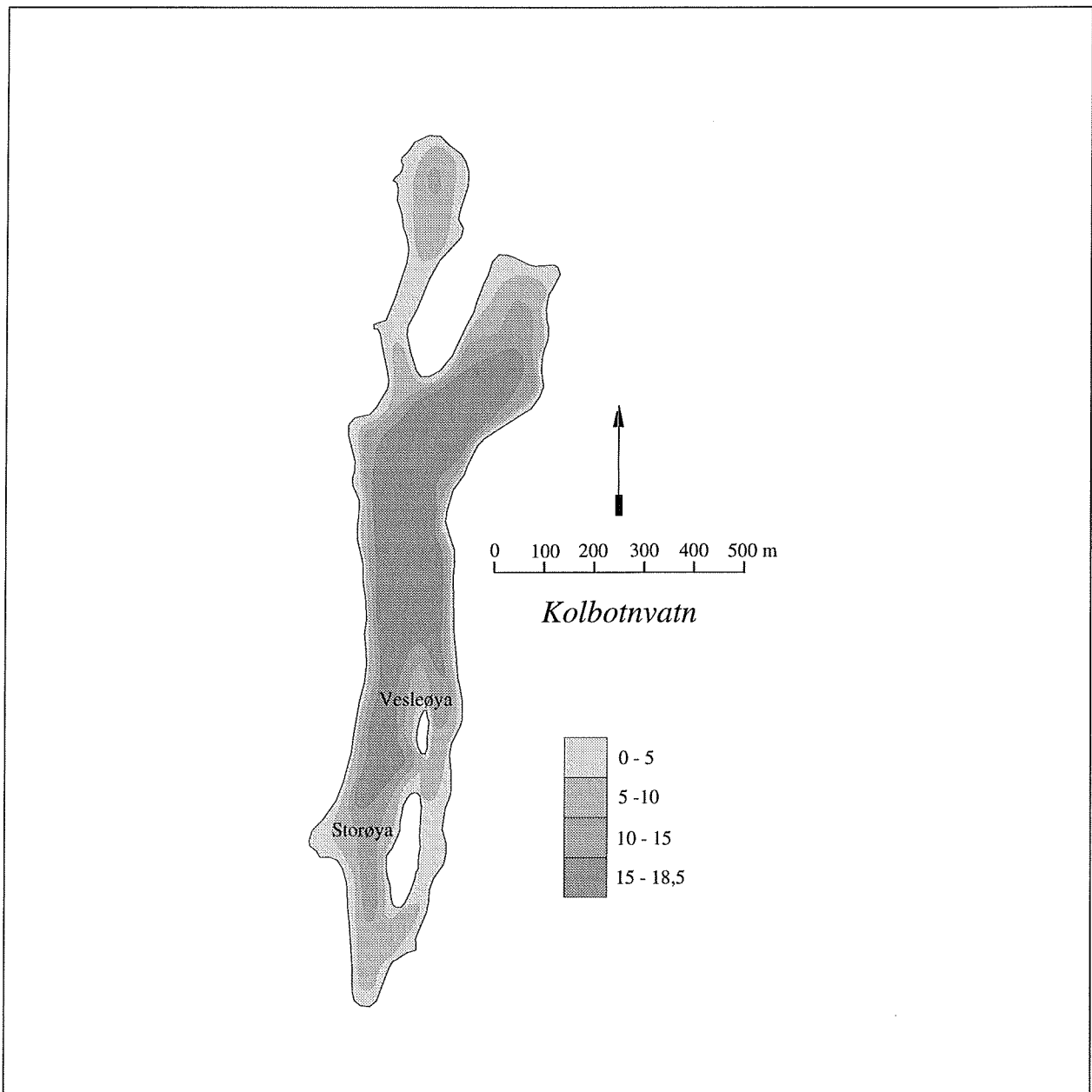


RAPPORT LNR 4428-2001

# Overvåking av Kolbotnvannet med tilløpsbekker 2000



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av Kolbotnvannet med tilløpsbekker 2000	Løpenr. (for bestilling) 4428-2001	Dato 20.09.2001
	Prosjektnr. Undernr. 21033	Sider Pris 44
Forfatter(e) Tone Jøran Oredalen Bjørn Faafeng Pål Brettum Eirik Fjeld Jarl Eivind Løvik	Fagområde eutrofiering, ferskvann	Distribusjon FRI
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oppegård kommune, Kommunalteknisk sjef	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>Vannkvaliteten i Kolbotnvannet er fortsatt dårlig når en sammenlikner med innsjøens opprinnelige, upåvirkede vannkvalitet og med andre innsjøer i regionen. Vannkvaliteten er også "Dårlig" ifølge det offisielle vurderingssystemet for vannkvalitet i Norge. Dette til tross for betydelig reduksjon i tilførselen av urensset avløpsvann fra bebyggelsen i nedbørfeltet. Fosforkonsentrasjonen i Kolbotnvannet er, til tross for markert lavere verdier enn tidlig på 1980-tallet, fortsatt så høy at en kan vente kraftige oppblomstringer av blågrønnalger, dårlig sikt og høyt oksygenforbruk i dypvannet. Dette gjelder spesielt i somre med lange, sammenhengende perioder med varmt vær. Vi anbefaler en fortsatt dosering av kalksalpeter til dypvannet i innsjøen, for å hindre utlekking av fosfor fra sedimentet under stagnasjonsperiodene.</p> <p>Deler av Kolbotnvannet er "Ikke egnet" til bading ut fra SFTs vurderingssystem.</p> <p>Det ble ikke påvist kvantifiserbare mengder av hverken PCB eller DDE i vannfasen i Kolbotnvannet i år 2000, og kun konsentrasjoner under grenseverdien i drikkevannsforskriftene av petoicider. Dette viser at forurensningene i sedimentene i liten grad lekker ut i vannfasen.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Eutrofiering</li> <li>2. Algeoppblomstring</li> <li>3. Innsjørestaurering</li> <li>4. Indre gjødsling</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Eutrophication</li> <li>2. Algal blooms</li> <li>3. Lake restoration</li> <li>4. Internal loading</li> </ol>
---	---

  
Prosjektleder

  
Forskningsleder

  
Forskningsjef

# **Overvåking av Kolbotnvannet med tilløpsbekker 2000**

På oppdrag fra Oppegård kommune

Kommunalteknisk sjef

## Forord

Vannkvaliteten i Kolbotnvannet og tilførslene av forurensninger i de to viktigste tilløpsbekkene har vært overvåket av NIVA siden tidlig på 70-tallet, på oppdrag fra Oppegård kommune ved kommunalteknisk sjef. Fra og med år 2000 er en tredje tilløpsbekk, Midtoddveibekken, inkludert i overvåkingsprogrammet. Gjersjøen og Kolbotnvannet med sine respektive tilløpsbekker undersøkes nå annethvert år.

Tidligere har NIVA utarbeidet mange rapporter om Kolbotnvannet. En liste over disse er gjengitt i vedlegget.

I denne rapporten presenteres resultatene fra Kolbotnvannet med tilløpsbekker for 2000.

Vannprøvene fra Augestad-, Skredderstu- og Midtoddveibekken samt vannprøver fra Kolbotnvannet er samlet inn av Tone Jøran Oredalen, Marit Mjelde, Gjertrud Holtan, Tom Christian Mortensen og Else Øyvor Sahlquist. Datalagring og bearbeiding av det vannkjemiske datamaterialet er utført av Tone Jøran Oredalen.

Forsker Pål Brettum har analysert og vurdert prøvene av planteplankton.

Forsker Eirik Fjeld har vurdert målingene av miljøgifter i Kolbotnvannet og i Greverud- og Dalsbekken.

Forskningsassistent Jarl Eivind Løvik har analysert og vurdert prøvene av dyreplankton.

Denne rapporten er utarbeidet av NIVAs prosjektleder Tone Jøran Oredalen og informasjonssjef Bjørn Faafeng. Kvalitetssikrer for rapporten er forskningsleder Anne Lyche Solheim.

Oslo, 01.10.2001

*Tone Jøran Oredalen*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
1.1 Generelt	7
1.2 Restaureringstiltak - historikk	10
<b>2. Prøvetaking og metodikk</b>	<b>11</b>
2.1 Feltarbeid	11
2.1.1 Innsjøen	11
2.1.2 Tilløpsbekker	11
2.2 Kjemiske analysemetoder	11
2.3 Biologiske metoder	12
2.3.1 Planteplankton	12
2.3.2 Dyreplankton	12
2.3.3 Termotolerante koliforme bakterier	12
<b>3. Vannkvalitet i tilløpsbekkene til Kolbotnvannet</b>	<b>13</b>
3.1 Fosfor og Nitrogen	13
3.2 Bakterier	16
<b>4. Vannkvalitet i Kolbotnvannet</b>	<b>17</b>
4.1 Temperatur og oksygen	17
4.2 Fosfor og nitrogen	19
4.3 Siktedyp	21
4.4 Planteplankton	22
4.5 Dyreplankton	25
4.6 Miljøgifter	27
4.7 Klassifisering av tilstanden i Kolbotnvannet	28
<b>5. Nitrogendosering</b>	<b>29</b>
<b>6. Miljøgifter i Dalsbekken og Greverudbekken</b>	<b>31</b>
<b>Vedlegg A. Tidligere NIVA-rapporter om Kolbotnvannet</b>	<b>34</b>
<b>Vedlegg B. Figurer og Tabeller</b>	<b>35</b>
<b>Vedlegg C. Søkespekter for plantevernmidler</b>	<b>44</b>

---

## Sammendrag

Vannkvaliteten i Kolbotnvannet er fortsatt dårlig når en sammenlikner med innsjøens opprinnelige, upåvirkede vannkvalitet og med andre innsjøer i regionen. Vannkvaliteten er også "Dårlig" ifølge det offisielle vurderingssystemet for vannkvalitet i Norge (se under). Dette til tross for betydelig reduksjon i tilførselene av urensset avløpsvann fra bebyggelsen i nedbørfeltet. Fosforkonsentrasjonen i Kolbotnvannet er, til tross for markert lavere verdier enn tidlig på 1980-tallet, fortsatt så høy at en kan vente kraftige oppblomstringer av blågrønnalger, dårlig sikt og høyt oksygenforbruk i dypvannet. Dette gjelder spesielt i somre med lange, sammenhengende perioder med varmt vær.

Alle fire indikatorer for vannkvalitet har vist en forbedring i Kolbotnvannet sett på 5-10 års sikt, men det er store variasjoner fra år til år.

Tilførselene av urensset avløpsvann til Kolbotnvann fra tilløpsbekkene ble vesentlig redusert fram til 1984-85, men etter dette har tilførselene ligget på samme nivå. Det er lagret så mye fosfor og organisk stoff i innsjøens bunnsлам (sediment) at dette bidrar til fortsatt "indre gjødsling" av innsjøen. I år 2000 ble det ikke tilsatt kalksalpeter til innsjøen, til tross for at dette er anbefalt for å begrense utlekking av fosfat fra bunnslammet. Det ble heller ikke tilsatt kalksalpeter i 1996. For begge disse årene ser vi forhøyete verdier av total-fosfor i bunnvannet under sommerstagnasjonen. Vi vil understreke at erfaringene med nitratbehandlingen vår og høst gjennom en årrekke har vært gode, og anbefaler en fortsatt dosering.

Kolbotnvannet er "Ikke egnet" til bading ut fra SFTs vurderingssystem (SFT, 1997). Innholdet av termotabile koliforme bakterier (medianverdier gjennom sesongen) var svært høyt i tilløpsbekkene også i 2000. Spesielt gjaldt dette ved utløpet av Augestadbekken, der samtlige ga verdier høyere enn grensen for tilstandsklasse V, "Meget dårlig".

Innsjøen klassifiseres som "Dårlig, tilstandsklasse IV" i SFTs system for vurdering av vannkvalitet (SFT 1997). Dette er nest dårligste klasse. Figuren under viser utviklingen av vannkvaliteten siden 1983. Med fortsatt aktiv innsats vil trolig vannkvaliteten kunne stabiliseres i tilstandsklasse "Mindre god, klasse III" mhp. fosforkonsentrasjonen i løpet av få år.

År	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1992	1994	1996	1998	2000
<b>TotalP (µg/l)</b>	81	70	57	48	60	44	73	47	41	29	24,5	36,0	23
<b>Klorofyll (µg/l)</b>	22,9	27,8	23,3	28	26,7	33,1	42,5	9,9	23	18,6	22,3	26,5	18,4
<b>Sikt (m)</b>	1,55	1,1	1,35	2,25	2,25	2	1	2,1	1,7	1,7	1,9	1,9	2,4
<b>TotalN µg/l)</b>	1100	900	1100	1100	1250	1100	1000	1185	850	750	800	900	600

### Fargeforklaring Tilstandsklasser:

	I Meget god
	II God
	III Mindre god
	IV Dårlig
	V Meget dårlig

Det ble ikke påvist kvantifiserbare mengder av hverken PCB eller DDE i vannfasen i Kolbotnvannet, og kun svært lave konsentrasjoner av pesticider (under grenseverdien i drikkevannsforskriftene). Dette viser at forurensningene i sedimentene i liten grad lekker ut i vannfasen.

## Summary

Title: Monitoring of Lake Kolbotnvann and inlet streams, year 2000

Year: 2001

Author: Oredalen T.J., Faafeng B., Brettum P., Fjeld E., Løvik J.E.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4071-3

The water quality in Lake Kolbotn is still poor compared to the originally unaffected condition in the lake. Water quality is also poor when compared to other lakes in the region. The entry of untreated sewage water from the inlet streams was considerably reduced in the years prior to 1984-85, but have remained at the same level since 1985. Large amounts of phosphorous and organic material stored in the lake sediments still contribute to "internal fertilization" of the water column. Different actions that have been taken (aeration of the water column, addition of calcium nitrate to the hypolimnion) contribute to a gradual improvement of the water quality. On the basis of the evaluation system of Norwegian Pollution Control Authority, we consider some parts of the lake not to be recommended for swimming - due to high concentrations of thermostable coliform bacteria in the inlet streams also in 2000. Provided continued efforts, it should be possible to stabilize the water quality to the grouping "III: less good" in the evaluation system within a few years.

# 1. Innledning

## 1.1 Generelt

Kolbotnvannet, som har en overflate på ca. 0.3 km<sup>2</sup> og et maksimaldyp på 18 meter, ligger ved Kolbotn sentrum i Oppegård kommune. Innsjøen ligger i nedbørfeltet til Gjersjøen, som er råvannskilde for Oppegård Vannverk.

Boligutbyggingen etter krigen og installering av vannklosetter forårsaket økende belastning på innsjøen. Etter hvert ble det bygget ledningsnett for oppsamling av avløpsvannet til renseanlegg, men dette var mangelfullt, slik at mye av avløpsvannet fortsatt fant veien til grøfter og bekker før det rant ut i Kolbotnvannet. Feilkoblinger, lekkasjer og overløp fra kommunale kloakknnett er vanlig årsak til forurensning fra tettbygd strøk.

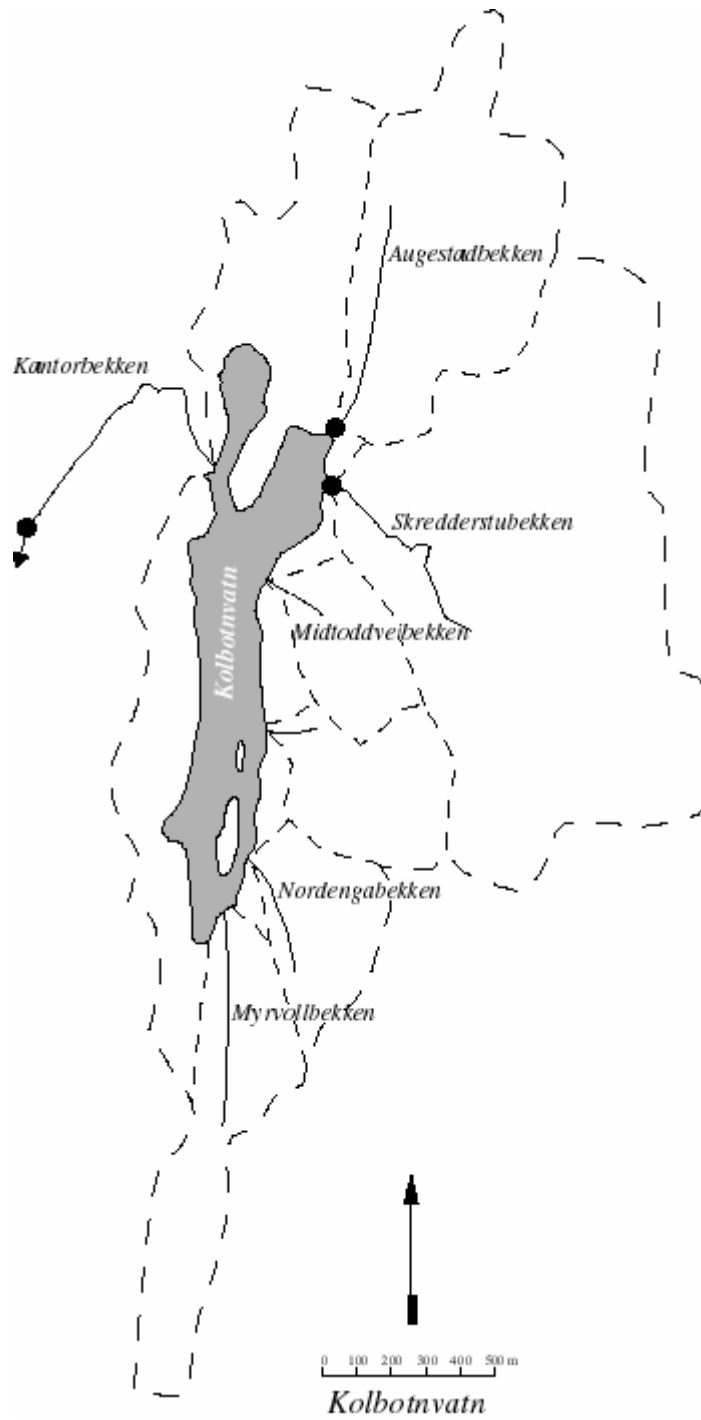
Innsjøens problemer viste seg gjennom flere tiår tydelig ved markerte oppblomstringer av blågrønnalger i overflatevannet ("vannblomst"). Den høye algeproduksjonen førte til opphopning av lett nedbrytbart organisk materiale i innsjøens bunnslam (sedimentet). Nedbrytning av det organiske materialet har ført til høyt oksygenforbruk i dypvannet.

Store tilførsler av urensset avløpsvann førte også til opphopning av plantenæringsstoffet fosfor i innsjøens bunnslam. Så lenge oksygenkonsentrasjonen i dypvannet av innsjøen er høy holdes dette fosforet kjemisk bundet til jernforbindelser i sedimentet. Dersom oksygenet blir brukt opp pga. forråtnelsesprosessene blir jernforbindelsene løst opp og fosforet blir tilbakeført til vannmassene og gir næring til ny plantevekst ("indre gjødsling"). Dette er en ond sirkel som må brytes for at vannkvaliteten skal bli bedre.

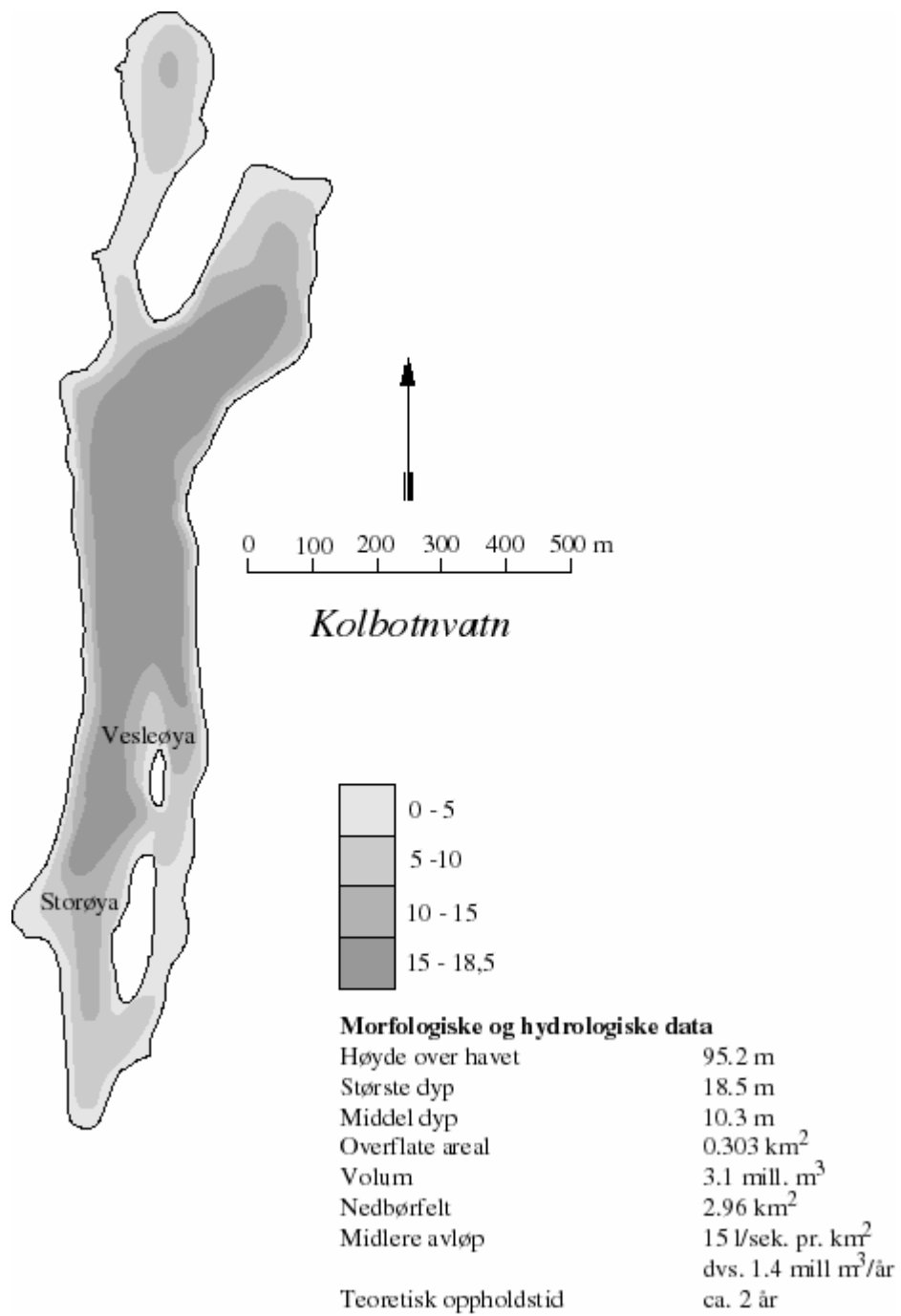
Gjennom lang tid har Oppegård kommune gjennomført utbedringer av avløpsnettet. Dette har redusert kloakkvanns-belastningen til innsjøen betydelig. Vannkvaliteten er blitt betydelig bedre enn på 1970-tallet, men bærer fortsatt preg av de store tilførslene gjennom høye konsentrasjoner av planteplankton, lite siktedyp og høyt oksygenforbruk i bunnvannet. Reduksjonene har ikke vært tilstrekkelige til å gi stabilt akseptabel vannkvalitet i innsjøen, dels fordi næringsreduksjonen ikke har vært stor nok, og dels fordi aktive prosesser i innsjøen fortsatt mobiliserer fosfor som er lagret i sedimentene.

Figur 1.1 viser innsjøens nedbørfelt med de viktigste tilløpsbekkene. Figur 1.2 viser et dybdekart av innsjøen.





**Figur 1.1** Oversiktskart over Kolbotnvannets nedbørfelt



**Figur 1.2** Dybdekart over Kolbotnvannet

## 1.2 Restaureringstiltak - historikk

For å bedre på oksygensituasjonen ble det i 1973 satt ut en dypvannslufter (Limnox) fra Atlas Copco (Holtan 1978). Denne innretningen pumpet oksygenfattig bunnvann opp til et kammer i overflaten for å blande det med trykkluft før det ble sendt ned igjen på dypt vann. Hensikten med denne lufteren var å øke konsentrasjonen av oksygen i bunnvannet uten å bryte den termiske sjiktningen. Resultatene av tiltaket var positivt de første årene etter at Limnoxen var satt i drift (Holtan 1978).

Etter en tid ble det imidlertid klart at dette tiltaket ikke var tilstrekkelig. Målinger av oksygenkonsentrasjonen i 1983 viste at innsjøen, til tross for at Limnoxen var i drift, hadde oksygenvinn i store deler av dypvannet. Simuleringer ved bruk av en matematisk modell indikerte at Limnoxen hadde for liten kapasitet til å øke oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (Palm m.fl. 1983).

En av de restaureringsmetoder som ble foreslått brukt i Kolbotnvannet er den såkalte "Riplox-metoden" (Ripl 1976) som i korthet går ut på å harve en blanding av kalsiumnitrat, jernklorid og kalk ned i sedimentet. Prinsippet bak metoden er at nitraten i kalksalpeteren ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ) skal fungere som oksidasjonsmiddel. Dette skjer ved at bakterier i sedimentet og bunnvannet reduserer nitrat ( $\text{NO}_3$ ) til nitrogengass ( $\text{N}_2$ ). Nitrogengassen forsvinner til atmosfæren samtidig som organisk materiale brytes ned i prosessen. Ved siden av nedbrytningen av det organiske materialet, er en viktig effekt at jern holdes på oksidert (treverdig) form, som holder fosfor effektivt bundet i sedimentet.

Den tradisjonelle Riploxmetoden med harving av kjemikaliene ned i sedimentet er kostbar å gjennomføre i stor skala. NIVA anbefalte derfor å tilsette løst kalsiumnitrat til vannfasen like over sedimentet slik at nitratblandingen kunne diffundere ned i sedimentet. Overvåkingen har vist at nitrattilsettingen har hatt en positiv effekt på fosforbinding og redoksforhold i sedimentet.

Skredderstubekken er den nest største tilløpsbekken til Kolbotnvannet. Den er lukket flere steder, blant annet like før den renner ut i innsjøen. En eksisterende kum på oversiden av Solbråtanveien, tilstrekkelig høyt opp til å gi det nødvendige trykkfall for en dykket utløpsledning, gjorde at denne bekken ble valgt for nitrattilsetning. Nitrat i form av kalksalpeter blir tilsatt i kummen og løses raskt før den føres ut like over det dypeste området av Kolbotnvannet. Dette utføres rutinemessig vår og høst av Oppedgård kommune. Bekkevannet innlagres under sprangsjiktet pga. lav temperatur og derved stor tetthet, fordi oppløsningen av kalksalpeter medfører en senkning av temperaturen ("kuldeblanding"). I mars og juli blir det normalt tilsatt 5-10 tonn kalksalpeter til bekkevannet, men i 1996 og 2000 ble dette ikke gjort.

Etter det en visste om de dårlige sirkulasjonsforholdene i Kolbotnvannet var det klart at en kjemisk oksidasjon av sedimentet ikke var tilstrekkelig til å bedre oksygenforholdene i innsjøen på kort sikt. For å effektivisere og forlenge sirkulasjonsperiodene i Kolbotnvannet ble det i 1986 anlagt en såkalt "boblegardin" i innsjøen. Fra den eksisterende kompressorstasjonen som ble brukt til å drive Limnoxen, ble det lagt en PVC-rørledning ut til største dyp. Ledningen er festet til kraftige moringer via en kjetting som holder ledningen ca. 0.5 m over sedimentet. De ytterste 20 metrene er perforert med 2 mm hull for hver 0.5 m. Når trykkluft settes på, river luftboblene med seg vannet oppover og skaper en kraftig sirkulasjon som effektivt øker oksygeninnblandingen i vannet. Boblegardinen gir effektiv gjennomlufting av vannmassene fra overflaten ned til bunnen.

## 2. Prøvetaking og metodikk

### 2.1 Feltarbeid

#### 2.1.1 Innsjøen

Prøvetaking i Kolbotnvannet foretas på den tidligere etablerte stasjonen midt i innsjøens hovedbasseng (18 meters dyp). Det er gjennomført i alt 7 prøvetakingstokt gjennom sesongen; 5 i løpet av sommersesongen og et ved slutten av hver stagnasjonsperiode, i mars og august.

Under de 5 toktene i sommerhalvåret er det samlet en blandprøve fra 0-4 meter med en 2 meter lang rørhenter (Ramberg-henter). Blandprøven er analysert på kjemiske variable og kvantitativ sammensetning av planteplankton. Planktonprøvene ble konserverert med Fytofix (Lugols løsning) i felt. Ved overflatetoktene har vi i tillegg tatt en prøve på 17 meter, like over sedimentoverflaten, som er analysert på total-fosfor, nitrat, ammonium og oksygen / H<sub>2</sub>S. Dette er også gjort tidligere år, for å fange opp en eventuell lekkasje av næringsstoffer fra sedimentene og kontrollere effekten av den årlige nitrat-tilsetningen.

Ved toktene i mars og august ble det tatt en vertikal prøvetakingsserie med Ruttner vannhenter fra 5 forskjellige dyp fra overflate til bunn. For å kunne vurdere utviklingen i vannkvaliteten, er prøvetakingsdypene de samme som har vært prøvetatt tidligere år: 1, 5, 10, 15 og 17-18 meter. De vertikale prøveseriene er tatt for å kunne vurdere tilstanden i innsjøen ved slutten av stagnasjonsperiodene vinter og sommer.

Ved alle tokt ble siktedypet og vannets visuelle farge registrert, og den vertikale temperatur- og oksygenfordelingen fra overflaten til bunn målt med en senkbar sonde.

#### 2.1.2 Tilløpsbekker

Tilløpsbekkene (Augestad-, Skredderstu- og Midtoddveibekken) er prøvetatt 12 ganger, fra mars til desember. Det er tatt en overflateprøve av bekkevannet til kjemisk analyse, og en prøve til bakteriologisk analyse. For prøvetaking av bakteriologiske analyser i vann følges NIVA-metode J1.

I år 2000 ble det etablert vannføringsstasjoner i de tre tilløpsbekkene, for å kunne mengdebestemme tilførselene av næringssalter til Kolbotnvannet.

### 2.2 Kjemiske analysemetoder

Alle kjemiske variable, bortsett fra plantevernmidler, analyseres etter akkrediterte metoder ved laboratoriet på NIVA. Analyseparametrene og referanse til analysemetoder er vist i tabell 2.1. Plantevernmidler analyseres på Pesticidlaboratoriet ved Planteforsk på Ås etter metodene M03 og M15. Oversikt over søkespekter er gitt i vedlegg C.

Tabell 2.1 Oversikt over analysemetoder for kjemiske variable i denne undersøkelsen

Analysevariabel	Labdatakode	Benevning	NIVA-metode nr.
Totalfosfor	Tot-P/L	µg/L	D2-1
Fosfat	PO4-P,m	µg/L	D1-1
Totalnitrogen	Tot-N/H	µg/L	D6-2
Nitrat	NO <sub>3</sub> -N	µg/L	D3
Ammonium	NH <sub>4</sub> -N	µg/L	D5-1
Totalt organisk karbon	TOC	mg/L	G4-2
Tubiditet	TURB.	FTU	A4
Konduktivitet (ledningsevne)	KOND.	mS/m	A2
Farge	FARG	mg Pt/L	A5
Surhet	pH		A1
Klorofyll-a	KLA/S	µg/L	H1-1
Termotolerante koliforme bakterier	TKOL	Ant/100 mL	NS4792 J4*
Polyklorerte bifenyler	PCB	ng/L	H 3-2
Polyaromatiske hydrokarboner	PAH	ng/L	H 2-2

\* Analysemetoden er ikke akkreditert

## 2.3 Biologiske metoder

### 2.3.1 Planteplankton

Analysene av planteplankton er basert på kvantitative blandprøver tatt fra epilimnion (overflatelagene) i innsjøen, og konserverert med Lugol's løsning tilsatt iseddik. Prøvene ble analysert etter den såkalte "Sedimenteringsmetoden" utarbeidet av Utermöhl (1958), med etterfølgende volumberegninger beskrevet av Rott (1981). Volumberegningene er utført ved at et antall individer av hver art måles, og et spesifikt volum for hver art beregnes ved å sammenligne med kjente geometriske figurer og et samlet volum av hver art pr. volumenhet vann beregnes. En samlet metodebeskrivelse er gitt av Brettum (1984) og Olrik et al. (1998). Metoden omfatter analyser ved hjelp av et omvendt mikroskop og gir det kvantitative innholdet av hver enkelt art eller taxon planteplankton. Resultatene er vist i figurer, der hver gruppe planteplankton ( f.eks. blågrønnalger, kiselalger, grønnalger) er framstilt som prosentvis andel av totalvolumet, i tillegg til den totale planteplanktonbiomassen pr. volumenhet vann.

### 2.3.2 Dyreplankton

Ved hjelp av en 3,5 liters Limnos-henter ble det samlet inn 2 enkeltprøver fra sjiktet 0-4 m som ble slått sammen til en blandprøve og silt gjennom duk med maskevidde 45 µm. I tillegg ble det samlet inn vertikale håvtrekkprøver (maskevidde 95 µm) fra sjiktet 0-15 m ved de samme tidspunktene. Dyrene i hele eller en representativ del av blandprøven ble artsbestemt og telt opp, og biomasser (tørrvekt) ble beregnet på bakgrunn av lengdemålinger og standard lengde-vekt regresjoner.

### 2.3.3 Termotolerante koliforme bakterier

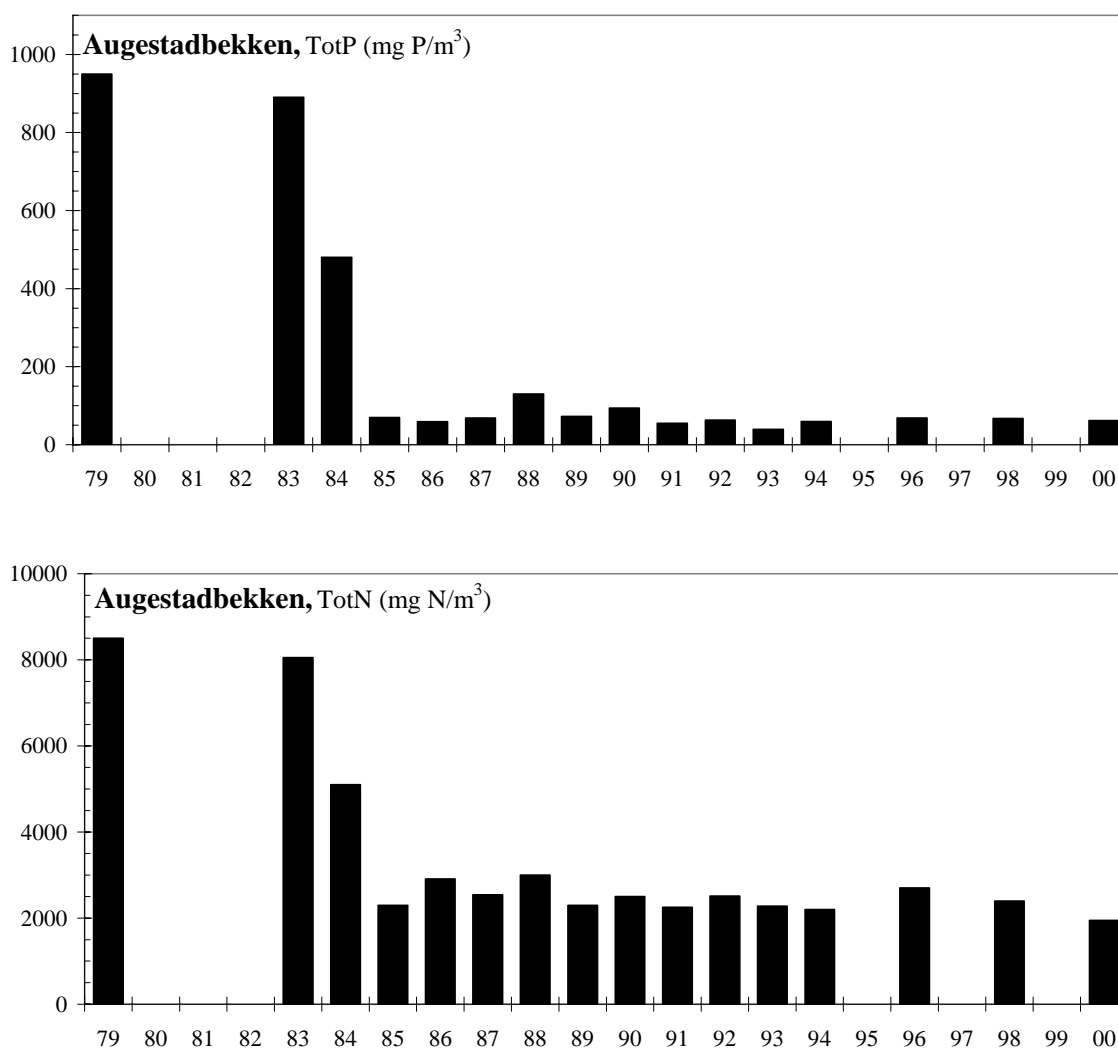
Metoden baseres på isolering av bakterier ved hjelp av membranfilterteknikk (NS 4792) med påfølgende dyrking på spesifikt/selektivt medium. Prøvevannet filtreres innen 24 timer etter prøvetaking gjennom membranfilter med porestørrelse 0,45 µm, slik at de ønskede bakterier blir holdt tilbake på filteret. Filteret legges så på en porøs filterpute gjennomtrukket av et spesifikt medium for termotolerante koliforme bakterier. I løpet av inkubasjonstiden som er 24 timer ved 44,5 °C, utvikles det så synlige kolonier fra enkeltceller eller aggregater av celler som ikke brytes opp ved manuell risting av prøvevannet. Positive kolonier blir blå og negative kolonier blir rosa.

### 3. Vannkvalitet i tilløpsbekkene til Kolbotnvannet

Fra og med år 2000 tas det rutinemessig vannprøver i tre av de viktigste tilløpene til Kolbotnvannet: Skredderstubekken, Augestadbekken og Midtoddveibekken (Figur 1.1). Store deler av disse og andre bekker i området er lagt i rør ("bekkelukking"). Kolbotnvannet med tilløpsbikker har siden 1995 vært prøvetatt annenhvert år, etter reduksjon i det opprinnelige årlige overvåkningsprogrammet. I 2000 er bekkene prøvetatt 12 ganger fra mars til desember.

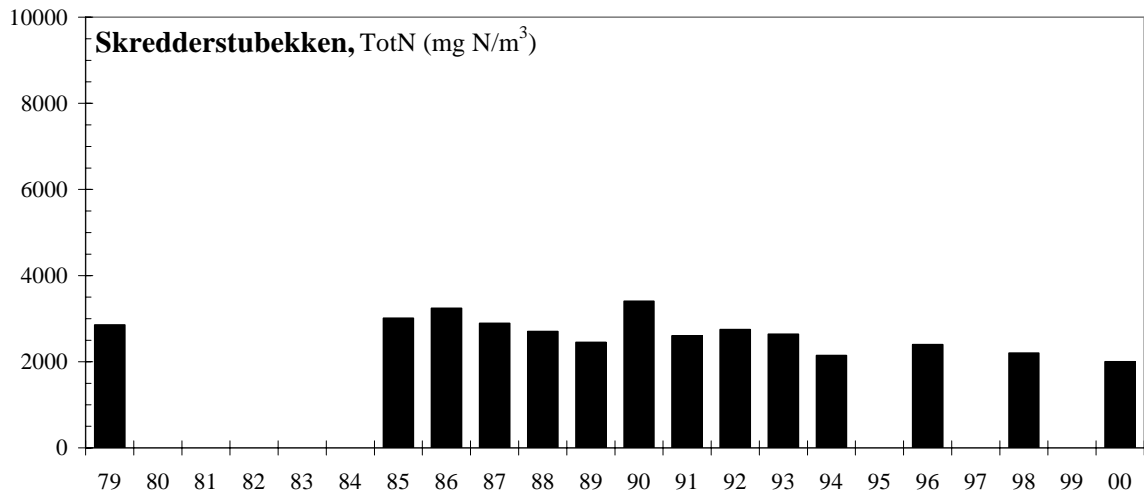
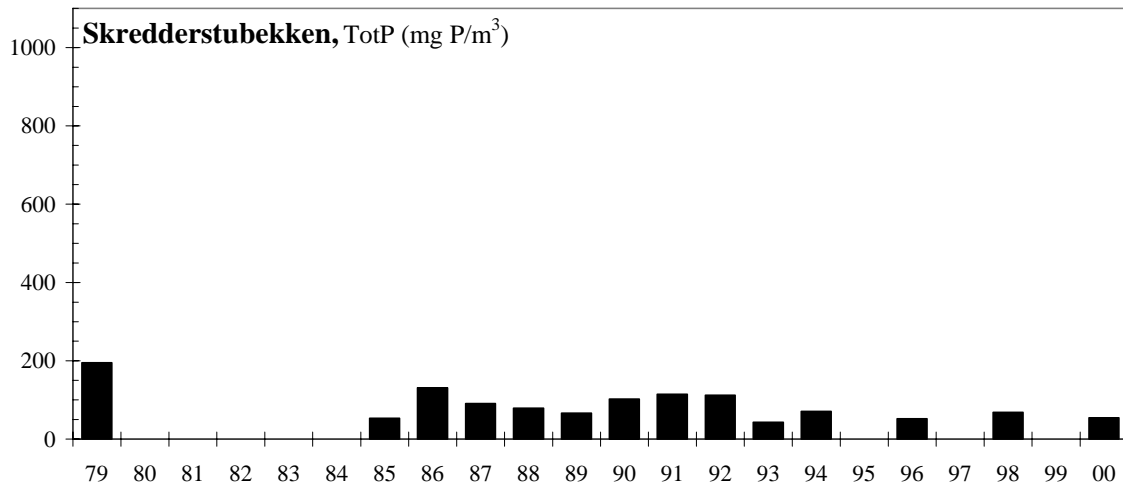
#### 3.1 Fosfor og Nitrogen

Fosfor er normalt det viktigste vekstbegrensende næringsstoff for planteplankton i innsjøer. Figur 3.1 og 3.2 viser mediane årskonsentrasjoner av nitrogen og fosfor i produksjonssesongen for Augestad- og Skredderstubekken i perioden 1979 - 2000. Konsentrasjonene av h.h.v. fosfor og nitrogen i de to bekkene er i dag omtrent like høye, mens konsentrasjonene var vesentlig høyere i Augestadbekken før 1985 (figur 3.1-3.3). Fosforverdiene i Augestadbekken er redusert til under 10% og nitrogenverdiene til omtrent 25% av nivået for 20 år siden (figur 3.1). I Skredderstubekken er fosforkonsentrasjonene halvert i perioden, mens nitrogenkonsentrasjonen har holdt seg på samme nivå siden 1979 (figur 3.2). Midtoddveibekken ble prøvetatt for første gang i sesongen 2000. Medianverdiene for total-fosfor og total-nitrogen var på hhv. 60,5 og 2200 mg/m<sup>3</sup>. Dette ligger i samme størrelsesområde som for de to andre tilløpsbekkene til Kolbotnvannet.



**Figur 3.1** Medianverdier av nitrogen- og fosforkonsentrasjonene i produksjonssesongen (1.mai-1.oktober) for Augestadbekken 1979-2000.

Fosforkonsentrasjonene i tilløpsbekkene er fortsatt høyere enn konsentrasjonen i Kolbotnvannet. Gjennomsnittsverdien i 2000 var 54 mg totP/m<sup>3</sup> for Skredderstubekken, 58 mg/m<sup>3</sup> for Augestadbekken, og 61 mg/m<sup>3</sup> for Midtoddveibekken. I Kolbotnvannet var middelverdien 24 mg/m<sup>3</sup> i 0-4 meter-sjiktet.



**Figur 3.2** Medianverdier av nitrogen- og fosforkonsentrasjonene i produksjonssesongen (1.mai-1.oktober) for Skredderstubekken 1979-2000.

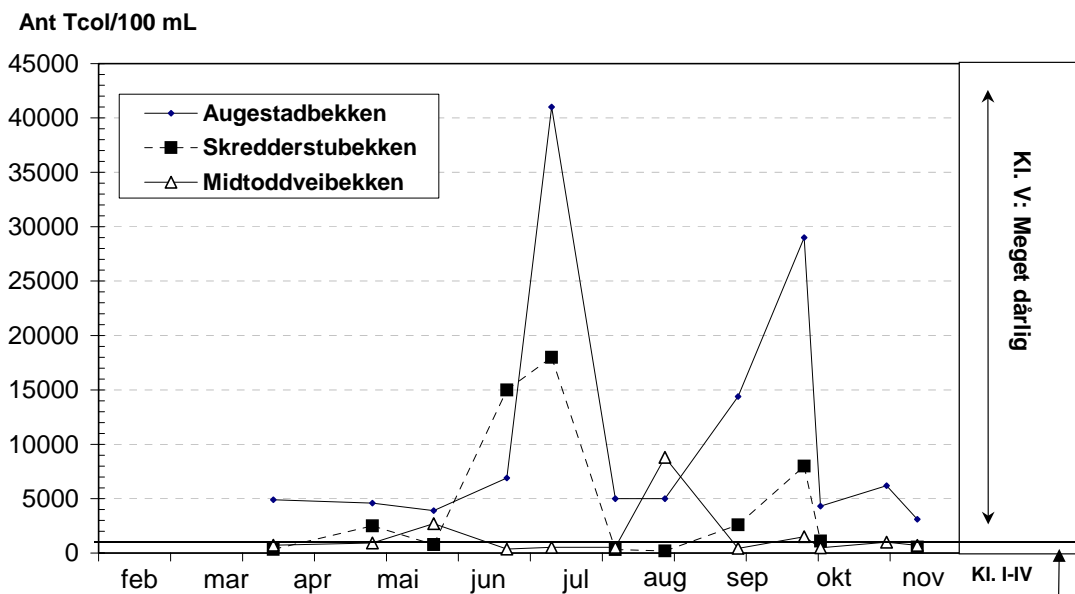


### 3.2 Bakterier

Innholdet av termotabile koliforme tarmbakterier er målt både i Augestad-, Skredderstu- og Midtoddveibekken gjennom hele 2000. Gjennomgående er bakterietallene svært høye, og for Augestadbekken ligger samtlige målinger over grenseverdien for tilstandsklasse V, "Meget dårlig", i SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Skredderstubekken har også flere episoder gjennom året der grenseverdien på 1000 bakterier/100 mL blir overskredet (figur 3.4). Midtoddveibekken viser lavest bakterieinnhold av de tre tilløpsbekkene, men også her forekommer det episoder med verdier mellom 1000 - 9000 bakterier /100 mL.

Det høye bakterietallet viser at det fortsatt er store påslipp av avløpsvann til overvannsnett. Det er spesielt betenkelig med det høye innholdet av termotabile koliforme bakterier i Augestadbekken, som har åpent utløp ved brygga i nordenden av Kolbotnvannet. Dette er et rekreasjonsområde som er mye benyttet, spesielt av barn med aktiviteter som medfører bruk av strandsonen og kontakt med vannet ved bekkeutløpet. Vannet i dette området må betegnes som "ikke egnet" for bading, ut fra SFTs egnethetsklasser (SFT 1997).

Det ble i perioden mai til november 1998 gjort utbedringer på ledningsnett oppstrøms Skredderstubekken. Vi kan likevel ikke se signifikante endringer i bakterietall hverken for Augestadbekken eller Skredderstubekken mellom årene 1998 og 2000.



**Figur 3.4** Termotabile koliforme bakterier i Augestad-, Skredderstu- og Midtoddveibekken i 2000.

## 4. Vannkvalitet i Kolbotnvannet

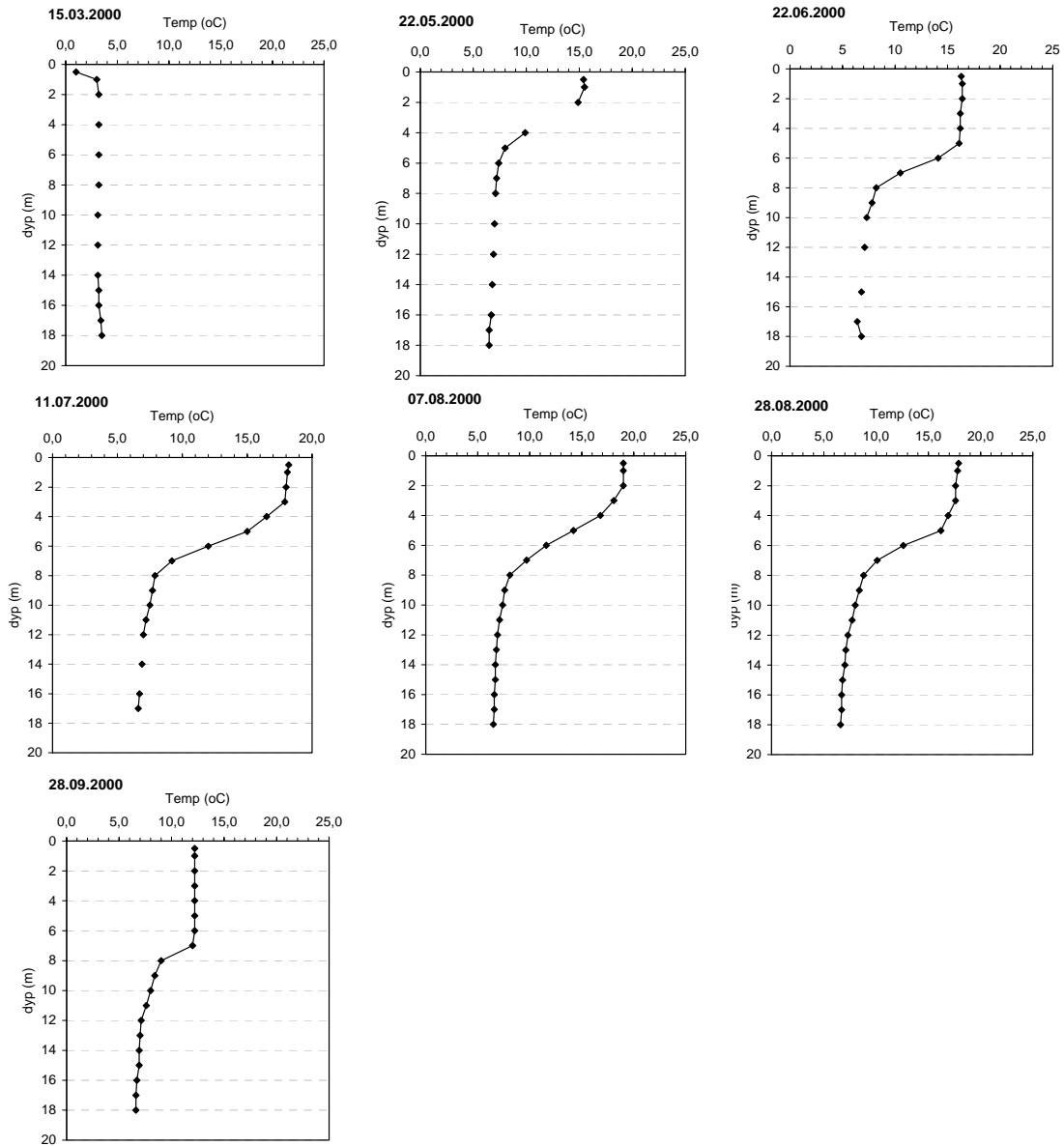
### 4.1 Temperatur og oksygen

Fordelingen av temperatur og oksygenkonsentrasjon vertikalt i vannmassen gir et godt bilde av den vertikale sjiktningen av vannmassene i innsjøen. Normalt vil en innsjø ha samme temperatur gjennom hele vannmassen en kort periode om våren og en lengre periode om høsten, de såkalte sirkulasjonsperiodene. Om vinteren og om sommeren vil lettere overflatevann ligge over tyngre bunnvann. Sprangsjiktet, som er området mellom disse to vannlagene der vanntemperaturen endrer seg raskt, danner et lokk som sperrer for blanding av vannmassene. I Kolbotnvannet ligger sprangsjiktet på mellom 4 og 8 meters dyp (figur 4.1) gjennom hele sommersesongen. Dette fører til at det om sommeren og under isleggingen om vinteren ikke tilføres nytt oksygen til bunnvannet. Temperatursjiktningen har derfor stor betydning for oksygenfordelingen i vannmassene. Det har vært et stort problem med oksygenvinn i bunnvannet i Kolbotnvannet pga. den kraftige forurensningen og beskjedne omblending fordi innsjøen ligger godt beskyttet mot vind.

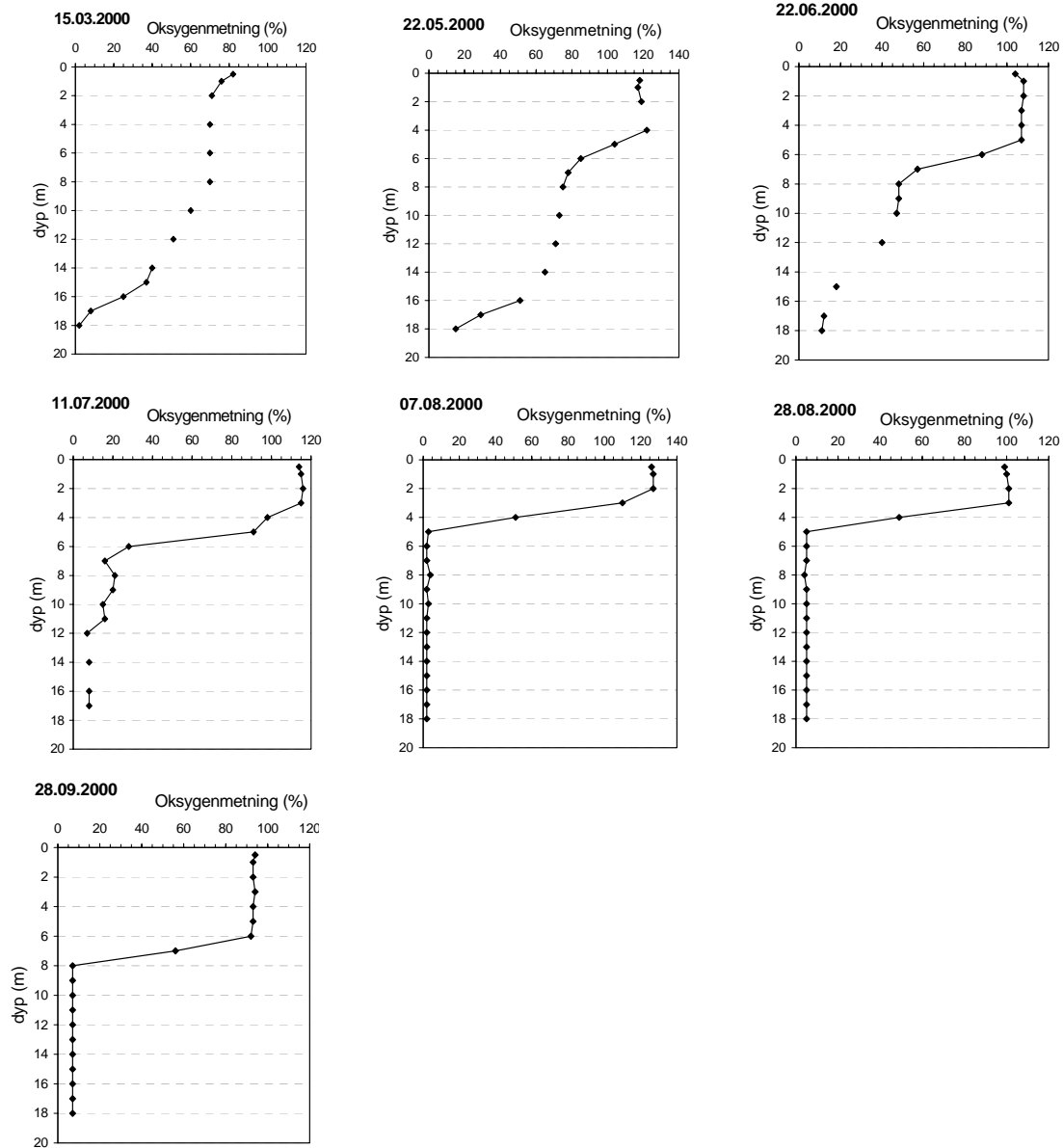
Oksygenkonsentrasjonen fremstilles ofte i prosent av "metning", dvs. i likevekt med atmosfæren ved en gitt temperatur (100%). I en innsjø som er lite forurenset vil oksygenmetningen være nær 100% fra overflaten ned mot bunnen. I Kolbotnvannet var det fra begynnelsen av juli i 2000 under 20 % oksygenmetning under 6 meters dyp, pga. nedbryting av tilført organisk stoff og av plante- og dyremateriale som er produsert i innsjøen. Fra begynnelsen av august var oksygenmetningen redusert til mindre enn 5% under 5 meters dyp. (figur 4.2).

Ved oksygenvinn frigjøres fosfat som er bundet i sedimentet til overliggende vannmasser ("indre gjødsling"). Ved sirkulasjonsperiodene vår og høst blir dette fosfatet tilgjengelig i hele vannmassen, og fører til ytterligere algevekst (se kapittel 1.1). I tillegg til at boblegardinen gir innsjøen "kunstig åndedrett" ved å forlenge sirkulasjonsperiodene, bidrar også tilførselen av kalksalpeter til å redusere denne "indre gjødslingen" på sikt (se kapittel 1.2).

I 2000 ble det ikke tilsatt kalksalpeter til innsjøen fordi høy vannføring i tilsetningskummen gjorde dette arbeidet vanskelig. Boblegardinen var i drift i to perioder, like etter sirkulasjonsperiodene vår og høst.



**Figur 4.1** Utviklingen i temperaturprofiler i Kolbotnvannet 2000.



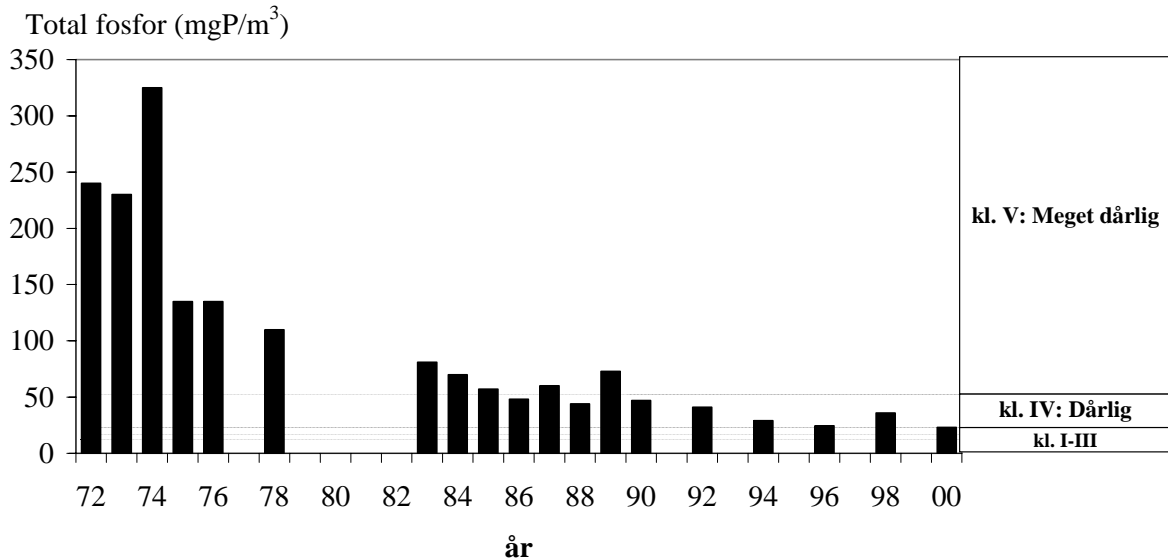
**Figur 4.2** Utviklingen i oksygenmetning (%) i Kolbotnvannet gjennom sesongen 2000.

## 4.2 Fosfor og nitrogen

Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene i Kolbotnvannet har gradvis avtatt siden målingene startet i 1972. I 2000 var medianverdien for total-fosfor og total-nitrogen på hhv. 23 og 600 mg/m<sup>3</sup>, noe som nærmer seg grenseverdiene mellom tilstandsklassene "Dårlig" (klasse IV) og "Mindre god" (klasse III) etter SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) (figur 4.3 og 4.4).

Fosforkonsentrasjonen må reduseres til under 20 mgP/m<sup>3</sup> for å gå over i en bedre vannkvalitetsklasse, dvs. klasse III. Til sammenlikning var fosforkonsentrasjonen i Gjersjøen i underkant av 11 mgP/m<sup>3</sup> i 1997, som tilsvarer tilstandsklasse II. Fosforkonsentrasjonen i Gjersjøen var på det høyeste ca. 75 mgP/m<sup>3</sup> på 1960-tallet. Konsentrasjonen i Kolbotnvannet er dels et resultat av fortsatt for høy tilførsel av fosforholdig vann fra nedbørfeltet og dels "indre gjødsling".

Selv om oksygenforholdene i innsjøen ikke har endret seg vesentlig i de siste årene (se kapittel 4.1), registrerte vi økende fosforkonsentrasjoner i bunnvannet gjennom hele ettersommeren og høsten (juli-oktober) 2000. Dette kan skyldes at det i 2000 ikke ble tilsatt kalksalpeter, og at det på høsten ikke var tilstrekkelig nitrat-mengder til stede i bunnvannet til å dempe fosforlekkasjene fra sedimentet. I 1996 ble det heller ikke tilsatt kalksalpeter i innsjøen. Mot slutten av sommersesongen var nitratreservene like over sedimentoverflaten helt brukt opp, og total-fosforkonsentrasjonen var oppe i 300 mg/m<sup>3</sup>. Vi anbefaler derfor at tilsetning av kalksalpeter fortsetter.

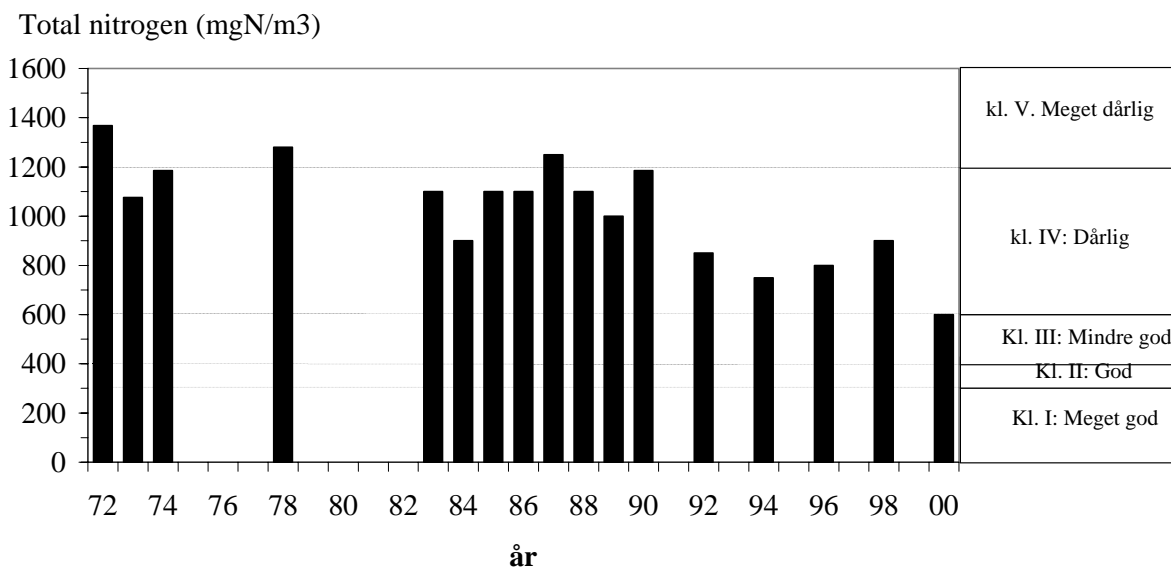


**Figur 4.3** Fosforkonsentrasjon i Kolbotnvannet 1972-2000 (medianverdier for vekstsesongen, 1.mai-1.oktober). På høyre side av diagrammet vises SFTs grenseverdier for vannkvalitetsklasser (SFT 1997).

Nitrogen, som er vekstbegrensende for algene i havet, har sjelden samme effekt i ferskvann. Bare når innsjøene er blitt sterkt forurensset ser det ut til at balansen mellom fosfor og nitrogen gir underskudd på nitrogen, spesielt i sommermånedene.

Utviklingen av nitrogenkonsentrasjonen i Kolbotnvannet viser en svakt avtakende tendens siden tidlig på 1970-tallet (figur 4.4). Med unntak av enkelte år i denne perioden, plasseres Kolbotnvannet i SFTs klasse IV ("Dårlig") mht. nitrogenkonsentrasjon (SFT 1997). Med en medianverdi på 600 mg Tot-N/m<sup>3</sup> i år 2000, ligger Kolbotnvannet akkurat på grensen til tilstandsklasse III ("Mindre god"). Hovedkilden til nitrogenet i Kolbotnvann er tilførsel av urensset avløpsvann, men høyt nitrogeninnhold i nedbør og en viss avrenning fra forurensete gater ol. bidrar også. Det er verdt å merke seg at nitrogen-konsentrasjonen er betydelig lavere i Kolbotnvannet enn i Gjersjøen, fordi Gjersjøen tilføres mye nitrogen fra landbruksområder og dels fordi nitrogen fjernes effektivt pga. naturlige prosesser i sedimentene i Kolbotnvannet. En fortsatt reduksjon av nitrogentilførslene til Kolbotnvann, vil plassere innsjøen stabilt i tilstandsklasse III ("Mindre god") for denne parameteren.

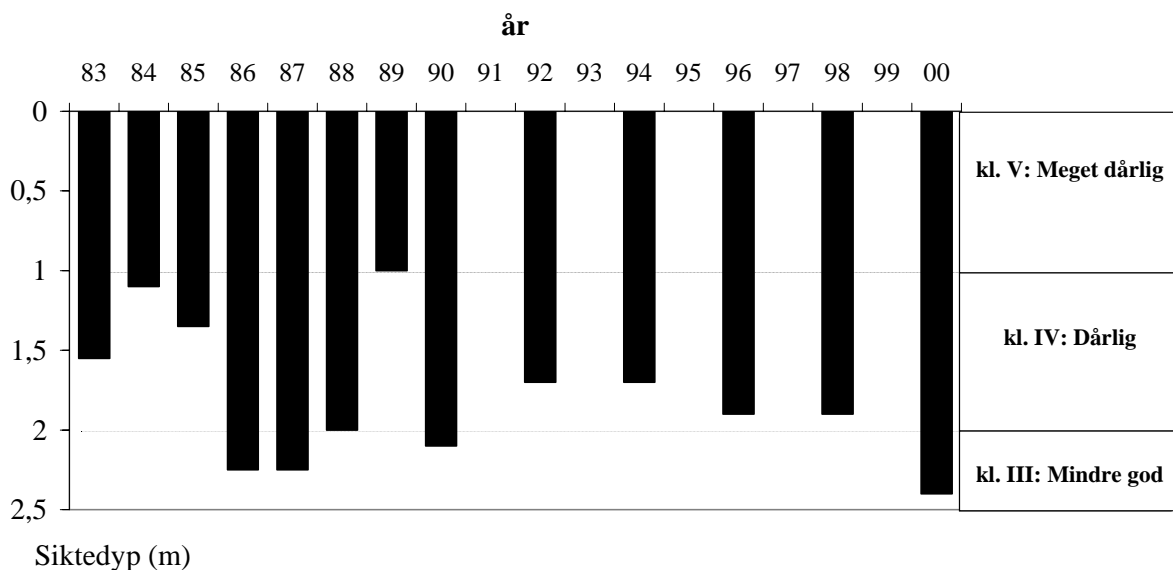
Den avtakende tendensen, og det moderate konsentrasjonsnivået sammenliknet med Gjersjøen, bekrefter tross alt at tilførsler av store mengder kalksalpeter til Kolbotnvannets bunnvann for å oksidere bunnslammet, ikke har ført til økte nitrogenkonsentrasjoner i overflatevannet (se kapittel 2). Det viser samtidig at behandlingen har sin ønskede effekt ved at nitrat i kalksalpeteren reduseres til (uskadelig) nitrogengass som avgis til atmosfæren.



**Figur 4.4** Nitrogenkonsentrasjon i Kolbotnvannet 1972-2000 (medianverdier for vekstsesongen, 1.mai-1.oktober). På høyre side av diagrammet vises SFTs grenseverdier for vannkvalitetsklasser (SFT 1997).

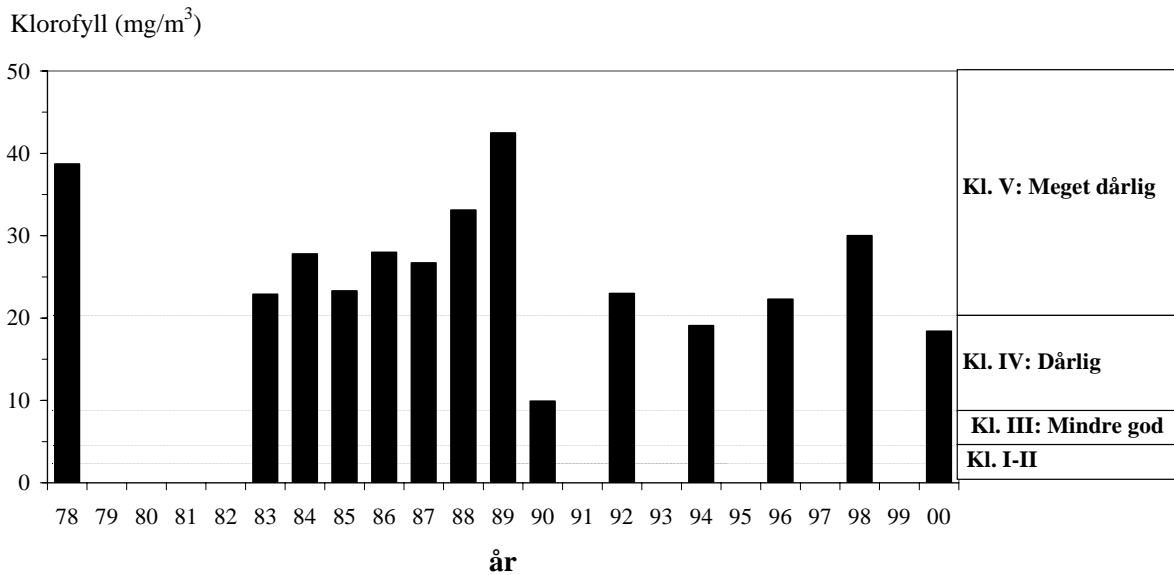
### 4.3 Siktedyp

I en innsjø som Kolbotnvannet vil algemengden oftest være avgjørende for siktedypet, men utspyling av partikler fra nedbørfeltet under snøsmelting og regnvær har også stor betydning. Anleggsvirksomhet kan i perioder være en betydelig kilde til partikler. Siktedypet har gjennom hele 1990-tallet variert mellom 1 og 2 meter, som vurderes som klasse IV ("Dårlig") i SFTs vurderingssystem for vannkvalitet (figur 4.5). I 2000 plasseres Kolbotnvannet i tilstandsklasse III ("Mindre god"), med en medianverdi for siktedyp på 2,4 meter. Siktedypet varierer i stor grad i takt med endringer i klorofyll (figur 4.6) og algebiomasse (figur 4.8).



**Figur 4.5** Siktedyp i Kolbotnvannet 1983-2000 (medianverdier for vekstsesongen, 1.mai-1.oktober). På høyre side av diagrammet vises SFTs grenseverdier for vannkvalitetsklasser (SFT 1997).

## 4.4 Planteplankton



**Figur 4.6** Klorofyllkonsentrasjon i Kolbotnvannet 1978-2000 (medianverdier for vekstsesongen, 1.mai-1.oktober). På høyre side av diagrammet vises SFTs grenseverdier for vannkvalitetsklasser (SFT 1997).

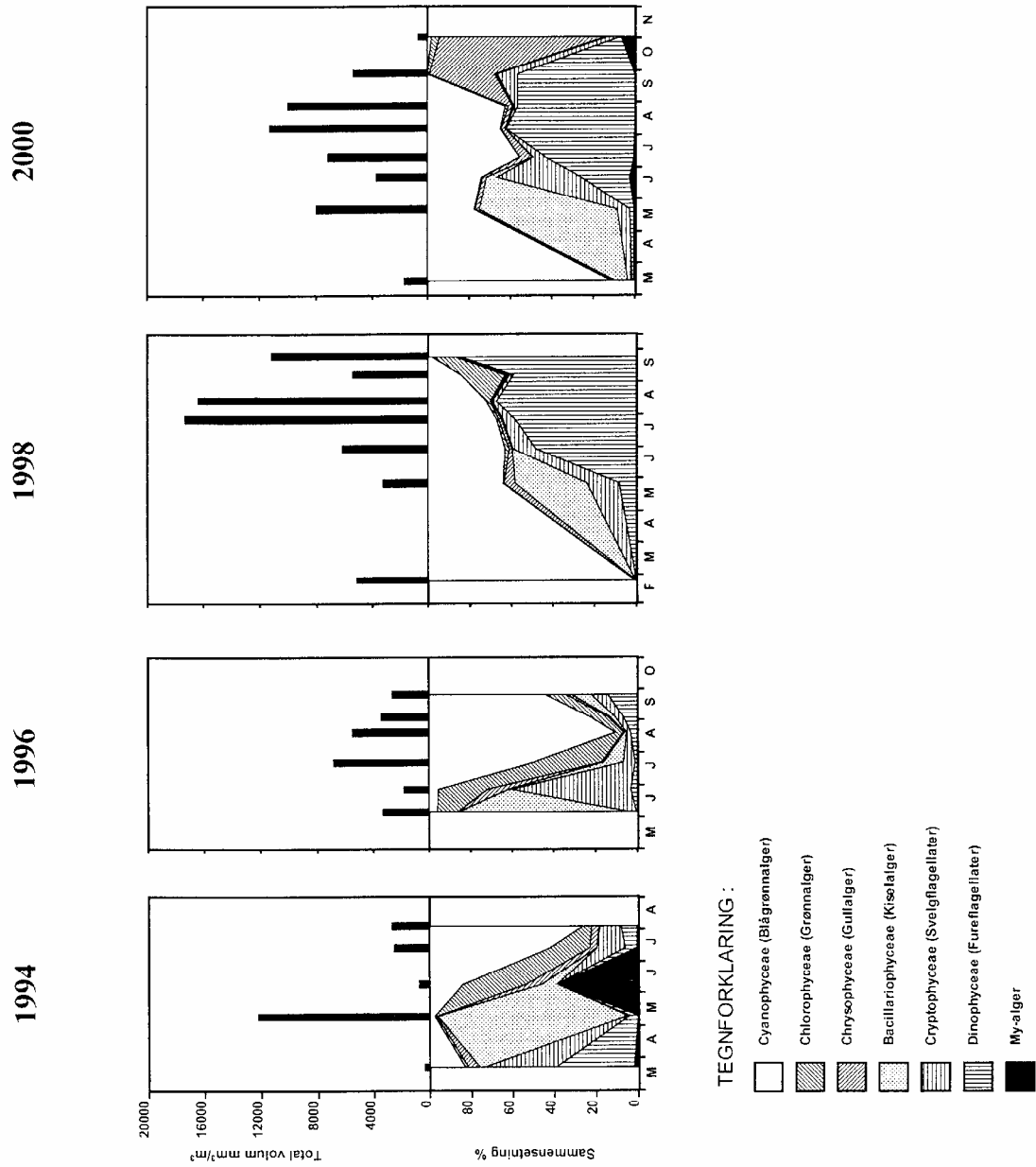
Klorofyllkonsentrasjonen, som ofte blir brukt som et indirekte mål på planteplanktonbiomassen, viser lavere verdier i 2000 enn i 1998. Sett over de siste 10 årene, har medianverdiene vekslet like over og under grensen mellom tilstandsklasse IV ("dårlig") og V ("meget dårlig"):

Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet inn i alt 8 ganger gjennom vekstsesongen 2000 i Kolbotnvatn. Prøvene var blandprøver fra vannsjiktet 0-4 m dyp. Analyseresultatene er gitt i tabell i vedlegg og fremstilt i figur 4.7.

Som det fremgår av figur 4.7, var gruppen Cyanophyceae (cyanobakterier, blågrønnalger) en svært viktig gruppe i store deler av vekstsesongen 2000 i Kolbotnvatn, med arter som *Planktothrix* cf. *prolifica* og *Anabaena planctonica* som de viktigste artene.

Figuren viser videre at det er store skiftninger i gruppesammensetning gjennom vekstsesongen, med dominans av ulike grupper gjennom sesongen. I 2000 var det, ved siden av cyanobakteriene, dominans av gruppen Bacillariophyceae (kiselalger, diatoméer) om våren. Viktigste arter innen gruppen var *Fragilaria ulna* (morfotyp '*angustissima*') og *Asterionella formosa*.

I fig 4.7 er resultatene for 2000 sammenstilt med tilsvarende analyseresultater fra 1994, 1996 og 1998. Som figuren viser var utviklingen og sammensetningen av planteplankton i 1998 i stor grad lik resultatene i 2000, gjennom dominans av gruppen Cyanophyceae (cyanobakterier) store deler av vekstsesongen med arter som *Anabaena planctonica* og *Planktothrix agardhii* som de viktigste. Gruppen Bacillariophyceae (kiselalger) var forholdsvis fremtredende i vårplanktonet også i 1998 i første rekke ved arten *Fragilaria ulna* (morfotyp '*angustissima*'). Gruppen Dinophyceae (fureflagellater) var i 1998 mer dominerende enn i 2000 gjennom hele sommeren og særlig høstsesongen, mens gruppen Chrysophyceae (gullalger) i 1998 var tilnærmet fraværende i planteplanktonsamfunnet. Dominerende fureflagellat i 2000 var som i 1998 *Ceratium hirundinella*.



**Figur 4.7** Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Kolbotnvatn 1994, 1996, 1998 og 2000. Verdiene gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg/m<sup>3</sup> våtvekt.



Figuren viser også at utviklingen i planteplanktonsamfunnet var noe annerledes i 1994 og 1996 enn i 1998 og 2000. Disse to årene kom et maksimum i gruppen Cyanophyceae (cyanobakterier) utover sommeren med et maksimum begge årene i august da gruppen utgjorde henholdsvis 74 (1994) og 88 (1996) % av totalvolumet. Viktigste arter innen gruppen var i 1994 *Anabaena planctonica*, *Anabaena flos-aquae* og *Planktothrix agardhii*, og i 1996 *Anabaena spiroides* og *Planktothrix agardhii*.

I tabellen nedenfor har vi sammenstilt en del data for de fire undersøkelsesårene. Den forholdsvis spredte prøvetakingen gjennom vekstsesongen alle årene og fra en del ulike deler av vekstsesongen fra år til år gjør at maksimum algevolume kan ha inntruffet på andre tidspunkter enn prøvetakingstidspunktene.

**Tabell 4.1** *Planteplanktondata fra Kolbotnvatn 1994-2000.*

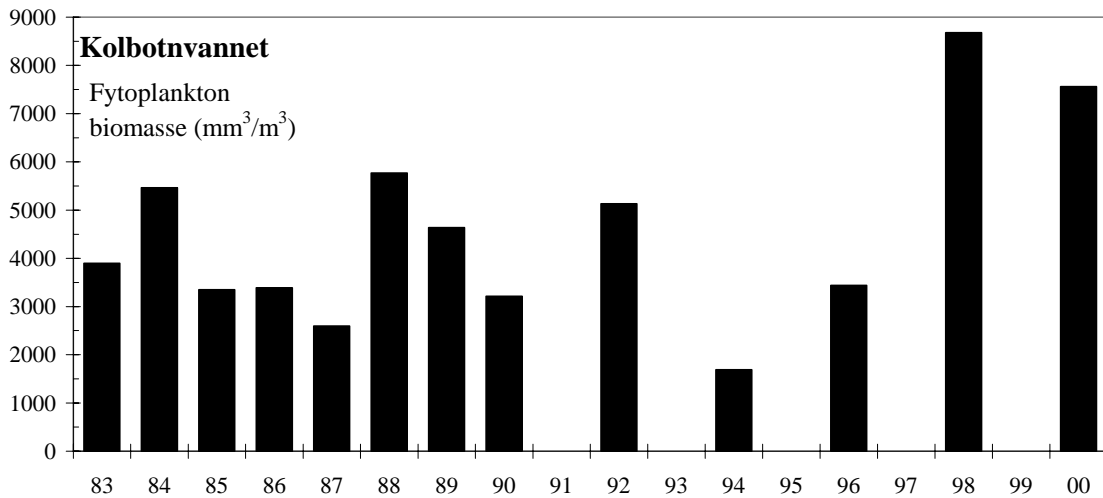
Alle volum gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt	1994	1996	1998	2000
Registrert maksimum planteplanktonvolum	12223	6834	17331	11281
Gjennomsnitts planteplanktonvolum i sesongen	3743	3942	9275 (14886)	5969 (7566)
Antall registrerte arter/taksa	68	82	68	73
Antall analyserte prøver	5	6	6 (7)	8 (6)
			*	**

\* Tallene i parentes er fratrukket verdien for februar da denne ikke inngår i normal vekstsesong som er april/mai - september/oktober.

\*\* Tallene i perioden er fratrukket verdiene for mars og november som vanligvis ikke inngår i normal vekstsesong.

Analyseresultatene for de fire årene fra Kolbotnvannet viser meget høye maksimumsverdier for totalvolum og også gjennomsnittsverdier, med store skiftninger i den prosentvise andelen av de ulike gruppene og med kraftig dominans av forskjellige grupper til ulike tider av vekstsesongen. Planteplanktonsamfunnet er til en hver tid dominert av en eller et par arter. Dette er typisk for innsjøer som er kraftig eutrofiert og der planteplanktonsamfunnet ikke er stabilt og i likevekt. Det synes som det har vært en viss endring i planktonsamfunnets utvikling gjennom vekstsesongen når en sammenligner 1994 og 1996 med resultatene for 1998 og 2000.

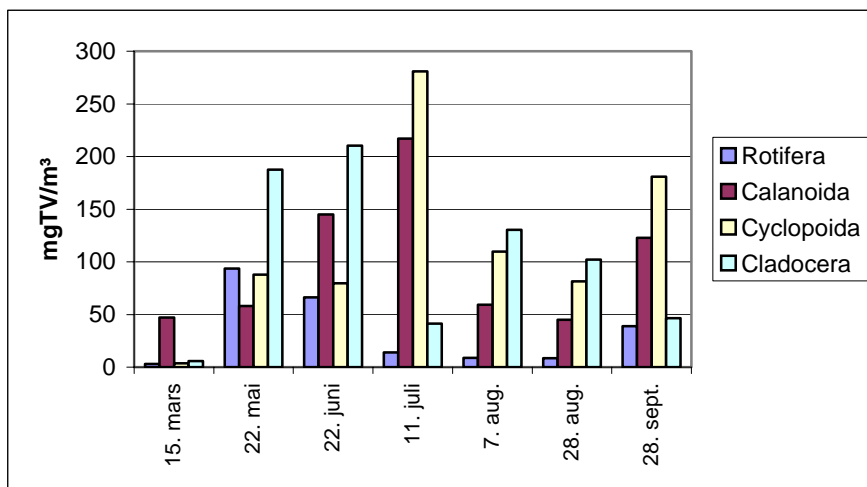
I følge Brettum (1989) indikerer de registrerte maksimumsverdier og gjennomsnittsverdier for alle årene poly- og hypereutrofe forhold, det vil si svært næringsrike vannmasser. Ut fra analyseresultatene kan det se ut som om det har skjedd en økning i algebiomassen fra 1994 og 1996 til 1998 og 2000 (fig. 4.8).



**Figur 4.8** Algebiomasse (våtvekt) i Kolbotnvannet 1983-2000 (medianverdier for vekstsesongen, 1. mai - 1. oktober)

## 4.5 Dyreplankton

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn i alt 7 ganger i perioden mars-september 2000. Resultatene er gitt i tabell i vedlegget og vist i Fig. 4.9. Tidsutviklingen i lengden av dominerende *Daphnia*-art i perioden 1983-2000 er vist i Fig. 4.10.

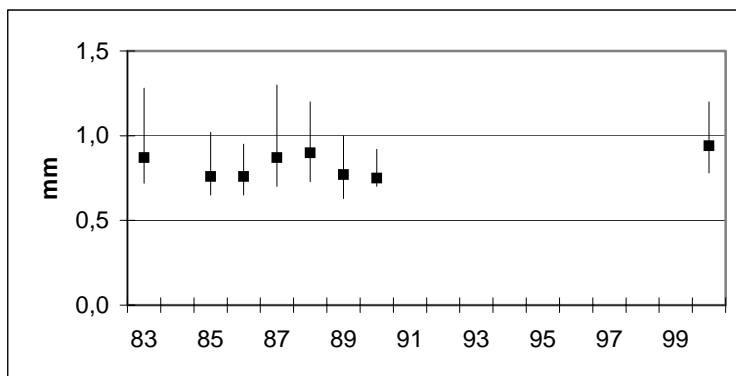


**Figur 4.9** Dyreplankton i Kolbotnvannet i 2000 fordelt på hovedgruppene hjuldyr (Rotifera), calanoide hoppekreps, cyclopoide hoppekreps og vannlopper (Cladocera).

Dyreplanktonet i Kolbotnvannet er tidligere undersøkt i 1973 (Brettum og medarb. 1975), i 1978 (Holtan og medarb. 1981), i 1979 (Lyche 1984), i 1983 og i perioden 1985-90 (Erlandsen og medarb. 1988, Faafeng og medarb. 1990a og b). Schartau og medarb. (1997) har analysert diversiteten (biomangfoldet) i dyreplanktonet i Kolbotnvannet på grunnlag av kvantitative data fra perioden 1983-90.

I 2000 var dyreplanktonet dominert av hjuldyrarter innen slekten *Keratella* (*K. cochlearis* og *K. quadrata*), den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*, de cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* samt vannloppene *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris*. I tillegg var følgende slekter/arter vanlig forekommende: Hjuldyrene *Polyarthra* spp., *Synchaeta* spp., *Asplanchna priodonta* og *Pompholyx sulcata* samt vannloppene *Leptodora kindtii*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cristata*, *Ceriodaphnia quadrangula* og *Bosmina coregoni*. Artssammensetningen er karakteristisk for næringsrike innsjøer med et betydelig predasjonspress (beitepress) fra planktonspisende fisk; i Kolbotnvannet antagelig først og fremst mort. Det ser ikke ut til å ha skjedd vesentlige endringer i artssammensetningen innen krepsdyrplanktonet fra 1970-tallet og fram til århundreskiftet. Selv om bestandene av de enkelte artene har variert betydelig, har stort sett de samme artene vært dominerende de fleste årene vi har data fra. Når det gjelder hjuldyrene, var det flere av de artene som hadde betydelige bestander på slutten av 1980-tallet og i 1990 som ikke ble observert i 2000. Dette gjaldt bl.a. *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis* og *Filinia* spp. som først og fremst finnes i næringsrike innsjøer.

Størrelsesfordelingen innen dyreplanktonet er ofte en indikasjon på graden av predasjon fra planktonspisende fisk. Økende fiskepredasjon fører generelt til at planktonet i økende grad domineres av små arter og småvokste individer (se f. eks. Zaret 1980). Hvis vi antar at størrelsen på dominerende *Daphnia*-art (*D. cucullata*) indikerte graden av predasjonspress i Kolbotnvannet, tyder resultatene på at predasjonspresset var meget stort i 2000 i hele den undersøkte perioden (se Fig. 4.10).



**Figur 4.10** Kroppslengder av *Daphnia cucullata* i Kolbotnvannet i årene 1983, 1985-90 og 2000. Figuren viser middellengder (punkter) og variasjonsbredder (vertikale streker) av voksne hunner.

Dyreplanktonbiomassen varierte i området ca. 60-550 mg tørrvekt (TV) pr. m<sup>3</sup> med maksimum i midten av juli og med et gjennomsnitt for perioden mai-september på ca. 400 mgTV/m<sup>3</sup>. Dette må anses som en høy dyreplanktonbiomasse og er et uttrykk for innsjøens produktive karakter (jfr. Hessen et al. 1995). Den relative fordelingen av totalbiomassen på hovedgrupper var 10% hjuldyr, 27% calanoide hoppekreps, 34% cyclopoide hoppekreps og 30% vannlopper (gjennomsnitt for perioden mai-september). Fordelingen kan sies å være "normal", men andelen vannlopper var relativt lav og andelen cyclopoide hoppekreps høy sammenlignet med mange andre innsjøer. En høy andel eller store bestander av effektive algebeitere regnes for å være gunstig med tanke på innsjøens "selvrensingsevne" (se f.eks. Pace 1984). Det vil si at en stor del av den produserte algebiomassen kan omsettes oppover i næringskjeden. Storvokste vannlopper spesielt innen slekten *Daphnia* er av de mest effektive algebeiterne. I Kolbotnvannet var som nevnt daphniene småvokste, altså mindre effektive algebeitere, og andelen daphnier av totalbiomassen var bare ca. 13% i gjennomsnitt for perioden mai-september. Ut fra dette er det rimelig å anta at "selvrensingsevnen" var lav i i hele perioden 1983-2000.

## 4.6 Miljøgifter

Det ble analysert for ulike klororganiske miljøgifter (PCB, DDE – nedbrytningsprodukt av DDT, mm.), polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og utvalgte plantevernmidler i en vannprøve fra sjiktet 0–4 m (det øvre sirkulerende vannsjikt). Vannprøven ble hentet 28.08.00.

PCB'er er oljeaktige og kjemisk sett meget stabile forbindelser som vanskelig brytes ned i naturen. De har hatt en vid anvendelse, og ble tidligere brukt blant annet som isolatorolje i transformatorer og kondensatorer, i hydrauliske oljer, og som tilsetningstoffer i fugemasser, visse malingtyper og betong. All lovlig bruk av PCB i Norge opphørte i 1994. PAH er tjæreaktige forbindelser som inngår i råolje og tyngre petroleumsprodukter. Utenom disse er den primære kilden til PAH ufullstendig forbrenning av fossilt brensel (kull og olje), av annet organisk materiale som ved og halm, skogbranner mm. Tidligere undersøkelser har vist at sedimentene i Kolbotnvannet er markert påvirket både PCB- og PAH-forurensninger (Faafeng m.fl. 1997, Fjeld og Øxnevad 1999).

Det er ikke etablert et norsk miljøklassifiseringssystem for konsentrasjoner i vannfasen av de omtalte miljøgiftene, men en sammenlikning med grensene i drikkevannsforskriftene – for de miljøgiftene som behandles av dem – kan si noe om konsentrasjonenes størrelse.

Det ble ikke påvist kvantifiserbare mengder av hverken PCB eller DDE og andre klororganiske miljøgifter som hekso- og penta-klorbenzen (QCB og HCB), hekasykloheksaner (g- og a-HCH) og oktaklorstyren (se vedlegg B). De lave nivåene av PCB i vannfasen viser at forurensningene i sedimentene i liten grad lekker ut til de frie vannmassene.

For PAH ble det kun funnet små mengder (sum PAH = 89 ng/l), og av disse var summen av såkalt kreftframkallende PAH under kvantifiseringsgrensen (vedlegg B). For benzo(a)pyrene, som ofte gir et signifikant bidrag til mengden kreftframkallende PAH, var konsentrasjonen mindre enn 5 ng/l. Rådende drikkevannsforskrifter (Sosial og helsedepartementet 1995) sier at det i drikkevann tillates PAH-konsentrasjoner på opptil 200 ng/l. Tilsvarende krever EUs direktiv vedrørende drikkevannskvalitet (EU 1998) at PAH-konsentrasjonen ikke overskrider 100 ng/l, og at konsentrasjonen av benzo(a)pyrene (en kreftframkallende PAH) er under 10 ng/l. De lave nivåene av PAH i vannfasen viser at forurensningene i sedimentene i liten grad lekker ut til de frie vannmassene, og at eventuelle nye forurensninger som tilføres fra bekker og overflateavrenning i liten grad påvirker vannkvaliteten.

I analysene av pesticider (55 ulike forbindelser, se vedlegg C) ble det kun funnet kvantifiserbare mengder av 2,6-diklorbenzamid (BAM), med 0,25 µg/l. BAM er en metabolitt (nedbrytningsprodukt) av ugrasmeddelet Diklorbenil. Det er ikke uvanlig å finne nedbrytningsprodukter av Diklorbenil – i samme konsentrasjon som i Kolbotnvannet – i bekker og grunnvannsbrønner i jordbruksområder i Norge (Ludviksen et al. 2001). I følge norske drikkevannsforskrifter skal summen av plantevernmidler i drikkevann ikke overskride 0,5 µg/l, mens det for hvert enkelt stoff tillates inntil 0,1 µg/l. Samme reglement gjelder også i EUs direktiv om drikkevann.

## 4.7 Klassifisering av tilstanden i Kolbotnvannet

### Vannkvalitetsklassifisering

SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann i Norge (SFT 1997) er delt inn i fem tilstandsklasser, fra klasse I (Meget god) til klasse V (Meget dårlig). Vannkvaliteten kan bedømmes ut fra ulike variable, men de to viktigste for problematikken i Kolbotnvannet er fosfor og klorofyll (Tabell 4.2). Vannkvaliteten vil variere noe fra år til år og det er derfor nødvendig å se på utviklingen over en viss periode for å se tendensene til økning eller avtak. Under har vi presentert utviklingen i vannkvalitet i Kolbotnvannet i perioden 1983-98.

Tabell 4.2 Vannkvalitetsklasser for de 4 viktigste parametrene i Kolbotnvannet. Kodeforklaring nederst. Medianverdiene for vekstsesongen (1. mai til 1. oktober) er påført sammen med kode for tilstandsklassen.

År	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1992	1994	1996	1998	2000
<b>TotalP (µg/l)</b>	81	70	57	48	60	44	73	47	41	29	24,5	36,0	23
<b>Klorofyll (µg/l)</b>	22,9	27,8	23,3	28	26,7	33,1	42,5	9,9	23	18,6	22,3	26,5	18,4
<b>Sikt (m)</b>	1,55	1,1	1,35	2,25	2,25	2	1	2,1	1,7	1,7	1,9	1,9	2,4
<b>TotalN µg/l)</b>	1100	900	1100	1100	1250	1100	1000	1185	850	750	800	900	600

#### Fargeforklaring Tilstandsklasser:

	I Meget god
	II God
	III Mindre god
	IV Dårlig
	V Meget dårlig

De tre parametrene: total fosfor (totP), klorofyll (klf) og siktedyp er av spesiell interesse. Fra en "meget dårlig" tilstand (klasse V) for fosfor og klorofyll tidlig i perioden, har innsjøen utviklet seg gradvis mot en "dårlig" tilstand (klasse IV). Dette er selvsagt positivt, spesielt når en ser den store nedgangen i fosforkonsentrasjonen, men vannkvaliteten er fortsatt langt fra tilfredsstillende. Etter vår vurdering bør innsjøen etter ytterlige tiltak over noen år kunne etablere seg i tilstandsklasse III ("mindre god"). Grenseverdiene mellom klasse IV og III er:

<i>total fosfor</i>	<i>mindre enn 20 mg/m<sup>3</sup></i>
<i>klorofyll</i>	<i>mindre enn 8 mg/m<sup>3</sup></i>
<i>siktedyp</i>	<i>mer enn 2 meter</i>
<i>total nitrogen</i>	<i>mindre enn 600 mg/m<sup>3</sup></i>

Til sammenligning ligger nå Gjersjøen i klasse II ("God") og III ("Mindre god") for nøkkel variablene (total-fosfor, klorofyll og siktedyp). Gjersjøen klassifiseres i klasse V ("Meget dårlig") mhp. nitrogen.

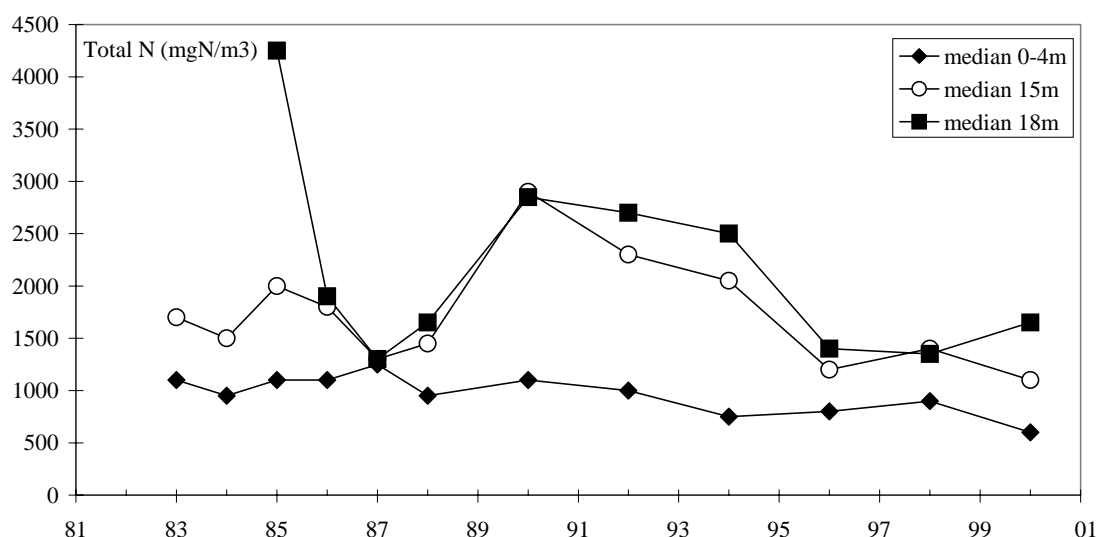
## 5. Nitrogendosering

Som omtalt tidligere i rapporten er det blitt tilsatt nitrat til bunnvannet i Kolbotnvannet gjennom en årrekke for å redusere oksygenforbruket og utlekkingen av fosfat fra sedimentet til vannmassene.

En kunne kanskje frykte at slike tilsatser vil gi økte nitrogenkonsentrasjoner i vannet, men konsentrasjonen i overflatevannet har ikke økt i perioden 1983-96 (Figur 4.1); snarere tvert om.

Generelt kan en vente at nitrogenkonsentrasjonen vil kunne øke både i overflatevannet og i bunnvannet ved:

- overdosering med kalksalpeter (kap. 1.2)
- at nitratforbruket i bunnslammet etterhvert blir mindre.

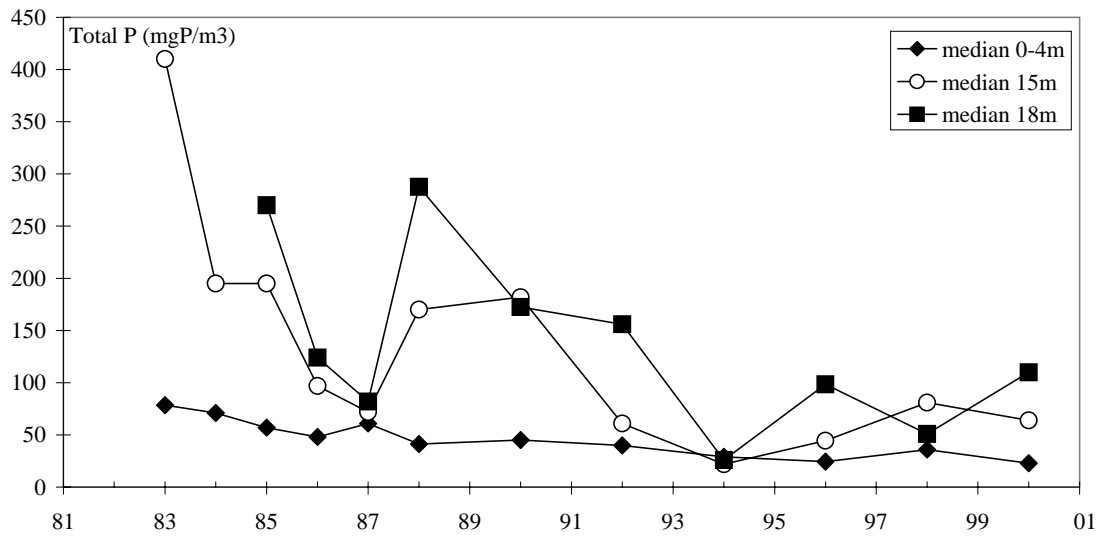


**Figur 5.1** Nitrogenkonsentrasjon (medianverdier for produksjonssesongen, 1. mai - 1. oktober) i tre dybdenivåer i Kolbotnvannet, perioden 1983-2000.

Det ser ikke ut til at noen av disse problemene har begynt å melde seg i Kolbotnvannet (Figur 5.1). Nitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet har vært svakt avtakende gjennom hele overvåkingsperioden.

I overflatelagene varierer konsentrasjonen av total-nitrogen lite gjennom 2000-sesongen, mens andelen av nitrat avtar mot et minimum fra midten av juli. For dypvannet (15 og 17-18 meter) er konsentrasjonen av total-nitrogen gjennomgående noe høyere enn i overflatelaget, men også her avtar nitrat-konsentrasjonen til et minimum fra midten av juli og utover.

Utviklingen med svært reduserte nitrat-konsentrasjoner i dypvannet mot slutten av sesongen er også observert tidligere år (1988, 1989, 1996), når doseringen har vært for lav eller uteblitt. Det ble ikke tilsatt kalksalpeter til dypvannet i Kolbotnvannet i 2000. Kombinasjonen av manglende løst oksygen og manglende nitrat som oksidasjonsmiddel, øker faren for frigivelse av fosfor fra sedimentet. Vi så da også en økning i median-konsentrasjonen av total-fosfor på 18 meters dyp i 2000 (Figur 5.2).



**Figur 5.2** Fosforkonsentrasjon (medianverdier for produksjonssesongen, 1. mai - 1. oktober) i tre dybdenivåer i Kolbotnvannet, perioden 1983-2000.

På 18 meters dyp øker konsentrasjonen av både total-fosfor og fosfat utover i sesongen, fra juli og fram mot stopp i målingene sist i september. Vi så en tilsvarende konsentrasjonsøkning i 1996, da det heller ikke ble tilsatt kalksalpeter til bunnvannet.

Måleresultatene fra 2000 viser at det fortsatt er ønskelig med dosering av kalksalpeter til bunnvannet for å hindre transport av fosfor fra sedimentet og ut i innsjøen.

## 6. Miljøgifter i Dalsbekken og Greverudbekken

Det ble analysert for utvalgte plantevernmidler i tre vannprøver fra henholdsvis Dalsbekken og Greverudbekken. Prøvene ble tatt 22.06.00, 11.07.00 og 07.08.00. Analysespekteret og resultatene er gitt i vedlegg 2.

I Dalsbekken ble det ikke påvist kvantifiserbare mengder for noen av de analyserte plantevernmidlene. For Greverudbekken ble det påvist mekoprop (0,69 µg/l) i prøven fra 11.07.00, og det ble påvist 2,6-diklorbenzamid (BAM) (0,05 µg/l) i prøven fra 07.08.00.

Mekoprop er et ugrasmiddel av typen fenoksytyrer, mens BAM er en metabolitt (nedbrytningsprodukt) av ugrasmiddelet Diklorbenil. I følge resultater fra JOVÅ-programmet (Ludviksen m.fl. 2001) er det ikke uvanlig å finne mekoprop eller BAM i vannforekomster i jordbruksområder i Norge. Konsentrasjonene av disse ugrasmidlene i Greverudbekken skiller seg lite fra de som har vært rapportert i JOVÅ. I følge Ludviksen m.fl. (2001) er det i Norge satt en miljøforurensningsgrense for mekoprop på 51,5 µg/l (grensa angir 1% av EC-50 verdien for vannplanten *Lemna. sp.*).

I følge norske drikkevannsforskrifter skal summen av plantevernmidler i drikkevann ikke overskride 0,5 µg/l (Sosial og helsedepartementet 1995), mens det for hvert enkelt stoff tillates inntil 0,1 µg/l. Samme reglement gjelder også i EUs direktiv om drikkevann (EU 1998). I Greverudbekken er det ved en prøvetagning påvist Mekoprop-konsentrasjoner som overskrider grensen for plantevernmidler i drikkevann.



## Litteratur

- Brettum, P., Rognerud, S., Skogheim, O. og Laake, M. 1975. Små eutrofe innsjøer i tettbebygde strøk. Østensjøvatn, Oslo. Årungen, Ås. Kolbotnvatn, Oppegård. Langvatn, Lørenskog. NIVA-rapport. A2-05. 109 s.
- Brettum, P. 1984. Planteplankton, telling. I: Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. K.Vennerød (red.). Norsk Limnologiforening. Universitetsforlaget, Oslo. 146-154.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Erlandsen, A.H., Brettum, P., Løvik, J.E., Markager, S. og Källqvist, T. 1988. Kolbotnvatnet. Sammenstilling av resultater fra perioden 1984-87. NIVA-rapport. Løpenr. 2161. 118 s.
- EU 1998. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official J.European Communities, L 330: 32- 54.
- Fjeld, E. og Øxnevad, S. 1999. Miljøgifter i sedimenter og fisk fra Kolbotnvannet, 1998. NIVA-rapport. Løpenr. 4115. 24 s.
- Faafeng, B., Erlandsen, A. og Løvik, J.E. 1990a. Kolbotnvatnet med tilløp 1988 og 1989. NIVA-rapport. Løpenr. 2408. 56 s.
- Faafeng, B., Erlandsen, A., Løvik, J.E. og Oredalen, T.J. 1990b. Kolbotnvatnet med tilløp 1990. NIVA-rapport. Løpenr. 2604. 42 s.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Holtan, H. og G. Holtan 1978. Kolbotnvannet. Sammenstilling av undersøkelsesresultater 1972-1977. NIVA O-5/70.
- Holtan, H., Brettum, P., Holtan, G. og Kjellberg, G. 1981. Kolbotnvatn med tilløp. Sammenstilling av undersøkelsesresultater 1978-1979. NIVA-rapport. Løpenr. 1261. 50 s.
- Ludvigsen, G.H. og Lode, O. 2001. Jordsmonnovervåking i Norge. Pesticider 1999. Jordforsk rapport 22/01. SFT rapport TA-1786/2001.46 s. + vedlegg
- Lyche, A. 1984. Plankton i innsjøer langs en trofigradient. En regional undersøkelse av samfunnsstrukturen i fyttoplankton og zooplankton i Oslo-området. Cand. real. oppgave i limnologi. Universitetet i Oslo. 259 s.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. og Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr.4860. 86 s.
- Pace, M.L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus–chlorophyll *a* relationship. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1089-1096.

- Palm, H.C., Vatne, B.H., Krog, R. og Høiberg, J. 1983. Simulering av oksygenutviklingen i en innsjø i dyplagene under sommer-stagnasjonen med praktisk utforming for Kolbotnvannet. Prosjektoppgave INI53, Inst. for Informatikk, Universitetet i Oslo.
- Ripl, W. 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate - a new lake restoration method. *Ambio*, 5,3.
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43. 34-62.
- Schartau, A.K.L., A.. Hobæk, B. Faafeng, G. Halvorsen, J.E. Løvik, T. Nøst, A.L. Solheim, og B. Walseng. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA-rapport, løpenr. 3768: 58 s.
- Sosial og helsedepartementet 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. I-9/95. 36 s.
- Statens forurensningstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. ISBN 82-7655-368-0. TA-1468/1997, 31 s.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. int. Verein. Limnol.* 9. 1-38.
- Zaret, T. M. 1980. *Predation and freshwater communities.* Yale Univ. Press. 180 s.

## Vedlegg A. Tidligere NIVA-rapporter om Kolbotnvannet

Holtan, H. 1971. Kolbotnvannet. En limnologisk undersøkelse 1967-1970. NIVA-rapport.

Holtan, H. 1974. Undersøkelser av Kolbotnvannet i forbindelse med luftingsforsøk. NIVA-notat O-5/70. 21.8.74.

Brettum, P., S. Rognerud, O. Skogheim og M. Laake 1975. Små eutrofe innsjøer i tettbygde strøk. NIVA.

Holtan, H. og G. Holtan 1978. Kolbotnvannet. Sammenstilling av undersøkelsesresultater 1972-1977. NIVA O-5/70.

Holtan, H., P. Brettum, G. Holtan og G. Kjellberg 1981. Kolbotnvannet med tilløp. Sammenstilling av undersøkelsesresultater 1978- 1979. NIVA O-78007 (l.nr. 1261).

Erlandsen, A.H., P. Brettum, J.E. Løvik, S. Markager og T. Källqvist 1988. Kolbotnvannet. Sammenstilling av resultater fra perioden 1984-87. NIVA O-8307802 (l.nr. 2161).

Fjeld, E. og Øxnevad, S. 1999. Miljøgifter i sedimenter og fisk fra Kolbotnvannet, 1998. NIVA-rapport. O-98146, l.nr. 4115. 24 s.

Faafeng, B., A. Erlandsen og J.E. Løvik 1990. Kolbotnvannet med tilløp 1988 og 1989. NIVA-rapport l.nr. 2408. 56s.

Faafeng, B., A.H. Erlandsen, J.E. Løvik og T.J. Oredalen 1991. Kolbotnvannet med tilløp 1990. NIVA-rapport l.nr. 2604. 42s.

Faafeng, B. 1995. Overvåking av Kolbotnvannet 1994 samt av Gjersjøens tilløpsbekker. NIVA-rapport l.nr. 3397-96.46s.

Faafeng, B., P. Brettum, E. Fjeld, T.J. Oredalen 1997. Evaluering av Kolbotnvannet. Overvåking av vannkvalitet og tilførsler til Gjersjøen via tilløpsbekker i 1996, samt undersøkelse av miljøgifter i sedimenter. NIVA-rapport l.nr. 3707-97. 67s.

Faafeng, B., Oredalen, T.J., Brettum, P. 1999. Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1998. NIVA-rapport l.nr. 4080-99, 33s.

## **Vedlegg B. Figurer og Tabeller**

- i. Vannkjemiske analyser Kolbotnvannet
- ii. Vannkjemiske analyser Skredderstu-, Augestad- og Midtoddbecken
- iii. Tabell kvantitativ planteplanktonanalyse
- iv. Tabell kvantitativ dyreplanktonanalyse

**Vedlegg i: Vannkjemiske analyser, Kolbotnvannet 2000**

<b>0-4 meter</b>	<b>Dato</b>	<b>TURB FNU</b>	<b>FARGE mg Pt/L</b>	<b>TOTP µg/L</b>	<b>TOTN µg/L</b>	<b>NO<sub>3</sub>N µg/L</b>	<b>KLFA µg/L</b>	<b>TOC mg C/L</b>	<b>Kond mS/m</b>	<b>PH</b>
	15.03.2000						17,2			
	22.05.2000	3,4	16,5	23	800	180	10,6	5,2	26,3	8,11
	22.06.2000	3,2	17,9	23	500	11	11,4	5,5	26,1	8,15
	11.07.2000	3,0	12,7	25	600	3	15,0	5,3	25,9	8,45
	07.08.2000	8,6	13,3	36	700	1	38,1	6,0	25,7	8,74
	28.08.2000	5,7	9,5	20	600	1	24,0	5,8	26,5	8,42
	28.09.2000	2,8	11,0	17	500	4	21,8	5,4	26,0	7,99
max		8,6	17,9	36,0	800,0	180,0	38,1	6,0	26,5	8,7
min		2,8	9,5	17,0	500,0	1,0	10,6	5,2	25,7	8,0
middel		4,5	13,5	24,0	616,7	33,3	19,7	5,5	26,1	8,3
median		3,3	13,0	23,0	600,0	26,0	17,2	5,5	26,1	8,3
st.avvik		2,3	3,2	6,5	116,9		9,5	0,3	0,3	0,3
ant.obs.		6	6	6	6	6	7	6	6	6

<b>1 meter</b>	<b>Dato</b>	<b>TURB FTU</b>	<b>FARGE mg Pt/L</b>	<b>TOTP µg/L</b>	<b>PO<sub>4</sub>PF µg/L</b>	<b>TOTN µg/L</b>	<b>NO<sub>3</sub>N µg/L</b>
	15.03.2000	2,2	16,0	22	3	900	550
	28.08.2000	5,8	10,4	23	<1	800	<1

<b>5 meter</b>	<b>Dato</b>	<b>TURB FTU</b>	<b>FARGE mg Pt/L</b>	<b>TOTP µg/L</b>	<b>PO<sub>4</sub>PF µg/L</b>	<b>TOTN µg/L</b>	<b>NO<sub>3</sub>N µg/L</b>	<b>O<sub>2</sub> mg/L</b>
	15.03.2000	2,1	15,2	16	2	900	535	8,6
	28.08.2000	3,9	11,4	38	<1	700	<1	1,2

<b>10 meter</b>	<b>Dato</b>	<b>TURB FTU</b>	<b>FARGE mg Pt/L</b>	<b>TOTP µg/L</b>	<b>PO<sub>4</sub>PF µg/L</b>	<b>TOTN µg/L</b>	<b>NO<sub>3</sub>N µg/L</b>	<b>O<sub>2</sub> mg/L</b>
	15.03.2000	2,1	15,4	17	5	900	600	7,54
	28.08.2000	2,8	13,1	24	9	800	330	0,1

<b>15 meter</b>	<b>Dato</b>	<b>TURB FTU</b>	<b>FARGE mg Pt/L</b>	<b>TOTP µg/L</b>	<b>PO<sub>4</sub>PF µg/L</b>	<b>TOTN µg/L</b>	<b>NO<sub>3</sub>N µg/L</b>	<b>H<sub>2</sub>S mg/L</b>	<b>O<sub>2</sub> mg/L</b>
	15.03.2000	2,0	15,4	27	17	1000	680		4,43
	28.08.2000	8,0	15,6	101	85	1200	<1	<1	

17 meter	Dato	TURB	FARGE	TOTP	PO <sub>4</sub> PF	TOTN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> N	H <sub>2</sub> S	O <sub>2</sub>
		FTU	mg Pt/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
	15.03.2000	2	15,6	51	42	1200		710		0,61
	22.05.2000			44			468	330		3,20
	22.06.2000			39			500	280		0,19
	11.07.2000			110			880	3	0,34	
	07.08.2000			186			1260	1		1,42
	28.08.2000	5,3	17,7	225	195	2100		3	1,92	
	28.09.2000			239			1780	1	2,18	
max		5,3	17,7	239,0	195,0	2100,0	1780,0	710,0		3,2
min		2,0	15,6	39,0	42,0	1200,0	468,0	1,0		0,2
middel		3,7	16,7	127,7	118,5	1650,0	977,6	189,7		1,4
median		3,7	16,7	110,0	118,5	1650,0	880,0	3,0		1,0
st.avvik		2,3	1,5	87,9	108,2	636,4	552,5	270,6		1,3
ant.obs.		2	2	7	2	2	5	7		4

**Siktedyp og visuell farge,  
Kolbotnvannet**

Dato	Siktedyp (m)	visuell farge
15.03.2000		
22.05.2000	2,6	Gullig grønn
22.06.2000	2,8	Grønlig gul
11.07.2000	2,0	Grønlig gul
07.08.2000	1,5	Gullig grønn
28.08.2000	2,1	gullig grønn
28.09.2000	3,0	Grønn

**Pesticider, Kolbotnvann - 07.08.2000, 0-4 meter dyp**

Parameter	Metode	Resultat
2,6-diklorbenzamid (BAM)	M03	0,25 µg/L
GC/MS-VERIFIKASJON	M21	Påvist

**Klororganiske miljøgifter, Kolbotnvann - 07.08.2000, 0-4 meter dyp**

Parameter	Metode	Resultat (ng/L)
CB28-V	H 3-2	<2,0
CB52-V	H 3-2	<2,0
CB101-V	H 3-2	<2,0
CB118-V	H 3-2	<2,0
CB105-V	H 3-2	<2,0
CB153-V	H 3-2	<2,0
CB138-V	H 3-2	<2,0
CB156-V	H 3-2	<2,0
CB180-V	H 3-2	<2,0
CB209-V	H 3-2	<2,0
∑PCB	Beregnet *	0
∑PCB <sub>7</sub>	Beregnet *	0
QCB-V	H 3-2	<1,0
HCHA-V	H 3-2	<2,0
HCB-V	H 3-2	<1,0
HCHG-V	H 3-2	<2,0
OCS-V	H 3-2	<1,0
DDEPP-V	H 3-2	<2,0
TDEPP-V	H 3-2	<2,0
NAP-V	H 2-2	28
NAP2M-V	H 2-2	10
NAP1M-V	H 2-2	14
BIPN-V	H 2-2	5
NAPDI-V	H 2-2	<5
ACNLE-V	H 2-2	<5
ACNE-V	H 2-2	<5
NAPTM-V	H 2-2	<5
FLE-V	H 2-2	10
PA-V	H 2-2	16
ANT-V	H 2-2	<5
PAM1-V	H 2-2	<5
FLU-V	H 2-2	6
PYR-V	H 2-2	<5
BAA-V	H 2-2	<5
CHRTR-V	H 2-2	<5
BBJKF-V	H 2-2	<5
BEP-V	H 2-2	<5
BAP-V	H 2-2	<5
PER-V	H 2-2	<5
ICDP-V	H 2-2	<5
DBA3A-V	H 2-2	<5
BGHIP-V	H 2-2	<5
Sum PAH	Beregnet *	89
Sum KPAH	Beregnet *	0
Sum NPD	Beregnet *	68

\* Analysemetoden er ikke akkreditert.

**Augestadbekken**

DATO	pH	TOT-P mg/ m <sup>3</sup>	PO4-PF mg/ m <sup>3</sup>	TOT-N mg/ m <sup>3</sup>	NO3-N mg/ m <sup>3</sup>	NH4-N mg/ m <sup>3</sup>	Kond mS/ m	Turb FTU	TOC mg C/ L	Tkol Ant/ 100 mL
15.03.2000	7,52	32	27	1700	1380	65	28,2	4,2	3,8	4900
26.04.2000	7,49	29	16	2100	1670	42	28,1	4,8	4,5	4600
22.05.2000	7,82	38	16	1900	1520	111	28,6	4,3	4,8	3900
22.06.2000	7,83	30	21	1800	1515	86	27,0	2,4	3,3	6900
11.07.2000	7,84	59	39	1900	1605	90	23,9	6,0	4,2	41000
07.08.2000	7,77	65	49	2100	1600	214	27,6	0,7	3,2	5000
28.08.2000	7,63	69	55	2000	1560	238	27,2	1,5	3,3	5000
28.09.2000	7,92	68	50	2200	1750	188	26,8	4,3	4,1	14400
26.10.2000	7,71	68	34	2200	1630	139	22,5	10,0	9,3	29000
02.11.2000	7,41	57	27	2000	1520	58	19,7	9,8	10,1	4300
30.11.2000	7,39	71	26	1300	870	76	14,6	24,0	7,4	6200
13.12.2000	7,39	105	21	1400	945	53	12,3	25,0	9,1	3100
max	7,92	105	55	2200	1750	238	28,6	25,0	10,1	41000
min	7,39	29	16	1300	870	42	12,3	0,7	3,2	3100
middel	7,6	57,6	31,8	1883	1464	113	23,9	8,1	5,6	10692
median	7,7	62,0	27,0	1950	1540	88	26,9	4,6	4,4	5000
st.avvik	0,2	22,3	13,6	292	276	67	5,6	8,2	2,6	11993
ant.obs	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

**Skredderstubekken**

DATO	pH	TOT-P mg/ m <sup>3</sup>	PO4-PF mg/ m <sup>3</sup>	TOT-N mg/ m <sup>3</sup>	NO3-N mg/ m <sup>3</sup>	NH4-N mg/ m <sup>3</sup>	Kond mS/ m	Turb FTU	TOC mg C/ L	Tkol Ant/ 100 mL
15.03.2000	7,64	30	25	1500	1290	24	28,1	2,8	3,8	350
26.04.2000	7,66	52	20	2200	1750	54	28,9	11,0	5,4	2500
22.05.2000	7,89	29	22	2000	1830	15	37,9	2,6	3,2	790
22.06.2000	7,92	57	33	2300	1640	341	29,4	2,4	3,8	15000
11.07.2000	7,94	50	26	2700	1670	85	24,8	5,8	4,3	18000
07.08.2000	7,89	30	17	1700	1410	16	29,1	1,6	3,3	320
28.08.2000	7,82	26	16	1500	1280	9	28,6	2,0	3,1	200
28.09.2000	7,76	59	41	2000	1690	90	27,6	4,0	4,5	2600
26.10.2000	7,73	87	27	2200	1580	92	20,7	25,0	10,6	8000
02.11.2000	7,68	57	33	2100	1680	42	19,7	8,9	9,4	1100
30.11.2000	7,70	86	36	1400	955	59	15,1	24,0	7,9	
13.12.2000	7,57	81	28	1400	995	34	13,1	24,0	8,7	540
max	7,94	87	41	2700	1830	341	37,9	25,0	10,6	18000
min	7,57	26	16	1400	955	9	13,1	1,6	3,1	200
middel	7,8	53,7	27,0	1917	1481	72	25,3	9,5	5,7	4491
median	7,7	54,5	26,5	2000	1610	48	27,9	4,9	4,4	1100
st.avvik	0,1	22,3	7,7	415	293	90	7,0	9,4	2,7	6376
ant.obs	12	12	12	12	12	12	12	12	12	11

**Midtoddveibekken**

DATO	pH	TOT-P mg/ m <sup>3</sup>	PO4-PF mg/ m <sup>3</sup>	TOT-N mg/ m <sup>3</sup>	NO3-N mg/ m <sup>3</sup>	NH4-N mg/ m <sup>3</sup>	Kond mS/ m	Turb FTU	TOC mg C/ L	Tkol Ant/ 100 mL
15.03.2000	7,58	34	30	1900	1760	18	33,2	10,0	4,6	730
26.04.2000	7,50	35	19	2600	2430	12	36,5	11,0	5,1	920
22.05.2000	7,97	32	16	1700	1425	54	30,4	2,1	3,6	2700
22.06.2000	7,89	67	20	2300	2085	12	36,0	11,4	11,8	370
11.07.2000	7,84	65	28	2400	2185	10	29,5	20,0	4,9	520
07.08.2000	8,01	32	24	2000	1695	16	37,5	1,5	3,3	520
28.08.2000	7,82	142	114	2100	1660	83	37,3	4,1	5,5	8800
28.09.2000	7,80	51	27	2300	2095	14	33,2	25,0	4,6	440
26.10.2000	7,74	59	23	2600	2230	16	25,1	25,0	10,3	1500
02.11.2000	7,54	62	35	2700	2265	13	23,0	18,0	10,4	490
30.11.2000	7,53	71	36	1600	1215	16	17,3	31,0	9,0	1000
13.12.2000	7,63	86	39	1800	1415	12	15,8	26,0	9,4	710
max	8,01	142	114	2700	2430	83	37,5	31,0	11,8	8800
min	7,5	32	16	1600	1215	10	15,8	1,5	3,3	370
middel	7,7	61,3	34,3	2167	1872	23	29,6	15,4	6,9	1558
median	7,8	60,5	27,5	2200	1923	15	31,8	14,7	5,3	720
st.avvik	0,2	30,9	26,1	373	395	22	7,6	10,1	3,0	2371
ant.obs	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12



**Pesticider, Greverud- og Dalsbekken, år 2000**

<b>Prøvested</b>	<b>dato</b>	<b>Parameter</b>	<b>Metode</b>	<b>Resultat</b>
Greverudbekken	22.06.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Ikke påvist
		PESTICIDER GC/MS VANN	M15	Ikke påvist
	11.07.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Ikke påvist
		PESTICIDER GC/MS VANN	M15	Påvist
		Mekoprop	M15	0,69 µg/L
	07.08.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Påvist
		2,6-diklorbenzamid (BAM)	M03	0.05 µg/L
		GC/MS-VERIFIKASJON	M21	Påvist
Dalsbekken	22.06.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Ikke påvist
		PESTICIDER GC/MS VANN	M15	Ikke påvist
	11.07.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Ikke påvist
		PESTICIDER GC/MS VANN	M15	Ikke påvist
	07.08.00	PESTICIDER GC-MULTI VANN	M03	Ikke påvist

Tabell iii Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Kolbotnvatn, 1, 0-4 m

Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)								
År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
Måned	3	5	6	7	8	8	9	11
Dag	15	22	22	11	7	28	28	2
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>								
Anabaena planctonica	.	.	67,2	2849,3	1847,6	3654,4	.	.
Planktothrix cf. prolifica	1457,5	1802,0	887,8	304,8	2104,6	72,3	1,7	0,7
Spirulina sp.	.	.	.	.	.	.	.	11,5
Sum - Blågrønnalger	1457,5	1802,0	955,0	3154,0	3952,2	3726,7	1,7	12,2
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>								
Botryococcus braunii	.	.	.	2,1	.	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)	.	.	.	.	0,4	.	0,8	0,9
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	1,0	.	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	2,7	.	.	1,1	1,3	0,5	1,1	.
Closterium acutum v. variable	.	.	.	.	.	0,5	1,2	3,4
Cosmarium depressum	.	.	1,4	.	.	.	1,0	.
Cosmarium granatum	.	9,3	.	.	.	.	.	.
Cosmarium reniforme	.	.	0,7	.	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,2	10,0	.	.	0,7	.	.	.
Eutetramorus foitii	.	.	12,5	.	.	.	.	.
Fusola viridis	.	.	.	.	.	0,7	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	.	1,4	3,6	1,2	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	6,4	.	.	.	.
Monoraphidium minutum	.	.	.	.	11,0	14,0	2,3	1,4
Oocystis parva	.	.	.	.	0,8	.	.	.
Pandorina morum	0,3	.	.	.	.	.	2,0	5,8
Pediastrum duplex	.	.	.	.	1,0	.	.	.
Pseudosphaerocystis lacustris	.	.	.	.	.	.	0,6	13,6
Scenedesmus armatus	.	.	.	.	.	.	.	1,1
Scenedesmus ecornis	.	.	.	.	.	1,2	.	2,4
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	.	0,8	.	0,3	.
Selenastrum capricornutum	.	.	.	0,5	.	.	.	.
Staurastrum paradoxum	.	.	0,7	.	18,6	22,2	20,4	.
Staurastrum paradoxum v. parvum	.	.	.	1,5	7,5	127,2	.	.
Tetraedron minimum	.	.	.	2,7	1,2	1,3	7,3	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	.	.	.	12,7	.	.	0,3
Sum - Grønnalger	3,1	20,3	15,3	14,1	57,4	171,2	38,0	28,8
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>								
Chrysochromulina parva	.	.	22,8	314,8	174,9	113,7	0,8	0,3
Craspedomonader	.	1,1	3,7	5,3	0,5	3,6	4,2	.
Cyster av Uroglena americana	.	.	.	.	.	.	99,4	.
Dinobryon sociale	.	148,7	3,9	0,6	.	.	.	.
Mallomonas caudata	1,3	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	13,5	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas spp.	.	.	.	.	.	2,0	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,1	7,2	7,2	2,6	5,3	3,1	8,8	5,5
Små chrysomonader (<7)	7,6	6,2	26,2	51,7	6,5	20,0	29,5	12,7
Store chrysomonader (>7)	3,4	6,9	13,8	34,5	14,6	18,1	18,1	4,3
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	0,7	.	.	.	.
Ubest.chrysophyceae	.	.	.	.	.	.	0,3	0,1
Uroglena americana	.	.	.	.	.	2,4	1519,0	542,2

Tabell iii -forts. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra :  
Kolbotnvatn, 1, 0-4 m

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)							
	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	3	5	6	7	8	8	9
	Dag	15	22	22	11	7	28	28
Sum - Gullalger	30,0	170,0	77,5	410,0	201,9	162,9	1680,1	565,2
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>								
Asterionella formosa	17,5	518,9	134,1	1,5	.	.	22,8	1,0
Diatoma tenuis	.	.	.	.	.	.	.	0,2
Fragilaria crotonensis	.	17,6	36,3	22,0	2,2	2,2	30,8	2,2
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	85,5	4770,0	5,1	1,5	16,0	91,0	2,0	3,0
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	.	.	.	.	0,9	3,4	.	.
Sum - Kiselalger	103,0	5306,5	175,5	25,0	19,1	96,6	55,6	6,4
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>								
Chroomonas sp.	.	.	.	.	.	.	3,2	.
Cryptaulax sp.	.	.	.	.	1,3	.	.	.
Cryptomonas cf.erosa	.	101,8	610,6	.	8,0	17,5	302,1	6,2
Cryptomonas curvata	.	7,6	91,8	.	.	9,0	23,4	.
Cryptomonas erosa	.	.	.	96,5	.	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	6,1	89,0	209,9	.	7,6	9,5	62,0	2,8
Cryptomonas marssonii	1,1	.	.	.	.	4,4	4,2	.
Cryptomonas sp. (I=15-18)	.	.	.	.	1,9	1,3	2,7	.
Cryptomonas spp. (I=24-30)	2,4	53,0	39,8	1,5	5,0	35,8	59,6	5,0
Cyathomonas truncata	.	.	.	.	0,9	.	.	0,8
Katablepharis ovalis	5,8	22,3	57,2	168,9	12,4	19,3	30,2	18,6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	17,5	219,6	503,5	167,0	7,7	60,0	50,7	7,9
Rhodomonas lens	.	.	.	.	.	.	.	1,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4,5	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	37,4	493,3	1512,7	433,8	44,7	156,9	538,1	42,2
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>								
Ceratium hirundinella	.	162,0	828,0	2951,0	6897,3	5109,0	2840,5	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	.	.	29,7	1,1	2,1	.	.
Gymnodinium cf.uberrimum	7,5	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	4,8	.	.	3,2	26,4	.	18,0	.
Peridiniopsis edax	.	4,7	.	.	0,9	1,9	.	.
Peridinium aciculiferum	1,6	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium cinctum	.	.	.	.	.	.	8,0	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	40,0	48,0	56,0	530,0	119,0	.
Peridinium sp. (I=15-17)	4,4	.	.	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	.	4,2	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	18,3	166,7	868,0	3036,1	6981,7	5643,0	2985,5	0,0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>								
Trachelomonas volvocina	.	.	.	.	.	.	8,7	2,6
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,7	2,6
<b>My-alger</b>								
My-alger	8,2	45,5	90,8	45,1	24,5	20,5	15,3	45,5
Sum - My-alge	8,2	45,5	90,8	45,1	24,5	20,5	15,3	45,5
Sum totalt :	1657,4	8004,1	3694,8	7118,2	11281,4	9977,8	5322,9	702,9

Tabell iv . Zooplankton i Kolbotnvannet i 2000, gitt som mg tørrvekt pr. m<sup>3</sup> i sjiktet 0-4 m samt middelerdi for perioden mai - september.

	15.mar	22.mai	22.jun	11.jul	07.aug	28.aug	28.sep	Middel
Hjuldyr (Rotifera):								
Kellicottia longispina	0,06							0,00
Polyarthra spp.	1,71	10,71	2,86					2,26
Keratella cochlearis	0,14	41,79	55,00	3,21	4,64	3,57	0,71	18,15
Keratella quadrata	0,37	32,50	8,36	2,79	3,71	4,64	16,71	11,45
Synchaeta spp.	0,86	4,29						0,72
Asplanchna priodonta		4,29					21,43	4,29
Pompholyx sulcata				7,86	0,36	0,36		1,43
Sum Rotifera	3,14	93,57	66,21	13,86	8,71	8,57	38,86	38,30
Krepsdyr (Crustacea):								
Hoppekreps (Copepoda):								
Calanoida:								
Eudiaptomus gracilis	47,06	58,07	145,03	216,86	59,39	44,89	122,83	107,85
Sum Calanoida	47,06	58,07	145,03	216,86	59,39	44,89	122,83	107,85
Cyclopoida:								
Cyclops strenuus	3,23	8,57						1,43
Thermocyclops oithonoides	0,29	46,00	25,71	18,21	55,29	31,57	32,69	34,91
Mesocyclops leuckarti		33,14	53,96	262,71	54,36	49,86	148,09	100,35
Sum Cyclopoida	3,51	87,71	79,67	280,93	109,64	81,43	180,79	136,69
Vannlopper (Cladocera):								
Leptodora kindtii			64,29	14,29	28,57	14,29	14,29	22,62
Diaphanosoma brachyurum				4,34	19,06	29,90	3,29	9,43
Daphnia cristata		15,43	15,71	2,71	8,57	2,71		7,52
Daphnia cucullata <sup>1</sup>	5,14	22,00	68,57	19,31	74,29	54,29	26,86	44,22
Ceriodaphnia quadrangula		10,29		0,11			1,14	1,92
Bosmina coregoni	0,39	38,57	3,86					7,07
Bosmina longirostris	0,26	100,29	40,00	0,57		0,29	0,86	23,67
Chydoridae ubest.		0,86	17,86			0,71		3,24
Sum Cladocera	5,79	187,43	210,29	41,34	130,49	102,19	46,43	119,70
Sum Crustacea	56,36	333,21	434,99	539,13	299,51	228,50	350,04	364,24
Sum Zooplankton	59,50	426,79	501,20	552,99	308,23	237,07	388,90	402,53

<sup>1</sup> Inkludert hybriden Daphnia galeata x D. cucullata

## Vedlegg C. Søkespekter for plantevernmidler



### SØKESPEKTER FOR VANNPRØVER (M03 OG M15)

<u>Pesticid</u>	<u>Gruppe</u>	<u>Bestemmelses- grense <math>\Phi</math></u>	<u>Måle- usikkerhet #</u>	<u>Metode</u>
Aklonifen	Ugrasmiddel	0,02 $\mu\text{g/l}$	31 %	GC-MULTI M03
Alfacypermetrin	Insektmiddel	0,05 "	23 "	"
Atrazin	Ugrasmiddel	0,02 "	32 "	"
Atrazin-desetyl	Metabolitt	0,02 "	28 "	"
Atrazin-desisopropyl	Metabolitt	0,02 "	33 "	"
Azinfosmetyl	Insektmiddel	0,05 "	31 "	"
Cyprodinil * (Ny!)	Soppmiddel	0,02 "	"	"
Cyprokonazol * (Ny!)	Soppmiddel	0,02 "	"	"
DDD- p,p'	Metabolitt	0,02 "	25 "	"
DDE- p,p'	Metabolitt	0,02 "	35 "	"
DDT- o,p'	Insektmiddel	0,02 "	35 "	"
DDT- p,p'	Insektmiddel	0,02 "	34 "	"
Diazinon	Insektmiddel	0,02 "	36 "	"
2,6-diklorbenzamid (BAM)	Metabolitt	0,05 "	29 "	"
Dimetoat	Insektmiddel	0,02 "	24 "	"
Endosulfan-alfa	Insektmiddel	0,02 "	40 "	"
Endosulfan-beta	Insektmiddel	0,02 "	36 "	"
Endosulfan sulfat	Metabolitt	0,02 "	35 "	"
Esfenvalerat	Insektmiddel	0,05 "	34 "	"
Fenitroton	Insektmiddel	0,02 "	45 "	"
Fenpropimorf	Soppmiddel	0,02 "	77 "	"
Fenvalerat	Insektmiddel	0,05 "	27 "	"
Fluazinam	Soppmiddel	0,02 "	50 "	"
Imazalil * (Ny!)	Soppmiddel	0,1 "	"	"
Iprodion	Soppmiddel	0,02 "	30 "	"
Klorfenvinfos	Insektmiddel	0,02 "	30 "	"
Klorprofam *	Ugrasmiddel	0,05 "	39 "	"
Lambdacyhalotrin *	Insektmiddel	0,05 "	42 "	"
Lindan	Insektmiddel	0,02 "	36 "	"
Linuron	Ugrasmiddel	0,05 "	36 "	"
Metalaksyl	Soppmiddel	0,05 "	49 "	"
Metamitron	Ugrasmiddel	0,05 "	64 "	"
Metribuzin	Ugrasmiddel	0,02 "	62 "	"
Penkonazol	Soppmiddel	0,02 "	35 "	"
Permetrin	Insektmiddel	0,05 "	34 "	"
Pirimikarb	Insektmiddel	0,02 "	36 "	"
Prokloraz	Soppmiddel	0,05 "	36 "	"
Propaklor	Ugrasmiddel	0,02 "	54 "	"
Propikonazol	Soppmiddel	0,05 "	31 "	"
Pyrimetanil *	Soppmiddel	0,02 "	33 "	"
Simazin	Ugrasmiddel	0,02 "	36 "	"
Tebukonazol	Soppmiddel	0,05 "	20 "	"
Terbutylazin	Ugrasmiddel	0,02 "	40 "	"
Tiabendazol	Soppmiddel	0,05 "	34 "	"
Vinklozolin	Soppmiddel	0,02 "	49 "	"
Bentazon	Ugrasmiddel	0,02 "	44 "	GC/MS-MULTI M15
2,4-D	Ugrasmiddel	0,02 "	28 "	"
Dikamba	Ugrasmiddel	0,02 "	30 "	"
Diklorprop	Ugrasmiddel	0,02 "	32 "	"
Flamprop *	Ugrasmiddel	0,1 "	44 "	"
Fluroksypyr	Ugrasmiddel	0,1 "	53 "	"
Klopyralid *	Ugrasmiddel	0,1 "	63 "	"
MCPA	Ugrasmiddel	0,02 "	23 "	"
Mekoprop	Ugrasmiddel	0,02 "	19 "	"