atskillig mindre enn under førsteslått (Bergheim og Snekvik 1976). Belastningen vil derfor være mindre under andre slått (Snekvik et al. 1977). Grunnen til at det kan oppstå forskjeller både innen bekken og mellom bekkene kan være at gunstig tidspunkt for prøvetaking ikke trenger å være det samme for alle områdene, idet bl.a. tidspunkt for ferdig innlegging og avrenningsforhold mot resipient kan variere innen samme nedbørsfelt (Vennerød 1984). I 1987 viste vannkjemiske data at utslipp av pressaft gir økte verdier av totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk. Nesten samtlige bekker hadde dette forholdet.

I forbindelse med siloslått vil pH-verdiene synke på grunn av pressaftas syrevirkning (Snekvik et al.). Variasjonene vil likevel være små i forhold til endringene i P, N, K og COD (Lundekvam 1976). I 1986 var målte pH-endringer små, men i 1987 ble det i de fleste bekkene registrert en nedgang i pH-verdiene etter første siloslått, noe som indikerer økt avrenning av pressaft.

Etter siloslått stiger også verdiene for ledningsevne (Snekvik et al. 1977 og Roseth 1987), noe som ble registrert i samtlige bekker i 1986. I 1987 var verdiene for ledningsevne generelt lave, og de sank etter første siloslått. Dette forholdet kan forklares ut fra store nedbørmengder både før, under og etter første siloslått.

Arealavrenning - spesielt fra dyrka mark - utgjør den største forurensningstilførselen fra landbruket (Anon. 1987). Tidligere er sammenhengen mellom andel dyrka mark i nedbørsfeltet og tilførsler fra punktkilder vist, men også diffuse tilførsler til vassdragene påvirker vannkvaliteten i betydelig grad. Faktorer som påvirker dette forholdet er bl.a. klima, jordbunnsforhold, produksjon, terrengforhold og lokalisering til vassdrag (Rognerud 1980).

Næringsstoffene fra dyrka mark kan komme ut i vassdragene på forskjellige måter, men hovedveiene er via overflatevann og med jordpartikler (jorderosjon). Videre kan de transporteres med sige- og grøftevann som har passert tynnere eller tykkere jordlag på veien til resipienten (Uhlen 1971). Man kan dessuten ha direkte forurensning av organisk stoff fra dyrka jord, om forholdene er slik at husdyrgjødsel og planterester skylles ut i bekkene (Uhlen 1971). Dette forholdet kan være en av årsakene til høy verdi for kjemisk oksygenforbruk i Langlibekken før andre slått i 1986. Før vannprøvene ble tatt hadde det vært kraftig regn, og overflatevannet kan ha ført med seg mye tungt omsettelig organisk materiale fra arealer som ligger åpne for erosjon. Samme forhold forelå i Tråbekken til samme tidspunkt.

Tap av fosfor skjer hovedsaklig ved intens avrenning og i perioder med relativt mye vann i vassdragene, dvs. spesielt høst og vår (Rognerud 1980). Selv om fosforet er sterkt bundet i jorda (avhengig av jordart), kan det følge jordpartikler ut i vannet (Håland 1987). Det er derfor grunn til å regne med at virkningen vil være forskjellig fra den en har ved mer jevn tilførsel som f.eks. fra husholdningskloakk. Denne tilførselen vil skje over hele året med både stor og liten vannføring.

Alle stasjoner i bekkene - med unntak av stasjon 3 i Døla - får avrenning fra dyrka mark og punktkilder. Det var derfor uventet at stasjon 3 i Døla hadde høyeste registrerte nitrogenverdi i bekken (1095 ug N/l). Ved å se på omkringliggende arealer, kan dette forklares ut fra en stor, to år gammel snauhogst med avrenning direkte til bekken. Snauhogst gir 30-100% økt avrenning det første året etter hogsten (Haveraaen 1981), og sterkest virkning fås ved hogst av eldre og tett skog med minimal eller ingen bunnvegetasjon (Rognerud 1980). Når det gjelder kvaliteten på avløpsvannet, har det blitt registrert en klar økning i konsentrasjonen av  $\text{NO}_3^-$ , som kan øke med en faktor på 5 (Haveraaen 1981). Dette fordi nedbryting av hogstavfall og humus finner sted, og det er ikke tilstrekkelig levende biomasse til å ta seg av overskuddet.

Det var også uventet at samme stasjon viste økte konsentrasjoner for totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk i 1987, på samme måte som de andre stasjonene gjorde. Årsaken kan være økt utvasking fra ovenforliggende utmarksarealer, og da spesielt fra snauhogst og myr. I følge Lundekvam (1976) holder myr dårlig på fosfor i forhold til mineraljord, og kan i tillegg eroderes. Dette kan føre til økt innhold av fosfor og COD i vannet, noe som ble registrert på stasjon 3 etter kraftig nedbør. Også Fløra, Skilja, Ryggabekken og Langlibekken har større eller mindre myrområder i nedbørsfeltet, som vil påvirke vannkvaliteten i bekkene.

For Døla, Skilja og Fløra foreligger det vannkjemiske data fra vår, sommer og høst 1981 (vedlegg 4). Gjennomsnittsverdiene for fosfor var i 1981 henholdsvis 70 ug/l, 160 ug/l og 330 ug/l. I 1986/-87 har verdiene sunket til 15 ug/l i Døla, 75 ug/l i Skilja og 123 ug/l i Fløra. Gjennomsnittsverdiene for totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk viser også samme tendens. Dette viser at vannkvaliteten i Døla, Skilja og Fløra har bedret seg i løpet av de siste 5 - 6 årene, noe som trolig skyldes utbedringer av silo- og gjødselanleggene i området. Likevel viser verdiene fra 1986/-87 at det fortsatt tilføres betydelige mengder organisk stoff og lettløselige salter fra landbruksvirksomhet i nedbørsfeltene til Fløra og Skilja (felt 1 og 3).

## 6.2 BUNNDYR

Sammensetningen av bunnfaunaen på ulike lokaliteter vil være et samspill mellom en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Disse faktorene vil i ulik grad være med på å bestemme utformingen av bunndyrsamfunnet (Hynes 1970).

Ved klassifisering av bunndyrsamfunn, blir begrepet rentvannsfauna beskrevet som et samfunn som domineres av vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) (Abrahamsen 1976). En dominans av disse gruppene ble funnet i Døla, men med

noe variasjon mellom stasjonene. På stasjon 3 er det en tydelig dominans av steinfluer blant de tre gruppene, mens stasjon 1 og 2 har en større prosentandel av vårfluer og døgnfluer. Etter analyse av vannkvaliteten i Døla, var det også ventet at disse gruppene dominerte. Abrahamsen (1976) hevder at vårfluer - i likhet med steinfluer og døgnfluer - er blant de gruppene som først rammes av forurensning. Minst resistent er de artene som krever strømmende, klare vannløp med steinbunn eller annet naturlig substrat.

Også i Skilja, Fløra og Tråbekken ble alle disse tre gruppene registrert, men med en helt annen innbyrdes sammensetning i forhold til i Døla. Generelt var andelen av steinfluer mye lavere, og på stasjon 1 i Skilja og Fløra ble den ikke registrert i hele tatt. I Tråbekken ble bare ett eksemplar registrert, og da i juni. Felles for alle disse bekkene var en overveiende dominans av døgnfluer.

Fossbekkens eneste innslag av rentvannsfaunaen var vårfluer, som utgjorde nesten 50% av innsamlet materiale.

Blant steinfluene blir slekten Nemoura framstilt som mest forurensningstolerant (Wiberg-Larsen 1984), og denne ble registrert i samtlige bekker det ble funnet steinfluer. Noe uventet ble denne slekten ikke registrert på alle stasjonene, idet den er en av de vanligste steinflueslektene (Abrahamsen 1976).

Døgnfluen Baetis rhodani synes også å tåle organisk forurensning godt (Abrahamsen 1976, Brittain og Saltveit 1984), og denne arten ble registrert på samtlige stasjoner det ble funnet døgnfluer. Dette var forventet, idet Baetis rhodani er typisk for rennende vann og er utbredt over hele landet fra hav til høyfjell (Brittain og Saltveit 1984).

Kownacka (1985) observerte at bunndyrsamfunnet endret seg med forurensningsbelastningen, og registrerte at ved økende kloakktilførsel ble fjærmygg (Chironomidae) og fåbørstemark (Oligochaeta) mer dominante, mens steinfluer og vårfluer gikk tilbake. Brittain og Saltveit (1984) hevder også at organisk belastning gir en lite divers bunnfauna, som hovedsaklig består av bestemte grupper av fåbørstemark og fjærmygg. Davies og Hawkes (1981) fant også at fjærmygg tålte organisk forurensning godt. Dette forholdet ble registrert i flere av bekkene, og en høy prosentandel fjærmygg og fåbørstemark var spesielt framtrædende i enkelte perioder på stasjon 1 i Skilja, på stasjon 1 og 2 i Fløra, i Tråbekken og delvis i Langlibekken. Dette kan gi indikasjoner på at belastningen av lett omsettelig organisk stoff i disse bekkene er stor. Andelen av fjærmygg var også stor i Døla både på stasjon 2 og 3, men her dominerte ikke fjærmygg over rentvannsfaunaen.

Sterna-Poot (1978) har beskrevet stankelbeinlarver (Tipulidae) som relativt forurensningstolerante, og denne gruppen ble funnet på samtlige stasjoner. Prosentandelen var likevel høyest i de samme bekkene som hadde stor andel av fåbørstemark og fjærmygg. Spesielt i Fløra (stasjon 1) og Langlibekken ble dette forholdet registrert. Også Sparrevik (1984) fant i et gjødslingsforsøk ut at stankelbeinlarver forekommer i større antall ved organisk belastning, og biomassen var høyere på gjødslede strekninger i forhold til ugjødslede.

Den relative tettheten av bunndyr varierte mye mellom stasjonene og bekkene. Spesielt i Langlibekken, men også i Tråbekken, er

innsamlet materiale svært lavt. Dette kan forklares ut fra forskjellige forhold.

Berkmann et al. (1986) hevder at substratkomposisjonen sannsynligvis er den mikrohabitatvariabelen som påvirker mengde og fordeling av evertebrater sterkest. Det understrekes videre at små forandringer i substratets partikkelstørrelse, organisk innhold og til og med tekstur, kan påvirke bunnfaunaens struktur (Lillehammer 1974a).

Dette kan være en av årsakene til de lave tetthetene i Langlibekken. På stasjonen er andelen av stein og grus lav, og substratet har et relativt høyt innslag av bløt bunn (mudder). Samme type substrat ble også registret på stasjon 2 i Fløra, som i juni både i 1986 og 1987 hadde en forholdsvis lav tetthet av bunndyr. Innslaget av stein var her noe større enn i Langlibekken. I Tråbekken varierte substratet lite, med lav andelen av grus og stein. Store steiner og fin sand var mer dominerende. Dette kan forklare den relativt lave tettheten.

Strømhastigheten på stasjon 2 i Fløra er lav, noe som også kan påvirke tettheten av bunndyr. Nedsatt strømhastighet medfører økt sedimentasjon, og hulrommene i substratet kan tettes. Økt sedimentasjon fører videre til et mindre heterogent substrat, og til en mindre variert fauna (Ward 1976).

Dersom innsamlingen av bunndyr i Langlibekken og Tråbekken hadde skjedd i områder som nettopp var blitt oversvømt i forbindelse med økt vannstand, kunne dette vært en forklaring på den lave tettheten. I temporært oversvømte områder, viser det seg at det tar noen dager før bunndyrene etableres (Lillehammer 1974b). Etter noen dager vil imidlertid de raskt bevegelige døgn- og steinfluene etablere seg, men for de fleste andre gruppene tar det lengre tid.

### 6.3 FISK

Tetthet og vekst hos fisk påvirkes av flere parametre, som f.eks. næringstilgang, substrat, vannhastighet og temperatur (Saltveit 1987). Flere av disse parametrene vil variere sterkt i løpet av året, noe som medfører at tetthet og vekst også vil variere i samme tidsrom.

For å kunne sammenligne tetthetsestimater (relative sammenligninger) over tid og regionale sammenligninger innen et vassdrag, må man derfor utføre undersøkelsene til noenlunde samme tid av året, og under samme forhold (vannføring, temperatur), og med samme metode (Saltveit 1986).

Tilførsel av organisk stoff til bekkene påvirker tetthet og vekst av fisk (Henricson 1985). Ved et gjødslingsforsøk i Suksaurebekken i Sveirge, ble organisk stoff (betefor) tilført bekken. Resultatet viste en økt tetthet og vekst av ørretunger på grunn av økt bunnfaunaproduksjon (Henricson 1985). Tilførsel av organisk stoff - og da spesielt fra landbruk og kloakk - kan derfor være en av årsakene til at tettheten av ørretunger (1+ og eldre) og middellengdene for 1+ var relativt høye i Langlibekken, Tråbekken og Nygårdsbekken. Med mindre forurensningsbelastning (Døla), var tetthet og vekst lavere.

Denne korrelasjonen mellom vekst og tilførsel av organisk materiale har også blitt funnet i Sognsvannsbekken (Johansen 1979), i Arungselva (Jenssen 1984) og i sidebekkene til Verdalselva (Roseth 1987).

Stor tilførsel av f.eks. kloakk kan endre bunnfaunaen, og fjærmygglarver av slekten Chironomus og fåbørstemark av slekten Tubifex kan opptre nedenfor utslipp i store mengder (Økland 1983c). Ørretungene vil da reagere negativt med redusert næringsopptak (Hynes 1960). Årsaken er at laksefisk jakter med synet, og kan ikke finne bunndyr som sitter gjemt nede i substratet (Hynes 1960). Dette forholdet kan være en av årsakene til at Nygårdsbekken har lavere tetthet og vekst enn Langlibekke og Tråbekken i juli -87. Stor forurensningsbelastning kan også være årsaken til at tettheten av ørretunger i Langlibekken og Tråbekken var svært lav i 1986. Det ble ikke funnet døde ørretunger i noen av bekkene, men idet fisk er mobil, kan den ha søkt til områder som ikke er like belastet.

Utslipp av kloakk kan også påvirke fiskens gyte- og oppvekstforhold på andre måter. Laksefisk er spesielt sårbar overfor suspenderte partikler på gyteplassene, og bare en liten økning i vannets turbiditet og avsetninger på bunnen, kan forhindre gyting og vellykket utvikling av rogn og yngel (Grande 1980). Dette forholdet kan være en medvirkende faktor for dårlige gyte- og oppvekstforhold i enkelte av bekkene (Skilja og Fløra).

Ved store og konsentrerte utslipp av organisk materiale, som f.eks. silopressaft, kan virkningen bli en helt annen. Mye av det organiske stoffet i pressaft er lett omsettelig, og vil bli brukt som næringssubstrat for mikroorganismer (Bjerga et al. 1984). Disse mikroorganismene vil forbruke oksygenet i bekken, noe som kan føre til akutt fiskedød. Laksefisk er særlig sårbar for oksygensvikt, og vil være utsatt for kvelning når oksygenkonsentrasjonen avtar til 2 - 3 mg O/l (Duodorof og Shumway 1970). Det ble imidlertid ikke funnet død fisk i noen av bekkene, selv om det spesielt i to av nedbørsfeltene (felt 1 og 3 med henholdsvis Fløra og Skilja) produseres store mengder pressaft. En annen parameter som kan medvirke til at Skilja er tom for fisk til tross for at gyting finner sted, er vannføringen. Den kan til enkelte tider være svært lav, idet Inderøy kommune tar drikkevann fra Vådalsvatnet.

Tetthet og vekst kan også påvirkes av andre parametre, som for eksempel bunnssubstratet. Generelt kan det sies at dess mer variert bunnmiljøet er, dess bedre forhold er det for fisken (Andersson et al. 1983). Det blir flere gjemmesteder, og jo mer steinet bunnen er, dess større tilgjengelig overflate får mange insekters larvestadier å leve på, det vil si at bunnfaunaen øker. Flere av bekkene har også andre områder for skjul, idet gressvoller henger utover bekken, og danner skyggefulle gjemmesteder. Sistnevnte forhold er typisk for stasjon 2 i Døla og Tråbekken. Forskjeller i substrattypen og muligheten for skjul, kan nok være en av årsakene til varierende tetthet innen bekkene, f.eks. i Tråbekken, der tettheten er størst på stasjon 2. Denne forskjellen var også ventet i Langlibekken, der stasjon 2 har et langt mer variert bunnssubstrat enn stasjon 1. Her viste imidlertid stasjon 1 størst tetthet. Årsaken kan være at Petersenmetoden - som kan overestimere tetthetene - er benyttet for estimering på stasjon 1, mens Zippins metode - som underestimerer tettheten - er benyttet på stasjon 2.

Roseth (1987) har sammenlignet tettheten av ørretunger i sidebekkene til Verdalselva (Leiråa, Kveldstadbekken og Kvernhusbekken) i Nord-Trøndelag med tettheten i andre bekker (Surna og Slidre-vassdraget). Han fant da at tettheten av



ørretunger i sidebekkene til Verdalselva var forholdsvis høy. Ved å sammenligne disse tetthetene med forholdene i sidebekkene til Figga, kan man også si at tettheten av ørretunger både i Langlibekken og Tråbekken er høy. I Døla og Nygårdsbekken var tetthetene imidlertid noe lavere.

Man kan ut fra dette anta at disse bekkene (spesielt Langlibekken og Tråbekken) er viktige gyte- og oppvekstområder for ørret. For totalproduksjonen i vassdraget, vil likevel Døla bidra med en stor andel av totalproduksjonen på grunn av stort produktivt areal. Dette understrekes også ved at det ble registrert 0+ i alle disse bekkene, og at 1+ dominerte i det innsamlede materialet. Enkelte av bekkene vil også fungere som gyte- og oppvekstområder for laks, og da er det Døla som peker seg ut. Her er det registrert gytefisk, og 0+ av laks ble observert både på stasjon 1 og 2. Selv om laks ikke gyter i de andre bekkene (0+ ikke registrert), kan områdene benyttes som oppvekstområder. Dette kan man anta finner sted både i Langlibekken, Skilja og Fløra, der laksunger ble registrert i de nedre delene av bekkene. Dette kan tyde på at laksungene har vandret opp fra Figga, for å ernære seg i sidebekkene. Samme observasjon har blitt gjort i andre vassdrag, og både Aarseth (1982) og Roseth (1987) registrerte en oppvandring av laksunger fra hovedvassdraget.

#### 6.4 KLASSIFISERING AV VANNKVALITET

Vannkvalitet er et resultat av et komplekst samspill mellom fysisk/kjemiske og biologiske virkninger i akvatiske miljøer.

Tradisjonelt har vannkvalitet i Norge blitt klassifisert ut fra vannkjemiske data (Jørgensen 1977, Brittain 1984), idet utenlandske klassifikasjonssystemer for vannkvalitet ikke har vært tilpasset norske forhold. De fleste systemene er kun brukbare for de regionale områdene hvor de er utviklet (Brittain 1984).

Kjemiske prøver representerer tilstanden i det øyeblikket prøven tas, og endringene i kjemisk sammensetning i tidsrommet mellom to prøveserier går lett tapt. Organismelivet knyttet til elvebunnen gjenspeiler derimot summen av ytre påvirkninger over lengre tid (Jørgensen 1977). Organismene vil således integrere effekten av vekslende kjemisk vannkvalitet. Dette er en av årsakene til at det ofte kan være vanskelig å finne sammenheng mellom stikkprøver av kjemisk vannkvalitet og biologiske forhold.

Bruk av biologiske indikatorer har mange begrensninger og forutsetninger, som for eksempel utbredelse og konkurranseforhold. Brittain (1984) hevder likevel at de fleste organismer i ferskvann kan benyttes som biologiske indikatorer, men at bunndyr skiller seg ut som en hyppig benyttet organisme.

Bunndyr har i lang tid blitt brukt som indikator på forurensning, og da spesielt i utlandet. Studier av bunndyrsamfunn har vist at større evertebrater viser en klar reaksjon på forurensninger i vann (Hynes 1960), og at organismene man finner på en lokalitet forteller mye om vannkvaliteten på stedet (Abrahamsen 1976). Bunndyr er relativt stasjonære (Brittain og Saltveit 1984, Hellawell 1986), forholdsvis lette å identifisere, og kan innsamles ved metoder som både er sammenlignbare og krever lite spesialredskap (Jørgensen 1977). Flere har forholdsvis lang levetid, noe som sammen med at bunndyrene er avhengige av vassdraget som biotop, gjør at bunndyrene blir kontinuerlig

påvirket av eventuelle miljøendringer (Chandler 1970). Liten mobilitet hos bunndyr gjør det også mulig å oppspore forurensningskilder (Hellawell 1986). Liten mobilitet i kombinasjon med lang levetid gir derfor både muligheten til å se på forandringer av det akvatiske miljø over tid (Jørgensen 1977, Borgstrøm og Saltveit 1978, Brittain og Saltveit 1984, Hellawell 1986), og på langtidseffekter av punktutslipp (Hellawell 1986). Bunndyr synes derfor som et egnet redskap i klassifiserings- og overvåkningssammenheng.

Fisk er mobil, og kan ved utslipp av forurensning forsøke å oppsøke rent vann. Fisk vil derfor egne seg dårlig som indikator på forurensning, men tilstedeværelse av ulike årklasser kan likevel fortelle en del om belastningsnivået. Ved fravær av sommergammel yngel (0+) og eldre fisk, kan dette indikere betydelig forurensningsbelastning.

I tillegg til bunndyr og fisk, vil det alltid være en fordel å ha data fra begroingsundersøkelser. Dette ville også supplert resultatene i denne oppgaven godt.

Innsamling og analyse av begroingsorganismer i rennende vann er tidkrevende og vanskelig, og resultatene kan ofte være vanskelig å tolke (Thaulow et al. 1980).

Forskjellige klassifikasjonssystemer har blitt brukt i Norge. I tabell 6.1 har jeg benyttet noen av dem, for å klassifisere vannkvaliteten i sidebekkene til Figga, og for å sammenligne systemene. Kriteriene for klassifikasjonssystemene er gitt i vedlegg.

Klassifikasjonssystemet Trent Biotic Index (omarbeidet av Abrahamsen 1976) bygger på en kvalitativ registrering av bunndyr. Systemet er en enkel vurderingsmetode, idet innsamlingen kan utføres på relativt kort tid og trenger ingen ekspertise. Bearbeiding av materialet er derimot mer tidkrevende, og trenger noe taksonomisk innsikt. Metoden er dessuten økonomisk fordelaktig. En ulempe er at man bare arbeider med grupper, og i liten grad med arter. Dette hevder Abrahamsen (1976) oppheves av kombinasjonen mellom faunaens følsomhet og gruppeantallet. Oslo helseråd (1976) bygger klassifiseringen på grove vurderinger av blant annet hovedtyper av bunndyr, kjemiske parametre og fisk. De samme gruppene er benyttet ved oppbygging av klassifiserings-systemet til NIVA (1977). Systemene vil være mer arbeidskrevende enn Trent Biotic Index, idet flere indikatorer ligger til grunn for klassifiseringen. I tillegg vil man få økte kostnader ved analyse av vannprøver.

Vurderingssystemet som er omarbeidet av Flannigan og Toner (1972) og NIVA (1977), bygger i likhet med Trent Biotic Index på hovedgrupper av bunndyr, men her både en kvalitativ og kvantitativ registrering. Økonomisk er systemet fordelaktig, det er lite tidkrevende, og trenger liten ekspertise.

Ut fra tabell 6.1, er det tydelig at resultatene av klassifiseringen varierer ved bruk av de forskjellige systemene. Variasjonene er minst ved små forurensningsbelastninger, som f.eks. på stasjon 1 og 3 i Døla. Ved større forurensningsbelastninger (som i Skilja og Fløra), viser resultatene spesielt for Fløra at både Trent Biotic Index (1976) og Flannigan og Toner/NIVA (1972/1977) viser en lavere belastning. Trent Biotic Index oppgir laveste belastning, og en

av årsakene til høy indeksverdi kan være drift av bunndyr. På denne måten kan antall grupper av bunndyr øke, og indeksverdien vil gjøre det samme. Flannigan og Toner ligger også lavt, men ikke i den grad Trent Biotic Index gjør. Dette kan komme av at drift av bunndyr vil bety mindre når belastningsgraden fastsettes, idet metoden også er kvantitativ. Metoden som er utviklet av Oslo helseråd (1976) og NIVA (1977) stemmer mer overens, og de viser i tillegg større forurensningsbelastning. Etter egne vurderinger om bekkens tilstand, virker disse resultatene mer holdbare, men en slik vurdering vil bli sterkt subjektiv. Likevel har man også kommet fram til samme konklusjonen i tidligere undersøkelser i Nord-Trøndelag (Verdalselva) ved bruk av de samme vurderingssystemene (Roseth 1987).

Ut fra disse resultatene og vurderingene, vil jeg framholde bunndyr som en biologisk indikator som gir god informasjon med forholdsvis liten arbeidsinnsats (innsamling av materialet) og liten spesialkunnskap. Denne gruppen viser variasjon ved tilførsel av organisk materiale, og kan ved bruk av riktig klassifikasjonssystem illustrere forholdene i en bekk godt. Av de to klassifikasjonssystemene som bare bygger på bunndyr og som er benyttet i oppgaven, vil jeg her framholde systemet til Flannigan og Toner/NIVA (1972/1977) som det som gir riktigst informasjon. I forbindelse med undersøkelser som krever mer detaljinformasjon, vil nok en kombinasjon av flere biologiske indikatorer og kjemiske data gi en bedre beskrivelse av bekkens tilstand, men dette krever som nevnt både mer tid, spesialkunnskap og videre økonomiske rammer.

Tabell 6.1. Forurensningssituasjonen i Døla, Skilja, Fløra, Langlibekken, Tråbekken, Ryggabekken, Djupsvebekken og Nygårdsbekken beskrevet ved ulike klassifikasjonssystemer.

KLASSIFIKASJONSSYSTEM	TRENT BIOTIC INDEX, omarb. av Abrahamsen (1976)	OSLO HELSERÅD (1976)	NIVA (1977)	omarb. FLANNINGAN og TONER (1972) NIVA (1977)
DØLA 1	nesten rent - moderat forur.	lite - moderat forur.	ikke merkbart påvirket	tilfredsstillende vannkval.
DØLA 2	nesten rent - moderat forur.	moderat - sterkt forur.	merkbart påvirket	tilfredsstillende vannkval.
DØLA 3	nesten rent - noe forur.	lite - moderat forur.	ikke merkbart påvirket	god - tilfredsstillende vannkval.
SKILJA 1	noe - moderat forur.	moderat - betydelig forur.	merkbart - betydelig påvirket	tilfredsstillende - tvilsom vannkval.
SKILJA 2	svakt - moderat forur.	lite - betydelig forur.	merkbart påvirket	tilfredsstillende - tvilsom vannkval.
FLØRA 1	svakt - middels forur.	betydelig forur.	merkbar - betydelig påvirket	tilfredsstillende - lite tilfredsstillende vannkval.
FLØRA 2	svakt - middels forur.	betydelig - sterkt forur.	merkbar - betydelig påvirket	tilfredsstillende - tvilsom vannkval.
LANGLIBEKKEN 1	moderat - sterkt forur.	moderat - betydelig forur.	betydelig påvirket	tilfredsstillende - tvilsom vannkval.
LANGLIBEKKEN 2		betydelig - sterkt forur.		
TRÅBEKKEN 1	moderat - sterkt forur.	betydelig forur.	betydelig påvirket	tilfredsstillende - tvilsom vannkval.
TRÅBEKKEN 2		betydelig - sterkt forur.		
RYGGABEKKEN 1		betydelig - sterkt forur.		
DJUPSVEBEKKEN 1		moderat - sterkt forur.		
NYGÅRDSBEKKEN 1		moderat - sterkt forur.		

LITTERATUR

- Aarseth, T. H. 1982. Laksunger i sidebekkene til Iesjåkkå, Tanavassdraget. - Hovedoppgave ved Inst. for Naturforv., NLH.
- Abrahamsen, Sv. E. 1976. Biologiske ferskvandsundersøkelser. - Vort miljø. Forum, København.
- Alsaker-Nøstdahl, B. 1980. Forurensninger fra landbruket. - Vann 1: 45 - 57.
- Andersson, B. O., Andersson, H. G., Dahlquist, K., Ehdertein, O., Filipsson, O., Furst, M., Hagglund, J., Nilsson, N.-A., Nyberg, P., Nyman, L., Olofsson, S., Ros, T., Selleberg, G., Sjølund, T., Sjøstrøm, T., Stube, M. Unsgård, Y. 1983. Fiskvård i små rinnande vatten. - Information Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6).
- Anonym 1987. Landbruksforurensninger. - Vann 4: 367 - 368.
- Bergheim, A. 1976. Resipientundersøkelser i fem vassdrag på Jæren 1971 - 1976. - Del 2 av lisensiatavhandling ved NLH.
- Bergheim, A. og Snekvik, E. 1976. Utslipp av pressaft i vassdrag og skadevirkninger på fiskebestanden. - Jakt - Fiske - Friluftsliv 1/2.
- Berkman, H. E. Rabeni, C. F. og Boyle T. P. 1986. Biomonitors of stream quality in agricultural areas: fish versus invertebrates. - Env. managem. 10 (3): 413 - 419.
- Bjerga, T. M., Hareland, G. O., Oma, B. H., Nordland, J., Svebestad, M., Ueland, T., Vastveit, K. 1984. Forureining - ressursar på avvegar. Studieopplegg om forureining av vassdraga i Rogaland. - Bygdefolkets studieforbund, Rogaland.
- Bjørtuft, S. K. og Brabrand, A. 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 95.
- Borgstrøm, R. og Saltveit S. J. 1978. Faunaen i elver og bekker i Oslo kommune. Del 2. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken - Hoffselva og Merradalsbekken. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 32.
- Brittain, J. E. 1978. Sparkemetoden - fordeler, ulemper og anvendelser. - Fauna 31: 56 - 58.
- Brittain, J. E. 1983. Rutineovervåkning i Farnia - Siljan - vassdraget 1982. Fagrapp. om bunndyr. - Rapp. Statl. progr. for forurensn. overvåkn. 75.
- Brittain, J. E. 1984. Bruk av biologiske indikatorer. Klassifikasjonssystemer for vannkvalitet og bruksformer for vann. - Norsk Limnologiforening: 167 - 181.

- Brittain, J. E. og Nielsen, P. S. 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjølavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 97.
- Brittain, J. E. og Saltveit, S. J. 1984. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking. - Vann 1: 116 - 122.
- Brittain, J. E. og Saltveit, S. J. 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del 5. Bunndyr og fisk i Akerselva 1982 og 1983. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 77.
- Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality. - Managem. Wat. Poll. Control: 415 - 422.
- Davies, L. J. and Hawkes, H. A. 1981. Some effects of organic pollution on the distribution and seasonal incidence of Chironomidae in riffles in the river Cole. - Freshw. Biol. 11: 549 - 559.
- Duodoroff, P. og Shumway, D. L. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. - FAO Fisheries Techn. Pap. 86.
- Frost, S., Huni, A. og Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for a sampling stream bottom fauna. - Can. J. Zool. 49: 167 - 173.
- Grande, M. 1980. Fisk - vannkvalitetskriterier. - Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann. - NIVA-rapp. 0 - 80007 R4/80: 133 - 150.
- Gulbrandsen, J. og Kinn, S. 1982. Vassbruksplan for vassdraget Leksdalsvatnet / Figga. - Hovedoppgave ved Inst. for hydrot., NLH.
- Hammarland, A. T. 1982. Ørret og forurensning i Sogsvannsbekken/Frognerelva. En karakterisering av forurensningssituasjonen og ørretens livsmiljø. - Hovedoppgave ved Inst. for Naturforv., NLH.
- Haukland, J. -H., Andreassen, S. -A. og Rikstad, A. 1986. Fisk og forurensning i sidebekkene til Verdalselva. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen, Steinkjer, 2.
- Haveraaen, O. 1981. Vurdering av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra øst-norsk barskog.-Medd. NISK, 7: 1 - 27.
- Heggberget, T. G. og Hesthagen, T. 1979. Population estimates of young Atlantic salmon, Salmo salar, and brown trout Salmo trutta, by elektrofishing in two small streams in North Norway. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm (58): 27 - 33.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. - Elsevier applied science publishers. London and New York: 155 - 202.
- Henricson, J. 1985. Effekten av tillført vekstmaterial på

- øringeproduksjonen i en bekk. - Information Sjøvattenslaboratoriet Drottningholm (10).
- Henricson, J. og Andreasson, S. 1985. Tæthetsberäkning av lax och pringungar med elfisken enligt utfiskingsmetoden i nedre Ljungar 1978 - 1982. - Rapp. Laxforskningsinstitutet (3).
- Hesthagen, T. 1978. Stasjonæritet hos elvelevende ørret (Salmo trutta L.) og unglaks (Salmo salar L.) i en bekk i Nord-Norge. - Hovedfagsoppgave Univ. Tromsø.
- Hjulstad, O. 1970. Vassforurensninger fra husdyrbruket. - Vann 3: 96 - 101.
- Holtan, H. 1987. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. - Kap. 1, 2 og 5, unpubl. Niva-rapp.
- Hynes, H. B. N. 1960. The biology of polluted waters. - Liverpool Univ. Press, Liverpool: 92 - 135.
- 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. - Liverpool Univ. Press, Liverpool.
- Håland, A. 1987. Næringsstoffbalansen i jordbruket. - Vann 4: 375 - 380.
- Jenssen, H. A. 1984. Tetthet, vekst og produksjon av sjøørret (Salmo trutta L.) i Årungselva. - Hovedoppgave ved Inst. for Naturforv., NLH.
- Johansen, H. A. 1979. Bestandtetthet og produksjon hos ørret, Salmo trutta L., i Sognsvannsbekken i Oslo. - Hovedoppgave ved Inst. for Naturforv., NLH.
- Jørgensen, G. 1977. Kan bunnfaunaen gi informasjon om vannkvaliteten i elver? - Niva, årbok: 75 - 80.
- Karlström, O. 1972. Habitat selection and population densities of young stages of salmon (Salmo salar L.) in rivers in Sweden. - Thesis, Inst. Zool., Uppsala Univ.
- Kolkwitz, R og Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. - Int. Rev. Hydrobiol. 2: 126 - 152.
- Kownacka, M. 1985. The influence of organic pollution on the macro-invertebrate communities of mountain streams. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2324 - 2326.
- Lillehammer, A. 1974a. Norwegian stoneflies. IV. - Laboratory studies on ecological factors influencing distribution. - Norw. J. Ent. 22: 99 - 108.
- Lillehammer, A. 1974b. Studie av laks og ørrettyngelens forflytning over elvebunnen og evertebratfaunaen i temporært oversvømte områder. - Fauna 27: 69 - 73.
- Lundekvam, H. 1976. Sluttrapport fra prosjektet "Den kjemiske

- kvaliteten av avløpsvann fra landbruksområder med vekt på å belyse de regionale forskjeller". - Inst. for hydrot., NLH.
- Lundekvam, H. 1977. Kjemisk kvalitet i avrenningsvann fra jordbruksområde i Norge. - Kopi av foredrag holdt på "Trettande nordiska symposiet om vattenforskning", Røros, 2.5. - 5.5. 1977. - Inst. for hydrot., NLH.
- Lundekvam, H. 1981a. Førelsningsnotat om flaumanalyse, konsentrasjonsvariasjonar, korreksjonar og prøvetaking. - Stensiltrykk nr.5/1981. -Inst. for hydrot., NLH.
- Lundekvam, H. 1981b. Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningane. - Sluttrapport. - Inst. for hydrot., NLH.
- Lygren, E. 1980. Nitrogentilførsler til norske vannforekomster. - Vann 1: 2 - 7.
- Mellquist, P. 1972. Frognerseierbekken - en limnologisk undersøkelse av resipienten for et biologisk renseanlegg. - Hovedoppgave i limnologi, Univ. i Oslo.
- Nordtug, J. 1986. Tiltak mot landbruksforurensninger ved Fylkesmannens Miljøvernnavdeling. Forurensninger fra landbruket - ressurser på avveie. - Lokaltilpassa stoff for Nord-Trøndelag. GEFO: 15 - 23.
- Ormerod, K., Brettum, P., Lindstrøm, E. -A. og Sørensen, K. 1980. Biologisk analysemetodikk. - Niva-rapp. 37: 37 - 45.
- Quenild, T. 1987. Bestandsstørrelse, produksjon og avkastning. - I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red). Fisk i ferskvann, økologi og ressursforvaltning. - Landbruksforlaget, Oslo, pp. 202 - 221.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Bull. Fish. Res. Board. Can.
- Rognerud, B. 1980. Landbruket som forurensner. - Vann 1: 58 - 65.
- Rognerud, B. 1987. Utvikling i norsk jordbruk fram til Handlingsplan mot landbruksforurensning 1985 - 88. - Vann 4: 388 - 391.
- Roseth, R. 1987. Landbruksforurensning i sidebekkene til Verdalselva. Virkning på begroing, bunndyr og fisk. - Hovedoppgave ved Inst. for Naturforv., NLH.
- Saltveit, S. J. 1986. Skjønn Borgund kraftverk. Del II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lørdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 91.
- Saltveit, S. J. 1987. Fiskens miljø. -I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red.). Fisk i ferskvann. - Landbruksforlaget, Oslo, pp. 20 - 47.
- Sládeček, V. 1961. Zur biologischen Gliederung der höheren saprobitätsstufen. - Arch. Hydrobiol. 58: 103 - 121.



- Snekvik, E., Bergheim, A., Selmer-Olsen, A. R. og Sivertsen, A. 1977. Undersøkelse i fem pressaftforurensede vassdrag på Jæren 1971 - 76. Del 1 1971 - 73. - Meldinger fra NLH. 56 (20). As Nordbok, Oslo/Gjøvik.
- Sparrevik, E. 1984. Bottenfaunaens reaktion på tilførsel av organisk material i Suoksaurebekken - et gjødslingsforsøk. - FAK 19.
- Spjøtvoll, E. 1979. Forelesninger i statistikk for studenter ved NLH. - Forelesningskompendium, NLH.
- Sterna-Poot, J. 1978. Undersøking av benthos ock kartering av vattnets kvalitet i sjøar ock rinnande vatten. - Statens Naturvårdsverk.
- Thaulow, H., Kirkerud, L., Wright, R., Grande, M., Lindstrøm, E. A. og Aasnes, K. J. 1980. Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann. - Niva-rapp. 0 - 80007. R 4/80.
- Uhlen, G. 1971. Vannforurensning fra dyrket mark. - Vann 4: 165 - 173.
- Vennerød, K. 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. - Niva-rapp. 0-82014, F-82436.
- Ward, J. W. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. Instream Flow Needs Symposium 2. - Amer. Fish. Soc: 235 - 253.
- Wiberg-Larsen, P. 1984. Slørvinger og døgnfluer. Nøgle og oversiktsværk - nymfer av danske slørvinger og døgnfluer. - Miljøstyrelsen, København.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - Jour. of Wildlife Managem. 21 (1): 82 - 90.
- Økland, J. 1983c. Ferskvannets verden 3. - Regional økologi og miljøproblemer. - Universitetsforlaget, Oslo.

VEDLEGG

- Vedlegg 1 : Vannføringsdata for "Vassmerke 2025 - 0 Leksdalsvatn" i 1986 og 1987.
- Vedlegg 2 : Vannkjemiske data for Døla, Skilja, Fløra, Langlibekken, Tråbekken, Ryggabekken, Djupsvebekken og Nygårdsbekken i 1986 og 1987.
- Vedlegg 3 : Trent Biotic Index; beregning av gruppenivå, antall makrogrupper og makroindeks for Døla 1, 2 og 3, Skilja 1 og 2, Fløra 1 og 2, Langlibekken 1 og Tråbekken 1.
- Vedlegg 4 : Vannkjemiske data for Døla, Skilja og Fløra i 1981.
- Vedlegg 5 : Trent Biotic Index omarbeidet av Abrahamsen (1976).
- Vedlegg 6 : Flannigan og Toner omarbeidet av NIVA (1977).
- Vedlegg 7 : Forurensningsklassifisering utarbeidet av Oslo Helsesråd (1977).
- Vedlegg 8 : Forurensningsklassifisering utarbeidet av NIVA (1976).

Vedlegg 1 : Vannføringsdata for "Vassmerke 2025 - Ø Leksdalsvatn" i 1986 og 1987.

STASJON VASSDRAG ELV F2 DATO	2025 - Ø FI65A		LEKSDALSVATN												DØGNMIDDEL			BREYDE N 63.53.20 LENGDE E 11.34.30 UTM		FELTAREAL		TRYKID 88/02/11. AR 1986	K/M2
	KOMPL/ISRED JAN	FEB	MAR	UREGULERT AVLØP	APR	M3/S	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DES	178.	178.	1786						
1	1.88	1.88	1.73	1.73	1.73	6.62	6.62	11.49	1.73	4.66	2.03	16.00	7.94	6.62									
2	1.80	1.88	1.73	1.73	1.73	7.94	7.94	11.18	1.66	4.36	2.03	19.14	8.17	6.42									
3	1.80	1.88	1.66	1.80	1.80	10.29	10.29	10.58	1.59	4.21	2.03	20.86	7.94	6.42									
4	1.73	1.80	1.59	1.88	1.88	12.79	12.79	9.72	1.66	4.07	2.11	21.45	7.70	6.93									
5	1.73	1.80	1.53	1.88	1.88	14.57	14.57	8.92	1.66	3.94	2.28	21.15	7.70	7.04									
6	1.66	1.80	1.59	1.88	1.88	16.00	16.00	7.94	1.59	3.80	2.46	19.70	7.94	6.42									
7	1.66	1.80	1.53	1.95	1.95	17.26	17.26	7.48	1.53	3.67	2.56	19.42	7.70	6.22									
8	1.66	1.80	1.59	1.95	1.95	17.79	17.79	7.04	1.53	3.55	2.66	19.14	7.70	5.84									
9	1.66	1.80	1.59	2.03	2.03	18.32	18.32	6.62	1.73	3.43	2.86	18.05	8.42	5.48									
10	1.66	1.80	1.59	2.11	2.11	19.99	19.99	6.03	2.11	3.19	2.86	16.75	8.92	5.66									
11	1.66	1.73	1.53	2.11	2.11	19.99	19.99	5.66	2.28	3.08	2.86	16.00	10.29	5.84									
12	1.59	1.73	1.53	2.11	2.11	19.42	19.42	5.31	2.28	2.97	2.86	15.27	10.58	5.84									
13	1.59	1.73	1.53	2.03	2.03	18.32	18.32	4.82	2.28	2.97	2.86	14.34	10.29	5.48									
14	1.59	1.73	1.47	2.03	2.03	17.01	17.01	4.51	2.28	2.86	2.86	13.44	9.72	5.14									
15	1.59	1.73	1.47	2.03	2.03	16.00	16.00	4.21	2.37	2.76	2.86	12.79	9.18	4.82									
16	1.59	1.73	1.47	1.95	1.95	14.80	14.80	3.94	2.37	2.66	2.86	12.17	8.67	4.51									
17	1.66	1.73	1.41	1.95	1.95	14.57	14.57	3.67	2.46	2.56	3.08	11.96	8.17	3.94									
18	1.66	1.66	1.41	1.88	1.88	14.34	14.34	3.43	2.37	2.46	3.19	11.49	7.70	3.94									
19	1.59	1.66	1.41	1.80	1.80	13.44	13.44	3.31	2.28	2.37	4.21	11.18	7.25	3.67									
20	1.59	1.66	1.41	1.80	1.80	13.22	13.22	3.08	2.28	2.37	5.66	10.58	6.83	3.67									
21	1.59	1.66	1.41	1.80	1.80	13.22	13.22	2.97	2.28	2.37	7.48	10.58	6.22	3.67									
22	1.59	1.59	1.41	1.80	1.80	12.79	12.79	2.86	2.37	2.46	9.72	10.29	5.17	3.55									
23	1.66	1.59	1.47	1.80	1.80	13.01	13.01	2.66	2.66	2.46	10.58	9.45	5.66	3.55									
24	1.59	1.59	1.53	1.88	1.88	12.79	12.79	2.56	2.76	2.37	10.88	9.45	5.31	3.55									
25	1.59	1.59	1.53	2.03	2.03	12.37	12.37	2.46	3.43	2.37	11.18	9.45	4.98	3.43									
26	1.59	1.66	1.53	2.37	2.37	11.96	11.96	2.37	4.82	2.37	11.18	9.45	4.82	3.43									
27	1.59	1.66	1.53	2.86	2.86	12.37	12.37	2.28	4.98	2.28	11.81	8.92	4.66	3.31									
28	1.59	1.66	1.53	3.55	3.55	11.96	11.96	2.11	4.82	2.28	11.81	8.92	4.98	3.31									
29	1.59	1.59	1.53	4.51	4.51	11.49	11.49	2.03	4.66	2.20	11.96	8.42	5.48	3.19									
30	1.59	1.59	1.53	5.66	5.66	11.81	11.81	1.80	4.51	2.11	12.37	8.42	6.03	3.19									
31	1.73	1.59	1.59	11.81	11.81	11.81	11.81	4.51	4.51	1.95	7.94	7.94	7.94	3.08									
MIDDEL	1.65	1.73	1.53	2.23	2.23	14.14	14.14	5.10	2.64	2.94	5.54	13.60	7.50	4.74									
MAX	1.88	1.88	1.73	5.66	5.66	19.99	19.99	11.49	4.98	4.66	12.37	21.45	10.58	7.04									
MIN	1.59	1.59	1.41	1.73	1.73	6.62	6.62	1.80	1.53	1.95	2.03	7.94	4.66	3.08									

Fortsettelse Vedlegg 1.

STASJON VASSDRAG ELV	2025 - FIGGA	0	LEKSDALSVATN	DØGNMIDDEL												TRYKKD ÅR		88/03/17. 1987	KM2
				KOMPL/ISRED			UREGULERT AVLØP			M3/S			BREDD LENGDE UTM			FELTAREAL			
F2 DATO	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DES	178.	178.	DES				
1	3.43	4.36	10.58	3.80	26.60	8.67	4.36	2.76	4.36	7.25	3.31	2.56	7.25	3.31	2.56				
2	3.43	4.82	10.29	3.80	26.60	7.48	4.36	2.66	4.51	6.83	3.31	2.46	6.83	3.31	2.46				
3	3.43	5.14	10.29	3.94	25.24	7.04	4.36	2.66	4.66	6.42	3.43	2.66	6.42	3.43	2.66				
4	3.43	5.48	10.00	3.94	23.93	6.62	4.36	2.56	4.82	6.42	3.43	2.97	6.42	3.43	2.97				
5	3.31	7.25	9.45	3.94	23.00	6.62	4.21	2.56	4.82	6.22	3.67	3.43	6.22	3.67	3.43				
6	3.19	10.58	9.18	3.94	22.36	6.42	4.07	3.08	4.66	6.22	3.94	3.80	6.22	3.94	3.80				
7	3.19	12.37	8.92	3.80	22.98	5.84	4.07	3.43	4.66	6.22	5.14	4.21	6.22	5.14	4.21				
8	3.19	12.37	8.67	3.80	22.05	5.66	4.21	3.43	4.36	6.42	6.03	4.82	6.42	6.03	4.82				
9	3.08	11.96	8.42	3.67	21.75	5.31	4.21	3.31	4.36	6.42	6.03	5.66	6.42	6.03	5.66				
10	3.08	11.49	8.17	3.55	22.05	5.14	4.07	3.19	4.36	6.42	6.03	6.62	6.42	6.03	6.62				
11	2.97	10.88	7.70	3.43	21.15	4.82	4.21	3.08	4.36	6.62	5.66	6.22	6.62	5.66	6.22				
12	2.97	10.58	7.70	3.43	20.27	4.51	4.36	2.97	4.51	6.22	5.48	6.03	6.22	5.48	6.03				
13	2.86	10.29	7.48	3.43	19.42	4.36	4.21	2.86	4.66	6.22	5.31	6.62	6.22	5.31	6.62				
14	2.86	10.29	7.25	3.67	18.59	4.07	4.07	2.86	4.98	6.42	4.98	7.94	6.42	4.98	7.94				
15	2.86	10.29	7.04	4.07	17.79	3.94	3.80	2.66	4.98	6.42	4.66	7.04	6.42	4.66	7.04				
16	2.86	10.58	6.83	5.31	17.01	3.67	3.67	2.56	4.98	6.22	4.36	6.03	6.22	4.36	6.03				
17	2.76	10.88	6.62	6.42	16.50	3.43	3.55	2.46	4.98	6.22	4.36	5.48	6.22	4.36	5.48				
18	2.76	11.18	6.42	6.62	16.50	3.67	3.43	2.46	4.98	5.66	4.07	4.98	5.66	4.07	4.98				
19	2.66	11.49	6.22	6.62	17.26	4.21	3.19	2.46	5.66	5.31	3.94	5.31	5.31	3.94	5.31				
20	2.66	11.49	6.03	6.42	17.26	4.21	2.97	2.37	7.48	5.14	3.80	5.14	5.14	3.80	5.84				
21	2.76	11.81	5.84	6.03	16.75	4.21	2.86	2.46	9.18	4.98	3.80	4.66	4.98	3.80	4.66				
22	2.76	11.96	5.66	6.03	15.76	4.21	2.76	2.46	9.18	4.66	3.67	4.21	4.66	3.67	4.21				
23	2.66	11.81	5.48	6.83	15.04	4.07	2.66	2.56	8.92	4.51	3.55	4.07	4.51	3.55	4.07				
24	2.86	11.49	5.31	10.88	14.11	3.94	2.66	2.46	8.67	4.21	3.31	3.94	4.21	3.31	3.94				
25	3.19	11.49	5.14	14.11	13.22	3.80	2.66	2.46	8.17	4.07	3.19	3.80	4.07	3.19	3.80				
26	3.43	11.18	4.98	16.50	12.79	3.94	2.76	2.46	8.17	3.80	3.08	3.80	3.80	3.08	3.80				
27	3.55	11.18	4.82	17.26	11.96	4.07	2.86	2.66	8.17	3.67	2.97	3.80	3.67	2.97	3.80				
28	3.67	10.88	4.51	19.14	10.88	4.36	2.97	2.97	8.17	3.67	2.86	3.94	3.67	2.86	3.94				
29	3.67	10.88	4.21	23.61	9.72	4.51	2.97	3.31	7.94	3.55	2.76	4.21	3.55	2.76	4.21				
30	3.80	11.49	4.07	25.92	9.18	4.51	2.97	3.94	7.70	3.43	2.66	4.21	3.43	2.66	4.21				
31	4.07	11.49	3.94	3.94	9.18	4.51	2.86	4.36	7.70	3.31	2.66	4.51	3.31	2.66	4.51				
MIDDEL	3.14	10.20	7.01	7.80	17.22	4.91	3.57	2.85	6.05	5.46	4.09	4.73	5.46	4.09	4.73				
MAX	4.07	12.37	10.58	25.92	26.80	8.67	4.36	4.36	9.18	7.25	6.03	7.94	7.25	6.03	7.94				
MIN	2.66	4.36	5.94	3.43	1.00	3.43	2.66	2.37	4.36	3.31	2.66	2.46	3.31	2.66	2.46				

Vedlegg 2 : Vannkjemiske data for Døla, Skilja, Fløra, Langlibekken, Tråbekken, Ryggabekken, Djupsvebekken og Nygårdsbekken i 1986 og 1987.

DØLA		Tot.P	Tot.N	COD <sub>Mn</sub>	Ledn.evne		Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.06.86	8.2	290	6.4	7.1	12.2	16.5
	21.07.86	14.0	386	15.0	7.1	4.9	13.0
	18.08.86	16.0	525	11.0	7.0	8.6	13.5
	15.06.87	8.5	300	9.7	7.4	4.4	9.0
	02.07.87	19.0	418	16.0	6.5	3.6	10.5
2	26.06.86	39.0	740	5.4	7.1	11.8	18.0
	21.07.86	11.0	345	18.0	6.8	3.8	
	16.08.86	11.0	330	11.0	6.9	7.8	12.5
	18.06.87	5.9	309	9.3	7.2	3.8	8.5
	02.07.87	16.0	394	16.0	6.5	3.0	11.0
3	26.06.86	3.2	290	6.6	7.2	6.5	19.5
	21.07.86	7.4	273	20.0	7.1	2.2	
	16.08.86	6.2	1095	13.0	7.0	3.6	12.5
	18.06.87	3.2	224	10.0	6.6	2.1	12.0
	02.07.87	5.6	265	16.0	5.9	2.0	11.0

SKILJA		Tot.P	Tot.N	COD <sub>Mn</sub>	Ledn.evne		Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.06.86	63.0	680	6.8	7.0	31.0	13.0
	21.07.86	65.0	1110	9.0	7.0	21.5	12.3
	18.08.86	128.0	480	9.8	6.5	28.5	12.0
	15.06.87	43.0	735	6.7	7.7	17.0	10.5
	02.07.87	84.0	1200	9.4	7.3	10.0	11.5
2	26.06.86	124.0	1450	8.2	7.0	16.5	14.0
	21.07.86				6.7	12.5	13.0
	18.08.86				7.0	16.0	13.0
	15.06.87	34.0	776	6.2	7.5	10.5	11.0
	02.07.87	61.0	1010	8.8	7.4	8.2	12.5

FLØRA		Tot.P	Tot.N	COD <sub>Mn</sub>	Ledn.evne		Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.06.86	104.0	1280	12.0	6.9	24.5	17.5
	21.07.86	118.0	1450	15.0	7.0	23.0	12.0
	18.08.86	266.0	1320	18.0	7.0	31.0	13.5
	15.06.87	71.0	1300	12.0	7.5	19.0	11.0
	02.07.87	138.0	2680	20.0	7.6	18.0	10.0
2	26.06.86	112.0	1400	12.0	7.0	24.8	17.5
	21.07.86				6.9	22.1	13.0
	18.08.86				6.9	30.5	12.0
	15.06.87	83.0	1500	12.0	7.5	20.0	10.0
	02.07.87	222.0	2320	20.0	7.2	19.0	10.5
3	26.06.86	174.0	2250	24.0	6.9	16.0	19.8

Fortsettelse Vedlegg 2.

LANGLIBEKKEN		Tot. P	Tot. N	COD Mn		Ledn. evne	Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	20.07.86	29.0	594	31.0	6.7	4.5	15.0
	17.08.86	67.0	885	16.0	7.1	8.0	12.0
	14.06.87	12.0	441	15.0	6.8	3.5	8.0
	02.07.87	11.0	1000	16.0	6.8	5.4	10.0
2	20.07.86				6.9	3.6	19.0
	17.08.86				7.0	7.1	12.0
	14.06.87	21.0	488	15.0	6.7	3.4	8.5
	02.07.87	10.0	730	17.0	6.6	4.0	9.5
3	20.07.86				6.7	2.3	17.0

TRÅBEKKEN		Tot. P	Tot. N	COD Mn		Ledn. evne	Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.07.86	38.0	1430	19.0	7.0	6.0	15.2
	17.08.86	69.0	840	8.3		10.5	12.8
	14.06.87	19.0	418	5.7	7.3	8.0	9.0
	01.07.87	84.0	2810	22.0	6.9	9.5	9.0
2	26.07.86				7.0	6.0	17.5
	17.08.86				7.0	10.3	12.0
	14.06.87	6.5	406	5.9	7.0	7.3	8.5
	01.07.87	20.0	2630	11.0	6.9	7.0	8.5
3	26.07.86				7.2	3.1	14.5

RYGGABEKKEN		Tot. P	Tot. N	COD Mn		Ledn. evne	Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.07.86	97.0	1430	29.0	7.0	7.5	14.5
	17.08.86	95.0	1875	15.0	6.8	16.5	11.5

DJUPSVEBEKKEN		Tot. P	Tot. N	COD Mn		Ledn. evne	Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	26.07.86	106.0	3390	17.0	6.7	17.5	13.0
	17.08.86	54.0	810	5.8	6.8	26.5	12.0

NYGARDSBEKKEN		Tot. P	Tot. N	COD Mn		Ledn. evne	Temp.
Stasjon	Dato	ug/l	ug/l	mg O/l	pH	mS/m	° C
1	02.07.87	54.0	3070	9.0	7.1	10.0	7.5

Vedlegg 3 : Trent Biotc Index; beregning av gruppenivå, antall makrogrupper og makroindeks for Døla 1, 2 og 3, Skilja 1 og 2, Fløra 1 og 2, Langlibekken 1 og Tråbekken 1.

STASJON	DATO	GRUPPE- NIVA	ANT. MAKRO- GRUPPER	MAKRO- INDEKS
DØLA 1	JULI-86	A1	8	8
	JUNI-87	A2	7	7
DØLA 2	JULI-87	A2	5	6
	JULI-86	C1	7	6
DØLA 3	JUNI-87	A1	8	8
	JULI-87	A2	8	7
	JULI-86	A1	7	8
SKILJA 1	JUNI-87	A1	4	7
	JULI-87	A1	7	8
	JULI-86	C1	7	6
SKILJA 2	JUNI-87	B2	7	6
	JULI-87	C1	6	6
	JULI-86	C1	8	6
FLØRA 1	JUNI-87	A2	6	7
	JULI-87	A2	8	7
	JULI-86	A2	8	7
FLØRA 2	JUNI-87	C1	6	6
	JULI-87	C2	6	5
	JULI-86	C2	8	5
LANGLIB. 1	JUNI-87	C2	8	5
	JULI-87	C2	7	5
	JULI-86	C2	5	5
TRÅBEKKEN 1	JULI-87	C1	3	4
	JUNI-87	C2	7	5
	JULI-87	C2	3	4

Vedlegg 4 : Vannkjemiske data for Døla, Skilja og Fløra i 1981.

Døla

Dato	Tot.- P µg/l	PO4 - P µg/l	Tot. - N µg/l	NO3/NO2 µg/l	Ledn.evne µS/cm (25°C)	pH	KOF mg O/l
5/5-81	107	89	1200	830	-	6,95	20
18/5-81	90	27	160	16	20	6,3	-
30/6-81	62	25	430	140	105	7,6	39
3/8-81	37	16	283	64	54	7,2	11
2/9-81	98	28	310	80	55	7,0	37
1/10-81	79	13	240	100	61	7,1	10
5/11-81	32	28	560	220	87	6,8	-

Skilja

Dato	Tot. - P µg/l	PO4 - P µg/l	Tot. - N µg/l	NO3/NO2 µg/l	Ledn.evne µS/cm (25°C)	pH	KOF mg O/l
5/5-81	182	167	3700	1600	220	6,85	19
18/5-81	220	63	580	340	92	7,19	-
30/6-81	110	69	940	460	213	7,7	44
3/8-81	93	68	1140	642	244	7,8	65
2/9-81	130	120	1320	810	203	7,5	11
1/10-81	130	84	1220	100	246	7,7	20
5/11-81	230	210	1000	570	199	7,3	-

Fløra

Dato	Tot. - P µg/l	PO4-P µg/l	Tot. - N µg/l	NO3/NO2 µg/l	Ledn.evne µS/cm (25°C)	pH	KOF mg O/l
5/5-81	128	97	2400	1400	215	6,6	36
18/5-81	105	35	1130	660	165	7,1	
30/6-81	290	210	2000	760	279	7,7	55
3/8-81	427	335	2530	1180	296	7,8	98
2/9-81	800	740	2940	270	316	7,6	42
1/10-81	220	17	1630	1420	285	7,8	30



Vedlegg 5 : Trent Biotic Index omarbeidet av Abrahamssen (1976).

Nøglegrupper  niveaubestemmende grupper af bunddyr, øverst de mest forureningsfølsomme, nederst de mest forureningstolerante		ni- veau- trin	det samlede antal grupper*) af makrodyr på lokaliteten				
			0-1	2-5	6-10	11-16	17-
		indextal					
slørvingenymfer, <i>Plecoptera</i> ÷ <i>Nemoura</i>	flere arter kun 1 art	A1	-	(7)	8	9	10
		A2	-	6	7	8	9
døgnfluenymfer, <i>Ephemeroptera</i> ÷ <i>Baetis rhodani</i>	flere arter kun 1 art	B1	-	6	7	8	9
		B2	-	5	6	7	8
vårfluelarver, <i>Trichoptera</i> + <i>Nemoura</i> og <i>Baetis rhodani</i>	flere arter kun 1 art	C1	-	5	6	7	8
		C2	4	4	5	6	7
ferskv. tangloppe, <i>Gammarus</i>	alle ovennævnte mangler	D	(3)	4	5	6	(7)
ferskv. bænkebidder, <i>Asellus</i>	alle ovennævnte mangler	E	2	3	4	5	6
røde myggelarver, <i>Chironomus</i> røde slamorme, <i>Tubificidae</i>	alle ovennævnte mangler	F	1	2	3	4	-
		G	1	2	3	-	-
rottehaler, <i>Eristalis</i> , o.a., som ikke kræver O <sub>2</sub> i vandet	alle ovennævnte mangler	H	0	1	2	-	-
ingen levende makrodyr findes		J	00	-	-	-	-

\*) grupper til aflæsning af indextal. Tal i parentes: fig. nr. i atlasafsnit B

1. Polyptydyr, mosdyr, *Bryozoa* (178-179)
2. Fladorme, *Platyhelminthes* (144-153)
3. Børsteorme, *Oligochaeta* (162-177)
4. Iglar, *Hirudinae* (154-159)
5. Snegle, *Gastropoda* (526-547)
6. Muslinger, *Lamellibranchia* (548-554)
7. Krebsdyr, *Crustaceae* (180-208)
8. Slørvinger, *Plecoptera* (286-316)
9. Døgnfluer, *Ephemeroptera* (268-285)
10. Vårfluer, *Trichoptera* (322-373)
11. Dovenfluer, *Sialis*, o.a. (317-321)
12. Dansemyg, *Chironomidae* (224-243) undt.:
13. store, røde *Chironomus* m. »gæller« (244-246)
14. Kvægmyg, *Simuliidae* (249-253), mitter  
*Cer.* (247-248), stikmyg, *Cul.* (249-265)
15. Andre myg, *Psyc.*, *Ptyc.*, *Tipul.* (214-220)
16. Fluer, *Syrphidae* (210-213), *Stratiomyidae* (222-223), *Atherix* (221) o.a.
17. Guldsmede, vandnymfer, *Odonata* (376-447)
18. Biller, *Coleoptera* (448-508)
19. Tæger, *Hemiptera* (509-525)
20. Vandmider, *Hydracarina*

Vedlegg 6 : Flannigan og Toner omarbeidet av NIVA (1977).

Tabell 1. Biologisk klassifiseringssystem av vannkvalitet  
(Omarbeidet etter Flannigan og Toner 1972)

Følgende fire organismetyper basert på deres følsomhet for organisk forurensning, er brukt. Bare dyregrupper funnet i Målselv og Barduelva er tatt med

Type A: Mest følsomme former	PLECOPTERA	(steinfluer)
Type B: Relativt følsomme former	EPHEMEROPTERA	(døgnfluer)
	TRICHOPTERA	(vårfluer)
	SIMULIDAE	(knott)
	COLEOPTERA	(biller)
Type C: Relativt tolerante former	CHIRONOMIDAE	(grønne) (fjærmygg)
	ØVRIGE DIPTERA	(øvrige fluer)
	GASTROPODA	(snegl)
Type D: Mest tolerante former	OLIGOCHAETA	(fåbøstemark)

Fordelingen av de fire organismetyperne i prøven karakteriserer vannkvaliteten slik:

- God (K 1)** Generelt mange arter og få individ/art.  
Type A karakteristisk innslag i faunaen.  
A + B dominerende, mens C og D vanligvis er sparsomme.  
 $A + B > 50 \%$ ,  $B > A$
- Tilfredsstillende (K 2)** Type A sparsom, i noen tilfeller mangler.  
B dominerer, men C og D kan være rik.  
Mange arter, få individ/art., men arter i % i overvekt.  
 $A + B > 50 \%$ ,  $B \gg A$   
 $B + C > 50 \%$ ,  $B > C$
- Tvilsom (K 3)** Type A kan mangle; B og C tallrik, men C dominerer. Type D er vanlig. Artsrik fauna, men noen arter dominerer. Forholdsvis høyt individantall.  
 $B + C > 50 \%$ ,  $C > B$ , A ofte = 0 %
- Lite tilfredsstillende (K 4)** Type C dominerer og D ofte tallrik.  
A og B som regel ikke til stede, men B kan forekomme. Få arter: mange individ/art.  
 $C + D > 50 \%$ ,  $C > D$ , A = 0 %, B kan finnes.
- Dårlig (K 5)** Type D dominerer og er ofte den eneste som finnes. C kan være vanlig. A og B mangler. Svært få arter; ofte enorme individ/art.  
 $C + D$  ca. 100 %,  $D > C$ .
- Mulig giftig forurensning (0)** Dette symbolet brukes i tillegg til klassene 1 - 5 når biologiske kriterier indikerer at giftige forbindelser er til stede.

Vedlegg 7 : Forurensningsklassifisering utarbeidet av Oslo Helseråd (1977).

- I. Lite forurenset. Ikke noen merkbar påvirkning av forurensninger. Flora og fauna har den sammensetning og det antall organismer som normalt bør foreligge. Livsvilkårene for fisk er meget gode. Normalt vil vannet være egnet som råvann til drikkevannsforsyning.
- II. Moderat forurenset. En noe mer merkbar påvirkning gjør seg gjeldende f.eks ved økt algevekst som følge av økte tilførsler av plantenæringsstoffer (eutrofi), og ved at begroing av sopp og bakterier (heterotrof vegetasjon m.v.) kan påvises. Livsvilkårene for fisk er normalt gode.
- III. Betydelig forurenset. Benyttet for områder med en påtakelig forurensningspåvirkning. Denne kan ytre seg som rik begroing av sopp, bakterier m.v.. Fauna- og florasammensetning er forskjøvet mot arter som er mer motstandsdyktige mot forurensningspåvirkning. Antall individer innen hver art er som regel stort. Edle fiskesorter kan oppholde seg i området, men formeringsmulighetene er sterkt begrenset.
- IV. Sterkt forurenset. Benyttet der det finnes masseutvikling av sopp, bakterier m.v.. Forråtnelse dominerer. Fauna og flora består av et fåtall arter. Edlere fiskesorter kan bare unntaksvis leve i slikt vann.

(MILJØVERNDEPARTEMENTET 1974-75)

Klassifiseringskriteriene er vist i TABELL 5.1.

TABELL 5.1.

Inndeling benyttet av OSLO HELSERÅD (1977) i klassifiseringen av forurensningsgraden i elver og bekker. Tallverdiene markerer overgangsverdiene mellom forurensningsgradene.

	Forurensningsgrad			
	I	II	III	IV
Suspendert stoff (mg/l)	1,5	5	15	
Kjem.O <sub>2</sub> -forbruk (mg O <sub>2</sub> /l)	8	12	20	
Totalfosfor (µgP/l)	10	40	200	
Totalnitrogen (µgN/l)	400	800	1500	
Kolif. bakterier (n/100 ml)	10	100	1000	

Vedlegg 8 : Forurensningsklassifisering utarbeidet av NIVA (1976).

Følgende klassifisering vil bli brukt i vurdering av vannkvaliteten på de enkelte stasjonene i de undersøkte vassdragene:

<u>Klasse</u>	<u>Betydning</u>
I	<u>Ikke merkbart påvirket</u>
I-II	Overgangssone
II	<u>Merkbart påvirket</u>
II-III	Overgangssone
III	<u>Betydelig påvirket</u>
III-IV	Overgangssone
IV	<u>Sterkt påvirket</u>

Skjematisk sammendrag av klassifiseringen med biologisk karakteristik for hver klasse er stilt opp i tabell 1, s. 21.

Klasse I Sone der det ikke er merkbar påvirkning av direkte forureningsbelastning. Denne sonen er hovedsakelig karakterisert av den naturlige flora og fauna i strømmende vann. Grønne planter som krever gode lysbetingelser for å vokse (autotrofe planter) dominerer. Den rene elvebunnen gir gode livsmuligheter for larver av steinfluer (*Plecoptera*), døgnfluer (*Ephemeroptera*) og vårfluer (*Tricoptera*). Muslinger, snegl og krepsdyr kan finnes. Det er gode betingelser for laksefisk. Generelt er fauna og flora representert med mange arter fordelt på et stort antall slekter og familier, men forholdsvis få individer av hver art. Organismesamfunnene har stor diversitet. Oksygeninnholdet i vann og bunnmateriale er høyt og nedbrytning av organisk materiale (minerallisering) er effektiv.

Klasse I-II betegner overgangssone med en viss påvirkning. Forholdene er stort sett som for klasse I, men både fauna og flora er frodigere, og flere organismegrupper kan være tallrike uten at noen art egentlig dominerer. Diversiteten i flora og fauna er stor. De rikere organisme-

Samfunnene skyldes en viss tilførsel av organisk materiale og nærings-salter forårsaket enten av fysiske påvirkninger (utvaskings-effekt), begrenset jordbruksaktivitet eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse. I forbindelse med fekale utslipp (boligkloakk, gjødselsig o.l.) er vannet hygienisk sett som regel utilfredsstillende til vannforsyning spesielt ved lavvannsføring, og i perioder med nedsatt selvrensningseffekt.

Klasse II Sone med merkbar påvirkning p.g.a. økt tilførsel av organisk materiale og nærings-salter. Plante- og/eller dyreproduksjonen er høy (eutrofiering). Vanligvis er det stor diversitet i organismesamfunnene, men enkelt dyrearter som lever av organisk materiale kan dominere i sedimentet. Høyere vegetasjon kan være tett. Lokalt i direkte tilknytning til utslippsteder av lett nedbrytbart organisk stoff (kloakker, næringsmiddelindustri o.l.), vil heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) finnes i slam og vegetasjon. Algevegetasjonen kan være frem-tredende. Som regel er oksygenforholdene gode i vannmassene og bunnsu-bratet. Det vil være utilfredsstillende hygieniske forhold for direkte bruk av vannet som drikkevann til dyr og mennesker.

Klasse II-III betegner en overgangssone. Forholdene er hovedsakelig som ovenfor, men innslaget av heterotrof begroing kan være mer markert som følge av økt organisk belastning. Bl.a. kan nedsatt oksygeninnhold i bunnsubstratet registreres. I områder hvor belastningen overveiende skyldes tilførsel av nærings-salter (eutrofiering), vil det periodevis være masseutvikling av en eller flere algearter som danner begroinger over store områder i strømpartier. Frodig utvikling av høyere vegeta-sjon forekommer i stilleflytende avsnitt. Disse forhold medfører for-andringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskenes gytemuligheter og kan vanskeliggjøre allsidig bruk av vannforekomstene (f.eks. ved gjen-voksning av elveløp, estetiske ulemper når liten vannføring fører til tørrlegging og forråtnelse, løsrevne begroinger, tetting av garn, filtre m.m.).

Klasse III betegner sone med betydelig forurensningspåvirkning. Det er stor forekomst av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Oksygeninnholdet i bunnlagene, som hovedsakelig domineres av slam i varierende mengder, kan til visse tider være sterkt redusert. Fauna- og florasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter som tåler lave oksygenmengder og som bruker organisk materiale som næring (f.eks. fjærmygglarver og børsteormer). Artsantallet er redusert, men individantallet av hver art er som regel stort (liten diversitet). Følsomme grupper som steinfluer, døgnfluer og vårfluer er fåtallige eller mangler. Nedbrytning av organisk materiale er ufullstendig. Vannet er ikke direkte brukbart som drikkevann til mennesker eller husdyr og kan som regel ikke brukes som badevann eller til vanningsformål uten rensing. Reproduksjonsmulighetene for fisk er sterkt redusert.

Klasse III-IV er en overgangssone hvor den organiske belastningen har medført oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnslammet. En markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene.

Klasse IV Sterkt forurenset sone med masseutvikling av heterotrofe organismer. Forråtnelsesprosesser dominerer. Oksygenfrie tilstander i bunnslammet med dannelse av hydrogensulfid og jernsulfid gjør seg gjeldende. Oksygeninnholdet i de frie vannmassene er som oftest meget lavt og kan i visse perioder forbrukes helt, spesielt i stilleflytende partier. Organismelivet er karakterisert av et fåtall arter som tåler ekstreme miljøbetingelser og opptrer med svært høye individantall. Vanlige arter er f.eks. bakterien *Sphaerotilus natans*, soppen *Leptomitius lacteus* samt soppen *Fusarium aquaeductuum*. Høyere organismeliv er som regel slått ut, men visse insektlarver som ånder atmosfærisk luft, kan trives. Fiskedød forekommer periodevis.

### 3.3 Påvirkning av giftige forbindelser

Kategori A: Sone hvor det høyere organismeliv er sterkt redusert eller helt borte på grunn av utslipp av giftstoffer i relativt høye konsentrasjoner (lav pH, cyanid, visse metallforbindelser o.s.v.). Forgiftningen kan være akutt, og skyldes at giftstoffene slippes ut i korte