

FAA

2355



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 389 | 90

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Landsomfattende
undersøkelse av trofi-
tilstanden i 355 innsjøer
i Norge

LANDSOMFATTENDE
trofi
UNDERSØKELSE

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	87124
Undernummer:	
Løpenummer:	2355
Begrenset distribusjon:	FRI

Rapportens tittel: Landsomfattende undersøkelse av trofi- tilstanden i 355 innsjøer i Norge. (Overvåkingsrapport nr. 389/90)	Dato: 31.1. 1990
Forfatter (e): Bjørn Faafeng Pål Brettum Dag Hessen	Rapportnr. 87124
	Faggruppe: Vassdrag
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 57

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: 355 innsjøer fordelt over hele Norge, deriblant 5 innsjøer på Svalbard, ble undersøkt 4 ganger i løpet av sommeren 1988. I henhold til OECD's skala var 74% av innsjøene oligotrofe, 19% mesotrofe og 7% eutrofe vurdert ut fra konsentrasjonen av klorofyll. De mest forurensede innsjøene ble funnet på Østlandet, i Rogaland og i Trøndelag. Konsentrasjonen av planteplankton økte generelt med økende konsentrasjon av totalfosfor. Stor spredning i dette forholdet blir diskutert i forhold til fiskebestand og dyreplankton.

4 emneord, norske:

1. Eutrofiering
2. Næringsstoff
3. Planteplankton
4. Næringskjeder

4 emneord, engelske:

1. Eutrophication
2. Nutrients
3. Phytoplankton
4. Foodwebs

Prosjektleder:

For administrasjonen:

ISBN 82-577 -1638-3

O-87124

**Landsomfattende undersøkelse av
trofi-tilstanden i 355 innsjøer i Norge**

Saksbehandler: Bjørn Faafeng

Medarbeidere: Pål Brettum
Dag Hessen

Forord

Statens Forurensningstilsyn (SFT) har hovedansvaret for overvåking av forurensnings situasjonen i luft og vann. Som en del av overvåkingsprogrammet ble det i 1988 startet en undersøkelse for å gi en landsoversikt over trofilitilstanden i et utvalg av norske innsjøer. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har gjennomført undersøkelsen etter oppdrag fra SFT. SFTs saksbehandler Stig A. Borgvang hadde ansvaret for utvelgelse av innsjøer, planlegging og organisering av feltarbeidet, samt innlegging av feltdata og overføring av kringdata fra Vassdragsregisteret. Feltarbeidet ble gjennomført av Aqua Norge A/S under ledelse av Kjell Indergaard.

Planteplankton er bearbeidet av Pål Brettum, mens dyreplankton er bearbeidet av Dag Hessen og Jarl Eivind Løvik, alle fra NIVA. Vurderings-systemet for fiskepredasjon er utarbeidet i samarbeid med Åge Brabrand ved Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske (LFI-Oslo).

Dataene fra undersøkelsen er lagret på NIVAs NORD-560 datamaskin på en database utviklet i FICS-6. Basen, som er bygget opp av Gunnar Severinsen, er kompatibel med NIVAs generelle database for overvåkingsdata: DLS. Tone Jøran Oredalen har hatt ansvaret for innlegging og lagring av data, samt utdrag fra databasen. Databearbeiding er dels utført med NIVAs Tabellgenerator på NORD-560, for sortering og utvalg fra databasene. Videre bearbeiding og grafisk presentasjon er gjort hovedsaklig vha. PC-programmet Statgraphics. Ansvarlige for gjennomføringen av analysene og utarbeidelsen av denne rapporten har vært Bjørn Faafeng, Dag Hessen og Pål Brettum.

Svein Fjellanger, Statens Kartverk, har utarbeidet fargekartene.

Rapportteksten er satt og montert med Pagemaker av Mette Tobiesen.

Datamaterialet som er samlet inn er svært omfattende og er et godt grunnlag for videre bearbeiding og publisering. I denne rapporten vil vi i første rekke presentere de viktigste resultatene for praktisk forståelse av eutrofieringsprosessene og for tiltak mot uønsket eutrofiering.

Denne undersøkelsen er fulgt opp i 1989 med tilsvarende prøvetaking og analyse av 47 av innsjøene fra denne undersøkelsen.

NIVAs ansvarlige saksbehandler har vært Bjørn Faafeng.

Innhold

Forord	3
1. Konklusjoner og sammendrag	5
2. Innledning	9
- Målsetting	9
- Utvalg av innsjøer	9
- Andre landsomfattende undersøkelser	9
- Bakgrunnsdata om innsjøene	12
- Innsamling av prøver	13
- Analyser	14
- Hvor representative er disse prøvene?	14
3. Eutrofiering - teoretisk bakgrunn	17
- Hva er eutrofiering?	17
- Hvilke næringsstoffer er viktigst?	18
- Biotilgjengelighet av fosfor	18
- Klassifisering etter trofinivå	19
- Klassifisering etter tilstandsklasser	20
- Klassifisering etter forurensningsklasser	20
- Klassifisering etter Carlsons indeks	21
- Hva regulerer mengden av alger - næring eller beiting?	21
4. Generell karakterisering av innsjøene	23
- Siktedyp og farge	23
- Konduktivitet	24
- Kjemiske hovedkomponenter	24
- Alkalitet	26
- Fiskebestand	27
5. Klassifisering - tilstand og grad av forurensning	29
- Trofigrad	29
- Vannkvalitetsklasser og forurensningsgrad	31
- Geografisk fordeling	31
- Carlsons indeks	32
- Klassifisering på basis av planteplankton	33
6. Hva kontrollerer algebiomassen?	37
- Nivåer av fosfor og nitrogen	37
- Forholdet mellom nitrogen og fosfor	38
- Nivåer av klorofyll og totalt algevolum	39
- Andel klorofyll av totalt algevolum	39
- Fosfor øker algemengden	40
- Biomasse- og størrelsesfordeling av dyreplankton	41
- Biomassefordeling av ulike grupper av dyreplankton	42
- Sammenheng mellom fosfor og dyreplankton	43
- Sammenheng mellom biomasse av planteplankton og dyreplankton	43
- Sammenheng mellom blågrønnalger og dyreplankton	45
- Effekter av fiskepredasjon på dyreplankton	46
- "Top-down" og "bottom-up" kontroll	48
Litteratur	50
Vedlegg	53

1. Konklusjoner og sammendrag

355 innsjøer fordelt over hele Norge, inklusive 5 innsjøer på Svalbard, ble undersøkt sommeren 1988 for å karakterisere deres trofitalstand, dvs. konsentrasjonen av næringsstoffene fosfor og nitrogen samt mengde og sammensetning av planteplankton. I tillegg ble dyreplankton undersøkt og opplysninger om artssammensetningen av fisk i innsjøene samlet inn for å vurdere i hvilken grad dette kan ha betydning for planteplanktonet. Det innsamlete materiale vil også tjene som et referansemateriale ved senere undersøkelser.

De undersøkte innsjøene er valgt ut fra områder med en viss menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Derved er eutrofierte innsjøer overrepresentert i forhold til et tilfeldig statistisk utvalg av norske innsjøer. I henhold til OECDs skala (Vollenweider og Kerekes 1982) domineres utvalget av innsjøer av næringsfattige, lite påvirkede innsjøer, (74%) eller moderat næringsrike (19%), mens bare 7% var næringsrike vurdert ut fra klorofyllkonsentrasjonen. Klassifisering ut fra total-fosfor gir omlag samme bilde. Tilsvarende inndeling etter SFTIs Vannkvalitetskriterier gir følgende inndeling i tilstandsklassene I til IV: 46%, 26%, 14% og 14%.

For nitrogen og siktedyp er en større andel (henholdsvis 14% og 13%) klassifisert som "næringsrike", men dette er ikke primært et uttrykk for eutrofiering. Innsjøer med forhøyet innhold av nitrogen omfatter stort sett de samme innsjøene som hadde høye verdier av klorofyll og fosfor, men i tillegg et betydelig antall innsjøer i kystnære områder i Sør-Norge. Dette indikerer påvirkning fra landbruksområder, men også betydelig nedfall fra langtransportert nitrogen.

Det går tydelig fram av fargekartene bakerst i rapporten at de mest forurensede innsjøene ligger på Østlandet, på Jæren og i Trøndelag. Endel moderat næringsrike innsjøer ligger også spredt langs kysten fra Sørlandet og Vestlandet nord til Trøndelag. Kun 4 innsjøer fra Nord-Norge i dette materialet kan klassifiseres som næringsrike, én nær Harstad (Kasfjordvatnet) og tre på Vestvågøy (Lilandsvatnet, Ostadvatnet og Farstadvatnet).

Bare en relativt liten andel (6%) av de undersøkte innsjøene kan betegnes som næringsrike, basert på planteplanktonanalysene. Analyser av planteplankton-volumer ga omlag samme fordeling mellom næringsrike og næringsfattige innsjøer som for klorofyll og fosfor.

Innsjøenes forurensningsgrad ble vurdert som avvik fra naturtilstanden. Vel 70% kan karakteriseres som ikke påvirket, mens bare 16% var moderat til sterkt forurenset. Andelen av innsjøer med relativt høy forurensningsgrad var like høy over som under marin grense.

Det ble ikke registrert noen naturlig eutrofe innsjøer i materialet, dvs. innsjøer med høyt næringsinnhold, men som ikke er forurenset av menneskelig aktivitet.

Generelt viste innsjøene et økende innhold av planteplankton med økende fosforkonsentrasjon i vannet. Fosforkonsentrasjonen setter den øvre grense

for den konsentrasjon av planteplankton som kan utvikle seg i en innsjø, fordi fosfor er det element som normalt foreligger i underskudd i vannet i forhold til algenes behov. Algene har behov for en viss mengde fosfor i viktige cellebestanddeler. Høy konsentrasjon av nitrogen i forhold til fosfor (N/P) i de fleste innsjøene indikerer også at planteplanktonet normalt er begrenset av fosforkonsentrasjonen. Bare 4 innsjøer hadde et gjennomsnittlig N/P-forhold lavere enn 10. Det gjelder de sterkt eutrofe Østensjøvatnet i Oslo og Hellesjøvatnet i Akershus, samt Isdammen og Diesetvatnet på Svalbard. Planteplanktonet i de to sistnevnte innsjøene er trolig lysbegrenset pga. høyt innhold av breslam.

Det er likevel en betydelig spredning i forholdet mellom fosfor og algekonsentrasjon, noe som tildels skyldes fysiske og morfologiske forhold, som f.eks. dybde, temperatursjiktning, vannets oppholdstid, innhold av partikler og klimatiske forhold. Slike forhold er ikke systematisk undersøkt her pga. manglende grunnlagsdata.

I tillegg kan biologiske forhold i innsjøene (struktur av næringskjeder) bidra til økt spredning. Undersøkelsen bekrefter at fiskebestanden kan ha en modifierende virkning på planteplanktonet, ved at algeutbyttet, dvs. konsentrasjonen av planteplankton i forhold til fosforkonsentrasjonen, øker ved økende fiskepredasjon. Dette foregår bl.a. ved at fisken beiter ned de store artene dyreplankton som er effektive beiter på planteplanktonet. Ved økende predasjon fra fisk øker forholdet mellom planteplankton og dyreplankton, dvs. at dyreplanktonet får mindre mulighet til å kontrollere planteplanktonet. Når dette forholdet øker, øker også algeutbyttet, dvs. den mengden planteplankton som utvikles ved en gitt konsentrasjon av fosfor. Dette indikerer generelt at algeutbyttet vil være større i innsjøer med høy fiskepredasjon enn ved lav fiskepredasjon.

Dette kan ha flere praktiske konsekvenser. Næringsfattige innsjøer med karpefisk, lagesild, krøkle eller stingsild vil være mer følsomme for forurensning av fosfor enn innsjøer med bare arter som ørret eller røye. For å fremskynde en bedring av vannkvaliteten i næringsrike innsjøer med store bestander av karpefisk, lagesild, krøkle eller stingsild kan reduksjon av disse fiskeartene være et supplement til fosforreduksjon, dersom det samlede predasjonspress på dyreplankton derved kan reduseres.

Stor prosentvis andel av Chrysophyceer i en innsjø, ved siden av at det totale planteplanktonvolumet er lite, $< 350 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, er en god indikator for næringsfattige innsjøer. Det er en generell tendens til at gruppen blågrønnalger utgjør en økende andel av det totale algevolumet ved økende eutrofiering. I de fleste innsjøene med høyt totalt algevolum, men med liten andel blågrønnalger er det kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* som dominerer. I noen tilfeller finner vi også dominans av slekten *Synedra*. Andel blågrønnalger kan følgelig ikke alene brukes som en sikker indikator på eutrofiering.

Det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom biomasse av dyreplankton på de to siste innsamlingstoktene. Dette viser at en enkelt prøve eller to ikke er tilstrekkelig for å karakterisere biomasse eller artssammensetning av dyreplankton selv i en sensommer/høst-situasjon. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom klorofyll og forekomst av de ulike hovedgruppene av dyreplankton, ut fra teorien om at ulike hovedgrupper av dyreplankton dominerer ved ulik trofegrad. Generelt var alle hovedgruppene tilfeldig fordelt over hele trofisperketet. Først når en tar for seg forekomst av de enkelte arter vil slike sammenhenger komme fram.

Hverken absolutt eller relativ biomasse av blågrønnalger viste noen klar sammenheng med biomasse av dyreplankton. Den eneste gruppen dyreplankton som i noen grad antas å kunne regulere forekomsten av blågrønnalger er dafnidene. Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom forekomst av disse og blågrønnalger. I sterkt eutrofe lokaliteter med dominans av blågrønnalger, overtar arter som *Daphnia cristata* og *D. cucullata*. Disse synes i mindre grad å kunne regulere forekomsten av blågrønnalger. Det ble ikke funnet noen tendens til redusert andel eller biomasse av daphnier med økt fiskepredasjon. Det ble derimot funnet en markert endring i artssammensetning med økt fiskepredasjon med dominans av små individer ved sterk fiskepredasjon.

Totalt viser materialet at med meget få unntak styres konsentrasjonen av alger hovedsakelig av fosfor ("bottom-up" kontroll). På tiltakssiden bør derfor fosforreduksjon alltid være det primære tiltak, dersom dette er praktisk og økonomisk gjennomførbart. Variasjonene i algeutbyttet, dvs. forholdet mellom algebiomasse og fosfor, indikerer at biologiske prosesser (næringskjedestruktur, "top-down" kontroll) også kan spille en betydelig rolle for algeutbytte pr. fosforenhet. Undersøkelsen viser klart at strukturen i fiskesamfunnet er en viktig sekundærfaktor, via regulering av dyreplanktonet, for biomasse-utvikling av planteplankton.

Denne rapporten representerer første fase i innsamling og bearbeiding i dette prosjektet. Ved oppfølging er det flere forhold som bør få spesiell oppmerksomhet:

- for å evaluere "kriterier for selvrensing i innsjøer" (Olsen og medarb. 1989) er det nødvendig å måle partikulære fraksjoner av fosfor og nitrogen i innsjøene. Dette inngår i måleprogrammet for 1989
- det er nødvendig å samle inn flere og tettere prøver av dyreplankton for å få et representativt bilde for hver innsjø
- det er ønskelig å få opplysninger om innsjøenes dybdeforhold, volum, vannets oppholdstid og nedbørfeltets areal for å vurdere disses betydning for algeutviklingen
- en oversikt over antall bosatte, renseanordninger, landbruksaktiviteter ol. ville ha gjort det mulig å anslå fosforbelastningen til hver innsjø
- kvantitative opplysninger om fiskebestander gir grunnlag for mer presise vurderinger av fiskens betydning for predasjon på dyreplanktonet
- videre bearbeiding, særlig av det store taksonomiske materialet, vil kunne gi viktig referansemateriale for norske innsjøer generelt.

2. Innledning

Målsetting

Undersøkelsens mål er å gi en landsomfattende oversikt over omfanget av eutrofiering (overgjødning) i norske innsjøer. Hensikten med dette er tredelt:

- fremskaffe en oversikt over vannkvaliteten i et utvalg innsjøer i Norge
- gi et statistisk materiale for karakterisering av innsjøer i Norge
- være et grunnlag for senere å kunne se på trofikutviklingen i de undersøkte innsjøene ved å gjøre en liknende undersøkelse på nytt.

Utvalg av innsjøer

Følgende kriterier ble lagt til grunn for utvalget av innsjøer:

- innsjøareal større enn 1 km². Det ble i tillegg tatt med én innsjø med areal mindre enn 1 km² pr. fylke fordi de var av særlig interesse mhp. eutrofiering
- menneskelig aktivitet i nedbørfeltet som kan påvirke vannkvaliteten, dvs. bosetting og landbruk
- de 20 største innsjøene i Norge ble inkludert uavhengig av de 2 første kriteriene

Tilgjengelighet fra bilvei var også en forutsetning da feltarbeidet skulle utføres fra medbrakt båt.

Utvalget av innsjøer ble gjort av SFT. Utgangspunktet for utvalget var en liste fra Statens Kartverk over norske innsjøer større enn 1 km², ca. 2240. Deretter ble innsjøer med en viss bosetting/landbruksaktivitet i nedbørfeltet plukket ut og vurdert med grunnlag i Bosettingskart, Folketellingen 1980 og Kart over dyrka jord og dyrkbar jord (Jorddirektoratet). Det endelige antallet innsjøer på 350 kom fram etter vurdering av graden av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet (figur 2.1 og tabell 2.1). I tillegg

ble det også tatt med 5 innsjøer på Svalbard (figur 2.2).

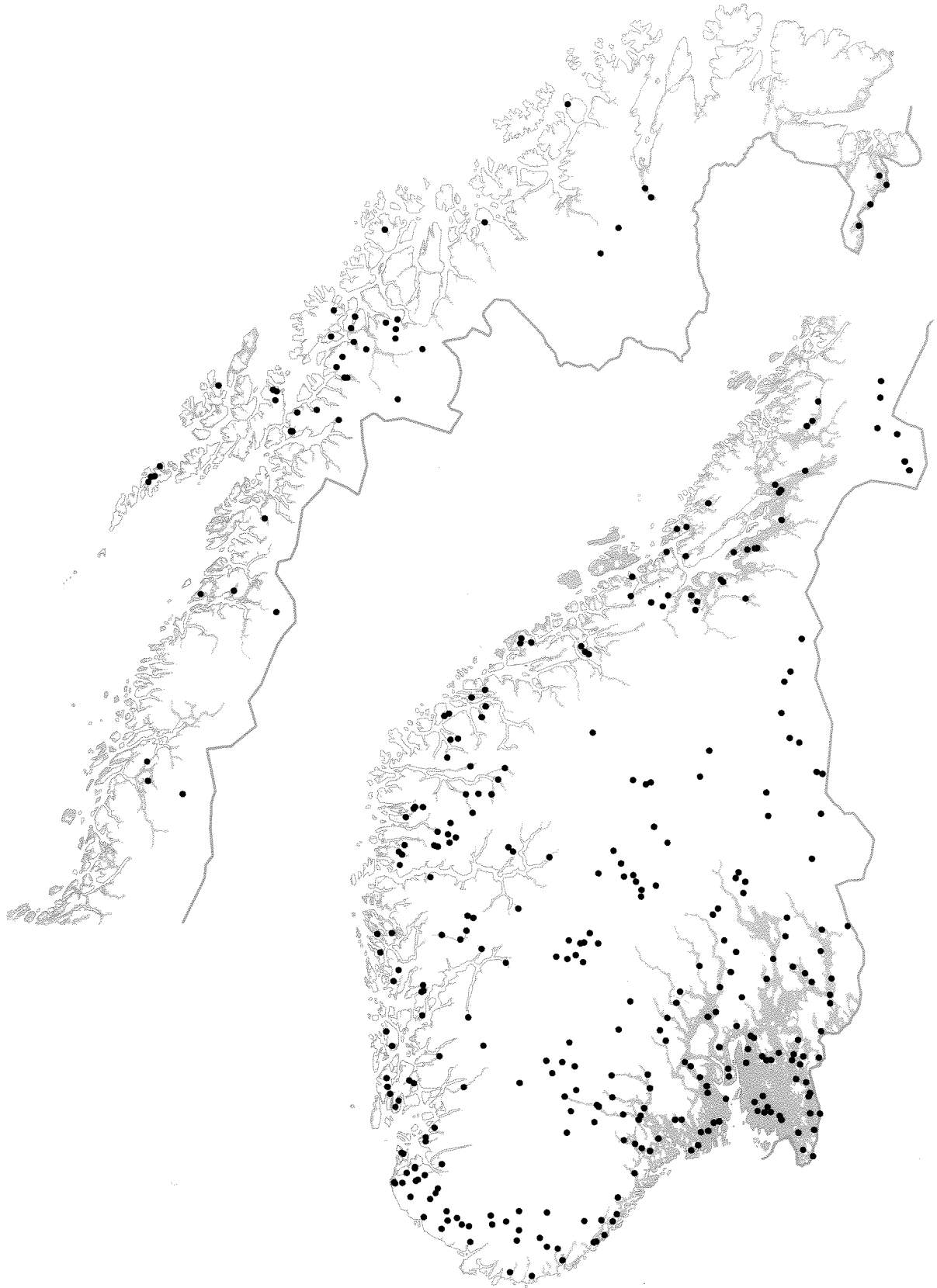
Resultatet av å bruke slike kriterier er at innsjøene ikke representerer et tilfeldig utvalg av norske innsjøer. Det var forøvrig heller ikke tilfelle ved f.eks. "1000-sjøers undersøkelsen" av forsuring (SFT 1987).

I en svensk undersøkelse av 1250 innsjøer spredt over hele Sverige ble det gjort forsøk på et statistisk mer tilfredsstillende utvalg i enkelte områder, men heller ikke ved disse metodene ble alle innsjøtyper representert proporsjonalt med forekomsten i naturen (Johansson og Karlgren 1974, Dietrichson 1975). Også denne svenske undersøkelsen har et tettere stasjonsnett i nord enn i sør, store innsjøer er bedre representert enn små, og innsjøer i lavlandet bedre enn i høyfjellet.

Andre landsomfattende undersøkelser

Det er tidligere gjennomført landsomfattende undersøkelser av forsuringsvirkninger i mer enn 1000 norske innsjøer, den såkalte "1000 sjøers undersøkelsen" (SFT 1987, 1988). Kriteriene for utvalg av innsjøene i forsuringundersøkelsen var svært forskjellig fra denne undersøkelsen, f.eks. ble innsjøene der fortrinnsvis valgt blant mindre innsjøer over den marine grense, med spesiell vekt på forsuringfølsomme områder i sør og nord-øst. Tilsammen utgjør datamaterialet fra disse to undersøkelsene nesten 1350 forskjellige innsjøer fra hele landet. Enkelte resultater fra eutrofiundersøkelsen har allerede vært utnyttet til å vurdere tålegrenser for forsuring (SFT, under utarb.).

En landsomfattende undersøkelse av metallinnhold i fisk og innsjøsedimenter er også nylig avsluttet (Rognerud og Fjeld 1990). Innholdet av noen viktige metaller ble undersøkt i sedimenter fra 245 innsjøer, mens kvikksølv i fisk ble undersøkt i ca. 30 innsjøer.



Figur 2.1. Plassering av 350 innsjøer i fastlands-Norge. Områder som tidligere har ligget under havnivå (marin grense) er markert med skravur.



Figur 2.2. Plassering av 5 innsjøer på Svalbard

Tabell 2.1. Fordeling av antall innsjøer pr. fylke

Akershus	12
Aust-Agder	11
Buskerud	22
Finnmark	9
Hedmark	30
Hordaland	19
Møre og Romsdal	15
Nordland	15
Nord-Trøndelag	18
Oppland	21
Oslo	3
Rogaland	35
Sogn og Fjordane	27
Spitsbergen	5
Sør-Trøndelag	18
Telemark	28
Troms	23
Vest-Agder	14
Vestfold	10
Østfold	20
IALT	355

Bakgrunnsdata om innsjøene

Kartlegging av forurensning

Det ble innledet et arbeid på SFT med å kartlegge menneskelige aktiviteter i nedbørfeltene for å kunne anslå belastningen med næringsstoffer i den enkelte innsjø. Særlig gjelder det informasjon om nedbørfeltens arealer, antall bosatte, antall og typer renseanlegg, landbruksarealer og antall husdyr. Tilgjengelige informasjon ble overført fra Vassdragsregisteret, men det skulle vise seg at dette ikke var tilstrekkelig detaljert til å kunne være til særlig nytte i denne undersøkelsen. Pga.manglende informasjon har det ikke

Tabell 2.2. Innsjøer som er påvirket av innsig av saltvann. De to første bokstavene i innsjøkoden angir fylket (se tabeller i vedlegg), deretter følger et tresifret løpenummer og de tre første bokstavene i innsjøens navn.

AA024LAN	Landvikvannet
AA025RED	Reddalsvatnet
VA031GIL	Gjelsvatnet
SF152ØST	Østerbøvatnet
ST218BOT	Botnet
NO244VAL	Valnesfjordvatnet
TR265REI	Reisvatnet
TR268ROS	Rossfjordvatnet

vært mulig å beregne fosforbelastningen til hver innsjø. En mer detaljert bearbeiding av dette materialet må derfor evt. gjennomføres senere.

Innsjøer med innsig av saltvann

Det viste seg at 8 av innsjøene var påvirket av saltvannsinnsig, se tabell 2.2.

Disse er utelatt fra analysene i rapporten dersom ikke annet er nevnt, fordi forholdene der ikke er direkte sammenliknbare med forholdene i ferskvann.

Høyde over havet

Verdiene er hentet fra Vassdragsregisteret eller er avlest fra kartserie M711. Høydefordeling av innsjøoverflatene er vist i figur 2.3. Hovedtyngden av innsjøene ligger lavere enn 100 meter over havnivå, hele 75% av innsjøene ligger lavere enn 180 moh. 23 innsjøer ligger høyere enn 500 moh., mens den høyest beliggende innsjøen var Bygdin på 1048 moh.

Innsjøareal

Innsjøarealer er hentet fra Vassdragsregisteret og fra Statens Kartverk. Dersom det var uoverensstemmelse mellom verdiene fra disse to kildene, eller dersom innsjøarealet ikke var oppgitt, ble innsjøarealet målt direkte på kart M711 med digitalt planimeter. 75% av de undersøkte innsjøene er mindre enn 7 km², de fleste mellom 2 og 3 km² (Figur 2.4). Den minste innsjøen er Selsvatnet, Oppland på 0.18 km², mens den største er Mjøsa på 363 km².

Største dyp og innsjøvolum

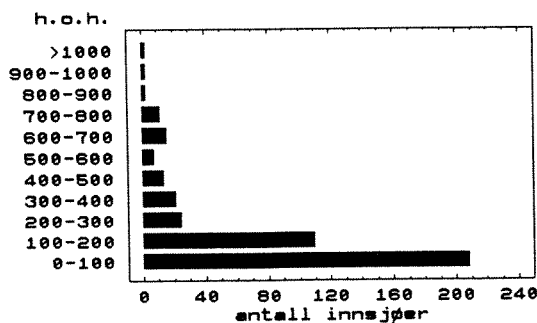
Informasjonene stammer fra Vassdragsregisteret og fra en gjennomgang av diverse litteratur og hovedfagsoppgaver. Disse informasjonene er fortsatt svært mangelfulle idet vi kun har opplysninger fra 80 av innsjøene.

Kommunenavn og nummer

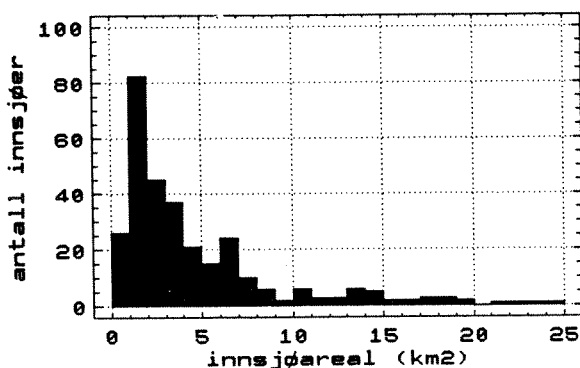
For innsjøer som strekker seg over flere kommuner er alle kommunene oppgitt.

UTM-koordinater

Standard UTM-koordinater for kartserie M711 er brukt for angivelse av prøvetakingspunktet i innsjøene.



Figur 2.3 Høydefordeling av innsjøene. 75% av innsjøene i denne undersøkelsen ligger lavere enn 180 moh



Figur 2.4 Fordeling av areal for innsjøer mindre enn 25 km². Av de resterende var 32 innsjøer større enn 25 km², mens 7 innsjøer var større enn 100km²

Fiskebestand

Et spørreskjema ble sendt til fiskerikonsulentene i hvert av fylkene for å få informasjon om fiskebestanden i hver av innsjøene. Primært skulle disse dataene gi grunnlag for å anslå hvor stor betydning fisken kunne ha på forekomsten av store individer av dyreplankton, det såkalte "predasjonspresset". Dette ble gjort for å kunne teste hypoteser om fiskens betydning for utviklingen av planteplankton i innsjøene gjennom kjedereaksjoner i næringskjedene: fisk - dyreplankton - planteplankton. Informasjonene ble tolket etter en skala som det blir redegjort for i kapittel 4.

Innsamling av vannprøver

Det ble besluttet å engasjere en gruppe studenter fra Universitetet i Oslo, under ledelse av Kjell Indergaard, for å samle inn vannprøvene fra båt. Vannprøvene skulle tas:

- på dypeste eller antatt dypeste punkt i innsjøen
- godt ut fra land i god avstand fra tilløpselver, helst midt i innsjøen der dypeste punkt ikke var kjent

Studentene opererte i fire parallelle grupper med ansvar for hver sin geografiske region slik at de fleste innsjøer kunne bli besøkt i løpet av en periode på ca. tre uker. Enkelte innsjøer, f.eks. de på Svalbard, kunne ikke besøkes innenfor en så kort periode av praktiske årsaker. Det ble gjennomført fire tokt i fastlands-Norge i periodene angitt i tabell 2.3:

Tabell 2.3 Vannprøver ble samlet inn på 4 tokt i 1988

	Finmark og Svalbard	Øvrige fylker
tokt I :	28.6 - 2.7	14.5 - 18.6
tokt II :	29.7 - 13.8	18.6 - 17.7
tokt III :	20.8 - 14.9	15.7 - 17.8
tokt IV :	24.9 - 3.11	13.8 - 18.9

8 av innsjøene måtte utelates i første tokt fordi de fortsatt var dekket med is. Det gjelder følgende innsjøer:

Tabell 2.4 8 innsjøer var dekket av is under første tokt

TE126MØS	Møsvatn
OP082BYG	Bygdin
OP081ØYA	Øyangen
BU095UST	Ustevatn
BU096SLØ	Sløtfjorden
TR260ALT	Altevatn
TR270STO	Storevatnet
FI334IES	Iesjavri

F1333 RUS

Innsjøene på Svalbard ble besøkt to ganger (Kongressvatn og Solvatn) eller tre ganger (Diesetvatn, Isdammen og Linnévatn) i perioden 12.8 - 8.10 vha. helikopter som ble stilt til disposisjon av Sysselmannen. Prøvetaking på Svalbard ble utført av naturvernkonsulent E. Børset.

Av hensyn til de store avstandene mellom innsjøene i Finnmark ble prøver fra innsjøene der samlet inn av Fjelloppsynet, koordinert av Fylkesmannens Miljøvern-avdeling i Finnmark.

I hver innsjø ble det målt temperatur og siktedyp samtidig som vannets farge ble vurdert. På første tokt ble det tatt blandprøver fra sjiktet 0-10 meters dyp der dette var mulig. Ved de tre neste toktene ble det tatt blandprøver fra overflaten ned til et dyp som tilsvarte 2 ganger siktedypet, maksimalt ned til 10 meters dyp.

Prøver for planteplankton, total-fosfor og total-nitrogen ble konservert i felt. Prøver for klorofyll og dyreplankton ble filtrert i felt. Filtre for analyse av klorofyll ble holdt nedkjølt i termosflasker vha. tørris inntil de ble levert på NIVA.

Analyser

Alle vannprøvene ble brakt til NIVAs laboratorium i Oslo for kjemiske og biologiske analyser. Det ble tatt inn så mye vann at det kunne gjennomføres reanalyser, om nødvendig. Analyseprogrammet for undersøkelsene i 1988 er angitt i tabell 2.5.

Tabell 2.5. Analyseprogram og analysemetoder

feltmålinger:	
siktedyp	Secchiskive
visuell farge	Secchiskive
temperatur	termometer (1/10°C)
fra hvert tokt:	
konduktivitet	Phillips PW 9509 digital meter
total-fosfor	Autoanalyzer NS 4725
total-nitrogen	Autoanalyzer NS 4743
klorofyll a	Fluorimeter NS 4767 (metanol)
kvantitativ plantep.	Telling i omvendt mikroskop (Utermöhls metode)
for to siste tokt:	
kvantitativ dyrepl.	Telling med binokularlupe
for siste tokt:	
Ca, Na, Mg, K Cl, SO ₄	Perkin Elmer 560 Ionekromatograf (Waters-ILC-1)
Alkalitet	Titrering med syre til pH 4.5 NS 4754
nitrat + nitritt	Autoanalyzer NS4745
fosfat	Autoanalyzer NS 4724

Planteplankton ble konservert med Lugols løsning tilsatt iseddikk (Phytofix) og artsbestemt i omvendt mikroskop etter sedimentering av 10 eller 50 ml prøve. Standard metode for telling ved NIVA ble brukt.

Dyreplankton ble samlet inn ved bruk av en 2 m lang Ramberghenter (rørhenter) fra 0-10 meters dyp. Maksimalt 10 l blandprøve ble filtrert på 45 µm planktonduk og konservert med Lugols løsning. Ved bearbeiding ble vanligvis hele materialet overført til en telleslede og talt opp under binokularlupe. I enkelte prøver med meget stor tetthet av trådformede alger ble "subsamples" på 50-10% talt opp. Flercellet dyreplankton innen gruppen hjuldyr (Rotifera), vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) ble talt opp og artsbestemt. For hjuldyrene ble dominerende arter bestemt til art eller slekt.

For biomassebestemmelse av krepsdyrplanktonet ble et tilfeldig utvalg av minst 20 individer, eller så mange som fantes i prøven (opp til 20) målt til nærmeste 0.05 mm i lupe v.h.a. måleokular. Copepodene ble målt fra toppen av hodet til og med siste kroppssegment (men ikke setae). For cladocerer ble noe varierende målepunkter valgt, avhengig av morfologi og graden av hjelmdannelse. Biomasse for hver art ble beregnet ut fra lengde-tørrvekt regresjoner hentet fra litteraturen.

Hvor representative er disse prøvene?

Normalt regner vi at det er nødvendig å samle inn 8 til 10 prøver i produksjons-sesongen for å kunne gi et tilfredsstillende statistisk bilde av situasjonen i en innsjø. Dette baseres på faglig skjønn siden det ikke er gjennomført systematiske undersøkelser for å oppklare dette. I en innledende fase av dette prosjektet ble det utarbeidet et notat der slike problemer ble tatt opp (Faafeng og medarb. 1987). Analysen tok utgangspunkt i naturlig sesongvariasjon i trofiparametre fra 63 innsjøer og ga anslag for hvor mange prøver som måtte inngå i sesong-middelverdien for å oppnå en gitt sikkerhet i anslaget. Selv om dette bare var en innledende, grov analyse, kan det nevnes at for å oppnå en 20% nøyaktighet for middelverdiene av klorofyll, siktedyp og fosfor var det nødvendig med henholdsvis 5, 6 og 7 prøver i sesongen. Dette resultatet ville gjelde for 9 av 10 innsjøer i data-materialet.

Ved sammenlikning av data fra forskjellige undersøkelser kommer i tillegg variasjoner fra ett år til et annet, systematiske og usystematiske forskjeller fra ett analyse-laboratorium til et annet, og f.eks. individuelle forskjeller i vurdering av siktedyp.

To innsjøer på Sørlandet som inngår i denne landsomfattende undersøkelsen, var også gjenstand for prøvetaking i forbindelse med

en hovedfagsoppgave i limnologi i 1988. Det ble gjort avtale med studenten om å samle inn og analysere prøver fra hver tredje dag over en to måneders periode for å se hvor store variasjoner det kunne være mellom prøver tatt til denne undersøkelsen. Resultatene fra Molandsvatnet og Longumvatnet, begge i Aust-Agder, er vist i figur 2.5-7. Resultatene viser at enkeltprøvene fra den landsomfattende undersøkelsen "traff" korttidsserien meget godt for disse tre parametrene. For begge innsjøene var avviket minst for klorofyll og total nitrogen. På den annen side kan en med sjelden prøvetaking risikere å treffe bare "toppene" eller "bunnene" i en sterkt varierende parameter, slik at en kan få et systematisk avvik. Dette synes å være tilfelle for klorofyll i Molandsvatnet (figur 2.5).

Figurene viser også tydelig at nitrogen varierer svært lite over tid, mens verdiene for fosfor varierer mer og klorofyll mest. Dette kan ha sin årsak både i usikkerhet i analysene og reelle variasjoner i disse parametrene. En skulle derfor også vente større avvik for middelverdier av klorofyll og fosfor enn for nitrogen.

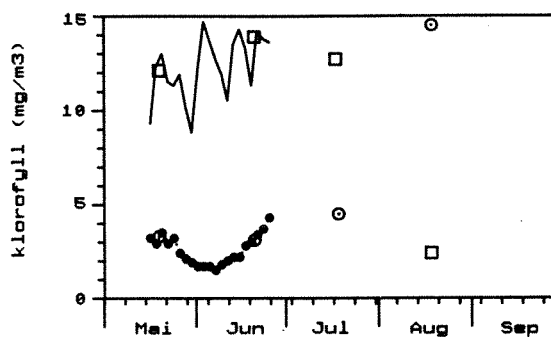
Vi ønsket å se nærmere på hvor store avvik vi kunne få mellom våre beregnede sesongmiddelverdier og tilsvarende verdier beregnet fra undersøkelser der det var tatt et større antall prøver. De innsjøene vi har benyttet data fra er Mjøsa (Kjellberg 1989), Randsfjorden (Rognerud og medarb. 1989), Gjersjøen (Faafeng under utarbeidelse) og Hålandsvatnet (Sanni pers. medd.). Prosentvise avvik mellom de tilsvarende middelverdiene er vist i tabell 2.6.

Som ventet kan det være store avvik mellom middelverdier beregnet på 4 og 8-10

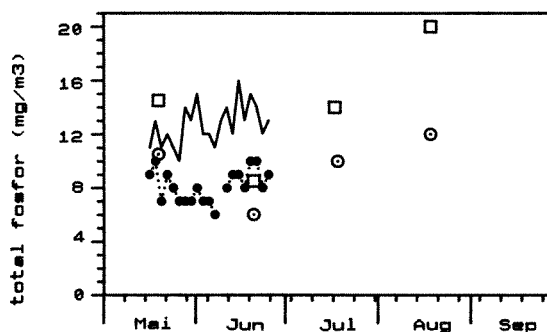
Tabell 2.6 Prosent avvik mellom våre sesongmiddelverdier fra denne undersøkelsen (aritmetisk middel av fire verdier) og tidsveide middelverdier fra 1.mai til 30. september 1988 for aktuelle trofiparametre i noen innsjøer (* angir manglende verdi)

	totalP	totalN	Chla	tot algevolum	siktedyp
Randsfjorden	-35	37	*	-21	*
Mjøsa	-39	20	79	47	-31
Gjersjøen	25	9	32	6	0
Hålandsvatn	-19	*	-2	*	-6

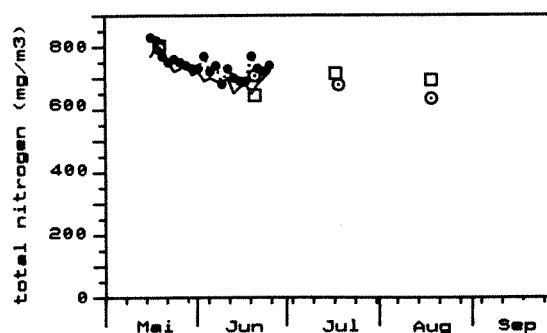
målinger. Avvikene ser ut til stort sett å variere mellom pluss og minus 20-35%, men det ble også funnet vesentlig større og mindre enkeltverdier. Man må ta i betraktning at for Randsfjorden og Mjøsa er fosforverdiene lave, noe som gjør at selv små avvik i absolutte verdier kan gi store utslag på prosentbasis. For disse lokalitetene er også analysene utført ved forskjellige laboratorier. Det er grunn til å tro at fosforverdiene i figur 2.9A fra Mjøsa (Kjellberg 1989) er systematisk for høye



Figur 2.5 Enkeltverdier for klorofyll fra Molandsvatnet (firkanter) og Longumvatnet (sirkler) fra denne undersøkelsen og fra intensiv undersøkelse i mai og juni



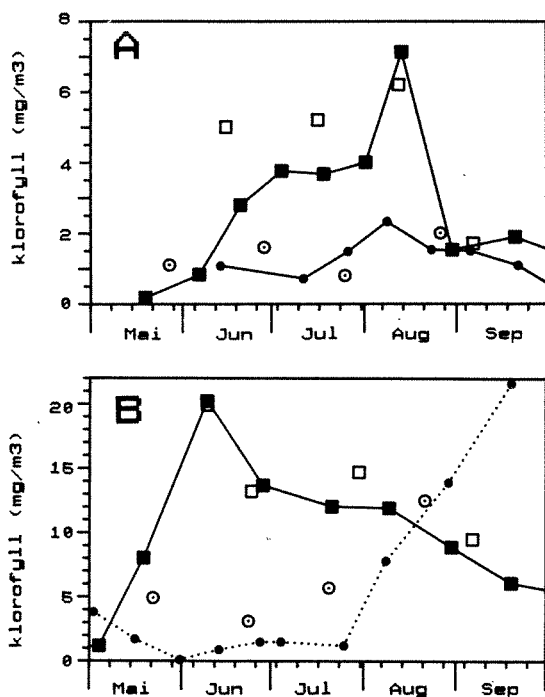
Figur 2.6 Som over, men for total fosfor



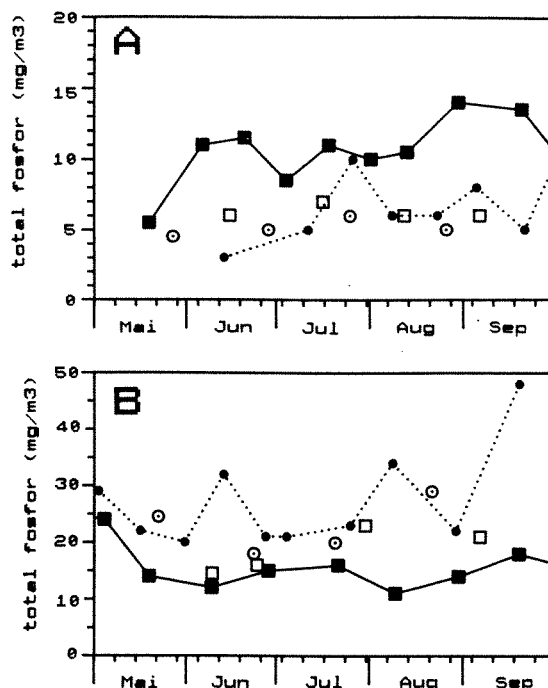
Figur 2.7 Som over, men for total nitrogen

vurdert i forhold til trofisisituasjonen forøvrig, trolig pga. analysefeil. Forskjeller i prøvetakingsdyp kan sammen med sjiktning av planteplanktonet forklare forskjeller i klorofyllverdiene fra Mjøsa (figur 2.8A).

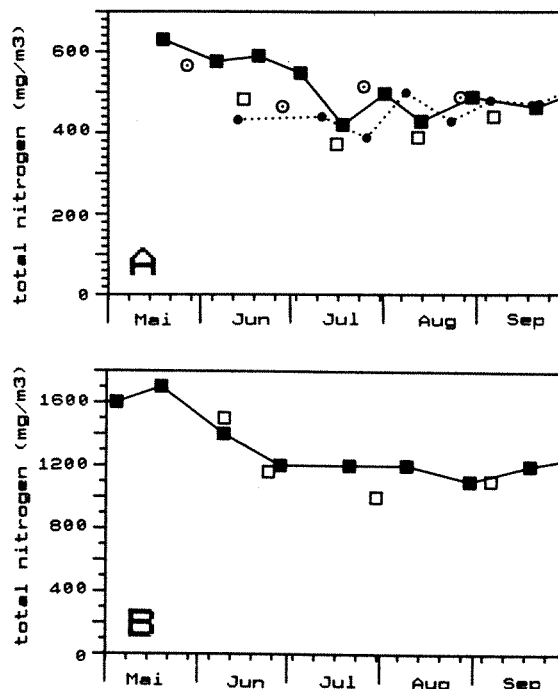
Dette understreker at middelværdier basert på fire målinger må benyttes med varsomhet for å karakterisere den enkelte lokalitet. I det minste bør variasjonene mellom de fire enkeltverdiene tas med i betraktning. Dette svekker imidlertid ikke verdien av datamaterialet som sådan, da en kan anta at enkeltavvikene fra "sanne" middelværdier for hele datamaterialet er normalfordelt, dvs. at datamaterialet har stor utsagnskraft dersom en ikke ser på hver enkelt innsjø for seg.



Figur 2.8 Klorofyll i A. Mjøsa (firkanter) og Randsfjorden (sirkler) og B. Gjersjøen (firkanter) og Hålandsvatnet (sirkler). Tettere serier fra andre undersøkelser i 1988 angitt med fylte symboler og sammenbindende linjer (for kildeanvisning se tekst)



Figur 2.9 Som over for total fosfor



Figur 2.10 Som over for total nitrogen

3. Eutrofiering - teoretisk bakgrunn

Hva er eutrofiering?

Med eutrofiering i vann menes økt planteproduksjon som følge av økte tilførsler av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. Dette gjelder både høyere vegetasjon, som siv og undervannsplanter, alger festet til bunnen og mikroskopiske alger som svever i vannet, dvs. planteplankton. Selv om sistnevnte er svært små, oftest mindre enn 1/10 mm i diameter, kan de ved rikelig tilgang på næring opptre i så høye konsentrasjoner at de i betydelig grad kan prege vannkvaliteten. Veksten til disse algene foregår ved celledeling. Når vekstforholdene er gode kan enkelte arter foreta slik deling flere ganger pr. døgn, og de har følgelig mulighet til å bygge opp tette bestander raskt ved økt tilgang av næring. Økt planteproduksjon forårsaker en rekke prosesser i innsjøer som fører til kjemiske og biologiske endringer.

Det er vist fra undersøkelser i forskjellige deler av verden at det er økt konsentrasjon av fosfor som normalt gir økt konsentrasjon av planteplankton i innsjøer (figur 3.1). I grunne og svært næringsrike innsjøer kan nitrogen få økt betydning som begrensende faktor. I slike innsjøer kan det ofte opptre masseoppblomstring av nitrogenfikserende arter. Det er arter som kan utnytte løst nitrogen, N_2 , som nitrogenkilde istedenfor løst ammonium og nitrat som andre arter. Nitrogen-begrensning er ganske sjelden i norske innsjøer, mens dette er vanligere i f.eks. Danmark og Nederland. Eutrofiering i ferskvann, og særlig betydningen av forskjellige forurensningskilder, er bl.a. omtalt i årsrapporten for Statlig Program for Forurensningsovervåking 1985 (SFT 1986).

Erfaringen viser at selv om konsentrasjonen av fosfor i de fleste tilfeller vil være avgjørende for algeutbyttet (biomassen), kan veksthastigheten, dvs. hvor raskt hver enkelt algecelle deler seg, ofte være

begrenset av andre næringsstoffer eller av lys. Selv om veksthastigheten er stor, behøver ikke konsentrasjonen av alger i vannet bli særlig høy. Dette gjelder hvis tapsraten av alger er høy, f.eks. ved stor sedimentasjon, eller ved effektiv beiting fra dyreplankton. Ved intens beiting fra dyreplanktonet vil endel av algefosforet bindes i dyreplanktonet. I tillegg vil fosfor tilbakeføres til vannet som løst fosfat via dyreplanktonets ekskresjon. Algene vil derved ha god tilgang på det begrensende elementet og kan opprettholde høy spesifikk veksthastighet, mens algeutbyttet (målt som forholdet mellom klorofyll og total fosfor) vil være lavt. Høyt beitepress vil på denne måten kunne gi gode vekstforhold for små, hurtigvoksende arter.

Et kompliserende forhold er at høyt beitepress i visse sammenhenger favoriserer store, ikke beitbare alger (Porter 1973, Andersson og Cronberg 1984). I slike tilfeller vil forholdene faktisk kunne forverres ved oppblomstring av f.eks. blågrønnalger.

Ved sedimentasjon av hele algeceller fjernes derimot algebundet fosfor fra øvre vannlag til dypvannet der algevekst ikke er mulig pga. lav lysintensitet. Sedimentasjon bidrar på denne måten ofte til økt sikt i vannet på forsommeren etter tidlige diatoméoppblomstringer.

Eutrofiering vil normalt være en rask biologisk respons på forurensning av næringsrikt avløpsvann fra menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. Naturlig eutrofiering forekommer også, men denne karakteriseres ved en svært langsom utvikling etter hvert som innsjøer fylles igjen og belastningen av næringsstoffer pr. volumenhet i innsjøen øker. Vi finner få naturlige eutrofe innsjøer i Norge i dag som ikke er ytterligere forurensset av menneskelig aktivitet. Naturlig eutrofe innsjøer har gjennom sin lange utviklingstid fått etablert balanserte, mangfoldige og relativt stabile

næringskjeder. Dette i motsetning til de fleste forurensede eutrofe innsjøer der planteplanktonet gjerne er dominert av én eller noen få arter som kan danne store biomasser.

I grunne sjøer er det sterk konkurranse mellom alger og høyere planter om næring og lys. Dersom plantene kan vokse opp fra innsjøbunnen vil disse etterhvert skygge for planteplanktonet slik at vannet fortsatt kan være relativt klart. I innsjøer med mer grumset vann vil planteplanktonet konkurrere ut vannvegetasjonen. I dypere innsjøer har siv og andre bunnfaste planter så begrenset utbredelse at disse forholdene ikke har noen betydning.

Hvilke næringsstoffer er viktigst?

I innsjøer innen samme geografiske region, og som forøvrig er relativt like, vil de enkle, lineære sammenhengene mellom fosfor og planteplankton komme tydelig fram (Rognerud, Berge og Johannessen 1979), se figur 3.1A.

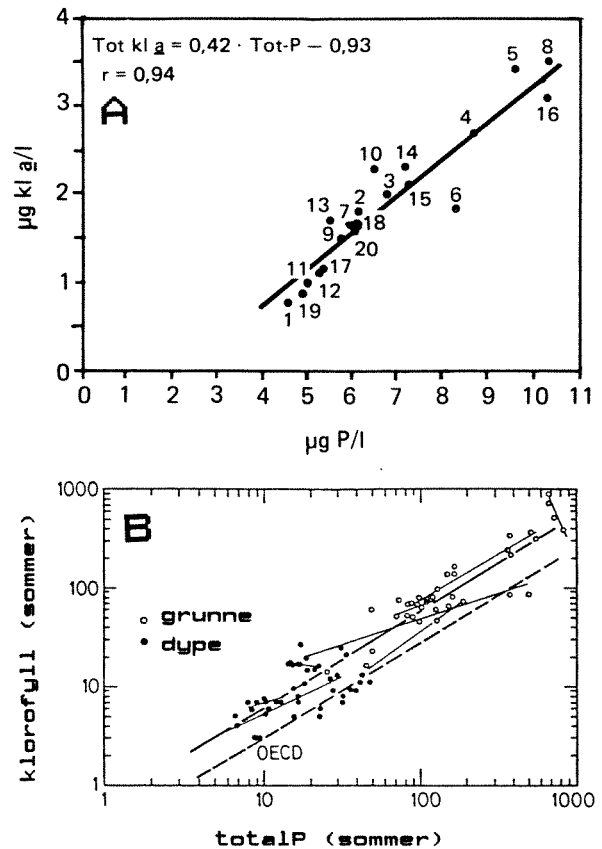
Ved bearbeiding av et stort og uensartet datamateriale må en vente en ganske stor spredning rundt en lineær sammenheng mellom fosfor og klorofyll. En rekke andre forhold enn fosforkonsentrasjonen i disse sjøene kan også påvirke planteplanktonet, f.eks. temperatur og temperatur-sjiktning, dybde, gjennomstrømning og innhold av fosforholdige partikler som ikke kan utnyttes av planteplanktonet. Innsjøenes egen evne til å omsette algebiomasse gjennom næringskjeden (dyreplankton og fisk) kan også ha stor betydning for algeutbyttet ved en gitt fosfor-konsentrasjon. Dette blir diskutert i kapittel 6.

En av de store fortrinn ved det foreliggende datamaterialet er at det er benyttet samme metoder ved innsamling og analyse fra alle innsjøene. Samtidig har de samme personene analysert og tolket dataene. Når store mengder data fra forskjellige undersøkelser sammenliknes kan forskjeller i metoder og rutiner i seg selv være årsak til betydelig variasjon.

Biotilgjengelighet av fosfor

Planteplanktonet kan bare utnytte visse fraksjoner av den totale mengden fosfor i

- | | |
|-------------------------|-------------------|
| 1. Femunden | 11. Eikeren |
| 2. Altasjøen | 12. Møsvatn |
| 3. Storsjøen – Rendalen | 13. Tinnsjøen |
| 4. Osensjøen | 14. Heddalsvatn |
| 5. Mjøsa | 15. Oftevatn |
| 6. Einavatn | 16. Sundkilen |
| 7. Randsfjorden | 17. Kviteseidvatn |
| 8. Storsjøen – Odalen | 18. Seljordvatn |
| 9. Hurdalsjøen | 19. Flåvatn |
| 10. Tyrifjorden | 20. Norsjø |



Figur 3.1. Forholdet mellom konsentrasjonen av fosfor og klorofyll i store, dype innsjøer på Østlandet (Rognerud og medarb. 1979) (A). Tilsvarende forhold for et stort antall dype og grunne europeiske innsjøer gir ikke samme gode korrelasjon (B), selv i dobbel-logaritmisk skala (Sas 1989). Den stiplede linjen angir tilsvarende regresjonslinje fra en tidligere europeisk undersøkelse (Vollenweider og Kerekes 1982)

vannet. Dette gjelder i første rekke det som forekommer som løst fosfat (PO_4 -ioner). Visse enkle fosforholdige organiske forbindelser og tildels fosfor bundet til partikler (Berge og Källqvist 1990) kan også utnyttes. Algenes veksthastighet og vekstutbytte begrenses derfor ikke først og fremst av de totale fosforkonsentrasjoner, men av de fraksjonene som er "biotilgjenge-

lige" (Bostrøm og medarb. 1988). Dette innebærer i praksis at enkelte innsjøer som har høy andel fosfor bundet til f.eks. breslam, leire eller humus, kan ha lave algekonsentrasjoner, mens innsjøer med samme totale fosforkonsentrasjoner, men høyere andel løst fosfat, f.eks. gjennom avløp fra boliger, vil ha vesentlig høyere algekonsentrasjoner.

Berge og Källqvist (1990) har ved hjelp av eksperimenter i laboratoriet, i innhegninger i innsjøer og i utendørs renner beregnet biotilgjengeligheten av fosfor fra forskjellige kilder. Deres resultater viser f.eks. at naturlig erosjonsfosfor fra isbreer var ca. 20% tilgjengelig, mens arealavrenning fra kornarealer var ca. 35%, silolekkasjer og urensset kloakkvann ca. 60% og sig fra gjødselkjeller ca. 80% tilgjengelig for algevekst.

Resultatene viser at det er avgjørende ved vurdering av tiltak mot forskjellige fosforkilder at ikke bare de totale fosfortilførsler, men også i hvilken form fosforet foreligger tas i betraktning.

Klassifisering etter trofinivå

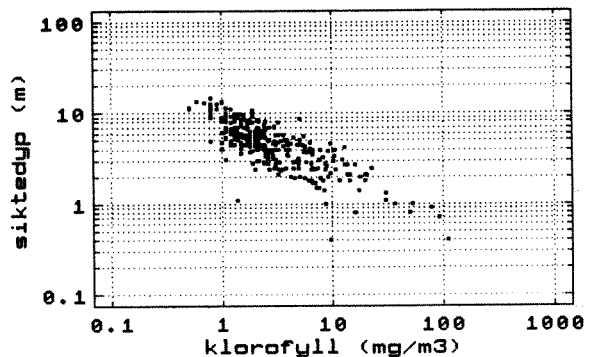
Klassifisering av innsjøer etter graden av eutrofiering skjer i følgende tre hovedklasser:

oligotrof	(næringsfattig)
mesotrof	(middels næringsrik)
eutrof	(næringsrik)

Dette er et subjektivt system som det kan legges forskjellig innhold i avhengig bl.a. av hvilke typer innsjøer som er vanlig i det aktuelle området. F.eks. vil det være forskjellige oppfatninger i Danmark og Norge om hva som er en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Følgelig opereres det med forskjellige vurderingssystemer for trofigrad, tilpasset de stedlige forhold. Se f.eks. diskusjonen i rapporten fra et nordisk eutrofiprojekt (NORDFORSK 1980). Imidlertid vil det være en viss internasjonal konsensus i fagmiljøene om inndeling etter trofinivåer. Se oversikter av f.eks. Forsberg og Ryding (1980) og Reckhow og Chapra (1983). Vi har derfor valgt å bruke 10 og 20 mgP/m³ som grenseverdier og avledede tilhørende verdier for klorofyll, totalt

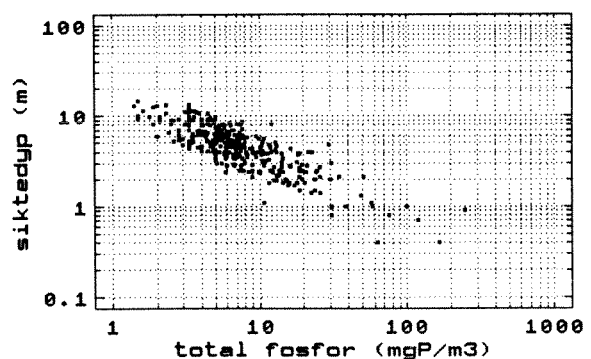
algevolum, siktedyp og nitrogen (tabell 3.1). Verdiene bygger dels på tidligere undersøkelser (NORDFORSK 1980, Vollenweider og Kerekes 1982) og norske erfaringer og dels på resultater fra denne undersøkelsen.

Enkelte av disse grenseverdiene har kommet fram ved å beregne regresjonslinjer mellom én parameter vi allerede har etablert grenseverdier for, og en annen parameter. Som et eksempel vises forholdet mellom klorofyll og siktedyp i figur 3.2. Når de innsjøene som er preget av andre partikler enn alger (se tabell 4.1) fjernes, fremkommer en ganske klar sammenheng mellom klorofyll og siktedyp (figur 3.2). Denne sammenhengen er brukt for å komme fram til verdiene for siktedyp i tabell 3.1. Tilsvarende er vist for sammenhengen mellom total fosfor og siktedyp i figur 3.3.



Figur 3.2 Sammenhengen mellom sesongmiddelverdier av klorofyll og siktedyp. Innsjøer med spesielt høyt partikkelinnhold er ikke tatt med (se tabell 4.1).

$$\log \text{ siktedyp} = 0.89 - 0.53 \log \text{Chla} \quad (r = 0.81)$$



Figur 3.3 Sammenhengen mellom sesongmiddelverdier av total fosfor og siktedyp. Innsjøer med spesielt høyt partikkelinnhold er ikke tatt med (se tabell 4.1).

$$\log \text{ siktedyp} = 1.20 - 0.64 \log \text{totalP} \quad (r = 0.84)$$

Tabell 3.1. Sesongmiddelverdier for vurdering av innsjøers trofinivå.

Parameter	oligotrof	mesotrof	eutrof
klorofyll a (mg/m ³)	≤4	4 - 12	>12
total algevolum (mg/m ³)	≤400	400-1500	>1500
total-P (mg/m ³)	≤10	10-20	>20
total-N (mg/m ³)	≤375	375-625	>625
siktedyp (m)	>3.5	2.2-3.5	≤2.2

Klassifikasjon etter tilstandsklasser

Nylig er det også utviklet et norsk vurderingssystem for vannkvalitet der innsjøene deles i fire "tilstandsklasser", uten at dette knyttes direkte til trofibegrepet (SFT 1989). Dette systemet er tilpasset norske forhold slik at forvaltning av norske innsjøer skal kunne skje i henhold til de mål for vannkvalitet vi setter her til lands, spesielt med tanke på store, dype innsjøer. I tabellen under vises de aktuelle grenseverdiene for dette systemet:

Tabell 3.2. Tilstandsklasser som definert i "Vannkvalitetskriterier" (SFT 1989)

	I	II	III	IV
klorofyll a	≤2	2-3.7	3.7-7.5	>7.5
total-P	≤7	7-11	11-20	>20
total-N	≤200	200-325	325-450	>450
siktedyp	>7	4-7	2-4	≤2

Dette systemet gir en inndeling med én ekstra klasse i den næringsfattige delen av spekteret i forhold til trofisystemet.

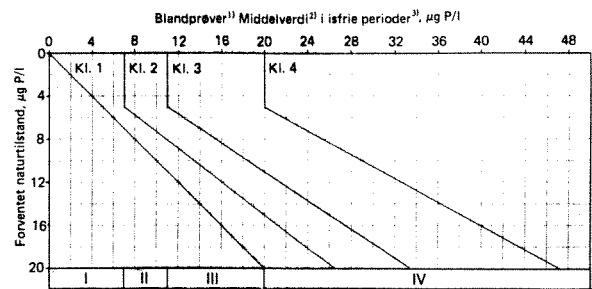
Rapporten om vannkvalitetskriterier angir også tilstandsklasser for enkelte andre parametre, men da disse bare gir indirekte mål for trofigraden, blir de ikke omtalt videre her.

Erfaringsmessig vil plante- og dyrelivet i innsjøer med forskjellig trofigrad også bestå av typiske dominerende arter og samfunn (kombinasjoner av arter). Det er derfor utviklet norske klassifiseringssystemer for f.eks. planteplankton og bunnlevende fjærmygglarver. Et vurderingssystem basert på planteplankton blir diskutert i kapittel 5.

Klassifikasjon etter forurensningsgrad

Rapporten om Vannkvalitetskriterier (SFT 1989) beskriver også en metode for å angi

innsjøenes avvik fra antatt naturtilstand. Dette kalles forurensningsgrad. Forurensningsgraden i innsjøen bestemmes ved å angi hvor mye høyere de målte verdiene er i forhold til denne forventede "naturtilstanden". Dersom en ikke har tilfredsstillende informasjon om "naturtilstanden" kan en omtrentlig verdi finnes for hver av de naturgeografiske regionene (tabell 3.3). Konsentrasjonsområder som anses for å være naturlig i upåvirkede innsjøer kan finnes for hver parameter i spesielle diagrammer. Det kan selvsagt være relativt store forskjeller innen hver region, men pga. manglende bakgrunnsdata og det store antallet innsjøer er det valgt en forenklet fremgangsmåte som beskrevet over ved å følge de angitte "naturlige bakgrunnsnivåer"



Figur 3.4 Eksempel på skjema for angivelse av en innsjøes vannkvalitetsklasse og forurensningsgrad etter middelkonsentrasjonen av total fosfor i den isfrie perioden (SFT 1989). Tilstandsklassene er angitt som faste intervaller på skalaen nederst på figuren. Forurensningsklassene er avgrenset av diagonale linjer og angitt i klasser øverst i figuren

Tabell 3.3 Naturgeografiske regioner som angitt av SFT (1989)

- I. Snaufjell og vidde i Troms og Finnmark
- II. Høyfjellsområder over skoggrensen og uten isbreer i Sør- og Midt-Norge samt Nordland
- III. Høyfjellsområder med isbreer i Sør- og Midt-Norge samt Nordland
- IV. Skog- og myrområder først og fremst på Østlandet og i Trøndelag
- V. Sørlandsheiene med snaufjell, lyng og krattskog
- VI. Kystnære lavlandsområder på Vestlandet og Nord-Norge
- VII. Arealer under den marine grense i Sørøst-Norge og i Trøndelag

slavisk. Dette vil selvsagt kunne gi feilaktig klassifisering av enkelte innsjøer, men det totale bildet vil trolig være ganske riktig.

Et eksempel på et skjema for vurdering av innsjøenes tilstand og forurensningsgrad er vist i figur 3.4. For en mer detaljert forklaring av dette systemet henvises til rapporten (SFT 1989).

Tilordning av innsjøene til disse klassene må baseres på en viss grad på skjønn, siden det ikke er klart avgrensede regioner med forskjellig naturgrunnlag for vannkvalitet. Innsjøene i regionene VI og VII er plukket ut vha. marin grense i grunnlagskart fra Statens Kartverk (se figur 2.1) og kart i serie M711.

Klassifisering etter Carlsons indeks

Det er også utviklet vurderingssystemer som graderer innsjøene etter en kontinuerlig skala. Carlsons indeks (Carlson 1977) er et eksempel på et slikt system, der innsjøer klassifiseres på en trinnløs skala fra 0 til 100 ut fra deres konsentrasjoner av total fosfor og klorofyll, samt siktedyp. En svakhet med vanlig bruk av denne indeksen er nettopp at mange forfattere lar siktedyp veie like tungt som de to andre parametrene. Mens fosfor og klorofyll er mer eller mindre direkte mål for trofigrad, vil siktedyp også påvirkes av andre partikler enn alger, som f.eks. humusfarge, leirpartikler eller breslam. Carlson påpekte selv at verdien for siktedyp ikke kunne brukes for innsjøer med høy turbiditet eller farge som ikke skyldes alger.

Carlsons indeks beregnes ut fra formler for henholdsvis total-fosfor, klorofyll og siktedyp på en skala fra 0 til 100, eller på en middelvei av disse tre. I tabell 3.4 vises formlene for beregning av Carlsons indeks. Vi har utelatt siktedyp ved beregning av Carlsons indeks for disse innsjøene.

Tabell 3.4 Formler for beregning av Carlsons indeks (*Chla* er konsentrasjonen av klorofyll). Enheter i mg/m³

for total P: $XTP = 14.42 \ln \text{total-P} + 4.15$
 for klorofyll a: $Xca = 9.81 \ln Chla + 30.6$
 for siktedyp: $XSD = -14.41 \ln \text{siktedyp} + 60$

Hva regulerer mengden av alger - næring eller beiting?

Konsentrasjonen av næringsstoffer gir en

øvre grense for hvor mye algebiomasse som kan produseres (algeutbyttet) i en innsjø (se figur 3.1). Dette reguleres bl.a. av cellebestanddelene som må inneholde en viss mengde fosfor og nitrogen for at normale cellefunksjoner skal opprettholdes. Tilførselen av lys og tilgjengelig næring har sammen stor betydning for algekonsentrasjonen, og kalles ressurs-regulering eller "bottom-up"-regulering. Effekten av disse faktorene modifieres av de fysiske og morfologiske forhold i innsjøen, som f.eks. innsjøvolum, fortykning og sjiktning.

Samtidig er det vist at algeutbyttet kan begrenses av algespisende arter av dyreplankton. Disse filtrerer alger fra vannet og kan derved påvirke både mengde og størrelsesfordeling av algene. På den måten kan høy konsentrasjon av slike beitere holde algebiomassen nede, på samme måte som kyr kan holde gresset kort, til tross for at gresset vokser raskt. Dette kalles beitereregulering eller "top-down"-regulering av algebiomassen (Carpenter og medarb. 1985).

Mengden av algespisende dyreplankton reguleres av vannets innhold av beitbare alger, av dyreplanktonspisende fisk, samt av enkelte store rovformer av dyreplankton, f.eks. istidsrelikten *Mysis*. *Mysis* finnes naturlig bl.a. i Mjøsa og er utsatt i innsjøer i Trøndelag. Innsjøenes bestand av fisk og slike rovformer av krepsdyr vil derfor ha betydning for innsjøenes evne til å omsette tilførte næringsstoffer. I denne sammenheng er vi særlig interessert i dyreplanktonets evne til å regulere planteplanktonet, og fiskens indirekte betydning via kontroll med dyreplanktonet.

I innsjøer med store bestander av karpfisk kan også planteplanktonet stimuleres gjennom en annen effekt, nemlig at fisken kan "pumpe opp" store mengder næringsstoffer fra sedimentet til de øvre vannmassene når fisken søker etter mat (Lamarra 1975, Brabrand og medarb. 1990).

Denne fremstillingen gir ikke rom for en grundigere diskusjon av dette. For spesielt interesserte henvises til følgende utvalg av sentrale publikasjoner og henvisninger i disse: Brooks og Dodson 1965, Shapiro og medarb. 1982, Benndorf og medarb. 1984,

Carpenter og medarb. 1985, McQueen og medarb. 1986. Et større forskningsprosjekt i regi av NTNF, som nylig er avsluttet, har spesielt omfattet disse problemene (se sluttrapport Olsen og Vadstein 1989). Olsen

og medarb. (1989) har utarbeidet "kriterier" for vurdering av innsjøers biologiske selvrensingsevne. Sanni (1989) har utarbeidet en rapport om strategi for restaurering av eutrofe innsjøer.

4. Generell karakterisering av innsjøene

Dette kapitlet tjener som bakgrunnsmateriale for å beskrive fysiske og kjemiske forhold i de undersøkte innsjøene, men også som et generelt referansemateriale for visse fysiske og kjemiske forhold i norske innsjøer.

Siktedyp og farge

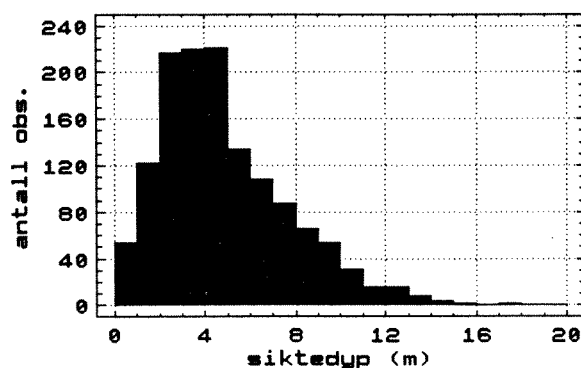
Siktedyp har vært brukt som et mål for innsjøers trofigrad da siktbarheten i vann blir redusert med økende innhold av planteplankton. Siktedypet er et indirekte mål for det totale innholdet av partikler og løste, fargete forbindelser i vannet. Dersom vannet preges av breslam eller erosjonsmateriale fra landbruksområder eller humusfarge fra skog- og myrarealer, vil ikke siktedypet være et brukbart mål for innholdet av planteplankton. Kombinert med observasjon av fargen på vannet sett mot den hvite Secchi-skiva (ved halvparten av siktedypet), kan en imidlertid få et visst inntrykk av hva som reduserer sikten i vannet. Stort innhold av humus vil gi en brun farge, mens breslam gjerne gir en grå til grågrønn farge. Dersom sikten i stor grad bestemmes av innholdet av planteplankton blir gjerne fargen gul eller grønn avhengig av mengder og artsfordeling. Når innholdet av partikler og fargede forbindelser er særlig lite får vannet en blå farge. Dette er hovedlinjene i den fargeskalaen som vanligvis brukes, men en rekke faktorer kan modifisere dette, bl.a. at oppfatningen av farger kan variere fra en person til en annen. Dette gjelder også vurdering av siktedypet, som i tillegg er avhengig av bølgehøyde. Siktedyp og farge må derfor bare brukes som en grov indikator på vannkvalitet inntil mer spesifikke parametre kan måles.

I figur 4.1 og 4.2 er vist fordeling av observert siktedyp og farge for 1371 observasjoner fra denne undersøkelsen. Bare i særlig næringsrike innsjøer og i innsjøer påvirket av breslam, ca. 10% av innsjøene,

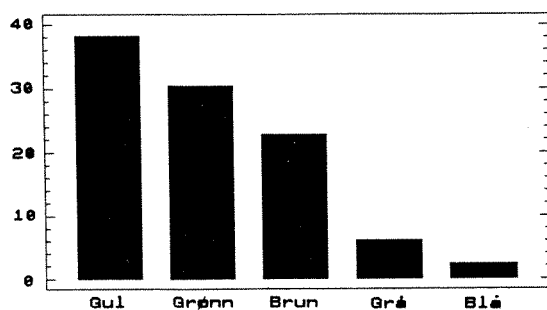
var middelverdier av siktedypet mindre enn 2 meter. I ca. 15% av innsjøene var midlere siktedyp større enn 7 meter. De fire tilstandsklasser for siktedyp er vist i fargekart i vedlegg.

Nesten 70% av observasjonene var preget av vannets innhold av planteplankton (grønn og gul farge), mens vel 20% ble kategorisert som brune. Mindre enn 5% hadde blå farge. Noe mer detaljert er dette vist i figur 4.3 der fordelingen av siktedypet er vist for hver enkelt kategori av fargene. Som ventet dominerte store siktedyp der fargen var blå, mens brune sjøer gjennomgående hadde lavere siktedyp. Grønn farge ble særlig observert ved moderat innhold av planteplankton og derved høyere siktedyp, mens gul farge ble observert ved midlere siktedyp. Det relativt beskjedne antall innsjøer der vannet ble oppfattet som grått, ca. 6%, var forventet å skulle representere høyt innhold av slampartikler og derved lavt siktedyp. Overraskende nok var denne gruppen sjøer spredt over hele spekteret av siktedyp og mange av disse burde trolig vært kategorisert under andre farger.

Under følger en oversikt over innsjøer som har vesentlig lavere siktedyp enn det konsentrasjonen av planteplankton skulle tilsi. Innsjøene er valgt ut ved å sortere dem



Figur 4.1. Siktedyp (i meter) fra 1371 enkeltobservasjoner



Figur 4.2. Vannets farge fra 1371 enkeltobservasjoner

i de fire tilstandsklasser i hht. "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT 1989) og deretter plukke ut de som faller i minst to høyere klasser mht. siktedyp enn for klorofyll. Sannsynlig årsak til det lave siktedypet er gitt i tabellen.

Tabell 4.1. Innsjøer der siktedypet i sterk grad er bestemt av uorganiske partikler eller humus.

Innsjø	Sannsynlig årsak
AA018GJE Gjerstadvatnet	Humusfarge
BU094UST Ustedalsfjorden	Breslam
BU095UST Ustevatnet	Breslam
BU096SLØ Sløtfjorden	Breslam
BU100HAU Haugesjøen	Humusfarge
BU101SON Soneren	Partikler, Landbruk
HE192SME Sør Mesna	Humusfarge, renseanlegg, regulering
HE318HUK Hukusjøen	
MR203STØ Stølvatnet	Partikler, Landbruk
NO243LAN Langvatnet	Partikler, Industri (bergverk)
NT226LEK Leksdalsvatnet	Partikler, Landbruk
NT232GRU Grungstadvatnet	
OP087SÆB Sæbufjorden	
OP186VÅG Vågåvatnet	Breslam
OP187LAL Lalmvatnet	Breslam
OP194RIN Ringsjøen	Partikler, Landbruk
OP199HAR Harestuvatnet	Humusfarge
SF170SAN Sandalsfjorden	Partikler, Breslam
SF172LOV Lovatnet	Partikler, Breslam
SV351LIN Linnevatnet	Partikler, Breslam
SV352DIE Diesetvatnet	Partikler, Breslam
SV353ISD Isdammen	Partikler, Breslam
SV355SOL Solvatnet	Partikler, Breslam
TE017BJO Bjorvatn	Partikler, Vassdragsregulering
TE113NOM Nome	Partikler, Leirslam, erosjon
TE117HJA Hjartsjøvatn	Partikler, Vassdragsregulering
VA035ØØY Øvre Øydnavatnet	
VA036ØRE Ørevatn	
VVA039GAL Galdalsvatnet	
ØS289TVE Tvetervatnet	Partikler, Landbruk

En klar sammenheng mellom konsentrasjonen av planteplankton og siktedypet er vist i figur 3.2. Den gruppen innsjøer som er vist i tabell 4.1 ville ha dannet en punktsverm nede i venstre del av figur 3.2.

Konduktivitet

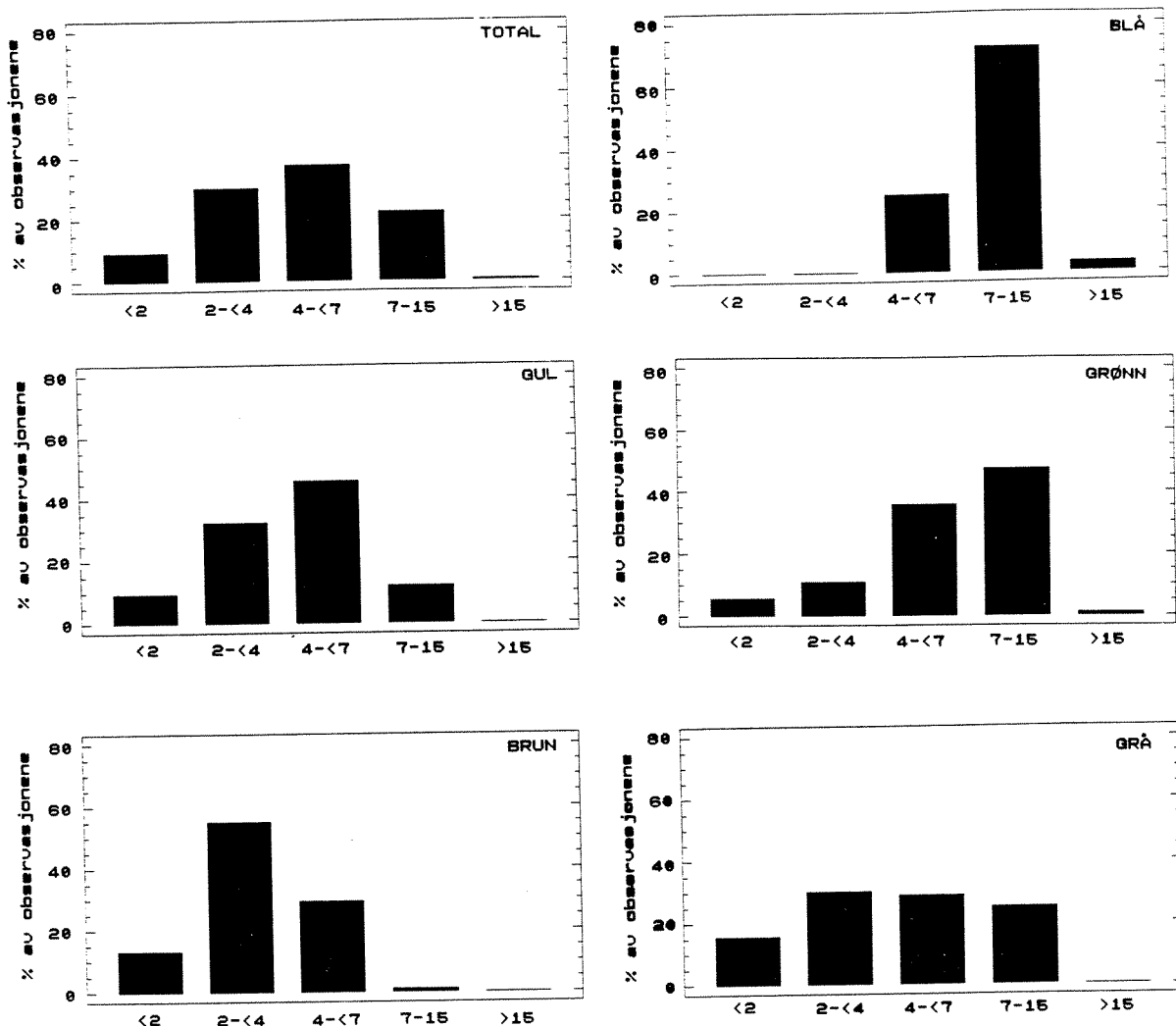
Konduktivitet (ledningsevne) angir vannets innhold av løste ioner og finnes ved å måle vannets evne til å lede elektrisk strøm. Siden forskjellige ioner har forskjellig elektrisk ladning og mobilitet, vil de også påvirke konduktiviteten i forskjellig grad. Med kjennskap til innholdet av de aktuelle ionene kan det beregnes en teoretisk konduktivitet. Denne verdien er benyttet for å finne og evt. luke ut tilfeldige feil i dette datamaterialet, så som analysefeil og feil ved dataregistrering. Det ble funnet godt samsvar mellom målt og teoretisk konduktivitet.

Frekvensfordelingen av konduktivitet blant de innsjøene som ikke var direkte påvirket av havvann er vist i figur 4.4. Mens de laveste verdiene ble funnet i innsjøer over den marine grense med harde bergarter og lite løsmasser (f.eks. Atnsjøen i Hedmark med 0.8 mS/m og Haukedalsvannet i Sogn og Fjordane med 0.9 mS/m), ble de høyeste verdiene funnet på Svalbard der innholdet av løst gips fra berggrunnen (CaSO_4) kan være særlig høyt. I Kongressvatnet ble konduktiviteten målt til hele 54.7 mS/m. Forøvrig fulgte konduktiviteten i stor grad innholdet av løst kalk (CaCO_3) med konduktivitets-verdier opp mot 27.3 mS/m i Jarevatnet i Oppland. I innsjøer nær kysten ble ionesammensetningen modifisert av sjøsalter, f.eks. Orrevatnet i Rogaland med 20.4 mS/m. Median konduktivitet i hele materialet, med unntak av direkte sjøvannspåvirkede sjøer, var 3.5 mS/m.

De ionene som samvarierte best med konduktiviteten i denne undersøkelsen, og som i praksis bestemmer denne, var kalsium, magnesium, sulfat og bikarbonat (alkalitet).

Kjemiske hovedkomponenter

Med vannets hovedkomponenter menes de viktigste kationer: kalsium, magnesium, natrium og kalium, og anioner: sulfat, klorid og karbonat/bikarbonat. Innholdet av disse komponentene i innsjøer er bestemt av berggrunn og løsmasser i nedbørfeltet, langtransporterte forurensninger og kjemiske og biologiske prosesser i



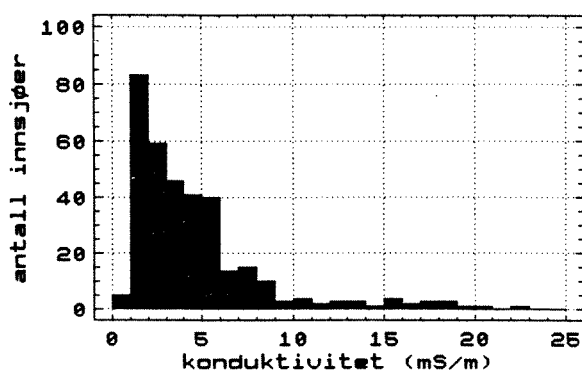
Figur 4.3. Siktedyp (i meter) for de forskjellige kategoriene av observert farge

vassdraget. Figur 4.5 viser frekvensfordelingen av hovedkomponentene i de undersøkte innsjøene, unntatt de som er direkte påvirket av havvann. Tabell 4.2 viser prosentvis fordeling av kationer og anioner i de innsjøene som ikke er direkte påvirket av havvann. For sammenlikningens skyld er også tilsvarende tall fra to andre tilsvarende undersøkelser ført opp. H⁺-ioner, aluminium og organisk stoff ble ikke tatt med i ionebalansen.

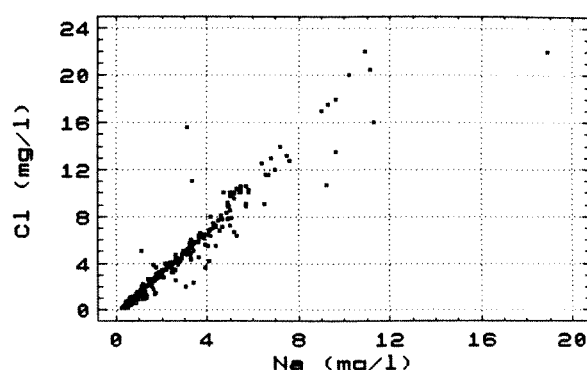
Som generell informasjon om kjemisk vannkvalitet i et stort antall norske innsjøer kan vi også vise at det kan være en nær sammenheng mellom konsentrasjonen av forskjellige ionepar i innsjøene. I figur 4.7 er vist sammenhengen mellom natrium og klorid.

Tabell 4.2. Sammenlikning av kjemisk sammensetning av innsjøvann fra tre undersøkelser i % mekkovalenter. Denne undersøkelse: median konsentrasjon, 1000-sjøers undersøkelsen: aritmetiske middelverdier (Traaen pers. medd.) og Rodhe (1949)

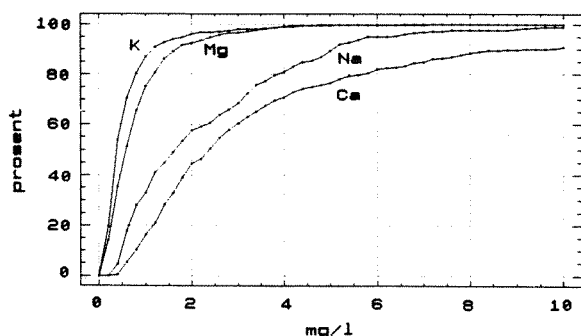
	Ca	Mg	Na	K
denne unders.	48.4	19.0	28.7	3.9
1000-sjøer 1986	33.9	17.9	44.6	3.6
Rodhe (1949)	63.5	17.5	15.6	3.4
	SO ₄	Cl	CO ₃	
denne unders.	30.4	34.1	35.5	
1000-sjøer 1986	41.7	47.0	11.3	
Rodhe (1949)	15.6	10.1	74.3	



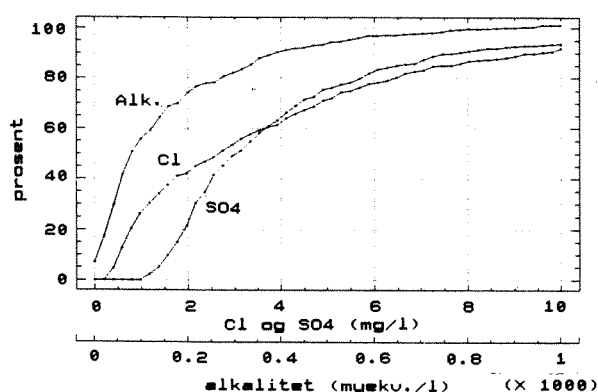
Figur 4.4. Middelverdier av konduktivitet i de undersøkte innsjøene, unntatt direkte marint påvirkede. Kun verdier lavere enn 25 mS/m er vist



Figur 4.7. Forholdet mellom natrium og klorid (mg/l). Enkelte innsjøer på Svalbard og i Vestfold har høyere innhold av natrium enn kloridkonsentrasjonen skulle tilsi



Figur 4.5. Akkumulert frekvensfordeling av de viktigste kationer



Figur 4.6. Akkumulert frekvensfordeling av de viktigste anioner

Alkalitet

For identifisering av sure innsjøer ble det gjort en vurdering av korrigerte alkalitetsverdier. Alkaliteten ved ekvivalenspunktet (Alk-L) ble beregnet ut fra titeralkaliteten ved pH 4.5 ved å trekke fra 32 μeq .

(Henriksen 1982). De innsjøene som da hadde ekvivalensalkalitet mindre enn null ble deretter karakterisert som "sure" og kodet deretter i databasen. Øvrige alkalitetsverdier ble korrigert videre ved følgende formel (Henriksen 1982):

Ekvivalensalkalitet:

$$\text{Alk-E} = \text{Alk-L} + 0.646 * \text{Alk-L}$$

der ALK-L er målt alkalitet ved pH 4.5

ALK-E er korrigert alkaliteten ved ekvivalenspunktet

Følgende innsjøer, hovedsaklig fra de sørligste fylkene, er registrert med "manglende" ekvivalensalkalitet og karakteriseres derfor som sure. Normalt vil slike innsjøer ha pH lavere enn 5.3:

Tabell 4.3. Sure innsjøer, dvs innsjøer uten ekvivalens-alkalitet

AA022TRÆ	Trøvatn
AA026HER	Herefossfjorden
AA027BRE	Breidflå
BU103BER	Bergsjøen
BU283STO	Sandungen
HE318HUK	Hukusjøen
RO042LUN	Lundevatnet
RO043HOV	Hovsvatnet
RO045BAR	Barstadvatnet
RO049HOF	Hofreistøvatnet
RO138ASK	Askdalsvatnet
TE120NIS	Nisser
TE122FYR	Fyresvatnet
VA028SAN	Sandlandsvatnet
VA033TAR	Tarvatnet
VA036ØRE	Ørevatnet
VA037LYN	Lygne
VA039GAL	Galdalsvatnet
VA041SIR	Sirdalsvatnet
ØS289TVE	Tvetervannet

Fiskebestand

For å undersøke fiskens betydning for lavere ledd i næringskjedene i innsjøene (dyreplankton og planteplankton), er innsjøene inndelt i 6 kategorier basert på forekomst av fiskearter, etter en skala fra fiskearter som i liten grad lever av dyreplankton (ørret), til arter som effektivt beiter ned dyreplanktonet (karpefisker). De fiskeartene som særlig er av interesse er de som hovedsaklig oppholder seg i de frie vannmasser og på den måten innvirker på dyreplanktonet.

Det må understrekes at denne skalaen angir en ganske grov og tildels subjektiv inndeling. Det har f. eks. ikke vært mulig ut fra foreliggende data å vurdere hvor store bestandene av de enkelte fiskeartene er. Dette kan opplagt ha stor betydning for predasjonspresset. F. eks. har en tynn bestand av karpefisk eller stingsild i næringsfattige innsjøer beskjedent betydning for predasjonspresset på dyreplanktonet, mens de samme artene får avgjørende betydning når bestandene blir tettere. Dette er også forårsaket av at habitatvalget endrer seg når tettheten øker.

Også andre forhold som kan ha stor betydning er vanskelig å kvantifisere. Fravær av pelagiske fiskearter kan føre til at littorale arter (arter som oppholder seg nær stranda) trekker ut i de dypere vannmassene. Der ørret forekommer alene kan denne opptrre pelagisk (lever ute i de frie vannmasser), mens i nærvær av typiske pelagiske arter som krøkle og lagesild vil den gjerne trekke mer inn mot land. I næringsrike innsjøer vil ofte mort danne svært tette bestander av små individer, men det forekommer også innsjøer der morten bare opptrer med lav konsentrasjon av store individer pga. ugunstige gyte- og oppvekstforhold eller hard konkurranse. Ved økende bestandstetthet vil predasjonstrykket på dyreplanktonet øke kraftig selv om ikke artssammensetningen av fisk endres.

Inndelingen av fiskebestandsklasser (tabell 4.4) basert på forekomst av arter kan likevel være nyttig for å antyde det potensielle predasjons-trykket på dyreplanktonet.

Tabell 4.4. Inndeling av innsjøer i fiskebestandsklasser ut fra forekomst av nøkkelarter og artsammensetning.

(*) dype innsjøer

(**) dype innsjøer med mye *Mysis* eller grunne sjøer med lagesild og sik

Fiskebestandsklasse	Nøkkelart	Typisk fiskesamfunn
1	Ørret	Ørret
2	Røye Abbor	Ørret, røye Ørret, abbor
3	Sik Stingsild	Ørret, sik, abbor Ørret, stingsild
4*	Krøkle Lagesild	Ørret, sik, krøkle Ørret, sik, lagesild
5**	Lagesild	Ørret, sik, lagesild
6	Karpefisk	Mort/laue/sørv/gullbust

Utbredelsen av de enkelte artene er basert på informasjoner fra fylkenes miljøvern-avdelinger. For enkelte arter vil forekomsten være usikker. Det gjelder spesielt stingsild, som kan være en effektiv predator på dyreplankton. Videre kan krepsdyret *Mysis relicta* ha stor effekt på dyreplanktonet, men denne adskiller seg fra fisken ved at den gjerne foretrekker mindre individer, mens fisken foretrekker de store og lett synlige artene. Plasseringen av innsjøer med mye *Mysis* (tre innsjøer i Trøndelag) i samme predasjonsklasse som innsjøer med lagesild og sik (tre innsjøer på Jæren) kan derfor være diskutabel. I utgangspunktet skulle begge kategoriene gi høyt predasjonspress på dyreplanktonet, men effekten på ulike arter og størrelser av dyreplankton kan bli forskjellig ved predasjon fra *Mysis* og fra fisk.

I tabell 4.5 og fargekart i vedlegg er vist en fylkesvis fordeling av innsjøer etter fiskebestandsklasser. Utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge er i det vesentlige bestemt av deres innvandring etter siste istid. For de fleste artene er innvandringen skjedd fra øst og sørøst. Det er derfor synkende artsantall fra øst mot vest i Sør-Norge. Enkelte fiskearter har også hatt

mulighet til å vandre inn i Finnmark fra sør og øst. De fiskeartene som har opphold i saltvann i deler av sin livssyklus har hatt mulighet til å vandre opp i vassdrag langs hele kysten, d.v.s. laks, sjøørret og sjørøye. For generell oversikt over utbredelse av ferskvannsfisk i Norge se Eggen og Johnsen (1983).

I vassdrag der laksefisk, abborfisk og karpefisk finnes sammen, vil en gjerne ha et generelt utviklingsmønster ved økende eutrofiering. Dette ytrer seg med forskyvning fra dominans av ørret og røye til økende dominans av abborfisk og karpefisk.

Tabell 4.5 Fylkesvis fordeling av innsjøer etter fiskebestandsklasser. (-1 angir manglende observasjon)

Fiskebestandsklasser	1	2	3	4	5	6	-1	Ialt
Fylke								
Akershus						12		12
Aust-Agder	1	1	6			1		9
Buskerud	1	5	10	3		3		22
Finnmark			2	7				9
Hedmark	1	1	8	3	2	14	1	30
Hordaland	6	14	1			1		22
Møre og Romsdal	1	13	1					15
Nord-Trøndelag		5	10		3			18
Nordland	1	1	12					14
Oppland	8	5	4	2			2	21
Oslo						3		3
Rogaland			1	27		3	1	32
Sogn og Fjordane	15	11						26
Spitsbergen							5	5
Sør-Trøndelag	2	11	1	3				17
Telemark	2	7	11	3			5	28
Troms		14	7					21
Vest-Agder	5	8						13
Vestfold		1	1			8		10
Østfold						20		20
Ialt	43	100	106	14	8	65	11	347

5. Tilstand og grad av forurensninger

Som vist i kapittel 3 finnes det mange forskjellige systemer for klassifisering av innsjøer etter trofigrad. Innsjøene i denne undersøkelsen ble delt inn etter følgende systemer:

- trofigrad (oligotrof, mesotrof, eutrof)
- tilstandsklasser (klasse I - IV)
- forurensningsklasser (Klasse 1 - 4)
- Carlsons indeks (skala fra 0 - 100)

Trofigrad

I figur 5.1 er innsjøene delt inn i trofigrad etter grenseverdiene i tabell 3.1 mhp. sesongmiddelverdier av hhv. klorofyll, totalfosfor, total-nitrogen og siktedyp. Som understreket tidligere er det kun klorofyll og total-fosfor som gir et reelt bilde av trofinivået. For de to andre parametrene kan resultatene kun tjene som illustrasjon på nivået av hver av parametrene.

Av de 347 innsjøene var det kun 24 som kan karakteriseres som eutrofe, 65 som mesotrofe og 253 som oligotrofe vurdert ut fra klorofyll-konsentrasjonen. Klassifisering ut fra total-fosfor gir omlag samme bilde: 32 eutrofe, 61 mesotrofe og 251 oligotrofe. Forskjellen i antallet innsjøer i hver kategori for de to parametrene kan for en stor del tilskrives forskjellig gjennomstrømming og innhold av breslam som reduserer algeutbyttet.

For nitrogen og siktedyp er et større antall (henholdsvis 50 og 45) klassifisert som eutrofe, men det skyldes altså ikke eutrofiering. Endel innsjøer har høyt innhold av partikler som ikke er alger (se tabell 4.3), eller høy humusfarge pga. avrenning fra skog og myr. Endel innsjøer har høyt nitrogeninnhold pga. landbruk, langtransportert forurensning eller industriavløp.

Hovedinntrykket er iallefall at utvalget av innsjøer domineres av næringsfattige, lite

påvirkede innsjøer. Omlag 74% av de undersøkte innsjøene kan karakteriseres som oligotrofe, ca. 19% som mesotrofe og bare ca. 7% som eutrofe. Det må understrekes at utvalget av innsjøer også inneholder en større andel påvirkede innsjøer enn alle norske innsjøer sett under ett.

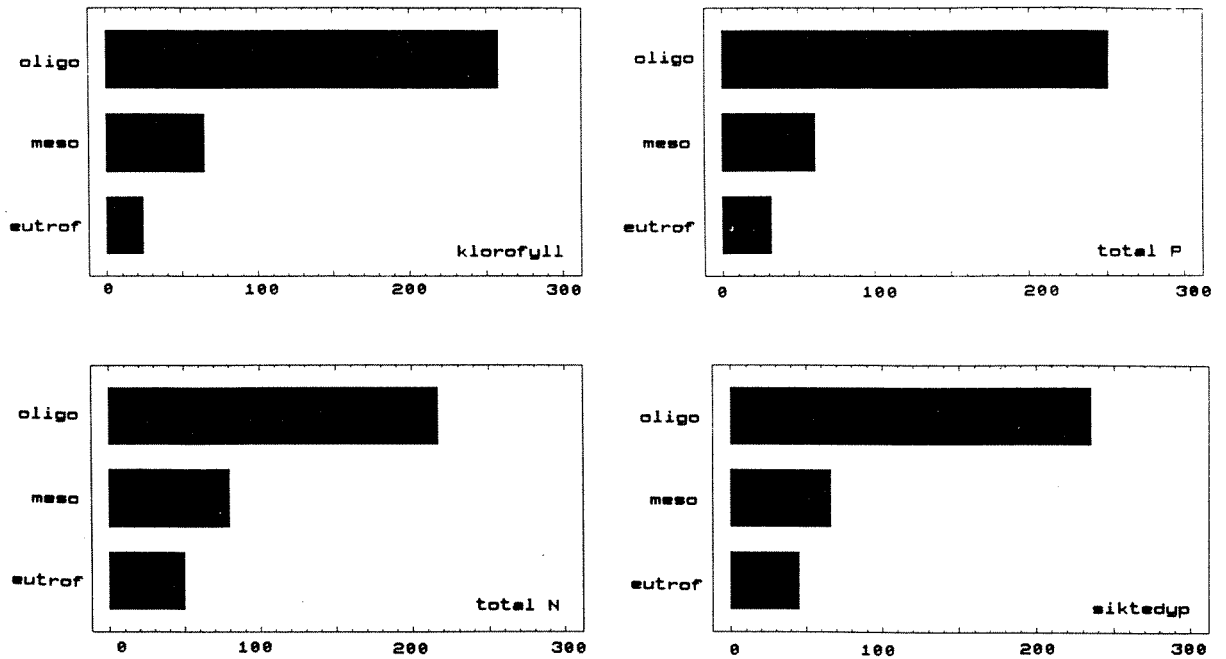
Innsjøer som er påvirket av saltvann er behandlet for seg (tabell 5.1).

Tabell 5.1 Sesongmiddelverdier for de 8 innsjøene som er påvirket av saltvann

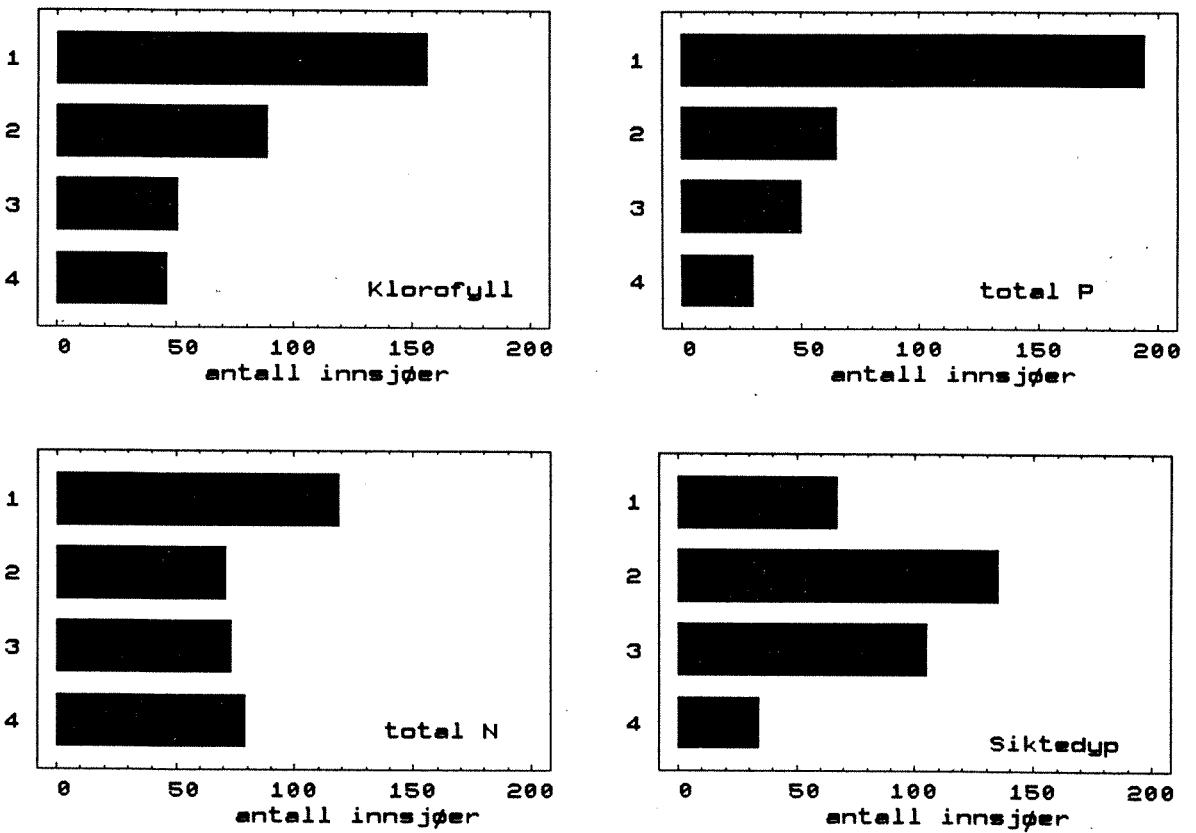
Innsjø		totP	totN	Chla	kond.
TR265REI	Reisvatnet	14.0	120	0.6	2425.1
TR268ROS	Rossfjordvatnet	18.0	140	1.8	797.1
NO244VAL	Valnesfjorden	39.6	137	0.8	332.2
ST218BOT	Botnet	25.6	233	2.1	1771.6
AA024LAN	Landvikvatnet	15.5	837	8.1	1012.2
AA025RED	Reddalsvatnet	13.5	976	6.0	119.1
VA031GIL	Gjelsvatnet	9.1	743	10.7	195.1
SF152ØST	Østerbøvatnet	8.9	165	1.0	1633.6

Dersom en bruker samme kriterier for trofiinndeling mhp. klorofyll som i ferskvann, vil 3 av disse lokalitetene (Reddalsvatnet, Landvikvatnet og Gjelsvatnet) være mesotrofe og de øvrige 5 oligotrofe. Det går tydelig fra av tabellen at en tilsvarende klassifisering etter fosforkonsentrasjonen ville ha gitt helt andre, og feilaktige resultater. Fosfor er neppe det stoffet som begrenser algebiomassen i disse innsjøene.

En tilsvarende oversikt over de undersøkte innsjøene på Svalbard (tabell 5.2) viser at disse innsjøene har lave verdier av klorofyll til tross for at tre av innsjøene har høye verdier for total fosfor. Siktedypet er også lavt i disse innsjøene. Forklaringen er at disse innsjøene mottar store mengder fosforholdig breslam som ikke er tilgjengelig for algevekst. Tabellen viser også at disse innsjøene har svært høyt innhold av løste ioner pga. den spesielle berggrunnen på Svalbard.



Figur 5.1. Fordeling av antall innsjøer etter trofigrad vha. grenseverdier av klorofyll, totalfosfor, total-nitrogen og siktedyp



Figur 5.2. Antall innsjøer i hver tilstandsklasse i henhold til klorofyll, total-fosfor, total-nitrogen og siktedyp.

Tabell 5.2 Sesongmiddelverdier for de 5 innsjøene på Svalbard

Innsjø		totP	totN	Chla	kond.	siktedyp
SV351LIN	Linnévatn	3.0	124	1.1	22.5	1.6
SV352DIE	Diesethvatn	15.3	131	0.7	4.9	0.4
SV353ISD	Isdammen	49.7	236	2.1	12.4	0.3
SV354KON	Kongressvatn	2.0	75	1.5	49.1	6.0
SV355SOL	Solvatnet	33.5	787	1.3	42.8	0.7

Vannkvalitetsklasser og forurensningsgrad

Dette avsnittet bygger på inndelingen av innsjøer i rapporten "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT 1989) som omtalt i kapittel 3. I korte trekk deles innsjøene inn i 4 tilstandsklasser etter deres konsentrasjoner av viktige trofiparametre. Tilstanden karakteriseres etter en skala fra næringsfattig til næringsrik (figur 5.2). I tillegg beskriver systemet en metode for å angi innsjøenes avvik fra antatt naturtilstand. Dette kalles forurensningsgrad.

Innsjøene ble inndelt i tilstandsklasser i henhold til tabell 3.2 for hver av parametrene klorofyll, total-fosfor, total-nitrogen og siktedyp. Resultatene er vist i figur 5.2 i fargekart i vedlegg. De fleste innsjøene har lav konsentrasjon av fosfor og klorofyll. For nitrogen er en vesentlig større andel av innsjøene i klasse IV uten at dette har betydning for konsentrasjonen av alger. Inndelingen mhp. siktedyp avviker sterkt fra inndelingen etter de andre tre parametrene ved at en mye mindre andel faller i kategori 1.

Geografisk fordeling

Moderat til næringsrike innsjøer (i tilstandsklassene III og IV for klorofyll og total-fosfor) som samtidig var moderat til markert forurenset (forurensningsklassene 3 og 4) ble bare funnet i regionene IV - VII (jfr. tabell 5.3). Bare i region VII var mer enn 50% av innsjøene moderat til markert næringsrike (tilstandsklasser III og IV). Tilsvarende tall for regionene IV, V og VI var henholdsvis 11, 29 og 35%. Det går tydelig fram av fargekartene at de fleste innsjøene i disse kategoriene ligger på Østlandet, på Jæren og i Trøndelag.

Endel moderat næringsrike innsjøer ligger også spredt langs kysten fra Sørlandet og Vestlandet nord til Trøndelag. Kun 4 innsjøer i dette materialet fra Nord-Norge

kan klassifiseres i tilstandsklasser III og IV, én nær Harstad (Kasfjordvatnet) og tre på Vestvågøy (Lilandsvatnet, Ostadvatnet og Farstadvatnet).

Innsjøer i nitrogenklasser III og IV omfatter stort sett de samme innsjøene som for klorofyll og total-fosfor, men i tillegg et betydelig antall innsjøer i kystnære områder i Sør-Norge. Dette indikerer påvirkning fra landbruksområder, men også betydelig nedfall fra langtransportert nitrogen. Dette bekreftes av den landsomfattende forsuringsundersøkelsen (SFT 1987) som viser tilsvarende forhøyede verdier av nitrogen i samme områder.

Tilstandsklasser for siktedyp viser et noe annet mønster idet også endel innsjøer i indre og høyereliggende strøk har betydelig partikkelinnhold, som tidligere nevnt uten at dette kan tilskrives eutrofiering. På den annen side har innsjøer med kraftig eutrofiering også lavt siktedyp.

Tabell 5.3 Geografisk fordeling av innsjøer innen de forskjellige tilstandsklassene basert på klorofyllkonsentrasjon.

		Tilstandsklasser				Sum
		I	II	III	IV	
Geografiske regioner	I	8	2	0	0	10
	II	4	0	0	0	4
	III	7	0	0	0	7
	IV	48	22	7	2	79
	V	18	4	5	5	32
	VI	42	32	14	8	96
	VII	29	32	22	31	114
	Sum	156	92	48	46	342

Tabell 5.4 Geografisk fordeling av innsjøer innen de forskjellige forurensningsgradene basert på klorofyllkonsentrasjon

		Forurensningsgrad				Sum
		1	2	3	4	
Geografiske regioner	I	8	2	0	0	10
	II	4	0	0	0	4
	III	7	0	0	0	7
	IV	64	8	6	1	79
	V	18	4	5	5	32
	VI	64	14	12	6	96
	VII	80	13	9	12	114
	Sum	245	41	32	24	342

De naturgeografiske regionene VI og VII angir grovt sett de innsjøene som ligger under den marine grense. Dersom en sorterer ut disse (tabell 5.5), vil en se at en større andel av de næringsrike innsjøene ligger under marin grense enn over. Dette er rimelig da jordsmonn og vegetasjon skulle ventes å gi større naturlig avrenning av næringsstoffer i disse områdene. Derimot ser det ikke ut til å være noen særlig forskjell dersom en vurderer forurensningsgraden (tabell 5.5) til tross for at en vesentlig del av bosetting og landbruk ligger under marin grense.

Tabell 5.5 Andel av innsjøer i de forskjellige tilstandsklassene (klorofyll) som ligger hhv. over og under marin grense

	Tilstandsklasser				Sum
	I	II	III	IV	
over marin grense	65	21	9	5	100
under marin grense	34	30	17	19	100

Tabell 5.6 Andel av innsjøer etter forurensningsgrad (klorofyll) hhv. over og under marin grense

	Forurensningsgrad				Sum
	1	2	3	4	
over marin grense	77	11	8	4	100
under marin grense	69	13	10	8	100

Vurderingssystemet for vannkvalitets-kriterier gir grunnlag for å sammenlikne innsjøene ut fra antatt naturtilstand og beregnet forurensningsgrad. Hovedtyngden av innsjøene har kombinasjon av lav forurensningsgrad (1) og lav naturtilstand (I og II). Dette gjelder for 66% av innsjøene vurdert for klorofyll (tabell 5.7) og for 61% av innsjøene vurdert for total-fosfor (tabell 5.8).

Innsjøer som har moderat til høyt næringsinnhold og som samtidig er moderat til sterkt forurenset utgjør henholdsvis 16% og 17% for klorofyll og total-fosfor. Tabellene viser også at ingen av de undersøkte innsjøene kan karakteriseres som naturlig eutrofe (naturtilstand 4 og forurensningsgrad 1). Dette er en innsjøtype som det neppe er mange av i Norge i dag.

Et relativt lite antall innsjøer hadde høyt næringsinnhold, men samtidig lav forurensningsgrad. For klorofylls vedkommende (tabell 5.7) gjelder dette særlig innsjøer i landbruksområdene i Akershus, Østfold, Vestfold og Sør-Trøndelag. For fosfor gjelder det innsjøer i de samme områdene, og i tillegg innsjøer påvirket av fosforholdig breslam (tabell 5.8). Det er påfallende at kun 3 innsjøer går igjen i begge kategoriene i tilstandsklasse III og forurensningsklasse 1.

Tabell 5.7 Naturtilstand og forurensningsgrad basert på klorofyll-konsentrasjon. Tabellen angir antall innsjøer av hver kombinasjon

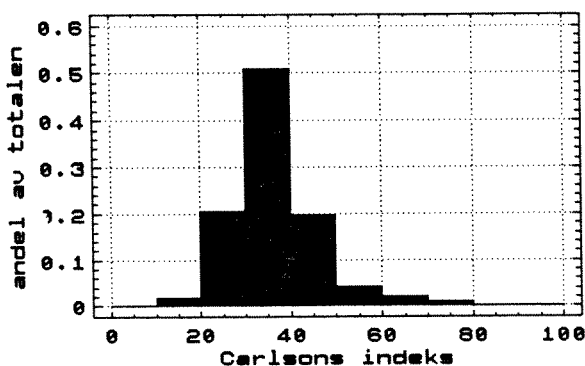
	Tilstandsklasser				Sum
	I	II	III	IV	
Forurensningsklasser	1	2	3	4	
	156	70	19	0	245
	0	22	9	11	42
	0	0	20	13	33
	0	0	0	24	24
Sum	156	92	48	46	342

Tabell 5.8 Naturtilstand og forurensningsgrad basert på fosforkonsentrasjon. Tabellen angir antall innsjøer av hver kombinasjon

	Tilstandsklasser				Sum
	I	II	III	IV	
Forurensningsklasser	1	2	3	4	
	194	21	18	0	233
	0	44	8	1	53
	0	0	24	9	33
	0	0	0	20	20
Sum	194	65	50	30	339

Carlsons indeks

Carlsons indeks ble beregnet som en middelværdi av verdiene for klorofyll og total-fosfor (se tabell 3.3) for å gi et bilde av trofilitstanden. Verdiene for Carlsons indeks gir det samme hovedinntrykket som for klassifiseringen over. Innsjøene i dette utvalget ligger stort sett i den næringsfattige delen av skalaen. Som vist i figur 5.3 hadde de fleste innsjøene verdier mellom 30 og 40 på denne skalaen, og bare ganske få hadde verdier over 70.



Figur 5.3. Fordeling av antall innsjøer i henhold til Carlsons indeks

Klassifisering på basis av planteplankton

Ut fra sammenhengen mellom algevolum og klorofyll (figur 6.6) og de oppgitte grenseverdiene for vannkvalitetskriteriene, ble det beregnet tilsvarende grenseverdier for totalvolum av planteplankton som gjennomsnittsverdier for vekstsesongen.

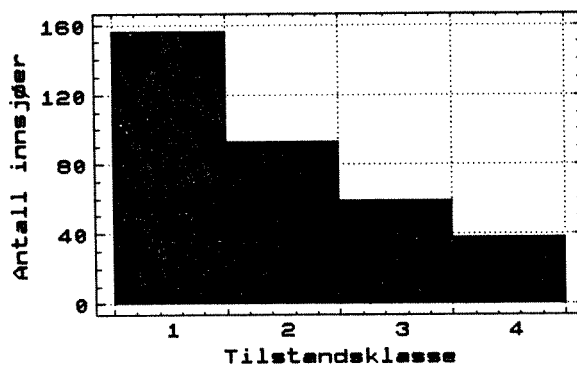
I figur 5.4 er vist et frekvens-histogram som angir hvordan de undersøkte innsjøene kan plasseres i de fire tilstandsklassene bedømt ut fra planteplanktonvolumet.

20000 mm³/m³ er av praktiske grunner satt som øvre grense for tilstandsklasse IV her, da ingen av de undersøkte innsjøene hadde større gjennomsnittsvolum enn dette. I prinsippet er det imidlertid ingen øvre grense for denne klassen. Problemet er at denne inndelingen i tilstandsklasser gir liten oppdeling av innsjøene i den mesotrofe og eutrofe delen av vannkvalitetsskalaen i forhold til trofiskalaen, som vist tidligere i dette kapitlet. Det vil med andre ord være vanskeligere å gradere eventuelle effekter av tiltak i de middels- og sterkt næringsrike innsjøene. Brettum (1989) har benyttet en noe annen inndeling i sin trofi-inndeling der totalt planteplanktonvolum som gjennomsnitt for vekstsesongen er benyttet som en av indikatorene for vannkvalitet.

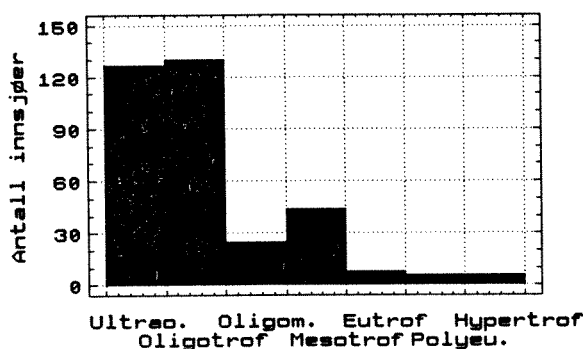
Grenseverdiene for en sjudelt skala av trofigradene basert på gjennomsnittsverdier for planteplankton; ultraoligotrof, oligotrof, oligomesotrof, mesotrof, eutrof, polyeutrof og hypereutrof er vist i figur 5.5. Figuren viser frekvensen av innsjøene innenfor hver av kategoriene (trofigradene) ut fra denne

inndelingen. Som figur 5.5 viser kan bare et relativt lite antall av de undersøkte innsjøene betegnes som eutrofe, basert på planteplanktonanalysene. Det ble bare registrert 20 innsjøer i klassene eutrof, polyeutrof og hypereutrof, mens tilsvarende antall basert på klorofyll var 24. Gruppen mesotrofe innsjøer, det vil si middels næringsrike, omfatter på figuren grovt sett oligomesotrofe og mesotrofe, og utgjør tilsammen 69 innsjøer, mot 65 mesotrofe innsjøer basert på inndeling etter klorofyllkonsentrasjonen. De næringsfattige, oligotrofe, innsjøene utgjør hovedvekten. Denne kategorien omfatter ultraoligotrofe og oligotrofe innsjøer, tilsammen 257 innsjøer i undersøkelsen.

De valgte grenseverdiene for totalt algevolum (jfr. tabell 3.1) viser godt samsvar med øvrig inndeling i kategoriene oligotrof, mesotrof og eutrof. Det foreslås derfor at disse grenseverdiene brukes ved kategorisering av norske innsjøer.



Figur 5.4. Frekvensfordeling av innsjøene innen tilstandsklasser. Grenseverdiene for gjennomsnittlig algevolum er beregnet ut fra tilsvarende grenseverdier for klorofyll (SFT 1989)



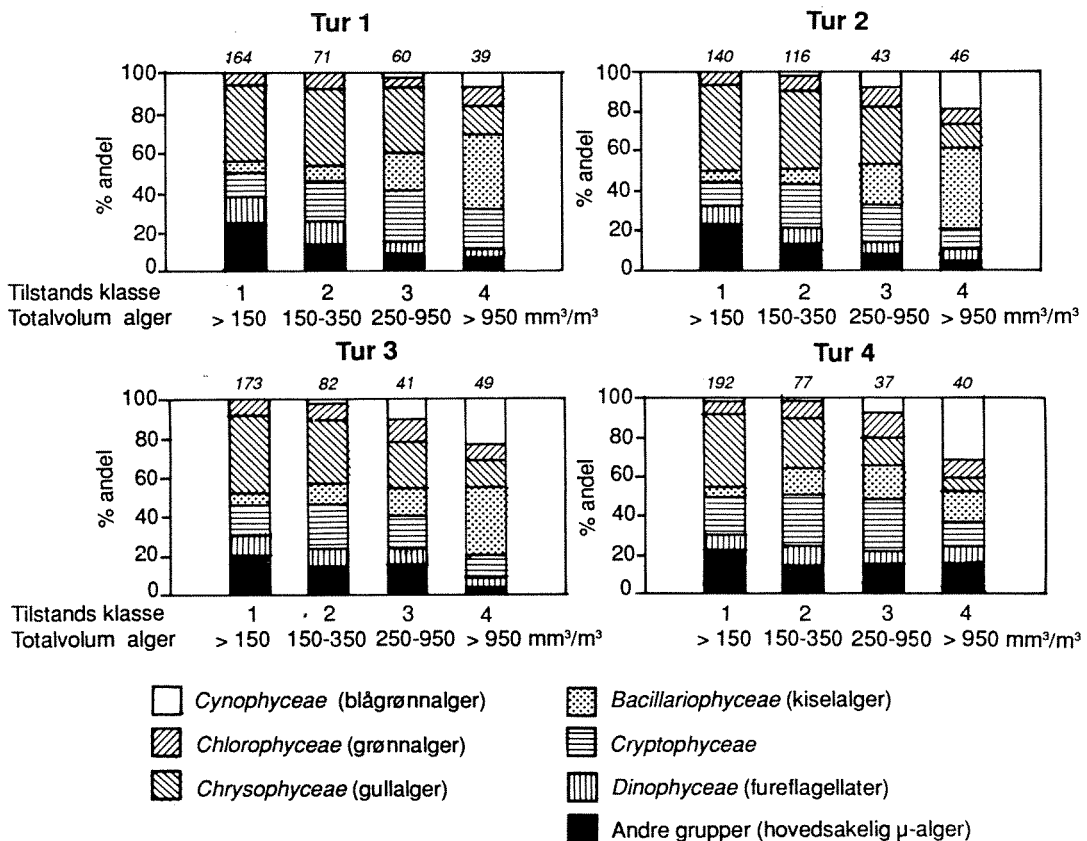
Figur 5.5. Fordeling av innsjøer på trofiklasser etter total planteplankton-biomasse

Ved vannkvalitetsvurderinger har analyser av planteplankton vist seg å være en svært verdifull parameter fordi planktonalgene raskt reflekterer endringer i vannmassenes innhold av næringsstoffer. I tillegg reflekteres endringer i fysiske forhold som lystilgang (ved f.eks. økt partikkelinnhold), temperatur og turbulens. Planktonalgene reagerer på slike forandringer med endringer i totalmengden og sammensetning av arter og grupper (Brettum 1989).

I figur 5.6 er gitt en oversikt over den gjennomsnittlige fordeling i prosent av de viktigste planteplanktongruppene for innsjøene fordelt innen de fire tilstandsklassene. Figuren viser fordelingen innen hver av de fire tilstandsklassene for hver av de fire innsamlingsrundene. Det vil kunne være store variasjoner mellom de ulike innsjøene som faller inn under samme klasse, men snittet gir et godt bilde av

snittet gir et godt bilde av fordelingen innen en typisk innsjø fra hver kategori gjennom vekstsesongen. Tabell 2.3 angir når de fire innsamlingsrundene ble foretatt.

Antall innsjøer som faller inn under de ulike tilstandsklassene fra hver tur, og som gjennomsnittet er basert på, er vist over hver av søylene. Et gjennomgående trekk på alle turene er at de mest næringsfattige innsjøene (klasse 1) har dominans av gruppen Chrysophyceae (gullalger). Denne gruppen får mindre prosentvis andel av det samlede planteplankton i de høyere klassene. Stor prosentvis andel av denne gruppen i en innsjø, ved siden av at det totale planteplanktonvolumet er lite, $< 350 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, er derfor en god indikator for næringsfattige innsjøer. Som eksempler kan nevnes Nordfjorden i Buskerud, Selbusjøen i Sør-Trøndelag og Hurdalssjøen i Akershus.



Figur 5.6. Prosentvis sammensetning av algegrupper fordelt på de fire tilstandsklassene basert på algevolum. Antallet innsjøer i hver klasse er angitt over hver søyle.

Gruppen Cyanophyceae (blågrønnalger), i denne sammenhengen unntatt arten *Merismopedia tenuissima*, viser den motsatte utvikling av fordeling i forhold til Chrysophyceae. *Merismopedia* forekommer som en typisk art for næringsfattige innsjøer og er i denne sammenheng klassifisert under "Andre grupper". Denne arten finnes med høy andel i f.eks. Skagestadvatnet i Vest-Agder, Myklebustadvatnet i Sogn og Fjordane og Hanemsvatnet i Møre og Romsdal. De to førstnevnte innsjøene er oligotrofe mens den siste er karakterisert som oligomesotrof.

Cyanophyceae har liten eller ingen andel av det samlede planteplankton i de næringsfattige innsjøene, men andelen øker i de høyere tilstandsklassene. Som det fremgår av figur 5.6 er andelen av Cyanophyceae liten, selv i klasse IV tidlig på året, men øker utover sommeren og høsten, der de i de mest eutrofe innsjøene til tider kan dominere fullstendig. Kraftig dominans av trådformete blågrønnalger, men også kolonidannende, kuleformete arter som *Microcystis*, er derfor en god indikator på eutrofe, næringsrike vannmasser. Samtidig er det totale planteplanktonvolumet i slike innsjøer normalt svært høyt, gjerne høyere enn 3000 mm³/m³. Typiske eksempler på slike innsjøer er Revåvatnet i Vestfold, Horpestadvatnet i Rogaland og Gjølsjøen i Østfold.

Gruppen Bacillariophyceae (diatomeer, kiselalger) viser også en økning i andel av det samlede planteplankton fra de mest næringsfattige innsjøene til de næringsrike. Utviklingen for denne gruppen viser imidlertid en annen tendens enn blågrønnalgene. Dominans eller stor andel av denne gruppen er gjerne typisk for middels næringsrike (mesotrofe) og næringsrike (eutrofe) innsjøer tidlig i vekstsesongen mens temperaturen er lav. I enkelte store og næringsrike innsjøer kan arter som *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata* og *Diatoma elongata* dominere planktonet fullstendig om våren og forsommeren, før vannmassene blir termisk sjiktet og blågrønnalgene overtar, slik som f.eks. i Vatnevatnet i Møre og Romsdal, Urvatn i Nordland og Mjøsa i Hedmark. Alle disse er mesotrofe eller oligo-mesotrofe.

Som det fremgår av figuren utgjør gruppen Chlorophyceae (grønnalger) en liten, men forholdsvis stabil andel av det samlede planteplankton i alle klassene gjennom store deler av vekstsesongen. Dette som gjennomsnitt av de undersøkte innsjøene. I en del små, næringsrike vannforekomster, som ikke inngår i denne undersøkelsen, kan imidlertid grønnalger dominere planteplanktonet i sommerperioden.

En gruppe som har en relativt stor andel av den samlede algebiomassen innen alle klassene, men mest i klasse 2 og 3 er Cryptophyceae, en gruppe som består av fritt svømmende, bønneformete enkeltindivider. Disse har stor egenbevegelse ved hjelp av flageller eller svømme-tråder, og utgjør ofte et større innslag i planktonet i relativt næringsfattige og middels næringsrike vannmasser. Dette er også en gruppe med små krav til lysklimaet i forhold til andre algegrupper. På grunn av sin egenbevegelse kan de lett oppsøke vannlag med optimale lysforhold. Arter innen denne gruppen kan derfor ofte dominere der vannmassene har et høyt innhold av humus, breslam eller leirpartikler. Eksempler på dette er de oligotrofe innsjøene Vassfjorden i Oppland, Vågåvatn i Oppland og Solvatn på Svalbard.

Gruppen Dinophyceae (fureflagellater) utgjorde, på samme måte som grønnalgene, en forholdsvis liten, men stabil andel av det samlede algevolum i alle klassene, men mer i de næringsfattige enn i de næringsrike innsjøer. På samme måte som gruppen Cryptophyceae, er dette en gruppe alger med forholdsvis beskjedent lyskrav og stor egenbevegelse. Særlig en art, *Peridinium inconspicuum*, utgjør som regel en stor andel av planktonet i sure og som oftest humøse innsjøer. I slike innsjøer er ofte Dinophyceae sammen med Chrysophyceae de viktigste gruppene, slik vi finner det f.eks. i Herefossfjorden i Aust-Agder, Barstadvatn i Rogaland og Fyresvatn i Telemark.

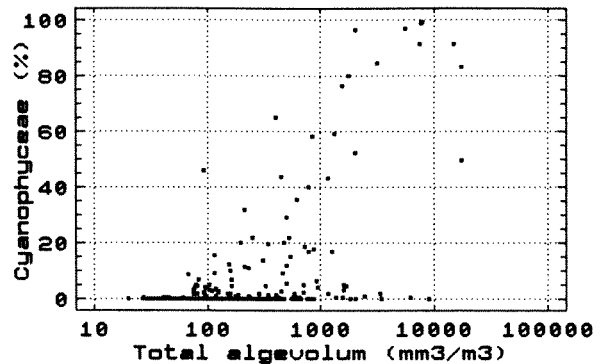
På figuren er også med en kategori som er kalt "Andre grupper". Dette omfatter i hovedsak "µ-alger", (små, ikke nærmere identifiserbare alger med diameter 2-4 µm), men til denne delen er også lagt inn den tidligere omtalte blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima* og *Gonyostomum semen* som hører til gruppen Raphidiphyceae.

Merismopedia tenuissima er en god indikator på næringsfattige vannmasser, i motsetning til de fleste andre planktoniske blågrønnalger. Samlegruppen "µ-alger" har prosentvis største andel av det samlede planteplankton i tilstandsklasse 1, og utgjør sammen med små chrysomonader (Chrysophyceae) det meste av planktonet i de oligotrofe, og særlig de ultraoligotrofe vannmassene.

Det er en generell tendens til at gruppen blågrønnalger utgjør en økende andel av det totale algevolumet ved økende eutrofiering (Brettum 1989). I figur 5.7 har vi analysert dette for det foreliggende materialet. Når *Merismopedia tenuissima* ikke er medregnet blant blågrønnalgene ses en tendens til økende andel med økende totalt algevolum for endel av innsjøene. Ved høyt algevolum er det også en gruppe innsjøer som klart domineres av andre algegrupper enn blågrønnalger (nederst til høyre i figuren). Først og fremst er disse innsjøene dominert av kiselalger, men i visse tilfeller også fureflagellater (Dinophyceae), Cryptophyceae eller gullalger (Chrysophyceae). I de fleste innsjøene med høyt totalt algevolum, men med mindre enn 10% blågrønnalger på de to siste toktene, er det kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* som dominerer. I noen tilfeller

finnes også dominans av slekten *Synedra*. Andel blågrønnalger kan følgelig ikke alene brukes som en sikker indikator på eutrofiering.

I en europeisk regional undersøkelse av innsjøer ble det funnet at dype, sjiktede innsjøer kunne ha dominans av blågrønnalgen *Oscillatoria* helt ned mot 10 mgP/m³ (Sas 1989). I grunne innsjøer dominerte blågrønnalgene først ved fosforkonsentrasjoner større enn 100 mgP/m³.



Figur 5.7. Andel av planteplankton ved tokt 4 som utgjøres av blågrønnalger ved økende total biomasse (merk logaritmisk skala). *Merismopedia tenuissima* er ikke medregnet blant blågrønnalgene i denne figuren

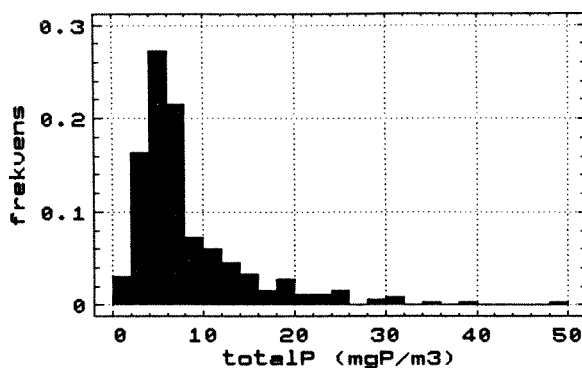
6. Hva kontrollerer algebiomassen?

Nivåer av fosfor og nitrogen

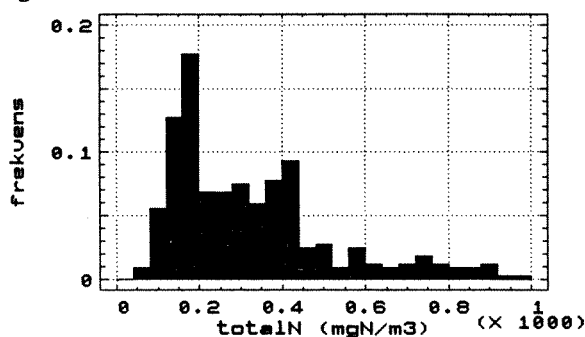
Konsentrasjoner av tilgjengelige fraksjoner av fosfor og tildels nitrogen bestemmer den maksimale oppnåelige algekonsentrasjon i innsjøene. I denne undersøkelsen ble konsentrasjonen av total-fosfor og total-nitrogen målt. I det følgende blir bare beregnede sesongmiddelverdier brukt. Forekomst av forskjellige nivåer av disse parametrene er vist i figurene 6.1 og 6.2. Fosforverdiene fra innsjøene i Finnmark var vesentlig høyere (2-3 ganger) enn det en skulle forvente. Analyse av vann fra 6 av disse innsjøene sommeren 1989 viste mer sannsynlige verdier og disse blir derfor brukt i en videre diskusjonen.

Hovedtyngden av fosfor-verdiene ligger lavere enn 10 mgP/m^3 med maksimal forekomst av verdier mellom 4 og 6 mgP/m^3 . Medianverdien var 6.5 mgP/m^3 . Dette betegner klart oligotrofe (næringsfattige) innsjøer. Laveste sesong-middelverdi ble registrert i Tunnsjøen, Nord-Trøndelag med 1.4 mgP/m^3 . Ialt 9 innsjøer hadde total-fosfor lavere enn 2.0 mgP/m^3 ; disse lå alle i de 4 nordligste fylkene. Figuren viser kun verdier lavere enn 50 mgP/m^3 . 9 innsjøer er det registrert høyere fosforverdier enn 50 mgP/m^3 , de høyeste er Østensjøvannet i Oslo (246 mgP/m^3) og Hellesjøvannet i Akershus (168 mgP/m^3). Førstnevnte er sterkt belastet med urensset avløpsvann fra boliger og fra en stor fuglebestand (måker og andefugler), mens Hellesjøvann får avrenning fra landbruksområder og urensset avløpsvann fra boliger.

Geografisk fordeling av konsentrasjonsnivåer av fosfor er presentert i fargekart i vedlegg. Fylkesvise oversikter viser at de fleste medianverdier lå mellom 5 og 7 mgP/m^3 . Laveste verdi hadde Troms med 3.1 mgP/m^3 og høyeste verdi hadde Vestfold med 24.9 mgP/m^3 . I en tilsvarende svensk undersøkelse (Dietrichson 1974) lå de fleste medianverdiene for länene mellom 7 og 14 mgP/m^3 .



Figur 6.1. Konsentrasjonen av total P i innsjøene (sesong-middelverdier). Kun verdier lavere enn 50 mgP/m^3 er vist. 9 innsjøer hadde høyere verdier. Største registrerte verdi var 246 mgP/m^3 .



Figur 6.2. Konsentrasjonen av total N i innsjøene (sesongmiddelverdier). Kun verdier lavere enn 1000 mgP/m^3 er vist. 20 innsjøer hadde høyere verdier. Største registrerte verdi var 2359 mgN/m^3 .

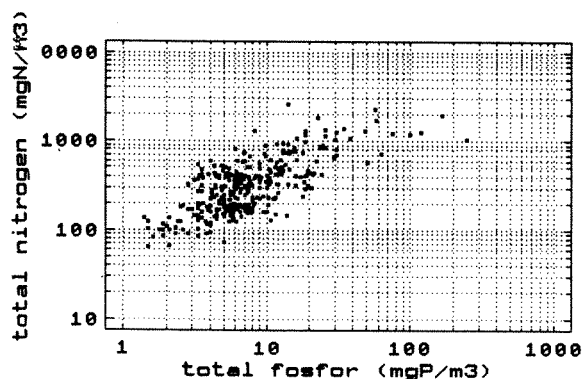
Konsentrasjoner av total-nitrogen ble funnet i området fra 64 mgN/m^3 (Skogsfjordvatnet, Troms) til 2359 mgN/m^3 (Jarenvatnet, Oppland), se figur 6.2. 13 innsjøer i Nordland og Troms ble registrert med lavere konsentrasjon enn 100 mgN/m^3 . De fleste innsjøene hadde nitrogenkonsentrasjoner mellom 100 mgN/m^3 og 400 mgN/m^3 . Medianverdien var 295 mgN/m^3 . Laveste medianverdi hadde Troms med 102 mgN/m^3 mens høyeste verdi hadde Vestfold med 933 mgN/m^3 . Svenske innsjøer hadde også tendens til høyere nitrogen-verdier (Dietrichson 1974) enn i denne undersøkelsen.

Geografisk fordeling av nitrogenverdier er presentert på fargekart i vedlegg. De viktigste kildene til forurensing med nitrogen er kloakkvann, landbruk og enkelte industribedrifter (særlig kunstgjødsel). I tillegg vil langtransportert nitrogen også forurens innsjøer særlig i Agder og Rogaland, se SFT (1978).

Silikat, som kan være et viktig begrensende stoff for kiselalger (diatomeer), ble ikke målt i denne undersøkelsen.

Forholdet mellom nitrogen og fosfor

Det er betydelig samvariasjon mellom fosfor og nitrogen i innsjøer fordi økte tilførsler av fosfor gjerne følges av økte tilførsler av nitrogen, og omvendt. Da forholdet mellom nitrogen og fosfor er høyere f.eks. i avrenning fra landbruk enn i husholdnings-avløp, vil forholdet variere fra én innsjø til en annen avhengig av nedbørfeltets beskaffenhet og dominerende forureningskilder. Forholdet mellom sesongmiddelverdier av disse to elementene er vist i figur 6.3.



Figur 6.3 Forholdet mellom sesongmiddelverdier av nitrogen og fosfor

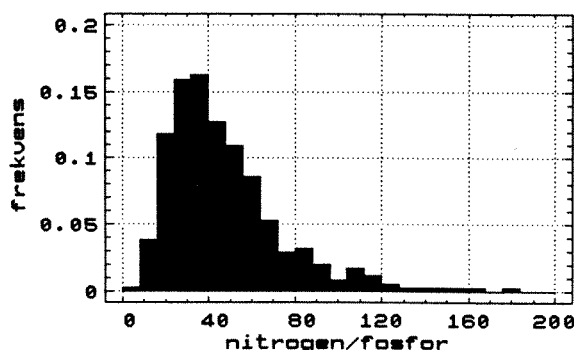
Forholdet mellom nitrogen og fosfor er av betydning for planteplanktonet i innsjøer. I første rekke fordi vektforholdet mellom disse elementene inne i algecellene ideelt sett er 7:1 i normalt voksende celler. Dersom dette forholdet er lavere enn 7, kan en anta at nitrogen er i underskudd og er det elementet som begrenser veksten. Tilsvarende regner en at fosfor begrenser veksten ved N/P-forhold høyere enn 7. Totalverdier av nitrogen og fosfor fra innsjøer gir bare et omtrentlig mål for hva

som finnes i algene og hva som evt. er tilgjengelig for algene og kan bare brukes som en første indikasjon på hvilket element som er begrensende. Dersom dette skal bekreftes eller avkreftes må det gjennomføres forskjellige typer algetester.

Forskjellige typer alger foretrekker forskjellig N/P-forhold, slik at dette forholdet gjerne bidrar til å bestemme hvilke typer alger som vil dominere.

Bare 4 innsjøer hadde et gjennomsnittlig N/P-forhold lavere enn 10 (figur 6.3). Det gjelder de sterkt eutrofe Østensjøvatnet i Oslo og Hellesjøvatnet i Akershus, samt Isdammen og Diesetvatnet på Svalbard. De to sistnevnte er sterkt belastet med fosforholdig breslam, som ikke er biologisk tilgjengelig. De har også høyt partikkelinnhold og svært lave temperaturer slik at det lave N/P-forholdet neppe har særlig betydning for algesammensetningen. Planteplanktonet i disse to innsjøene er trolig lysbegrenset. Dette utelukker ikke at flere innsjøer kan ha hatt nitrogenbegrensning i kortere perioder, men hovedinntrykket er at langt de fleste innsjøene har en klar fosforbegrensning av planteplanktonet.

Selv om N/P-forholdet er lavt i Østensjøvannet og i Hellesjøvannet ligger også algeutbyttet i disse to innsjøene på samme nivå som den generelle trenden (figur 6.9, de to punktene øverst til høyre).



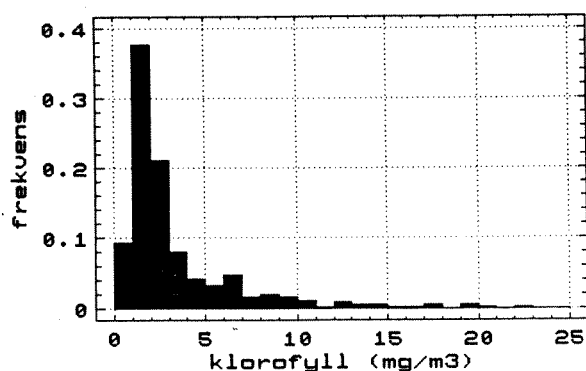
Figur 6.4. Vektforholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P-forholdet) basert på sesong-middelverdier. En regner grovt sett med at planteplanktonet er begrenset av fosfor dersom forholdet er høyere enn 7 og av nitrogen dersom forholdet er lavere enn 7.

Nivåer av klorofyll og totalt algevolum

På samme måte som land-levende planter har de mikroskopiske planktonalgene klorofyll for å kunne gjennomføre fotosyntesen. I denne prosessen produserer algene nytt cellemateriale (dvs. de vokser og deler seg) ved å ta opp CO₂ og næringsstoffer fra vannet. Energien tar de fra sollyset.

Konsentrasjonsnivåer av klorofyll i de undersøkte innsjøene er presentert i figur 6.5. De fleste sesong-middelverdiene var lavere enn 4 mg/m³. Laveste middelverdi ble målt i Espedalsvatnet, Rogaland og Røldalsvatnet, Hordaland med 0.5 mg/m³. Høyeste middelverdi ble registrert i Hellesjøvatnet, Akershus med 112 mg/m³. Innsjøer med midlere klorofyll-konsentrasjoner større enn 25 mg/m³ er vist i tabell 6.1.

Median klorofyllkonsentrasjon i hele materialet (unntatt de saltvanns-påvirkede innsjøene) var 2.2 mg/m³. Laveste fylkesvise medianverdi ble registrert i



Figur 6.5 Klorofyll (mg/m³) i de undersøkte innsjøene (sesong-middelverdier). Figuren viser kun verdier mindre enn 25 mg/m³, se tabell 6.1

Tabell 6.1 9 innsjøer med midlere klorofyll-konsentrasjoner større enn 25 mg/m³

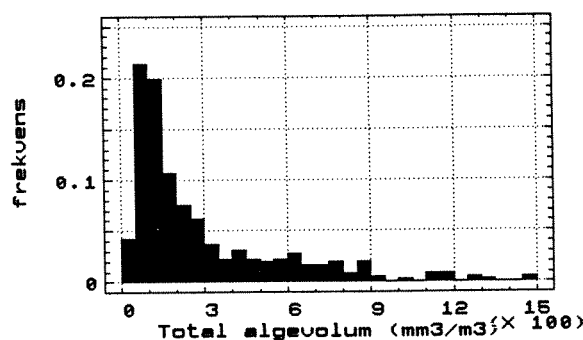
Innsjø	TotalP	TotalN	Chla	Algev.	
	mg/m ³			mm ³ /m ³	
RO055FRØ	Frøylandsvatnet	48.5	1287	30.0	3548
AK309ÅRU	Årungen	56.5	2251	30.5	4751
VE002HIL	Hillestadvatnet	38.5	1060	36.3	8798
VE003REV	Revovatnet	75.5	1226	50.0	9667
RO056HOR	Horpestadvatnet	100.3	1196	52.2	6471
RO057ORR	Orrevatnet	58.0	1728	52.4	4124
OS312ØST	Østensjøvatnet	246.3	1028	77.3	10449
ØS298GJØ	Gjølsjøen	119.6	1272	90.8	5644
AK303HEL	Hellesjøvatnet	167.5	1954	111.9	17855

Finnmark med 1.1 mg/m³, mens høyeste verdi var 12.7 mg/m³ i Vestfold.

Medianverdiene for totalt algevolum var 202 mm³/m³. Laveste registrerte sesong-middelverdi var 18.3 mm³/m³ i Diesetvatnet, Svalbard, mens høyeste var 17855 mm³/m³ i Hellesjøvatnet, Akershus. Innsjøer med middelverdier høyere enn 1500 mm³/m³ er vist i tabell 6.2. Dette er følgelig de mest eutrofe innsjøene i denne undersøkelsen.

Tabell 6.2 15 innsjøer med midlere konsentrasjoner av algevolum større 1500 mm³/m³, se tabell 6.2

Innsjø	TotalP	TotalN	Chla	Algev.	
	mg/m ³			mm ³ /m ³	
ØS297LUN	Lundebyvatnet	20.4	431	19.9	1632
ST210GAU	Gaustadvatnet	16.0	409	14.4	1679
RO054STO	Storamos	50.4	581	19.8	1790
VE004BOR	Borrevatnet	25.9	1320	13.6	1994
AK310GJE	Gjersjøen	18.6	1191	14.3	2154
AK313BJØ	Bjørkelangen	31.0	1261	16.1	3250
RO055FRØ	Frøylandsvatn	48.5	1287	30.0	3548
RO057ORR	Orrevatnet	58.0	1728	52.4	4124
AK309ÅRU	Årungen	56.5	2251	30.5	4751
ØS298GJØ	Gjølsjøen	119.6	1272	90.8	5644
RO056HOR	Horpestadvatnet	100.3	1196	52.2	6471
VE002HIL	Hillestadvatnet	38.5	1060	36.3	8798
VE003REV	Revovatnet	75.5	1226	50.0	9667
OS312ØST	Østensjøvatnet	246.3	1028	77.3	10449
AK303HEL	Hellesjøvatnet	167.5	1954	111.9	17855

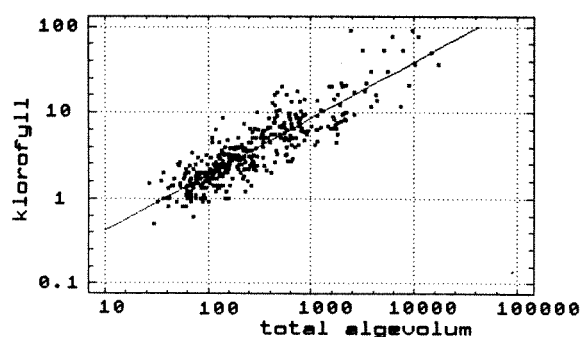


Figur 6.6 Totalt algevolum (mm³/m³) i de undersøkte innsjøene (sesong-middelverdier). Kun verdier mindre enn 1500 mm³/m³ er vist

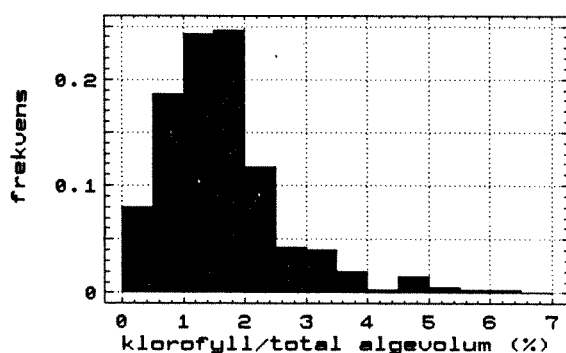
Andel klorofyll av totalt algevolum

En regner gjerne at algenes innhold av klorofyll er 0.5-2% av våtvekten (totalt algevolum). Dette varierer med algenes fysiologiske tilstand, lysforhold ol. Alger med skall, som f.eks. diatomeer, har relativt sett mindre "levende biomasse" og følgelig lavere innhold av klorofyll, enn f.eks. arter

uten skall. Til tross for dette blir klorofyll og våtvekt (total algevolum) brukt om hverandre som mål for algenes biomasse. I det foreliggende datamaterialet finnes samtidige målinger av disse to parametrene. Sammenhengen mellom disse sesong-middelverdiene er presentert i figur 6.7. Det er en klar statistisk sammenheng mellom klorofyll og total algevolum, selv om spredningen rundt regresjonslinjen er ganske stor. Det må også understrekes at spredningen blir enda større dersom alle de ca. 1400 enkeltverdiene sammenliknes. Andel klorofyll i % av totalt algevolum er vist i figur 6.8.



Figur 6.7 Sammenhengen mellom sesong-middelverdier av klorofyll a og total algevolum.
 $\log \text{algevolum} = -1.02 + 0.65 \log \text{klorofyll}$ ($r = .88$)



Figur 6.8. Klorofyllinnholdet i algene var sjelden større enn 4% av totalt algevolum

Fosfor øker algeveksten

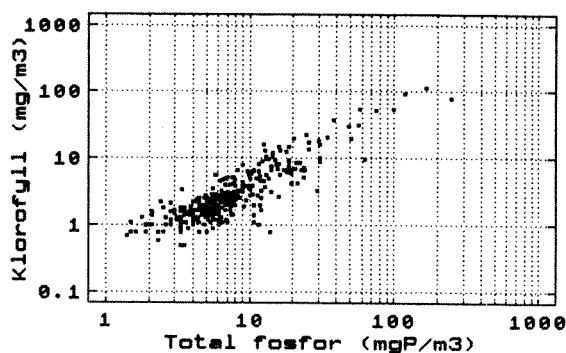
Som nevnt i kapittel 3 (figurene 3.1 og 3.2) vil en i et stort datamateriale kunne finne en rimelig god statistisk sammenheng mellom konsentrasjonen av fosfor og alger, selv om en rekke forhold kan bidra til spredning

rundt en regresjonslinje. Dette blir gjerne tolket som at fosfor oftest er begrensende faktor for algevekst i ferskvann. I denne undersøkelsen var det også en rimelig god sammenheng mellom disse parametrene. For å gjøre sammenhengene tydeligere er punktene tegnet i dobbel-logaritmisk skala.

Av den statistiske analysen (figur 6.9) kan vi lese at omlag 76% av variasjonene i klorofyll kan forklares av variasjoner i total-fosfor. Det er grunn til å anta at mer homogene utvalg av innsjøer vil kunne gi bedre statistiske sammenhenger (jfr figur 3.1). Dette gjelder spesielt dersom innsjøer som er særlig påvirket av breslam eller erosjonsprodukter fra landbruks- og leireområder tas ut av analysen. Danske (Kristensen og medarbeidere 1988) og svenske (Forsberg og Ryding 1980) undersøkelser har vist at klorofyllkonsentrasjonen flater ut ved fosforkonsentrasjoner over 100 mgP/m³.

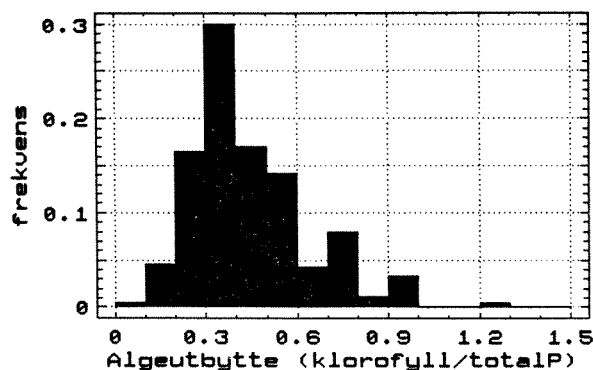
De fleste punktene fra denne undersøkelsen ligger mellom de regresjonslinjene som ble funnet ved to tidligere regionale undersøkelser av europeiske innsjøer (Vollenweider og Kerekes 1982, Sas 1989).

Berge (1987) har vist at det i grunne innsjøer vil kunne utvikles mer alger pr. enhet fosfor enn i dype innsjøer. Dette kan tilskrives dels raskere regenerering av næringssalter fra sedimentoverflaten. Det har ikke vært mulig å analysere dette i det foreliggende materialet pga. manglende informasjon om innsjøenes dybder.



Figur 6.9 Forholdet mellom total-fosfor og klorofyll a (sesong-middelverdier).
 $\log \text{Chla} = -0.46 + 1.03 \log \text{totalP}$ ($r = 0.87$)

Som tidligere nevnt er det i hovedsak fosforinnholdet som bestemmer algeutbyttet i ferskvann. I figur 6.10 vises et frekvensdiagram over algeutbyttet beregnet som forholdet mellom klorofyll og total fosfor. For de fleste observasjonene i dette materialet ligger forholdet mellom 0.2 og 0.6 og svært få verdier er større enn 1.0. Tilsvarende danske (Kristensen og medarb. 1988) og nederlandske undersøkelser (Hosper 1980) viser at det maksimale algeutbyttet (klorofyll/totalP) er ca. 1.0 ved fosforverdier mindre enn 100 mgP/m³. Tilsvarende forhold mellom totalt algevolum og total fosfor er sjelden større enn 200.



Figur 6.10 Frekvensfordeling av algeutbyttet beregnet som forholdet mellom sesongmiddelverdier av klorofyll og total fosfor

Biomasse og størrelsesfordeling av dyreplankton

Mens produksjonen av planteplankton i det alt vesentlige styres av tilgangen på løst fosfor, kan algebiomassen også begrenses/reduceres ved beiting fra dyreplanktonet. Generelt utgjør planteplankton hovednæring for dyreplanktonet i de fleste lokaliteter, og man skulle vente en viss sammenheng mellom biomasse av planteplankton og dyreplankton slik vi finner det mellom fosfor og planteplankton. Mellom innsjøer innenfor et avgrenset geografisk område, og med relativt lik biologi og hydrologi, kan man finne en positiv sammenheng mellom biomasse av plante- og dyreplankton og mellom

fosforkonsentrasjon og biomasse av dyreplankton. Likevel er variasjonsbredden her langt større enn for tilsvarende sammenhenger mellom fosfor og alger. Dette kan dels skyldes at bakterier og dødt organisk materiale (detritus) i enkelte lokaliteter er viktig føde for dyreplankton, og at dette vil viske ut de klare sammenhengene mellom plante- og dyreplankton. Ulik grad av fiskepredasjon har antakelig også stor effekt. Ved høy tetthet av dyreplanktonspisende fisk får man gjerne dominans av mindre dyreplanktonformer, og evt. en redusert totalbiomasse av dyreplankton. En sekundæreffekt blir økt biomasse av alger på grunn av redusert beitepress på disse. Dermed forrykkes balansen mellom plante- og dyreplankton. I sterkt eutrofe innsjøer finner man normalt et betydelig innslag, ofte dominans, av trådformede blågrønnalger som er lite beitebare for dyreplanktonet. Dette vil også føre til at forholdet mellom plante- og dyreplankton blir høyt.

Det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom biomasse den enkelte dato for lokalitetene (Fig. 6.11), noe som viser at to enkeltprøver med ca. en måneds mellomrom ikke er tilstrekkelig for å karakterisere biomasse av dyreplankton selv i en sensommer/høst-situasjon. Størst variasjon mellom de to datoene ble funnet i de mest næringsrike lokalitetene. I Hålandsvatnet og Horpestadvatnet i Rogaland avtok biomassen av dyreplankton fra henholdsvis 1000 og 850 til 150 mg tørrvekt/m³ fra tokt 3 til tokt 4. I disse tilfellene kan dette ha sammenheng med oppblomstring av giftproduserende alger.

Middelverdien for de to datoene bør likevel kunne gi et brukbart estimat for en gjennomsnittlig sommerbiomasse. I en oppfølgende undersøkelse i 1989 blir dyreplanktonet analysert fra tre tokt i 47 innsjøer.

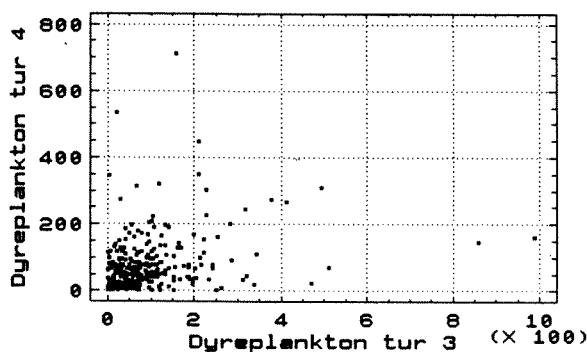
Gjennomsnittlig biomasse av flercellet dyreplankton i total materialet (hjuldyr, copepoder, cladocerer) var henholdsvis 91 og 71 mg tørrvekt/m³ for de to datoene (tabell 6.3). Gjennomsnittlig biomasse for begge datoer var 80 mg tørrvekt/m³, eller 38 µg karbon/l med en omregningsfaktor på 0.48. Yttergrensene var fra 0 til over 1000 µg

tørrvekt. Høyeste verdi var 1078 mg/m³ (Hålandsvatnet). Relativ frekvensfordeling er vist i figur 6.12. 50% av innsjøene hadde dyreplanktonbiomasse < 60 mg tørrvekt/m³, 75% av innsjøene hadde biomasse < 100 mg tørrvekt/m³. Mindre enn 10% av innsjøene hadde biomasse > 250 mg tørrvekt/m³.

Det var klare fylkesvise forskjeller. Fylker med et stort innslag av næringsrike lokaliteter under marin grense hadde generelt høyest biomasse av dyreplankton.

Tabell 6.3 Total biomasse (mg/l) av dyreplankton ved de to innsamlingsdatoene, samt snittverdi.

	Tokt 3 (juli-aug.)	Tokt 4 (aug.-sept.)
Median	57.2	46.2
Gjennomsnitt (mg TV/l)	91.2	71.0
Standard avvik	126.8	88.7
Minimum (mg TV/l)	0.2	0.2
Maksimum (mg TV/l)	1077.8	737.4



Figur 6.11 Total biomasse av dyreplankton fra tokt 3 og tokt 4

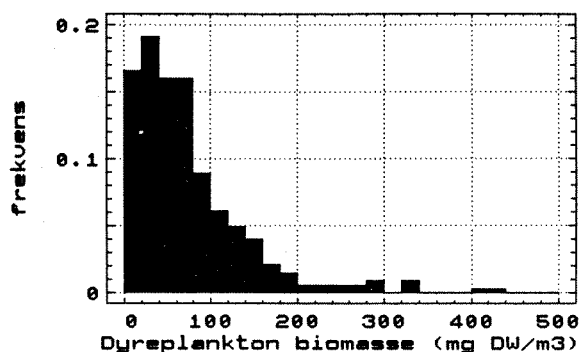
Biomassefordeling av ulike grupper av dyreplankton

Cladocerene er den gruppen som dominerte i de fleste lokaliteter med gjennomsnittlig biomasse på ca. 50 mg tørrvekt/m³.

Gjennomsnittlig biomasse av calanoide og cyclopoide hoppekreps samt hjuldyr var henholdsvis ca. 25, 8 og 10 mg tørrvekt/m³

(tabell 6.4). Mens cladocerene utgjorde mer enn 50 % av total dyreplanktonbiomasse i nesten halvparten av innsjøene (kumulativ frekvensfordeling) var tilsvarende tall for calanoide og cyclopoide ca. 25 og 6 % (Figur 6.13 a-d). Av cladocerene var *Daphnia galeata*, *D. cristata*, *D. longispina*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Holopedium gibberum* de dominerende arter. Dette er de mest effektive algebeiterne blant dyreplanktonet, samtidig som de er mest ettertraktet av planktonspisende fisk.

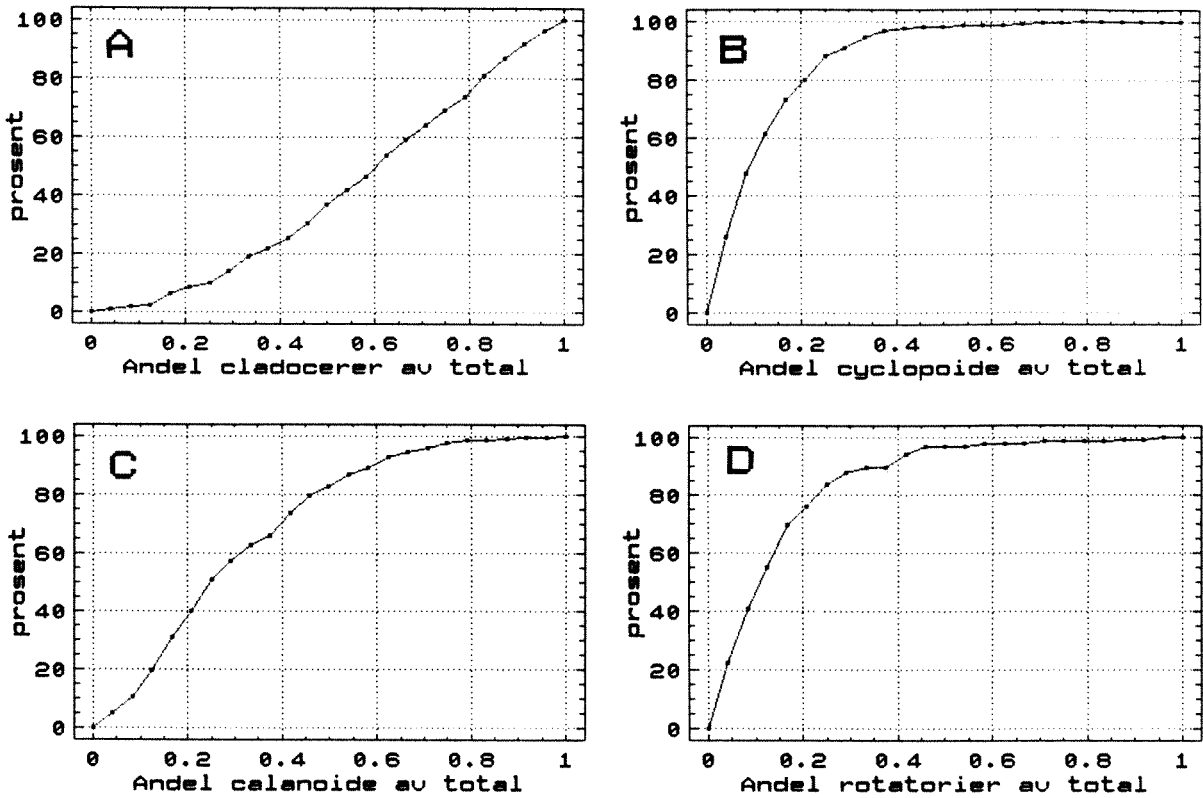
Det ble også testet om det var noen sammenheng mellom klorofyll og forekomst av de ulike hovedgruppene, ut fra teorien om at ulike hovedgrupper av dyreplankton



Figur 6.12 Registrert biomasse av dyreplankton (middelverdi av to observasjoner fra hver innsjø). To innsjøer med middelverdi over 500 mg tørrvekt/m³ er utelatt, Hålandsvatnet og Horpestadvatnet i Rogaland.

Tabell 6.4 Biomasse (mg tørrvekt/m³) av de fire hovedgrupper av flercellet dyreplankton ved de to innsamlingsdatoene.

Tur 3	Cladocera	Calanoida	Cyclopoida	Rotifera
Median	30.0	12.4	3.9	4.1
Gjennomsnitt	54.3	26.5	10.0	10.9
Standardavvik	86.3	46.7	118.5	34.1
Minimum	0.3	0.1	0.1	0.2
Maksimum	909.3	473.0	167.0	445.0
Tur 4	Cladocera	Calanoida	Cyclopoida	Rotifera
Median	21.0	11.0	3.3	3.5
Gjennomsnitt	43.2	23.3	6.9	9.8
Standardavvik	69.4	43.2	10.1	24.2
Minimum	0.1	0.2	0.1	0.1
Maksimum	719.6	395.2	93.1	227.3



Figur 6.13 Relativ forekomst av de forskjellige hovedgrupper av av total dyreplanktonbiomasse: (A) cladocerer, (B) cyclopoide copepoder, (C) calanoide copepoder og (D) rotatorier

dominerer ved ulik trofegrad. Det ble ikke påvist noen slik sammenheng. Generelt var alle hovedgruppene tilfeldig fordelt over hele trofisppekteret. Først når en tar for seg forekomst av de enkelte arter vil slike sammenhenger komme fram. Denne første bearbeidingen vil ikke gå til et slikt detaljnivå, men foreløpige analyser viser klare artsforskyvninger med økende trofinivå, spesielt blant de algespisende artene.

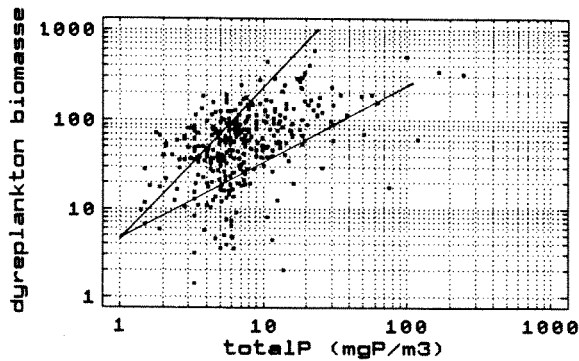
Sammenheng mellom fosfor og dyreplankton

I enkelte tidligere undersøkelser har klorofyll og total-fosfor vært de parametre som har vist best positiv sammenheng med biomassen av dyreplankton. Dette er ikke uventet ut fra den nære sammenhengen mellom fosfor og planteplankton. Generelt ble det påvist en signifikant positiv sammenheng mellom disse to parametre (Fig. 6.14), men spredningen var stor selv på

log-transformerte data. De fleste punktene faller mellom de regresjonslinjer som er angitt av Shortreed og Stockner (1986) og Hanson og Peters (1984), men ved svært høye og svært lave verdier faller punktene under disse regresjonslinjene. Yan (1986) fant i en flerfaktor-analyse i 16 næringsfattige canadiske innsjøer at total-fosfor var den parameteren som i størst grad forklarte biomassen av dyreplankton med en regresjonslinje som lå nær linja til Hanson og Peters (1984).

Sammenheng mellom biomasse av planteplankton og dyreplankton

Det ble ikke påvist noen god statistisk sammenheng mellom klorofyll og biomasse av dyreplankton (figur 6.15). På logaritmisk skala var det en signifikant statistisk sammenheng, men spredningen var stor og forklaringsgraden liten. Spredningen kan tildels forklares av usikkerheten i middelveien av to målinger. Punktene er



Figur 6.14 Det ble bare registrert en svak statistisk sammenheng mellom fosfor og total biomasse av dyreplankton. Regresjonslinjer fra to tidligere undersøkelser er tegnet inn (se tekst)

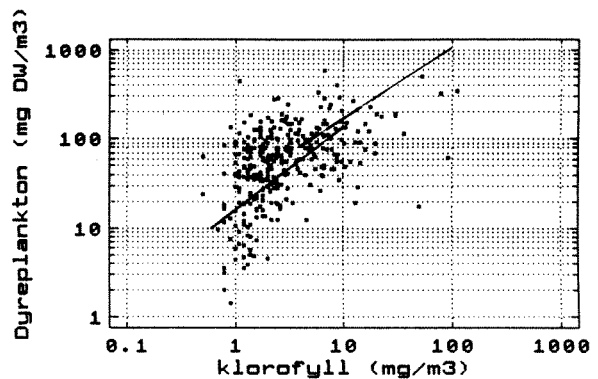
likevel relativt jevnt fordelt rundt tidligere beregnede regresjonslinjer for klorofyll/dyreplankton (McCauley og Kalff 1981, Rognerud og Kjellberg 1984). Disse undersøkelsene indikerte at stigningsforholdet avtar med økende trofigrad, noe som også stemmer med dette materialet. Materiale viser også relativt sett mindre utbytte av dyreplankton ved økende eutrofi. Dette kan ha sammenheng med økende andel av lite beitebare alger, samt et økende predasjonspress fra fisk. Det skulle tilsi at det i liten grad er tilgangen på næring, i form av planteplankton, som bestemmer biomassen av dyreplankton, dvs. at det er svak "bottom-up"-kontroll. Det understrekes at ikke alle typer alger er lett tilgjengelig for dyreplanktonet og at også bakterier og detritus utnyttes som føde. De metodiske problemene med for spredt og for sjelden prøvetaking kan også bidra til den svake sammenhengen.

Sammenhenger på totalmaterialet ble testet ved lineær regresjon både ved å sammenlikne dato for dato, gjennomsnittsverdier og ved innlagte tidsforsinkelser (klorofyll ved tur 2 mot dyreplankton ved tur 3, klorofyll ved tur 3 mot dyreplankton ved tur 4). Dette ga ingen økt forklaringsgrad. Vha. en sorteringsrutine ble maksimumsverdiene for de samme parametre plukket ut og tilsvarende analyser utført her. Generelt ga testing av maksimal-verdier samme resultat som testing av gjennomsnittsverdier.

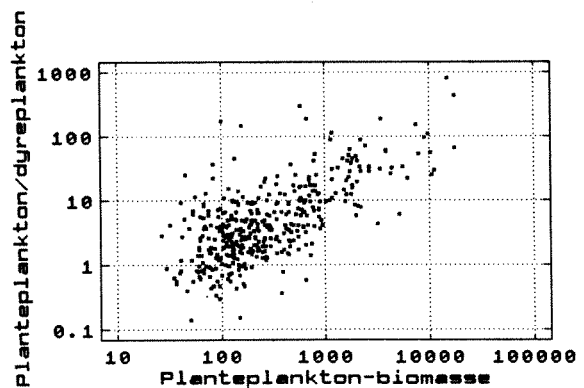
Det er naturlig å forvente en betydelig spredning i forholdet mellom klorofyll og

dyreplankton over et såvidt heterogent utvalg av innsjøer m.h.t. størrelse, dyp, geografisk beliggenhet, trofigrad og arts-sammensetning av fisk. Sortering av data i regioner ble forsøkt for de fylker som var representert med mer enn 15 lokaliteter. Her varierte sammenhengen fra klart signifikant til helt tilfeldig. Ved sortering av innsjøer etter areal og trofigrad framkom en klar sammenheng mellom klorofyll og dyreplankton for større innsjøer ($> 10 \text{ km}^2$) med midlere trofigrad ($< 20 \text{ mg Chl.a}$).

Det ble også påvist en signifikant økning i biomasse av dyreplankton ved økt algebiomasse, men også her var spredningen betydelig (figur 6.16). Generelt forventes det samme mønster her som for sammenhengen mellom dyreplankton og



Figur 6.15 Sammenhengen mellom klorofyll og biomasse av dyreplankton er svak. Regresjonslinjer fra tidligere undersøkelser er lagt inn (se tekst)

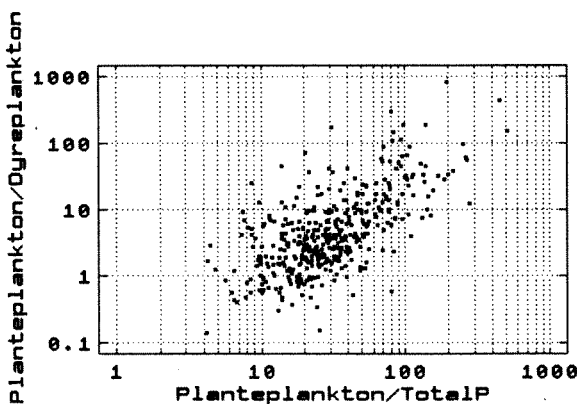


Figur 6.16 Forholdet mellom planteplankton og dyreplankton øker med økende trofinivå (her som biomasse planteplankton)

klorofyll på grunn av den generelle sammenheng mellom klorofyll og biomasse av planteplankton. Av total-fosfor, klorofyll og total algebiomasse var det fosfor som viste størst samvariasjon med biomassen av dyreplankton. Den store spredningen av biomassen av dyreplankton mellom de to innsamlingstidspunktene vil i stor grad bidra til spredningen rundt regresjonslinjene.

I snitt var biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton 3.8, men det varierte mellom ytterpunkter på 0.03 og 210. Gjennomsnittlig biomasse av planteplankton var 566 mg våtvekt/m³. For innsjøer med algebiomasse under dette gjennomsnittet var biomasseforholdet 2.3, mens det tilsvarende forholdstall for innsjøer med algebiomasse over gjennomsnittet var 10.5. Dette indikerer at selv om sammenhengen mellom plante- og dyreplanktonet var svak ved en vanlig regresjonsanalyse, så avtar dette forholdet med økt trofegrad, noe som igjen gir redusert beitekontroll.

Et indirekte uttrykk for beitekontroll er vist i figur 6.17. Her er forholdstallet mellom biomasse av plante- og dyreplankton plottet mot algevolum på total fosfor. Vi får her en generelt stigende tendens, dvs. jo større forholdstallet mellom beitere og alger er, desto mindre blir algeutbyttet i forhold til fosforkonsentrasjonen. Det er tidligere vist at algeutbyttet er systematisk større i grunne enn i dype innsjøer (Vollenweider



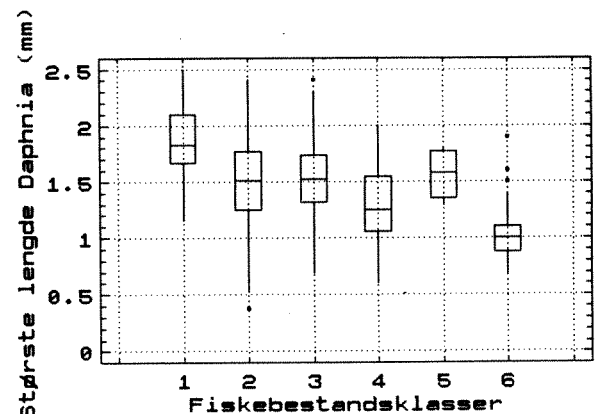
Figur 6.17. Algeutbytte (algebiomasse/total-fosfor) er avhengig av forholdet mellom planteplankton og dyreplankton

og Kerekes 1982, Berge 1987). Det finnes ikke tilstrekkelige data om dybdeforhold i innsjøene i denne undersøkelsen til å trekke det inn i vurderingen.

Sammenheng mellom blågrønnalger og dyreplankton

Et primært siktemål ved bekjempelse av eutrofiering er å begrense oppblomstring og forekomst av blågrønnalger. Da blågrønnalger generelt er lite egnet føde for dyreplankton, dels fordi mange arter er store og trådformede, dels fordi noen er giftige, har det vært diskutert om en direkte beitekontroll av disse kan ventes (Lampert 1981, Davidowicz og medarb. 1988). Ulike undersøkelser gir motstridende konklusjoner. Hvorvidt dyreplankton kan regulere forekomst av blågrønnalger gjennom beiting synes å avhenge av hvilke blågrønnalger som er etablert og tettheten av disse samt tetthet og størrelse av dyreplankton. Dyreplanktonet kan også via ekskresjon av løste næringssalter indirekte påvirke planteplanktonet. Et lavt N/P-forhold i ekskresjonsproduktene vil kunne favorisere framvekst av nitrogenfikserende blågrønnalger - og omvendt vil et høyt N/P-forhold favorisere små, hurtigvoksende arter.

Betydningen av disse faktorer vil variere fra innsjø til innsjø. I det innsamlede materialet viste hverken absolutt eller relativ biomasse



Figur 6.18 Kroppslengden av største individer av *Daphnia* for hver fiskebestandsklasse. Klasse 5 består kun av 8 ganske forskjellige innsjøer, 3 med mye *Mysis*, de øvrige med høyt predasjonspress fra fisk

av blågrønnalger noen klar sammenheng med biomasse av dyreplankton. Den eneste gruppen dyreplankton som i noen grad antas å kunne regulere forekomsten av blågrønnalger er dafnidene. Det ble heller ikke funnet noen sammenheng mellom forekomst av disse og blågrønnalger.

I sterkt eutrofe lokaliteter med dominans av blågrønnalger, overtar små arter av *Daphnia* som *D. cristata* og *D. cucculata*. Disse synes i mindre grad å kunne regulere forekomsten av blågrønnalger.

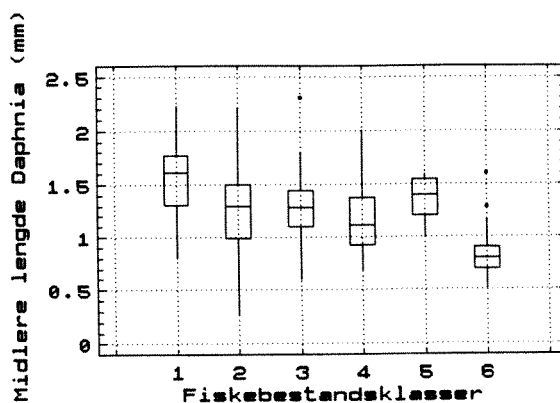
Effekter av fiskepredasjon på dyreplanktonet

Fiskepredasjonen virker primært ved at de største og best synlige artene av dyreplanktonet blir spist. I denne rapporten omtales største registrerte arten av slekten *Daphnia* i hver innsjø og det er målt midlere og største lengde av denne.

For å teste effekten av fiskepredasjonen er fiskebestandsgruppe behandlet hver for seg i figur 6.18-19, i såkalte "Box-og Whisker-plot". De er konstruert slik at en boks med tre horisontale linjer angir henholdsvis øvre kvartil (75-persentil), median og nedre kvartil (25-persentil) av alle observasjonene i den aktuelle klassen. Vertikale linjer strekker seg opp til maksimale og ned til minimale verdier. Ekstrempunkter som ligger særlig langt fra de øvrige punktene angis som enkeltepunkter.

Fiskepredasjon antas å påvirke dyreplanktonsamfunnet i stor grad og er dermed forventet å ha sekundæreffekter på planteplanktonet. Det ble ikke funnet noen tendens til redusert andel eller biomasse av daphnier med økt fiskepredasjon. Som vist i figur 6.18-19 ble det derimot funnet en markert endring med dominans av små individer ved sterk fiskepredasjon.

Det var godt samsvar mellom største lengde og gjennomsnittslengde av *Daphnia* ved begge datoer, noe som indikerer at man kan bruke begge disse parametrene når man diskuterer størrelsesforskjeller mellom lokaliteter. Det har vært antatt at gjennomsnittslengden av de mest predatorutsatte grupper (som *Daphnier*) vil avta med økende trofegrad, som en følge av økt fiskepredasjon i disse lokalitetene. Dette

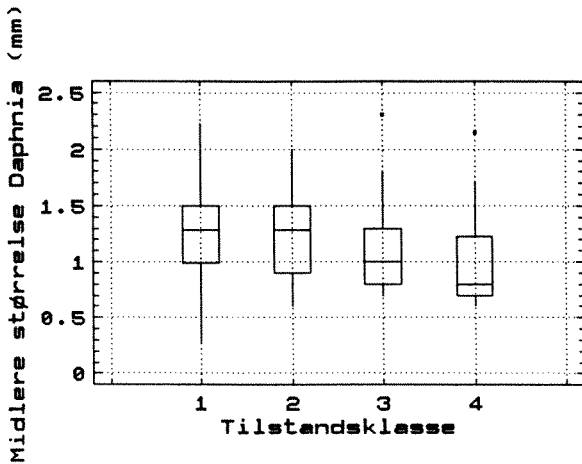


Figur 6.19 Som figuren over, men gjennomsnittlig kroppsstørrelse av største art *Daphnia* i hver innsjø.

skyldes dels en redusert gjennomsnittsstørrelse innen arten, dels en overgang fra større til mindre arter. Dette er primært en effekt av størrelses-selektiv fiskepredasjon, men kan også ha sammenheng med ulike trofipreferanse hos forskjellige arter, samt at kroppsstørrelsen generelt avtar med økende tilgang på føde.

Materialet sett under ett viser en tendens til avtak i gjennomsnittsstørrelse med trofegrad (klorofyll) (figur 6.20), men det er ikke statistisk signifikant. Effekten blir mer markert når man plottes mot fiskebestand, med en markert nedgang i størrelse fra klasse 1 til 6 (figur 6.18-19). Dette skyldes vesentlig en overgang fra store til små arter. Forskjellen mellom midlere klasser (2-4) er imidlertid ikke så markert. Også innen samme art *Daphnia* får man en redusert størrelse med økende fiskepredasjon, noe som er et uttrykk for den enkelte arts tilpasning til predasjonstrykket. Dette indikerer at fiskepredasjon er en overordnet faktor for størrelse av dyreplankton, selv om næringstilførselen (algemengde og sammensetning) også spiller inn.

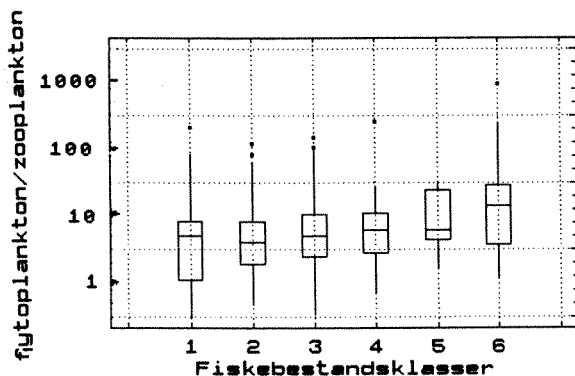
Økende fiskepredasjon viser ingen effekt på total biomasse av dyreplankton. Det ble heller ikke registrert noen forskyvning mellom ulike hovedgrupper. Hverken biomasse eller relativ andel av viktige algebeitere som *Daphnia* viste noen klar nedgang med økende fiskepredasjon. Dette står i kontrast til det en skulle vente, men har sin forklaring i endret artssammenset-



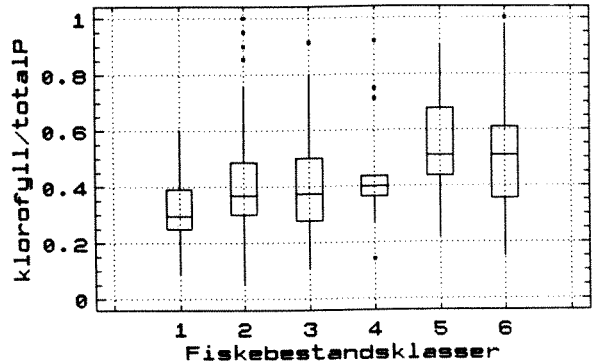
Figur 6.20. Midlere kroppsstørrelse av største art *Daphnia* i hver innsjø i forhold til innsjøenes trofigrad. Innsjøene er delt inn i de fire tilstandsklasser etter konsentrasjonen av klorofyll.

ning. Ved økende fiskepredasjon vil store arter (*D. pulex*, *D. longispina* og *D. galeata*) gradvis få redusert kroppsstørrelse og etterhvert erstattes av små arter som *D. cristata* og *D. cucullata*. Disse kan funksjonelt avvike sterkt fra de større artene.

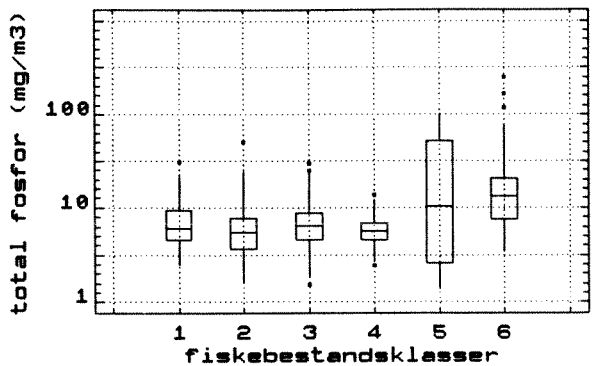
Fiskens sekundæreffekt på planteplanktonet - via desimering av dyreplanktonet, er vist i figur 6.21. Det er en klar økning i biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton med økende fiskepredasjon. Som vist i figur 6.22 har dette forholdet stor innvirkning på algeutbyttet (algebiomasse pr. enhet fosfor).



Figur 6.21. Forholdet mellom biomasse av planteplankton og dyreplankton for hver fiskebestandsklasse.



Figur 6.22 Algeutbyttet, dvs. midlere konsentrasjon av alger målt som klorofyll i forhold til fosforkonsentrasjonen i hver fiskebestandsklasse



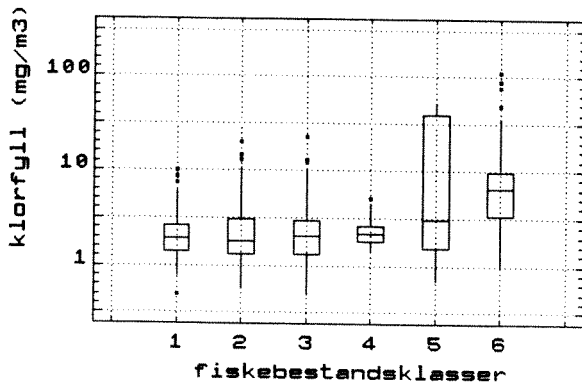
Figur 6.23 Ingen økning i fosfor-konsentrasjonen i de fire laveste fiskepredasjonsklassene.

Ved statistisk analyse av slike data er det alltid en viss fare for at en finner sammenhenger som ikke angir et reelt årsaksforhold. Det gjelder f.eks. dersom fiskepredasjonsklassene varierer systematisk med økende trofigrad, uten at det er noen direkte sammenheng mellom disse to parametrene.

For å kontrollere dette er fosforkonsentrasjonen for hver fiskebestandsklasse presentert i figur 6.23. Det er ingen forskjell i fosforkonsentrasjonen innen de 4 laveste fiskepredasjonsklassene. Dette indikerer at variasjoner i f.eks. størrelse av *Daphnia* (figurene 6.18-19), algeutbytte (figur 6.22) og forholdet mellom plante- og dyreplankton (figur 6.21) ikke kan forklares av økende næringsinnhold i disse nederste 4 klassene. For de øverste 2 fiskebestandsklassene finnes klart høyere fosforverdier. Her blir det foreløpig vanskelig å skille mellom

effekter av økende trofigrad og økende fiskepredasjon.

Videre bearbeiding av dette materialet og oppfølgende undersøkelser i 1989 vil kunne gi sikrere og mer kvantitative svar på hvilken betydning fiskepredasjonen har på biomassen av planteplankton i innsjøer.



Figur 6.24 Ingen økning i klorofyll-konsentrasjonen i de fire laveste fiskepredasjonsklassene.

"Top-down" og "bottom-up" kontroll

Totalt viser materialet at med meget få unntak styres konsentrasjonen av alger hovedsakelig av fosfor ("bottom-up" kontroll). På tiltakssiden bør derfor fosforreduksjon alltid være det primære tiltak, dersom dette er praktisk og økonomisk gjennomførbart. Variasjonene i algeutbyttet, dvs. forholdet mellom algebiomasse og fosfor, viser imidlertid at responsen i form av algebiomasse på en gitt fosforverdi kan være betydelig (ca en tierpotens). Det faktum at man fant klart høyere algeutbytte pr. fosforenhet i innsjøer dominert av planktonspisende karpefisk indikerer at også biologiske prosesser (næringskjedestruktur, "top-down" kontroll) kan spille en betydelig rolle for algeutbyttet.

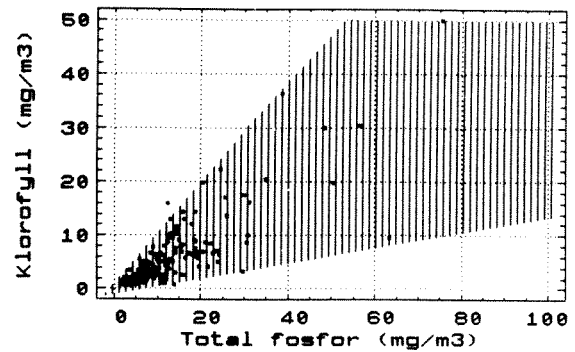
Total biomasse av dyreplankton var signifikant korrelert til algebiomasse, men variasjonsbredden var meget stor. Selv om alger er hovednæring for dyreplankton i de fleste lokaliteter, viser dette likevel at andre næringsemner også må ha stor betydning. Samfunnsstruktur hos dyreplanktonet vil også influere biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton. Koblingen mellom

dyreplanktonbiomasse, og det neste ledd på næringskjeden, fisk, viser en enda svakere sammenheng. Selv om fisk ikke er oppgitt som biomasse, men som relative predasjonsklasser, viser undersøkelsen at økt fiskepredasjon heller gir seg utslag i endret artssammensetning og mindre former av dyreplankton (jfr. figur 6.18-19) enn redusert totalbiomasse. Totaleffekten på planteplanktonet blir likevel en redusert beitekontroll. Som vist i figur 6.21 øker biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton ved økende fiskepredasjon. Dette skyldes altså ikke en redusert biomasse av dyreplankton, men en relativ økning av planteplankton på grunn av redusert beitetrykk fra dyreplanktonet. Algeutbyttet øker også med økende forhold mellom plante- og dyreplankton (figur 6.17). Dette understøtter hypotesen om at de store artene av dyreplankton (primært de store daphnidene) også er de mest effektive algebeiterne. Dataene gir imidlertid ikke belegg for å hevde at disse daphnidene er spesielt effektive når det gjelder å redusere forekomst av blågrønnalger. Et annet forhold som ikke er tatt med i tolkningen av endringer i biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton er den generelle overgang til større og mindre beitbare arter planteplankton ved økende eutrofiering.

I en av sluttrapportene til NTNFs Program for eutrofieringsforskning (Olsen og medarb. 1989) er angitt ulike kriterier for innsjøers selvrensingsevne, dvs. "prosesser som binder opp næringssalter og hindrer uønsket algeutvikling". I hht. disse kriteriene vil midlere lengde av de største daphnidene være hhv. >1.5mm, 1.2-1.5mm og <1.2mm ved høy, midlere og lav selvrensingsevne. Bedømt med disse kriteriene vil 35% av innsjøene ved denne undersøkelsen ha høy, 20% midlere og 45% lav selvrensingsevne. Tilsvarende inndeling etter biomasseandel av daphnider i dyreplanktonet gir kun 15% med høy, 20% med midlere og hele 65% med lav selvrensingsevne. Bedømt etter et tredje kriterium, nemlig biomasseforholdet mellom plante- og dyreplankton, hadde over 80% av innsjøene høy selvrensingsevne. Dette siste stemmer bra med andelen av oligotrofe innsjøer i materialet. Den lave andelen

innsjøer med høy selvrensingsevne basert på andelen daphnider kan for en stor del forklares ved at det i kriteriene kun er lagt vekt på daphnider og at andre viktige algebeitere som *Holopedium*, *Diaphanosoma* og store bosminider ikke er tatt med. En oppfølging av denne undersøkelsen vil kunne bidra til å fastlegge sikrere kriterier for selvrensingsevne i norske innsjøer.

Denne undersøkelsen viser at strukturen i fiskesamfunnet er en viktig sekundærfaktor, via regulering av dyreplanktonet, for biomasse-utvikling av planteplankton (figur 6.25).



Figur 6.25 Algeutbyttet i en innsjø kan variere sterkt ved en gitt fosforkonsentrasjon. Variasjonsbredden ved denne undersøkelse er skravert i figuren (sesongmiddelverdier). Innsjøer med høy fiskepredasjon vil ha tendens til å ha høyere algeutbytte (høyere opp i skraverte område) enn innsjøer med lav fiskepredasjon. (lavere ned i skraverte område). Andre forhold som innsjøens dybde, vannets oppholdstid o.l. vil også ha stor betydning.

Litteratur

- Andersson, G. og G. Cronberg 1984. *Aphanizomenon flos-aquae* and large *Daphnia* - an interesting plankton association in hypertrophic waters. Nordisk Limnologsymposium, Oslo: 63-76
- Benndorf, J., H. Kneschke, K. Kossatz og E. Penz 1984. Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fish. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69: 407-428
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel belastning i sjøer med middeldyp 1.5-15m. NIVA O-85110 (l. nr. 2001). 44 s.
- Berge, D. og S.T. Källkvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor fra ulike forurensningskilder bestemt i algevekstforsøk i laboratoriet, innhegninger og i renner. NIVA O-87064, O-87079, E-88431
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA O-86116. 111p.
- Bostrøm, B., G. Persson og B. Broberg 1988. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. Hydrobiologia 170: 133-155
- Brabrand, Å., B.A. Faafeng og J.P.M. Nilssen 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47
- Brooks, J.L. og S.I. Dodson 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 23(2): 361-369
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell og J.R. Hodgson 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. Bioscience 35(10): 634-639
- Davidowicz, P., Z.M. Gliwicz og R.D. Gulati 1988. Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? A laboratory test. Limnologica. (Berlin) 19: 21-26
- Dietrichson, W. 1975. Länens sjöar - en frekvensanalytisk studie. Statens Naturvårdsverk, Drottningholm. SNV PM 639.
- Eggan, G. og B.O. Johnsen 1983. Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. Del 1. Kommunevis utbredelse. Direktoratet for Naturforvaltning. 84.
- Faafeng, B.A., T. Tjomsland og B. Bjerkgeng 1987. Regional undersøkelse av eutrofierte innsjøer. Statistisk undersøkelse av prøvetakingsfrekvens. NIVA-notat O-871243
- Forsberg, K. og S.-O. Ryding 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 89(1/2): 189-207
- Hanson, J.M. og R.N. Peters 1984. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 439-445
- Henriksen, A. 1982. Alkalinity and acid precipitation research. Vatten 38: 83-85
- Hosper, S.H. 1980. Development and practical application of limiting values for the phosphate concentration in surface waters in the Netherlands. Hydrobiol. Bull. 14(1/4): 64-72
- Johansson, K. og L. Karlgren 1974. Tusen sjøar - rapport från en inventering. Statens Naturvårdsverk. SNV Publikation 1974:11
- Kjellberg, G. 1989. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa og dens nedbørfelt i 1988. Statlig program for Forurensningsovervåking (SFT) rapport nr. 369/89, NIVA l.nr. 2277.

- Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen 1988. Revurdering av simple sømodller. NPO-prosjekt 4.5. Midtvejsrapport pr. 25. juli 1988. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, Silkeborg.
- Lamarra, V.A. jr. 1975. Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19: 2461-2468
- Lampert, W. 1981. Inhibitory and toxic effects of blue-greens on *Daphnia*. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 66: 285-298
- McCauley, E. og J. Kalff 1981. Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:458-463
- McQueen, D.J., J.R. Post og E.L. Mills 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581
- NORDFORSK 1980. Monitoring of inland waters. OECD Eutrophication programme - The Nordic Project. NORDFORSK publ. 1980:2. 206 s.
- Olsen, Y. og O. Vadstein (red.) 1989. Faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. NTNFs Program for eutrofieringsforskning. 79s.
- Olsen, Y., Å. Brabrand, T. Källqvist, A. Lyche, H. Reinertsen og O. Vadstein 1989. Kriterier og prosedyrer for bestemmelse av biologisk selvrensingsevne i innsjøer. NTNFs Program for eutrofieringsforskning. 30s.
- Porter, K.G. 1973. Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. *Science* 244: 179-180
- Reckhow, K.H. og S.C. Chapra 1983. Engineering approaches for lake management. Volume 1: Data analysis and empirical modelling. Butterworth Publ., Ann Arbor Science Book
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake waters. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 10:377-386
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1979. Telemarksvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA O-70112
- Rognerud, S., P. Brettum og R. Romstad 1989. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988. Statlig Program for Forurensningsovervåking (SFT) rapport nr. 360/89, NIVA l.nr. 2256.
- Rognerud, S. og E. Fjeld 1990. Tungmetaller i fisk og innsjøsedimenter. NIVA, SFT og SNT
- Rognerud, S. og G. Kjellberg 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton in large lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 666-671
- Rosén, G. 1981. Tusen sjøer - Växtplanktonets miljøkrav. Statens Naturvårdsverk, Stockholm. 119 s.
- Sas, H. (red.) 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences and extrapolations. Academica-Verlag, Richartz. 497 s.
- Sanni, S. 1989. Strategi for restaurering av eutrofe innsjøer. NTNFs Program for Eutrofieringsforskning. 46 s.
- Shapiro, J., B. Forsberg, V. Lamarra, G. Lindmark, M. Lynch, E. Smeltzer and G. Zoto 1982. Experiments and experiences in biomanipulation. Studies and biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Interim report No. 19, Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis. 251s.
- Shortreed, K.S. og J.G. Stockner 1986. Trophic status of 19 subarctic lakes in the Yukon Territory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 797-805
- Statens Forurensningstilsyn 1986. Årsrapport Statlig Program for Forurensningsovervåking. Overvåkingsresultater 1985. Rapport 257/86
- Statens Forurensningstilsyn 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87.
- Statens Forurensningstilsyn 1988. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Fiskestatus. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 313/88.
- Statens Forurensningstilsyn 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. TA 630.

Vollenweider, R.A. and J.Kerekes 1982.
Eutrophication of waters. Monitoring,
assessment and control. OECD Paris

Walker,P.A. 1989. The feasibility of lake
restauration through biomanipulation - a
litterature study. Aquasence Report No.
89012, Amsterdam

Yan,N.D. 1986. Empirical predictions of
crustacean zooplankton biomass in nutrient-
poor Canadian shield lakes. Can. J. Fish.
Aquat. Sci. 14: 788-796

Vedlegg

Fylkesvis oversikt over innsjøene med stedfesting av prøvetakingspunkt (UTM-koordinater) samt sesongmiddelverdier av noen viktige parameter.

Vedlegg

Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier			Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier		
			Tot P	Tot N	Klf.a				Tot P	Tot N	Klf.a
			— mg/m ³ —						— mg/m ³ —		
Aust-Agder						Hedmark					
AA021LON	Longumvatnet	32VMK857832	9.6	704	6.4	HE322MJØ	Mjøsa	32VPN215065	6.3	421	4.5
AA022TRÆ	Trævatn	32VMK761842	6.4	410	1.3	HE319VER	Vermunden	33VUH569325	9.0	295	3.2
AA020MOL	Molandsvatnet	32VMK892893	14.3	713	10.3	HE318HUK	Hukusjøen	32VPN613131	5.9	303	2.0
AA018GJE	Gjerstadvatnet	32VNL043241	6.1	380	1.1	HE321ROK	Rokosjøen	32VPN330417	13.1	462	9.5
AA019UBE	Ubergsvatnet	32VML901035	7.4	377	2.4	HE320GJE	Gjesåssjøen	32VPN624314	17.4	399	6.7
AA026HER	Herefossfjorden	32VMK615835	4.8	303	1.5	HE324RÅS	Råsen	32VPM379999	9.8	345	3.6
AA027BRE	Breidflå	32VMK298909	4.0	226	1.1	HE190NME	Nord Mesna	32VNN900757	14.0	325	3.1
AA025RED	Reddalsvatnet	32VMK696653	13.5	976	6.0	HE326DØL	Dølsjøen	32VPM539867	8.4	410	3.3
AA023TEM	Temse	32VMK787715	16.1	1075	12.9	HE325STO	Storsjøen	32VPM482942	6.8	365	4.0
AA024LAN	Landvikvatnet	32VMK718660	15.5	837	8.1	HE191SJU	Sjusjøen	32VNN924805	20.6	302	7.0
AA131HAR	Hartevatnet	32VMM070013	2.5	182	0.8	HE195LAN	Landåsvatnet	32VNN708444	10.6	443	6.4
Akershus						HE323HAR	Harasjøen	32VPN317259	9.0	360	3.8
AK302MJE	Mjermen	32VPM464233	5.1	413	2.1	HE192SME	Sør Mesna	32VNN981724	12.1	323	1.7
AK303HEL	Hellesjøvann	32VPM383252	167.5	1954	111.9	HE193NÆR	Næra	32VNN964628	13.6	733	5.0
AK282ULV	Ulvenvannet	32VNM760315	18.8	1276	8.9	HE340LOM	Lomnessjøen	32VPP160485	6.0	187	1.6
AK313BJØ	Bjørkelangen	32VPM420374	31.0	1261	16.1	HE339STO	Storsjøen	32VPP175285	5.4	215	1.8
AK327HUR	Hurdalssjøen	32VPM160895	3.5	424	1.8	HE344NAR	Narsjøen	32VPQ285163	5.0	181	2.5
AK304ØGD	Øgderen	32VPM369201	13.5	543	9.7	HE347DJU	Djupsjøen	32VPQ310430	4.6	212	1.5
AK308LAN	Langen	32VPM122235	12.4	437	8.7	HE343LAN	Langsjøen	32VPP355949	6.5	184	2.2
AK309ÅRU	Årungen	32VNM985179	56.5	2251	30.5	HE348ATN	Atnsjøen	32VNP601621	4.5	141	1.7
AK310GJE	Gjersjøen	32VPM001297	18.6	1191	14.3	HE338ENG	Engeren	33VUJ432301	5.3	186	2.1
AK305ØYE	Øyeren	32VPM259265	12.5	421	4.6	HE337OSS	Osensjøen	32VPN541919	7.3	279	3.0
AK306LYS	Lyseren	32VPM195204	10.6	348	6.6	HE315SIG	Sigernessjøen	33VUG359683	5.4	364	2.9
AK307MJÆ	Mjær	32VPM157201	15.1	766	9.2	HE314SKJ	Skjerrvangen	32VPM616446	6.6	420	2.4
Buskerud						HE317NUG	Nugguren	33VUG391892	7.6	348	2.5
BU103BER	Bergsjøen	32VNM430788	5.5	274	2.2	HE316VIN	Vingersjøen	33VUG365756	11.9	324	4.5
BU104SPE	Sperillen	32VNN596007	5.8	273	2.1	HE345FEM	Femunden	32VPP435910	2.6	184	1.0
BU102KRØ	Krøderen	32VNM399693	8.6	231	2.5	HE341DRE	Drevsjøen	33VUJ429659	9.5	242	3.9
BU100HAU	Haugesjøen	32VNM260459	7.4	302	1.9	HE342VUR	Vurrusjøen	33VUJ477638	8.9	226	3.3
BU101SON	Soneren	32VNM323565	7.4	275	1.4	HE346KJE	Kjemsjøen	32VNP678842	16.0	320	2.6
BU106STE	Steinsfjorden	32VNM732614	10.5	327	6.3	Hordaland					
BU283STO	Sandungen	32VNM834129	3.3	537	0.8	HO151TVE	Tveitvatnet	32VKN992290	18.4	350	6.1
BU284RØD	Rødbyvannet	32VNM840064	18.8	969	7.6	HO150ØLV	Ølvatnet	32VKN870282	6.4	377	3.2
BU109FIS	Fiskumvatnet	32VNM470187	6.9	746	2.0	HO149ASK	Askevatnet	32VKN896125	3.3	366	1.2
BU107TYR	Tyrixfjorden	32VNM665572	6.4	395	2.6	HO071EVA	Evangervatnet	32VNL417274	6.3	167	2.1
BU108EIK	Eikeren	32VNM519151	6.0	820	1.2	HO070GRA	Granvatnet	32VNL752155	5.9	188	2.7
BU092HOV	Hovsfjorden	32VMN587201	5.3	168	1.4	HO073LØN	Lønvatnet	32VNL625310	5.5	146	1.2
BU093SUD	Sudndalsfjord	32VMN488227	6.5	160	1.1	HO072VAN	Vangsvatnet	32VNL574235	7.3	154	2.1
BU091HOL	Holsfjorden	32VMN618209	5.9	183	1.8	HO069EID	Eidsfjordvatnet	32VNL957037	4.5	146	1.1
BU090STR	Strandafjorden	32VMN740200	8.1	194	2.4	HO133STO	Stordalsvatnet	32VLM395241	3.5	316	1.4
BU089VAS	Vassfjorden	32VMN668288	12.1	262	3.2	HO132RØL	Røldalsvatnet	32VLM765331	3.3	193	0.5
BU094UST	Ustedalsfjorden	32VMN548101	7.1	163	1.1	HO068SAN	Sandvenvatnet	32VLM639571	5.0	182	0.8
BU098NOR	Norefjorden	32VNM010706	6.3	189	1.2	HO140VIG	Vigdarvatnet	32VKM945055	7.0	412	5.1
BU099VAT	Vatnebrynnvatn	32VNM309370	7.0	309	2.6	HO074MYR	Myrkdalsvatnet	32VNL635437	5.8	127	1.2
BU097SKU	Skurdalsvatnet	32VMN610041	6.8	178	1.7	HO146GJØ	Gjønavatnet	32VLM257846	2.8	326	1.2
BU095UST	Ustevatn	32VMN476068	5.3	169	1.1	HO145SKO	Skogseidvatn	32VLM259799	10.5	378	3.8
BU096SLØ	Sløtfjorden	32VMN382088	10.7	128	1.4	HO148HAU	Haukelandsvatn	32VLM049975	11.6	424	6.3
Finnmark						HO147KAL	Kalandsvatnet	32VLM005881	12.8	428	3.7
FI333RUS	Ruskvatn	35WNS882795	10.0	294	3.4	HO144HEN	Henangervatn	32VLM244789	8.3	379	3.2
FI334IES	Iesjav'ri	35WLT921304	-	171	0.8	HO141SST	Søndre Storavatn	32VKM991329	4.4	417	1.1
FI335LAD	Ladnatjav'ri	34WFC063124	7.0	245	1.1	HO075OPP	Oppheimsvatnet	32VNL683419	7.6	169	3.0
FI336STO	Storevatnet	34WED999424	-	137	0.7	HO143KVI	Kvitebergsvatn	32VLM250589	5.9	354	2.0
FI329VUO	Vuolitjav'ri	35WMT227572	-	243	1.1	HO142NST	Nordre Storavatn	32VKM943452	5.3	427	2.4
FI332LAN	Langfjordvatnet	35WPT160160	8.0	320	2.7						
FI328LAN	Langvatnet	35WPS024945	5.0	195	2.2						
FI330BAJ	Bajitjav'ri	35WMT256484	4.0	227	1.0						
FI331SUN	Sundvatnet	36WUC847067	6.0	168	2.4						

Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier			Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier		
			Tot P	Tot N	Klf.a				Tot P	Tot N	Klf.a
			— mg/m ³ —						— mg/m ³ —		
Møre og Romsdal											
MR201HOS	Hostadvatnet	32VMQ088799	12.9	504	12.9	OP187LAL	Lalmsvatnet	32VNP144555	11.5	151	1.0
MR200LAN	Langvatnet	32VMQ079757	7.9	230	2.4	OP188OLS	Olstappen	32VNP213194	7.3	189	1.7
MR183FET	Fetvatnet	32VLQ755127	5.3	163	1.8	OP186VÅG	Vågåvatnet	32VNP035592	13.8	146	0.8
MR202NOS	Nosvatnet	32VMQ172764	6.5	260	3.0	OP185SEL	Selsvatnet	32VNP186572	19.4	315	5.8
MR205HAF	Hafstadvatnet	32VMQ662664	3.5	138	1.7	OP196TRE	Trevatna	32VNN803225	7.8	331	3.1
MR204HAN	Hanemsvatnet	32VMQ627685	6.3	221	2.7	OP080VAN	Vangsmjøsi	32VMN742797	4.9	190	1.5
MR203STØ	Stølsvatnet	32VMQ596731	4.6	196	1.7	OP194RIN	Ringsjøen	32VNN751496	11.8	575	2.0
MR182AND	Andestadvatnet	32VLQ788220	7.3	182	3.0	OP105RAN	Randsfjorden	32VNM766826	5.1	509	1.4
MR177RØT	Rotevatnet	32VLP492935	7.0	192	3.1	Oslo					
MR176VAT	Vatnevatnet	32VLP556945	10.3	191	5.9	OS312ØST	Østensjøvann	32VPM025410	246.3	1028	77.3
MR175BJØ	Bjørkdalsvatnet	32VLP465783	3.3	138	1.6	OS311NØK	Nøklevann	32VPM051393	4.8	292	2.5
MR178SNI	Snipsøyrvatnet	32VLQ440137	6.5	190	4.8	OS285BOG	Bogstadvannet	32VNM905494	9.0	366	4.4
MR181ENG	Engesetvatnet	32VLQ782360	5.5	189	2.3	Rogaland					
MR180BRU	Brusdalsvatnet	32VLQ670296	3.6	197	1.1	RO053EDL	Edlandsvatnet	32VLL190180	9.9	666	5.5
MR179HJØ	Hjørtdalsvatnet	32VLQ480158	24.1	420	6.5	RO052LIM	Limavatnet	32VLL208189	13.1	952	10.3
Nordland											
NO244VAL	Valnesfjordvatn	33WWQ103676	39.6	137	0.8	RO051OLT	Oltedalsvatnet	32VLL267229	7.4	391	2.1
NO245SOL	Søløyvatnet	33WVQ821667	2.1	138	1.6	RO043HOV	Hovsvatnet	32VLK539864	5.1	396	1.3
NO246SAN	Sandnesvatnet	33WWR406275	1.9	98	1.0	RO065VOS	Vostervatnet	32VLL276550	13.1	735	9.5
NO243LAN	Langvatnet	33WWQ451470	3.3	103	0.9	RO064BJØ	Bjørheimsvatn	32VLL275516	4.9	454	1.3
NO240FUS	Fustvatnet	33WVP263104	2.6	98	1.3	RO066HET	Hetlandsvatnet	32VLL352633	7.1	744	2.2
NO241DRE	Drevatnet	33WVP267270	2.5	123	1.8	RO050BYR	Byrkjelandsvatn	32VLL378116	4.6	384	1.4
NO242RØS	Røssvatnet	33WVN553974	2.0	110	1.0	RO048SVE	Svelavatnet	32VLL312026	10.6	612	2.0
NO247URV	Urvann	33WVR548778	4.5	130	2.5	RO047FLA	Flatlandsvatnet	32VLK257872	6.1	441	1.2
NO257LAN	Langvatnet	33WWS691000	7.3	167	2.0	RO046BIL	Bilstadvatnet	32VLK452921	29.8	642	3.2
NO258LAV	Lavangsvatnet	33WWS680002	5.5	167	2.7	RO042LUN	Lundevatnet	32VLK579808	5.1	311	1.7
NO259HAR	Hartvigvatnet	33WXS091072	2.3	90	0.6	RO049HOF	Hofreistævatn	32VLL359076	3.1	364	1.3
NO251ALS	Alsvågvatnet	33WWS092434	4.0	94	1.5	RO044EID	Eidsvatnet	32VLK460842	12.0	483	2.5
NO248LIL	Lilandsvann	33WVR497696	8.3	201	6.6	RO045BAR	Barstadvatnet	32VLK408772	5.3	400	1.8
NO249OST	Ostadvann	33WVR466692	11.5	233	8.1	RO137SST	Søndre Storavatn	32VLL018809	7.3	504	4.0
NO250FAR	Farstadvann	33WVR440651	18.0	242	12.2	RO136NST	Nordre Storavatn	32VLL045863	9.0	393	3.1
Nord-Trøndelag											
NT233ØYV	Øyvatnet	33WUM735806	4.0	158	2.2	RO139STA	Stakkastadvatn	32VKL952981	4.4	312	1.7
NT232GRU	Grungstadvatn	33WUM671646	5.0	190	1.8	RO138ASK	Askdalsvatnet	32VKL974922	6.9	598	2.0
NT231EID	Eidsvatnet	33WUM620607	5.0	198	2.6	RO063ESP	Espedalsvatnet	32VLL413322	3.5	272	0.5
NT234SKJ	Skjelbreidvatn	33WVM217532	2.8	169	1.6	RO054STO	Storamos	32VLL143044	50.4	581	19.8
NT237ULE	Ulen	33WVM447150	3.3	147	1.2	ROO055FRØ	Frøylandsvatnet	32VLL075164	48.5	1287	30.0
NT236LEN	Lenglingen	33WVM418228	3.0	167	1.7	RO062KYL	Kyllestadvatnet	32VLL182289	14.1	904	6.7
NT235SAN	Sandsjøen	33WVM378465	3.0	167	1.5	RO056HOR	Horpestadvatnet	32VLL012160	100.3	1196	52.2
NT226LEK	Leksdalsvatnet	32VPR285810	5.6	424	2.0	RO135VAT	Vatsvatn	32VLM136035	16.3	619	5.7
NT225MOV	Movatnet	32VPR082570	6.6	340	2.5	RO061LUT	Lutsivatnet	32VLL183298	11.8	913	5.4
NT224HOK	Hoklingen	32VPR061568	5.8	403	2.9	RO067SUL	Suldalsvatnet	32VLL600978	3.3	190	0.9
NT227REI	Reinsvatnet	32WPS264045	6.6	285	2.8	RO134GJE	Gjerdedsvatn	32VLM176011	7.6	509	5.1
NT230SNÅ	Snåsavatnet	33WUM571228	4.5	249	2.1	RO058HÅL	Hålandsvatn	32VLL070420	22.9	1840	6.6
NT229LØM	Lømsen	32WPS232111	9.0	564	4.4	RO057ORR	Orrevatnet	32VLL005167	58.0	1728	52.4
NT228FØS	Fossevatnet	32WPS280065	5.9	270	2.9	RO060STO	Stokkelandsvatn	32VLL112248	25.9	1145	13.5
NT238TUN	Tunnsjøen	33WVM265789	1.4	138	0.7	RO059STO	Stokkavatnet	32VLL083412	9.9	891	3.8
NT222LIA	Liavatnet	32VNR883535	24.5	882	22.3	Sogn og Fjordane					
NT223HAM	Hammarvatnet	32VNR998557	9.0	484	3.6	SF161HOL	Holsavatnet	32VLP471131	5.3	170	2.4
NT239LIM	Limingen	33WVM284929	1.5	125	1.1	SF160HAU	Haukedalsvatn	32VLP537104	4.0	121	1.6
Oppland											
OP083HEG	Heggefjorden	32VNN037782	6.8	383	2.0	SF159LAU	Lauvatnet	32VLP484060	5.0	145	1.6
OP184LES	Lesjaskogsvatn	32VMP695996	5.8	140	1.7	SF164LYK	Lykjebøvatnet	32VLP189364	7.8	170	4.2
OP197EIN	Einavatnet	32VNN903126	8.3	1283	2.8	SF163END	Endestadvatnet	32VLP179350	7.9	172	3.9
OP198JAR	Jarevatnet	32VNM858954	14.1	2539	7.6	SF162MOV	Movatnet	32VLP383153	7.4	194	2.5
OP086STR	Strondafjorden	32VNN103599	6.6	360	2.2	SF158VIK	Viksdalsvatnet	32VLP385026	5.0	141	1.9
OP087SÆB	Sæbufjorden	32VNN107656	7.4	326	1.5	SF154HOV	Hovlandsdalsvatn	32VNL079958	7.0	164	2.7
OP088STE	Steinsetfjorden	32VNN228692	6.0	234	1.7	SF153ESP	Espelandsvatnet	32VNL060869	11.4	223	2.7
OP084VOL	Volbufjorden	32VNN060726	6.3	314	1.8	SF152ØST	Østerbøvatnet	32VNL321767	8.9	165	1.0
OP085SLI	Slidrefjorden	32VMN958770	6.1	285	1.4	SF157HÆS	Hæstadjorden	32VLP355036	4.5	164	1.9
OP199HAR	Harestuvatnet	32VNM951739	6.4	354	1.8	SF156MYK	Myklebustvatn	32VLP101038	10.3	229	3.9
OP082BYG	Bygdi	32VMN870990	3.7	124	0.9	SF155HOV	Hovlandsvatnet	32VNL052982	7.9	160	2.3
OP081ØYA	Øyangen	32VMN934882	5.7	167	1.5	SF165EMH	Emhjellevatnet	32VLP259362	10.0	160	5.0
OP189ESP	Espedalsvatnet	32VNP326058	4.9	150	2.0	SF079ÅRD	Årdalsvatnet	32VMN324935	6.1	125	1.6
						SF174HOR	Hornindalsvatn	32VLP660710	3.3	201	1.0
						SF173STR	Strynevatnet	32VLP950695	4.5	167	2.0
						SF076VAS	Vassbygdevatnet	32VNM061498	5.1	157	1.2
						SF077HAF	Hafslovatnet	32VMN018984	5.8	144	1.8

Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier			Kode	Innsjønavn	UTM	Sesongmiddelverdier		
			Tot P	Tot N	Klf.a				Tot P	Tot N	Klf.a
			— mg/m ³ —						— mg/m ³ —		
SF078VEI	Veitastrond vatn	32VLP979021	5.4	123	1.4	Troms					
SF172LOV	Lovatnet	32VLP893597	5.8	156	1.6	TR264SKØ	Skøvatnet	33WXS159607	1.6	82	0.8
SF168HÅH	Håheimsvatnet	32VLP678314	9.4	161	2.3	TR265REI	Reisvatnet	34WCB880720	14.0	120	0.6
SF167JØL	Jølstravatnet	32VLP492227	3.9	166	1.9	TR262NER	Nervatnet	33WXS164430	3.3	86	1.3
SF166SVA	Svardalsvatnet	32VLP112276	7.8	155	3.1	TR263RØY	Røyrbakvatnet	33WXS102523	3.8	92	1.4
SF171OLD	Oldevatnet	32VLP837471	8.0	226	3.1	TR260ALT	Altevatnet	34WDB162178	5.0	73	1.5
SF170SAN	Sandalsvatnet	32VLP727476	7.9	176	2.0	TR253MØK	Møkkelandsvatn	33WWS579350	5.5	156	2.2
SF169BRE	Breimsvatnet	32VLP622472	5.5	217	2.2	TR252STO	Storvatnet	33WWS564276	4.3	140	2.2
Sør-Trøndelag						TR254KAS	Kasfjordvatnet	33WWS552365	18.5	290	9.2
ST210GAU	Gaustadvatnet	32VNR561041	16.0	409	14.4	TR256SAL	Saltvatnet	33WWS909171	1.8	101	1.3
ST209HOS	Hostovatnet	32VNR286072	5.8	249	5.5	TR255BLÅ	Blåfjellvatnet	33WWS743159	1.9	86	0.8
ST211ÅNØ	Ånøya	32VNR577112	5.5	409	3.6	TR270STO	Storevatnet	33WXS074786	4.0	114	1.2
ST213GAG	Gagnåsvatnet	32VNR331166	4.9	221	2.7	TR271LRO	Lille Rostadvatn	34WDB441565	2.3	107	0.8
ST212LAU	Laugen	32VNR525167	14.3	475	10.8	TR272TAK	Takvatnet	34WDB228692	3.1	145	1.2
ST349AUR	Aursunden	32VPQ361516	3.5	159	1.4	TR267FIN	Finnfjordvatnet	34WCB876840	3.8	116	1.4
ST350STU	Stugusjøen	32VPQ456795	2.4	123	2.2	TR268ROS	Rossfjordvatnet	34WCB925932	18.0	140	1.8
ST206ROV	Rovatnet	32VNR016160	5.9	198	5.6	TR269LYS	Lysevatnet	33WXT112007	2.1	67	1.0
ST208SØV	Søvatnet	32VNR189106	3.3	129	1.8	TR275YFI	YtreFiskelausvatn	34WDB172838	2.1	98	1.4
ST207HEI	Heimsvatnet	32VNR028325	5.0	219	2.5	TR274JOS	Josefvatnet	34WDB273850	6.6	142	3.0
ST214STO	Storvatnet	32VNR317537	8.0	213	4.8	TR266AND	Andsvatnet	34WCB972641	1.9	116	1.0
ST219LJO	Lille Jonsvatnet	32VNR775301	9.0	345	7.7	TR273SAG	Sagelvvatnet	34WDB245770	5.8	133	2.4
ST220JON	Jonsvatnet	32VNR793282	2.8	315	2.1	TR277OKS	Oksfjordvatnet	34WEC139546	1.5	102	1.1
ST221SEL	Selbusjøen	32VNR983139	3.8	181	1.6	TR276SKO	Skogsfjordvatnet	34WDC2955622	1.5	64	0.8
ST218BOT	Botnen	32VNR479501	25.6	233	2.1	Vest-Agder					
ST215LIA	Liavatnet	32VNR404733	18.6	406	7.3	VA034YØY	Ytre Øydnavatn	32VMK042671	6.0	373	1.8
ST216SGØ	Store Gøljavatn	32VNR485750	11.1	222	5.0	VA033TAR	Tarvatnet	32VLK984402	6.8	575	2.2
ST217STO	Stordalsvatnet	32VNR668953	7.1	167	2.5	VA036ØRE	Ørevatn	32VMK062921	6.0	327	1.5
Svalbard						VA035ØØY	Øvre Øydnavatn	32VMK061759	9.1	379	1.9
SV352DIE	Diesetvatn	33XVH235973	15.3	131	0.7	VA032SKA	Skagestadvatnet	32VMK168370	6.3	601	2.3
SV351LIN	Linnevatn	33XVG722644	3.0	124	1.1	VA029SAG	Sangeslandsvatn	32VMK297617	30.9	801	10.1
SV353ISD	Isdammen	33XWG170822	49.7	236	2.1	VA028SAN	Sandlandsvatnet	32VMK237693	21.6	433	4.1
SV355SOL	Solvatnet	33XVH345636	33.5	787	1.3	VA031GIL	Gjelsvatnet	32VMK428501	9.1	743	10.7
SV354KON	Kongressvatn	33XVG764609	2.0	75	1.5	VA030VEN	Venneslafjorden	32VMK389600	5.5	263	1.3
Telemark						VA037LYN	Lygne	32VLK953833	10.0	401	2.7
TE017BJØ	Bjorvatn	32VML953523	5.9	318	1.2	VA040SEL	Selura	32VLK650660	4.5	389	0.8
TE013KIL	Kilevatnet	32VNL245535	6.5	419	2.3	VA041SIR	Sirdalsvatnet	32VLK640794	4.4	293	1.3
TE014RØR	Rørholtfjorden	32VNL174429	4.3	434	1.3	VA038FJO	Fjotlandsvatn	32VLK823884	21.0	414	8.6
TE015NED	Nedre Toke	32VNL105453	6.1	388	1.0	VA039GAL	Galdalsvatnet	32VLK835808	10.8	347	1.1
TE016ØVR	Øvre Toke	32VNL048492	6.9	366	1.2	Vestfold					
TE011GOR	Gorningen	32VNL442696	10.4	475	2.9	VE004BOR	Borrevatnet	32VNL815873	25.9	1320	13.6
TE012HEI	Heivatnet	32VNL386695	5.4	495	1.7	VE005AKE	Akersvatnet	32VNL758680	34.9	1370	20.4
TE124OFT	Oftevatn	32VML550951	7.3	259	2.5	VE001BER	Bergsvatnet	32VNM598058	14.5	763	11.7
TE125LOG	Lognvikvatn	32VMM537153	4.8	279	1.7	VE003REV	Revovatnet	32VNL662924	75.5	1226	50.0
TE123BAN	Bandak	32VML451896	4.8	228	1.4	VE002HIL	Hillestadvatnet	32VNL655982	38.5	1060	36.3
TE110HED	Heddalsvatnet	32VNL175965	4.6	403	2.0	VE008ÅSR	Åsrumvatnet	32VNL605589	23.9	830	5.1
TE122FYR	Fyresvatnet	32VML468588	3.3	267	1.0	VE007GOK	Goksjø	32VNL666600	30.0	1035	17.6
TE129VIN	Vinjevatnet	32VMM346095	4.0	184	1.1	VE009FAR	Farrisvatnet	32VNL580478	7.0	591	2.4
TE128TOT	Totak	32VMM431189	3.4	194	1.1	VE006GJE	Gjennestadvatn	32VNL712670	22.3	583	8.4
TE130GRU	Grungevatnet	32VMM296201	4.6	171	1.9	VE010HAL	Hallevatnet	32VNL522434	7.6	677	1.4
TE126MØS	Møsvatn	32VMM491357	3.3	175	1.3	Østfold					
TE127TIN	Tinnsjø	32VMM912466	3.6	380	1.5	ØS299RØD	Rødnessjøen	32VPM488012	15.6	844	7.0
TE111TIN	Tinnå	32VNM157082	3.9	422	1.4	ØS300SKU	Skullerudsjøen	32VPM437165	25.6	846	17.1
TE118SUN	Sundkilen	32VML727824	7.5	298	2.3	ØS301RØM	Rømsjøen	32VPM596222	3.4	402	3.4
TE117HJA	Hjartsjøvatnet	32VMM851075	5.5	255	0.9	ØS298GJØ	Gjølsjøen	32VPL521920	119.6	1272	90.8
TE121SKR	Skredvatnet	32VML503771	5.0	243	1.3	ØS280SKI	Skinnerflo	32VPL081768	63.4	711	9.6
TE119KVI	Kviteseidvatn	32VML742809	4.3	232	1.7	ØS279VAN	Vannsjø	32VPL055845	23.5	864	7.2
TE120NIS	Nisser	32VML705677	4.1	283	1.2	ØS278SÆB	Sæbyvatnet	32VPL126896	30.6	701	8.7
TE1113NOM	Nome	32VNL096732	5.5	243	1.6	ØS289TVE	Tvetervatnet	32VPL281692	4.8	526	1.0
TE112NOR	Nordsjø	32VNL126795	6.9	381	2.3	ØS290ØRS	Ørsjøen	32VPL460435	4.0	583	1.3
TE114TYR	Tyrivatnet	32VNL079697	3.5	474	1.4	ØS291NKO	Nordre Kornsjø	32VPL545380	6.8	410	5.0
TE116SEL	Seljordvatnet	32VML857889	4.8	287	1.8	ØS286TUN	Tunevatnet	32VPL192759	19.3	461	6.7
TE115FLÅ	Flåvatnet	32VML948742	4.1	254	1.7	ØS287VES	Vestvatnet	32VPL165802	11.5	506	6.2
TR261ØVR	Øvrevatnet	33WXS187427	2.8	90	1.0	ØS288ISE	Isesjø	32VPL266726	12.5	620	16.0
						ØS292FEM	Femsjøen	32VPL420582	13.0	779	5.6
						ØS295ARE	Aremarksjøen	32VPL521747	15.8	757	8.3
						ØS296ØYM	Øymarksjøen	32VPL509892	15.3	766	7.8
						ØS297LUN	Lundebyvannet	32VPM403040	20.4	431	19.9
						ØS293ASP	Asperen	32VPL555606	18.0	748	6.5
						ØS294SLE	Store Le	32VPL605744	4.3	519	2.4
						ØS281VIS	Visterflo	32VPL139756	19.5	439	4.2

Fargekart

Følgende fargekart følger vedlagt i rapportens bakre omslag:

- tilstandsklasser klorofyll
- tilstandsklasser fosfor
- tilstandsklasser nitrogen
- tilstandsklasser siktedyp
- naturgeografiske regioner
- forurensningsgrad klorofyll
- fiskebestandsklasser
- forurensninggrad klorofyll
- fiskebestandsklasser
- naturgeografiske regioner

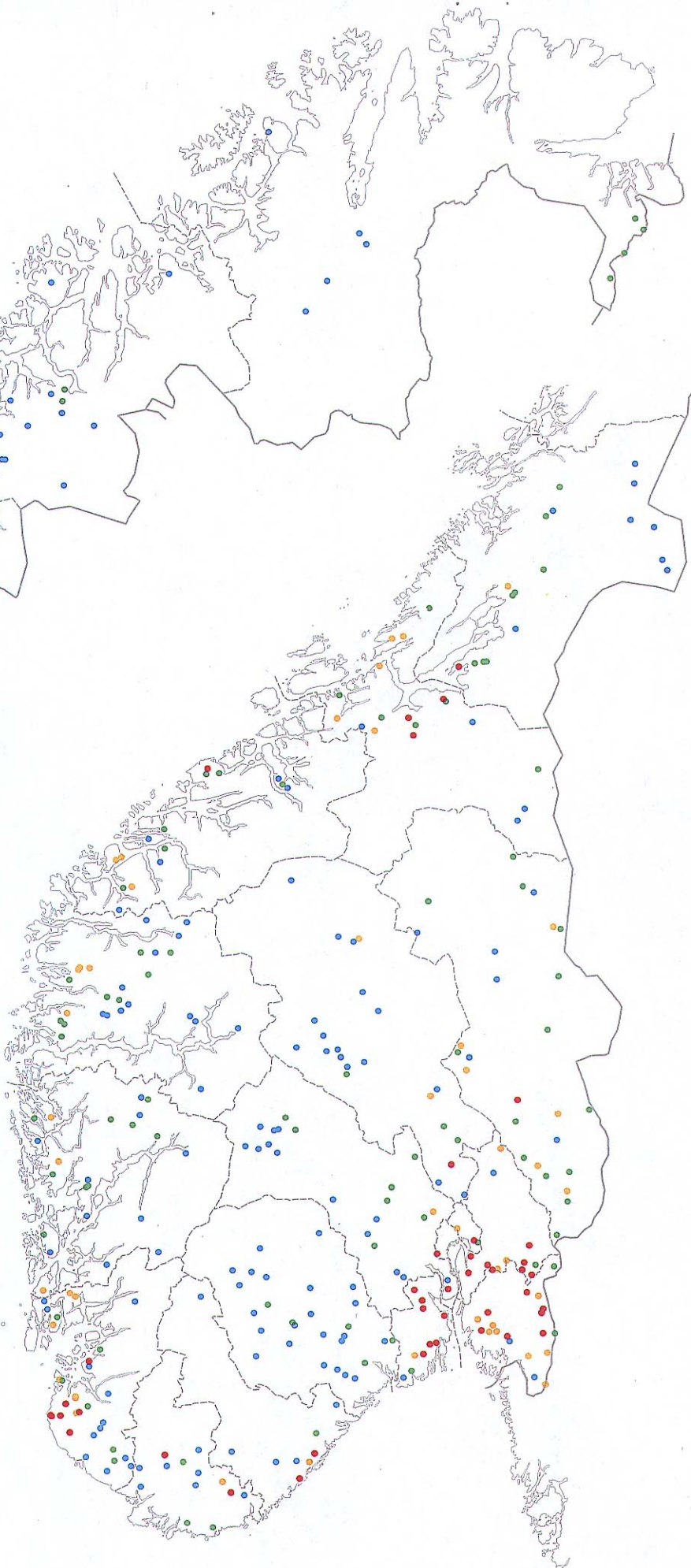
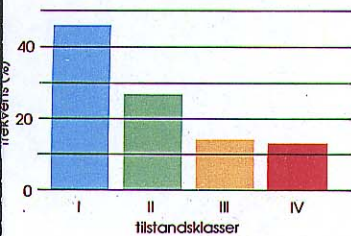
Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

Kartgrunnlag M 1:3 mill. Bruksrett 15/87 Statens kartverk, bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD. Trykk: Reclamo, 1990.

Tilstand, Klorofyll

- klasse I, $\leq 2 \text{ mg/m}^3$
- klasse II, $2 - 3.7 \text{ mg/m}^3$
- klasse III, $3.7 - 7.5 \text{ mg/m}^3$
- klasse IV, $>7.5 \text{ mg/m}^3$



LANDSOMFATTENDE

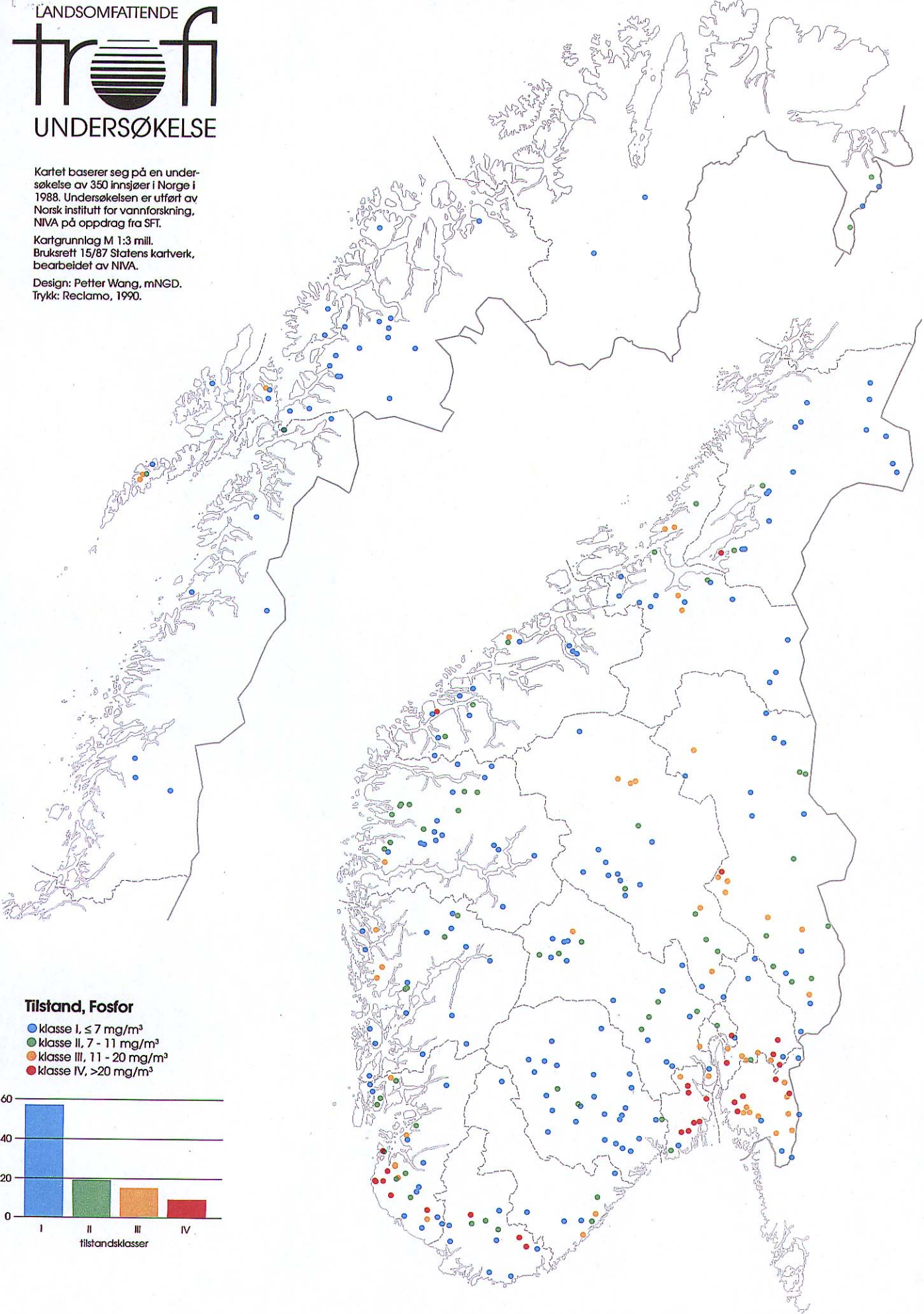
trofi

UNDERSØKELSE

Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

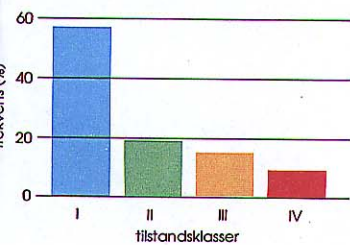
Kartgrunnlag M 1:3 mill.
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD.
Trykk: Reclamo, 1990.



Tilstand, Fosfor

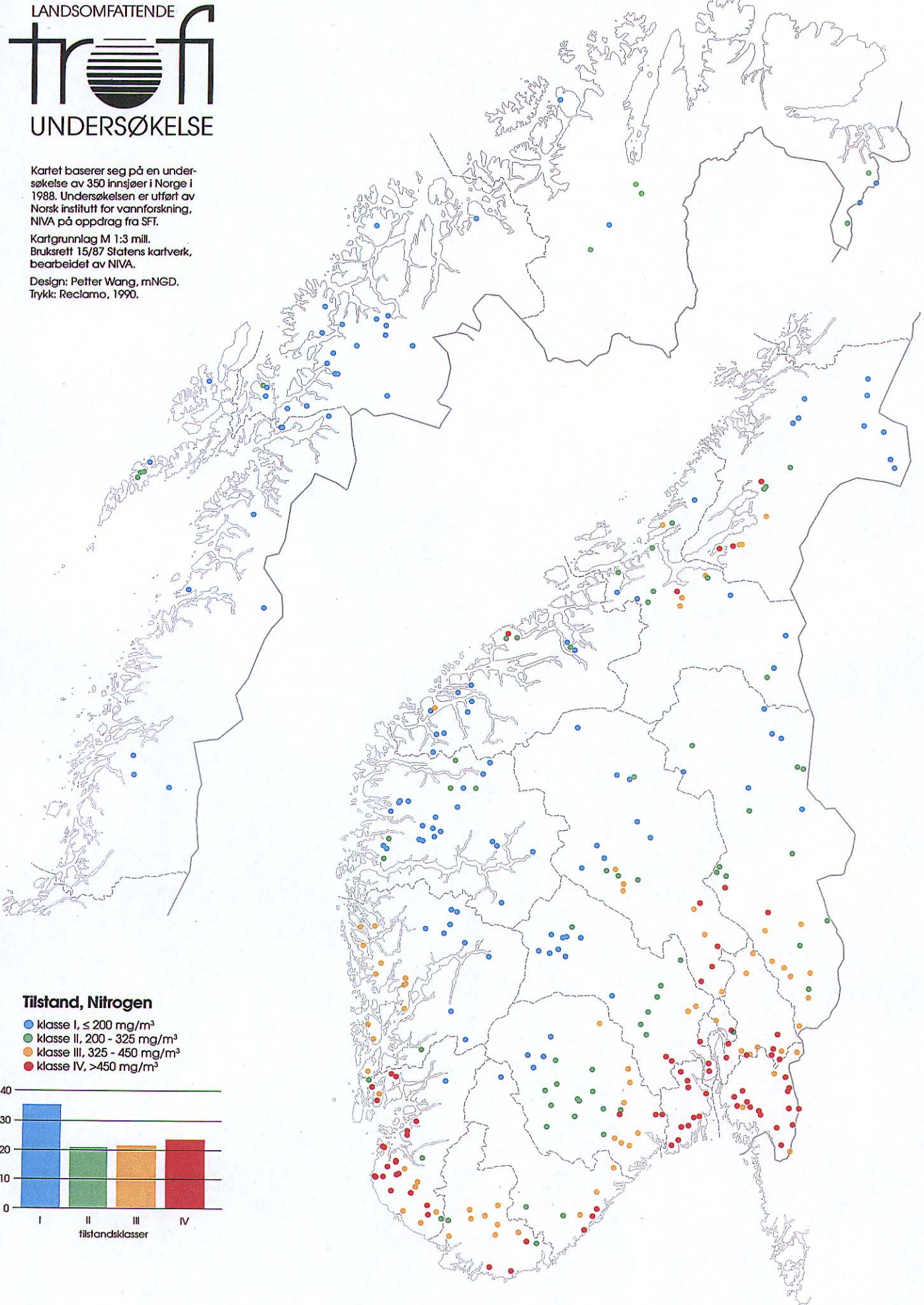
- klasse I, $\leq 7 \text{ mg/m}^3$
- klasse II, 7 - 11 mg/m^3
- klasse III, 11 - 20 mg/m^3
- klasse IV, $>20 \text{ mg/m}^3$



Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

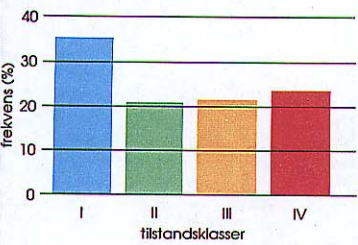
Kartgrunnlag M 1:3 mill.
 Bruksrett 15/87 Statens kartverk, bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD.
 Trykk: Reclamo, 1990.



Tilstand, Nitrogen

- klasse I, ≤ 200 mg/m³
- klasse II, 200 - 325 mg/m³
- klasse III, 325 - 450 mg/m³
- klasse IV, >450 mg/m³



LANDSOMFATTENDE

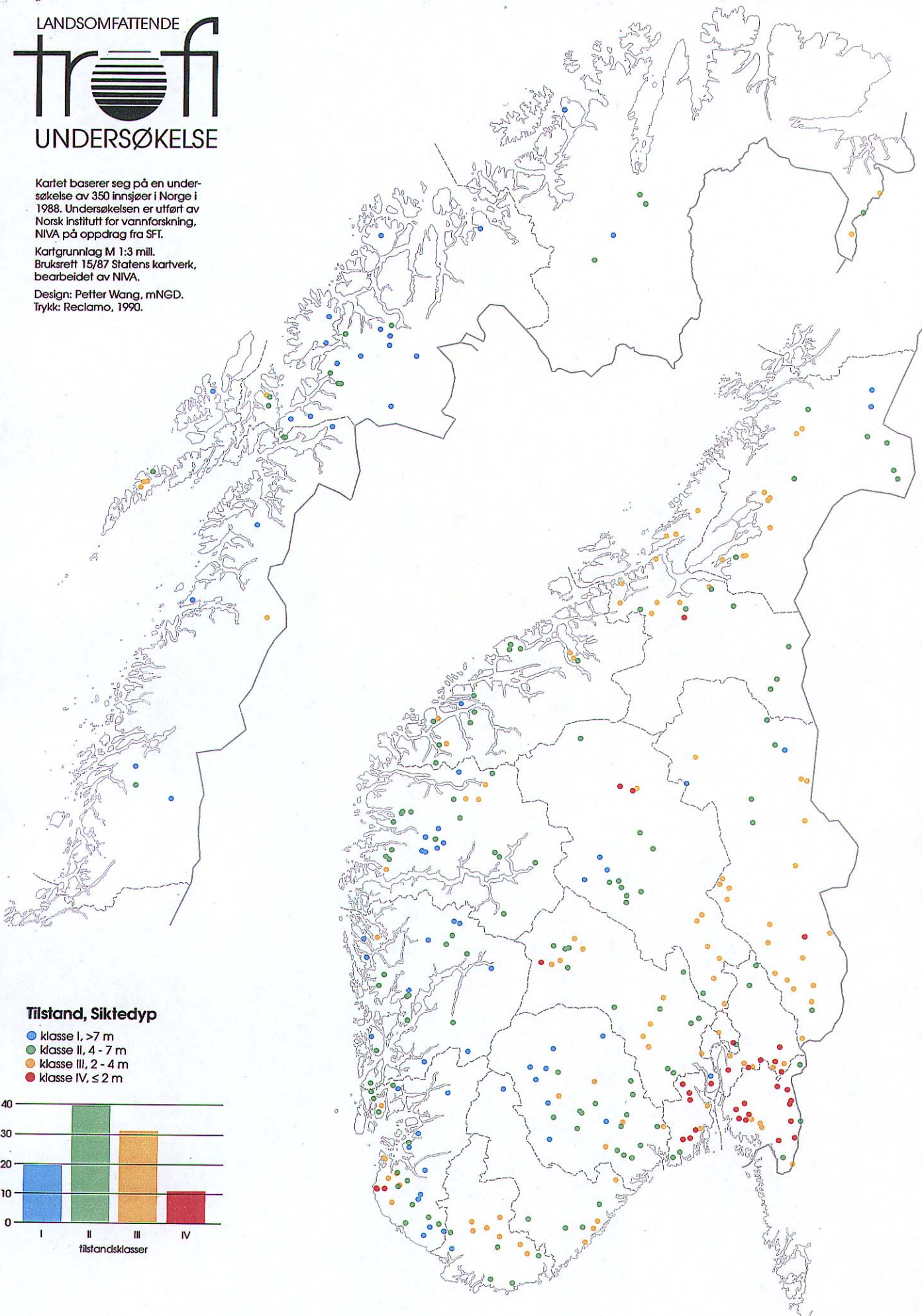
trofi

UNDERSØKELSE

Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

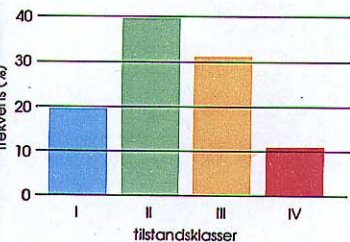
Kartgrunnlag M 1:3 mill.
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD.
Trykk: Reclamo, 1990.



Tilstand, Siktedyp

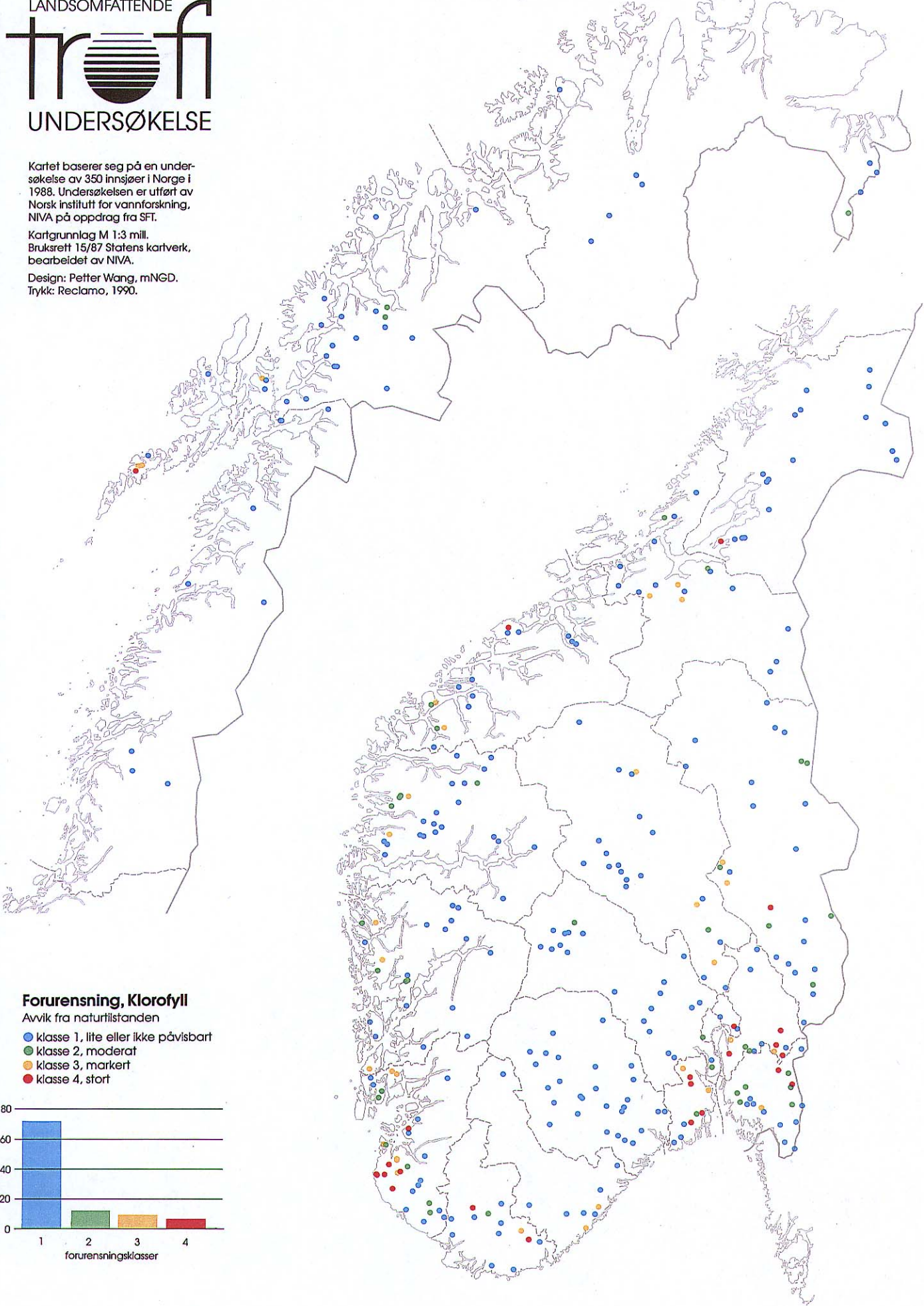
- klasse I, >7 m
- klasse II, 4 - 7 m
- klasse III, 2 - 4 m
- klasse IV, ≤ 2 m



Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

Kartgrunnlag M 1:3 mill.
Bruksrett 15/87 Statens kartverk, bearbeidet av NIVA.

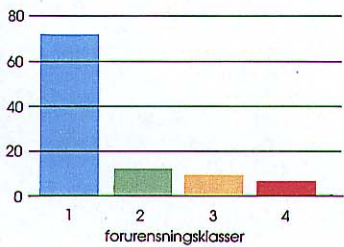
Design: Petter Wang, mNGD.
Trykk: Reclamo, 1990.



Forurensning, Klorofyll

Avvik fra naturlilstanden

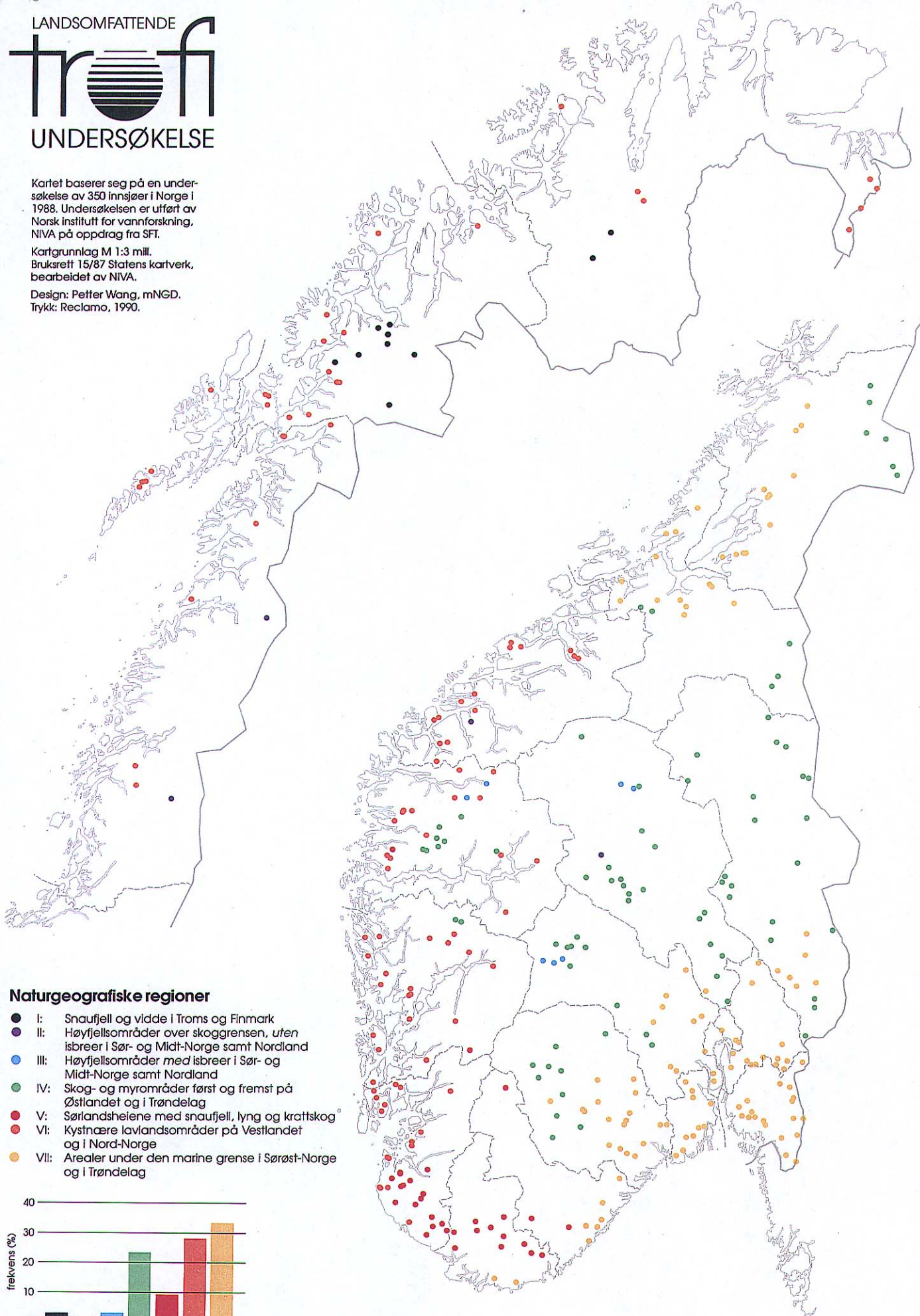
- klasse 1, lite eller ikke påvisbart
- klasse 2, moderat
- klasse 3, markert
- klasse 4, stort



Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

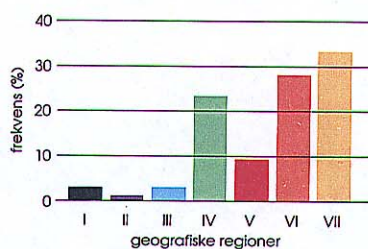
Kartgrunnlag M 1:3 mill.
Bruksrett 15/87 Statens kartverk, bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD.
Trykk: Reclamo, 1990.



Naturgeografiske regioner

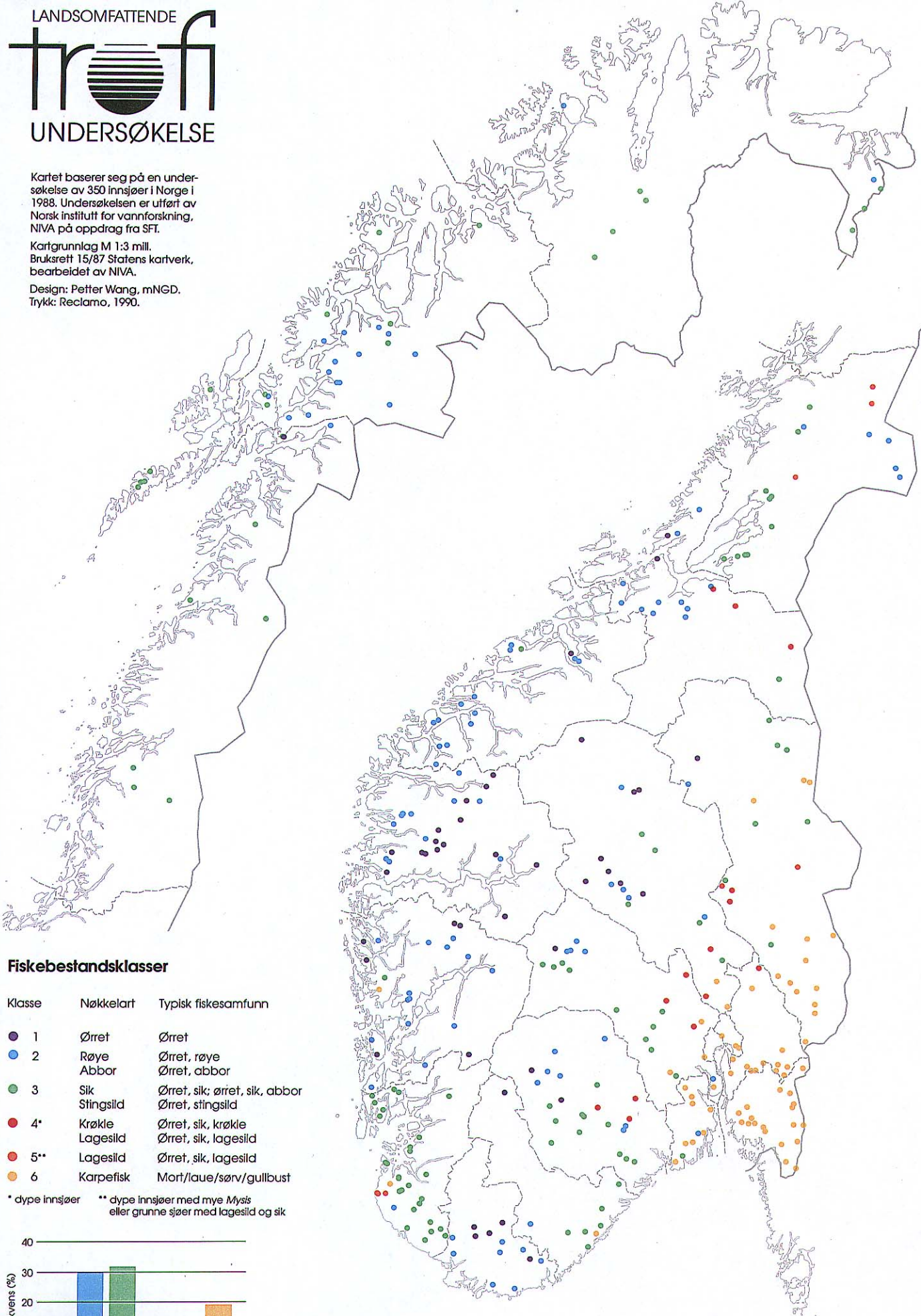
- I: Snoufjell og vidde i Troms og Finmark
- II: Høyfjellsområder over skoggrensen, uten isbreer i Sør- og Midt-Norge samt Nordland
- III: Høyfjellsområder med isbreer i Sør- og Midt-Norge samt Nordland
- IV: Skog- og myrområder først og fremst på Østlandet og i Trøndelag
- V: Sørlandsheiene med snoufjell, lyng og krattskog
- VI: Kystnære lavlandsområder på Vestlandet og i Nord-Norge
- VII: Arealer under den marine grense i Sørøst-Norge og i Trøndelag



Kartet baserer seg på en undersøkelse av 350 innsjøer i Norge i 1988. Undersøkelsen er utført av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på oppdrag fra SFT.

Kartgrunnlag M 1:3 mill.
 Bruksrett 15/87 Statens kartverk, bearbeidet av NIVA.

Design: Petter Wang, mNGD.
 Trykk: Reclamo, 1990.



Fiskebestandsklasser

Klasse	Nøkkelart	Typisk fiskesamfunn
1	Ørret	Ørret
2	Røye Abbor	Ørret, røye Ørret, abbor
3	Sik Stingsild	Ørret, sik; ørret, sik, abbor Ørret, stingsild
4*	Krøkle Lagesild	Ørret, sik, krøkle Ørret, sik, lagesild
5**	Lagesild	Ørret, sik, lagesild
6	Karpefisk	Mort/laue/sørv/gullbust

* dype innsjøer ** dype innsjøer med mye *Mysis* eller grunne sjøer med lagesild og sik

