

O-85112 O-86090 E-86600

Simulering av økologiske
forhold i Frøylandsvatn ved
bruk av modellen
FINNECO

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.:
85112, 86090, 86600

Undernummer:

Løpenummer:

2165

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Simulering av økologiske forhold i Frøylandsvatn ved bruk av modellen FINNECO

Dato:

2. november 1988

Prosjektnummer:

85112, 86090, 86600

Forfatter (e):

Torulv Tjomsland
Bjørn Faafeng

Faggruppe:

Vassdrag

Geografisk område:

Rogaland

Antall sider (inkl. bilag):

45

Oppdragsgiver:

Norsk hydrologisk komité (NHK)
Statens forurensningstilsyn (SFT)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt:

Den økologiske modellen FINNECO ble testet mot observerte verdier fra Frøylandsvatn på Jæren for somrene 1981, 1982 og 1983. Modellen simulerte temperaturforholdene i innsjøen meget godt, vannkjemien bra og viste hovedtrekkene i utviklingen av alger og dyreplankton. Modellen kan være et nyttig verktøy for å forutsi økologiske effekter i innsjøer som følge av tiltak m.m. i nedbørfeltet.

4 emneord, norske:

1. Frøylandsvatn
2. Vannkvalitet
3. Alger
4. Matematisk modell
FINNECO

4 emneord, engelske:

1. Lake Frøylandsvatn
2. Water quality
3. Algae
4. Mathematical model
FINNECO

Prosjektleder:

For administrasjonen:

Torulv Tjomsland

Bjørn Faafeng

ISBN - 82-577-1452-6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-85112 0-86090 E-86600

SIMULERING AV ØKOLOGISKE FORHOLD

I FRØYLANDSVATN VED BRUK AV MODELLEN

FINNECO

Oslo, 2. november 1988

Prosjektleder : Torulv Tjomsland

Medarbeider : Bjørn Faafeng

FORORD

Arbeidet er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT), Norsk hydrologisk komité (NHK) og NIVA.

Hensikten med prosjektet var å teste i hvilken grad den matematiske modellen FINNECO var egnet til å simulere økologiske prosesser i innsjøer. Modellen ble testet mot observasjonsdata fra Frøylandsvatn på Jæren.

Vi har fått oversendt dataprogrammet til modellen FINNECO fra Vattenstyrelsen i Finland v/Jorma Niemi. Bjørn Faafeng, som i flere år har utført limnologiske studier i Frøylandsvatn, har bidratt til det løpende arbeidet med råd og korrektur. Torsten Källqvist har med sine laboratorieforsøk bidratt med å bestemme de ulike koeffisientene som beskriver algenes vekst.

Data om vannkvaliteten i Frøylandsvatn er samlet inn i forbindelse med tidligere undersøkelser som er utført helt eller delvis av NIVA. Disse er finansiert gjennom Statlig program for forurensningsovervåking og via NIVAs egne forskningsprosjekter.

INNHOLD

	Side
FORORD	2
INNHOLD	3
FIGURER	4
TABELLER	4
1. SAMMENDRAG	5
2. MODELLBESKRIVELSE	6
2.1 Innledning	6
2.2 Variable som simuleres	7
2.3 Parametre som er konstante for hver innsjø	7
2.4 Differensialligninger	7
2.5 Inputdata	16
3 TEST AV MODELLEN PÅ FRØYLANDSVATN	18
3.1 Beskrivelse av Frøylandsvatn og dets nedbørfelt	18
3.2 Inputdata	20
3.3 Test av modellen mot observasjoner i 1981,1982 og 1983	20
4 BRUK AV MODELLEN FOR Å STUDERE EFFEKTER AV ENDREDE INPUTVERDIER	30
5 SLUTTBEMERKNINGER	35
6 REFERANSER	37
VEDLEGG : Eksempel på resultatutskrift	38

FIGURER

	Side
2.1 Økologiske prosesser i en innsjø	8
2.2 Inndeling av innsjøen i horisontale skiver/elementer og massetransportmekanismer	10
3.1 Oversiktskart	19
3.2 Anvente inputverdier i simuleringsperioden	21
3.3 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1981	22
3.4 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1982	23
3.5 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1983	24
3.6 Simulerte og observerte alge- og dyreplankton verdier	27
4.1 Endring av inputverdier 1981.Lufttemperatur	32
4.2 Endring av inputverdier 1981.Konsentrasjoner ved simuleringens start av fosfor og blågrønnalger	33
4.3 Endring av inputverdier 1981.Fosfortilførsler,vannføring magasinering og dypvannsuttak	34

TABELLER

2.1 Avhengighetsforhold mellom ulike innsjøvariable	9
2.2 Variable som simuleres	11
2.3 Innsjøparametre	12
2.4 Differensialligninger	13
3.1 Karakteristiske nedbørfeltdata	18
3.2 Karakteristiske innsjødata	18

1. SAMMENDRAG

Rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Prosjektet er finansiert av Norsk hydrologisk kommite (NHK), Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten gikk ut på å teste den matematiske modellen FINNECO mot observerte data fra Frøylandsvatn for somrene 1981, 1982 og 1983. Målet med prosjektet var å kunne utarbeide kvantitative prognoser for økologiske prosesser i innsjøer.

Med kjennskap til tilførsler fra elvene og vannkvaliteten i innsjøen på et gitt tidspunkt, gir modellen en dag-til-dag beregning av tilsammen 20 fysiske, kjemiske og biologiske variable i innsjøen. Bunndyr og fisk er utelatt. Det er nødvendig med observasjoner i felt for kalibrering av modellen.

Frøylandsvatn tilhører Orrevassdraget på Jæren. Overflatearealet er 4.95 km². Største dybde er 29 m. Innsjøen er næringsrik (eutrof) med årlig oppblomstring av blågrønnalger.

Modellen simulerte temperaturforholdene i innsjøen meget bra. Viktige kjemiske variable som surhet, oksygen, fosfat og nitrat ble gjennomgående brukbart simulert. Videre ble hovedtrekkene i utviklingen av alger og dyreplankton riktig gjengitt.

Simuleringsresultatene viste at modellen kan være nyttig til å forutsi hvordan effekten av tiltak i nedbørfeltet kan influere på de økologiske forholdene i innsjøen. Den kan bidra til å klarlegge enkeltfaktorenes betydning for helheten, være til hjelp for å skille viktige prosesser fra mindre viktige og dermed øke forståelsen av innsjøens økosystem generelt. Dette kan nyttes til å utarbeide en hensiktsmessig plan for datainnsamling i felt med hensyn til prøvetakingstidspunkt og analyseprogram.

2. MODELLBESKRIVELSE

2.1 Innledning

For en hensiktsmessig forvaltning av innsjøer er det behov for å kunne forutsi effekten av forurensningstilførsler, klimatiske endringer, vannføringsreguleringer m.m. på vannkvaliteten.

I dag benyttes vi vanligvis enkle erfaringsmodeller for å beregne innsjøens midlere planteplanktoninnhold / klorofyllinnhold som funksjon av årlige tilførsler av fosfor og gjennomstrømning. For en rekke problemstillinger gir slike modeller tilstrekkelig informasjon.

Dersom vi er interessert i et mer nyansert bilde av forholdene i en innsjø f.eks. årstidsvariasjoner, dybdeforskjeller, spesielle kjemiske stoffer eller algetyper, er det behov for å ta hensyn til en rekke prosesser. Samspillet mellom fysiske, kjemiske og biologiske prosesser er så komplekst at det er nødvendig å nytte matematiske simuleringsmodeller for å kunne gi kvantitative svar, se fig. 2.1 og tabell 2.1.

I den senere tid er det utviklet en del slike økologiske modeller. Vi har valgt å teste modellen FINNECO. FINNECO, som er laget ved Vattenstyrelsen i Finland, er en videreutvikling av modellen EPAECO fra USA slik denne er publisert av Gaume and Duke (1975). Modellen i sin opprinnelige form er utviklet av Chen og Orlob (1972). Vi skal her gi en kort orientering om FINNECO. For en mer utførlig beskrivelse henviser vi til Kinnunen (1982) og Kauranne (1983) hvor EDB-programmet blir dokumentert.

Vannkvaliteten i innsjøen blir simulert som funksjon av tiden. Den blir påvirket av klima, vannføring og vannkvalitet i tilløp og utløp samt av innsjøens dybdeforhold. De ulike prosessene blir beskrevet matematisk. Intensiteten i disse prosessene blir i stor utstrekning bestemt av verdiene på en rekke koeffisienter.

I modellen blir innsjøen delt inn i horisontale skiver (fig. 2.2). Vannet innen hver skive antas å være fullstendig blandet slik at vannkvaliteten der blir ensartet. F.eks. vil påvirkningen fra en tilførselselv fordeles momentant over hele innsjøen i innlagringsnivået. Varme og massetransport skjer i vertikal retning ved adveksjon (strøm) og diffusjon.

Modellen egner seg bl.a. til å beskrive de store vertikale forskjellene i vannkvaliteten som vi har i dype innsjøer. Det er

imidlertid en forutsetning at det simulerte "middelverdiprofilet" i tilstrekkelig grad er representativt for innsjøen da modellen ikke beskriver horisontale variasjoner.

Modellen tar hensyn til at innsjøen kan være islagt.

2.2 Variable som simuleres

Modellen simulerer 20 variable som funksjon av tiden (tabell 2.2). Med unntak av fosfor i uorganisk sediment (P_i) og organisk sediment (S) blir de variable også beregnet som funksjon av dypet.

2.3 Parametre som er konstante for hver innsjø

I modellen inngår en rekke parametre som er med på å beskrive ulike forhold i innsjøen (tabell 2.3). Disse koeffisientene holdes konstante, eventuelt endres systematisk med temperatur og oksygenforhold, og er følgelig typiske for den innsjøen vi ønsker å simulere. I tabell 2.3 er det anslått et sannsynlig intervall for størrelsen av disse verdiene.

De største vanskelighetene for en realistisk simulering er gjerne forbundet med å bestemme disse koeffisientene tilfredsstillende.

2.4 Differensialligninger

De ulike prosessene som finner sted i innsjøen, jamfør fig. 2.1 og tabell 2.1, blir beskrevet av et sett differensialligninger (tabell 2.4). Disse blir løst numerisk etter eksplisitte skjemaer. Ut fra en kjent startsituasjon og kjennskap til ytre påvirkninger blir nye verdier beregnet suksessivt fremover i tiden.

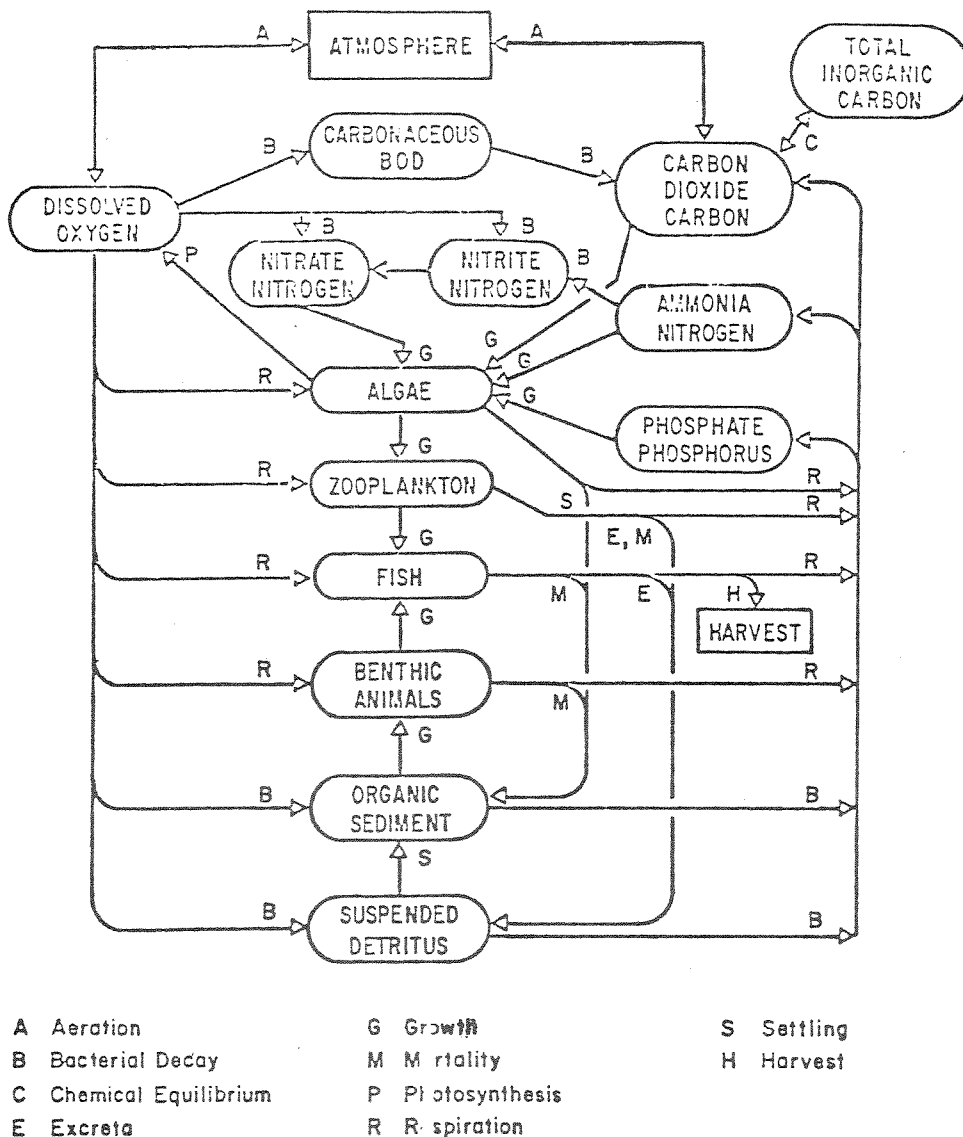


Fig. 2.1 Økologiske prosesser i en innsjø (HEC 1978). (Fisk og bunndyr blir utelatt i FINNECO-modellen.)

Tabell 2.1 Avhengighetsforhold mellom ulike innsjøvariable (HEC 1978)

CONSTITUENT ↓ DEPENDENT ON	Temperature	Fish	Benthic Animals	Zooplankton	Aquatic Insects*	Phytoplankton	Benthic Algae*	Detritus	Inorganic Suspended Solids	Organic Sediment	Inorganic Sediment	Toxicity*	BOD	Coliform Bacteria	Total Inorganic Carbon	Ammonia	Nitrite	Nitrate	Phosphate	Oxygen	Alkalinity and TDS	Carbon Dioxide	pH
	Temperature _s				K	K	K	K															
Fish	A	D	D	D		D				D		I											
Benthic Animals	A	L								D		I											
Zooplankton	A	L				D		D				I											
Aquatic Insects*	A	L					D			D		I											
Phytoplankton	A			L								I			D	D		D	D				
Benthic Algae*	A	L			L							I			D	D		D	D				
Detritus	A	E		E, L	E		J																
Inorganic Suspended Solids											J												
Organic Sediment	A		E			J		J															
Inorganic Sediment									J														
Toxicity*																							
BOD	A																						
Coliform Bacteria	A																						
Total Inorganic Carbon			B	B	B	B	B	B		B			B									G	M
Ammonia	A		B	B	B	B	B	B		B													
Nitrite	A																B					G	
Nitrate	A																	B					C
Phosphate			B	B	B	B	B	B		B													
Oxygen	F	C	C	C	C	C	C	C		C			C							C	C		
Alkalinity and TDS																							
Carbon Dioxide	F, H														M							H	M
pH	H														H							H	H

* Stream module only

LEGEND:

A - Affects rate of decay, respiration, growth or mortality
 B - By-product of decay or respiration
 C - Consumed by decay and respiration
 D - Prey or nutrients required for growth
 E - By-product of growth
 F - Affects reaeration rates and saturation
 G - Limits growth or decay if out of acceptable range

H - Affects chemical equilibrium
 I - Affects mortality
 J - Source through sedimentation or scour
 K - Limits energy input by affecting light penetration
 L - Consumed by growth of other constituents
 M - At chemical equilibrium with other constituents

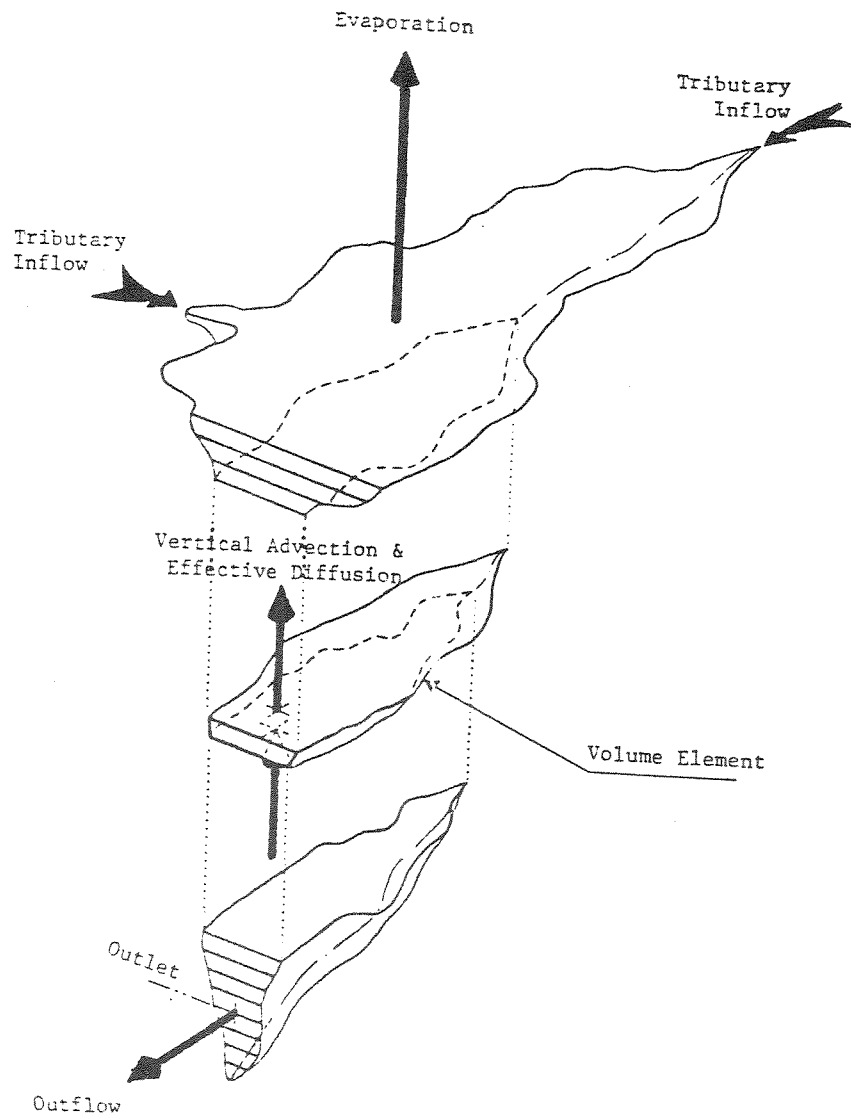


Fig. 2.2 Inndeling av innsjøen i horisontale skiver/elementer og massetransportmekanismer. (HEC 1978).

Tabell 2.2 Variable som simuleres

Symbol	Variabel	Benevning
A_j	Alger, 10 typer/grupper	mg/l tør vekt
C	Total uorganisk karbon	mg/l
CO_2	Karbondioksyd	mg/l
D	Detritus	mg/l
L	Biologisk oksygenforbruk (BOD)	mg/l
Ls	Natrium lignosulfat	mg/l
M	Hygienisk indikator	pr. 100 ml
N_1	Ammonium-nitrogen (NH_3-N)	mg/l
N_2	Nitritt-nitrogen (NO_2-N)	mg/l
N_3	Nitrat-nitrogen (NO_3-N)	mg/l
P	Fosfat-fosfor (PO_4-P)	mg/l
pH	Surhetsgrad (pH)	
P_i	Fosfor i uorganisk sediment	mg/m ²
ϕ	Løst oksygen	mg/l
R	Total oppløst stoff	mg/l
S	Organisk sediment	mg/m ²
T	Temperatur	°C
Y	Alkalitet	mg/l
Z	Zooplankton	mg/l
H_z	Vannstand	m

Tabell 2.3 Innsjøparametre

Symbol	Parameter	Benevning	Normalt verdi-intervall	Avhengig av
α_{ac}	Karboninnhold i algene	mg C/mg alge	0,4-0,5	
α_{an}	Nitrogeninnhold i algene	mg N/mg alge	0,07-0,09	
α_{ap}	Fosforinnhold i algene	mg P/mg alge	0,01-0,012	
α_{cc}	Karboninnhold i BOD	mg C/mg BOD	0,2	
α_{dc}	Karboninnhold i detritus	mg C/mg detr.	0,2-0,5	
α_{dn}	Nitrogeninnhold i detritus	mg N/mg detr.	0,05-0,09	
α_{dp}	Fosforinnhold i detritus	mg P/mg detr.	0,005-0,012	
α_{1n}	Nitrogeninnhold i BOD	mg N/mg BOD	0,01-0,02	
α_{1p}	Fosforinnhold i BOD	mg P/mg BOD	0,002-0,003	
α_{sc}	Karboninnhold i organisk sediment	mg C/mg org.sed.	0,2-0,4	
α_{sn}	Nitrogeninnhold i organisk sediment	mg N/mg org.sed.	0,03-0,06	
α_{sp}	Fosforinnhold i organisk sediment	mg P/mg org.sed.	0,005-0,01	
α_{zc}	Karboninnhold i zooplankton	mg C/mg zoo.	0,4-0,5	
α_{zn}	Nitrogeninnhold i zooplankton	mg N/mg zoo.	0,07-0,09	
α_{zp}	Fosforinnhold i zooplankton	mg P/mg zoo.	0,01-0,012	
β_1	Ammonium decay	pr. døgn	0,05-0,02	T,0
β_2	Nitritt decay	pr. døgn	0,2-0,5	T
β_3	Nitrat denitrifikasjon	pr. døgn	0,01-0,3	T,0
γ_1	Fosforets taps-/sedimentasjonsrate	pr. døgn	0,05-0,2	T,0
γ	Fosforets utvaskingsrate	pr. døgn	0,01-0,02	T,0
K_A	Zooplankton halvmetningskonstant for alger	mg/l	0,2-0,6	
K_C	Algenes halvmetningskonstant for karbon	mg/l	0,1-0,5	
K_L	Algenes halvmetningskonstant for lysintensitet	Kcal/m ² /s	0,001-0,006	
K_N	Algenes halvmetningskonstant for nitrat + ammonium	mg/l	0,01-0,4	
K_P	Algenes halvmetningskonstant for fosfor	mg/l	0,005-0,05	
K_1	BOD decay rate	pr. døgn	0,01-0,3	T
K_3	Hygienisk indikator decay rate	pr. døgn	0,1-2,0	T
K_4	Organisk sediment decay rate	pr. døgn	0,001-0,01	T,0
K_5	Detritus decay rate	pr. døgn	0,001-0,05	T
K_6	Lignosulfat decay rate	pr. døgn	0,002-0,05	T
λ	Zooplanktonets assimilasjonseffektivitet	pr. døgn	0,5-0,8	
Λ_1	mg O ₂ forbruk pr. mg NH ₃ oksydert		3,5	
Λ_2	mg O ₂ forbruk pr. mg NO ₂ oksydert		1,2	
Λ_3	mg O ₂ forbruk pr. mg detritus decay		1,4-2	
Λ_4	mg O ₂ forbruk pr. mg alge som respirerer		1,6-1,8	
Λ_5	mg O ₂ forbruk pr. mg alge som vokser		1,6-1,8	
Λ_6	mg O ₂ forbruk pr. mg organisk sedim. decay		1,45	
μ_a	Maksimum algevekst	pr. døgn	1,0-3	
μ_z	Maksimum zooplanktonvekst	pr. døgn	0,05-0,3	
ω_{aj}	Algenes dødsrate	pr. døgn	0,001-0,01	T
ω_z	Zooplanktonets dødsrate	pr. døgn	0,001-0,02	T
ρ_{aj}	Algenes standard respirasjonsrate	pr. døgn	0,01-0,4	T
ρ_{aj}	Algenes passive respirasjonsrate	pr. døgn	0,001-0,1	T
ρ_z	Zooplanktonets standard respirasjonsrate	pr. døgn	0,01-0,5	T
σ_{aj}	Algenes sedimentasjonshastighet	m/døgn	0-1	T
σ_d	Detritus sedimentasjonshastighet	m/døgn	0-1	T
T_L	Nedre temperaturgrense for alger og zooplankton	°C	0	
T_U	Øvre temperaturgrense for alger og zooplankton	°C	40	

T: verdien endres med temperaturen

O: verdien endres med oksygeninnholdet

Tabell 2.4 Differensialligninger

$$\begin{aligned} \text{BOD (L)} \quad \frac{\partial L}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial L}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} L)}{A_z \partial z} + \frac{S_L}{A_z dz} - K_1 L \\ \text{ZOOPLANKTON (Z)} \quad \frac{\partial Z}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial Z}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} Z)}{A_z \partial z} + \frac{S_Z}{A_z dz} + (\rho_z - \rho_z - \omega_z) Z \\ \text{ALGAE (A}_j) \quad \frac{\partial A_j}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial A_j}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} A_j)}{A_z \partial z} + \frac{S_{A_j}}{A_z dz} + (\mu_{aj} - \rho_{aj} - \frac{\sigma_{aj}}{\epsilon} - \omega_{aj}) A_j - \Delta_{aj} \\ \text{DETRITUS (D)} \quad \frac{\partial D}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial D}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} D)}{A_z \partial z} + \frac{S_D}{A_z dz} + \sum_{j=1}^n \omega_{aj} A_j + \omega_z Z - K_5 D - \frac{\sigma_d D}{\epsilon} \\ \text{ORGANIC SEDIMENTS (S)} \quad \frac{\partial S}{\partial t} &= (\sum_{j=1}^n \sigma_{aj} A_j + \sigma_d D) \frac{\delta}{\epsilon} - K_4 S \\ \text{INORGANIC SEDIMENTS (P}_i) \quad \frac{\partial P_i}{\partial t} &= K_4 \alpha_{sp} S + \gamma_1 P - \gamma_2 P_i \\ \text{PHOSPHORUS (P)} \quad \frac{\partial P}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial P}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} P)}{A_z \partial z} + \frac{S_P}{A_z dz} + \alpha_{ap} \sum_{j=1}^n (\rho_{aj} - \mu_{aj}) A_j + K_5 \alpha_{dp} D + K_1 \alpha_{lp} L + \\ &\quad \rho_z \alpha_{zp} Z + \gamma_2 P_i - \gamma_1 P \\ \text{TOTAL INORGANIC CARBON (C)} \quad \frac{\partial C}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial C}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} C)}{A_z \partial z} + \frac{S_C}{A_z dz} + \alpha_{cc} K_1 L + \alpha_{ac} \sum_{j=1}^n (\rho_{aj} - \mu_{aj}) A_j + \alpha_{sc} K_4 S + \alpha_{dc} K_5 D \\ &\quad - \alpha_{zc} \rho_z Z + 0.78 T_C (CO_2^* - CO_2) \\ \text{AMMONIUM NITROGEN (N}_1) \quad \frac{\partial N_1}{\partial t} &= \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial N_1}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} N_1)}{A_z \partial z} + \frac{S_{N_1}}{A_z dz} + \alpha_{an} \sum_{j=1}^n \rho_{aj} A_j + K_5 \alpha_{dn} D + \rho_z \alpha_{zn} Z + K_1 \alpha_{jn} L + \\ &\quad K_4 \alpha_{sn} S - \beta_1 N_1 - \rho_1 \alpha_{an} \sum_{j=1}^n \mu_{aj} A_j \end{aligned}$$

Tabell 2.4 (forts.)

$$\begin{array}{l} \text{NITRITE} \\ \text{NITROGEN (N}_2\text{)} \end{array} \quad \frac{\partial N_2}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial N_2}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} N_2)}{A_z \partial z} + \frac{S_{N_2}}{A_z dz} + \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

$$\begin{array}{l} \text{NITRATE} \\ \text{NITROGEN (N}_3\text{)} \end{array} \quad \frac{\partial N_3}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial N_3}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} N_3)}{A_z \partial z} + \frac{S_{N_3}}{A_z dz} + P_2 N_2 - (1 - P_1) \alpha_{an} \sum_{j=1}^n \mu_{aj} A_j - \beta_3 N_3$$

$$\begin{array}{l} \text{DISSOLVED} \\ \text{OXYGEN (}\phi\text{)} \end{array} \quad \frac{\partial \phi}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial \phi}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} \phi)}{A_z \partial z} + \frac{S_\phi}{A_z dz} - K_1 L - \Lambda_1 \beta_1 N_1 - \Lambda_2 \beta_2 N_2 - \Lambda_3 K_5 D - \Lambda_6 K_4 \\ - \Lambda_4 (\rho_z z + \sum_{j=1}^n \rho_{aj} A_j) + \Lambda_5 \sum_{j=1}^n \mu_{aj} A_j + K_2 (\phi^* - \phi)$$

$$\begin{array}{l} \text{HYGIENIC} \\ \text{INDICATOR (M)} \end{array} \quad \frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial M}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} M)}{A_z \partial z} + \frac{S_M}{A_z dz} - K_3 M$$

$$\begin{array}{l} \text{SODIUM} \\ \text{LIGNOSULFONATE} \\ \text{(LS)} \end{array} \quad \frac{\partial LS}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial LS}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} LS)}{A_z \partial z} + \frac{S_{LS}}{A_z dz} - K_6 L$$

$$\begin{array}{l} \text{TOTAL DISSOLVED} \\ \text{SOLIDS (R)} \end{array} \quad \frac{\partial R}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial R}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} R)}{A_z \partial z} + \frac{S_R}{A_z dz}$$

$$\begin{array}{l} \text{ALKALINITY (Y)} \end{array} \quad \frac{\partial Y}{\partial t} = \frac{\partial (A_z D_z \frac{\partial Y}{\partial z})}{A_z \partial z} - \frac{\partial (A_z \bar{v} Y)}{A_z \partial z} + \frac{S_Y}{A_z dz}$$

$$\begin{array}{l} \text{TEMPERATUR (T)} \end{array} \quad \frac{\delta T}{\delta t} = \frac{\delta (A_z D_z \frac{\delta T}{\delta z})}{A_z \delta t} - \frac{\delta (A_z \bar{v} T)}{A_z \delta z} + \frac{S_T}{A_z dz} + H$$

Tabell 2.4 (forts.)

Symbolene i tabell 2.2 og 2.3 er benyttet.

I tillegg gjelder:

Symbol	Definisjon	Enhet	Avhengig av
A_z	Elementets horisontale areal	m^2	
CO_2	Karbondioksydets metningskonsentrasjon	mg/l	T
D_z	Vertikal diffusjonskoeffisient	m^2/s	
δ	Andel av elementets areal i kontakt med bunnen		
Δ_{aj}	Alger konsumert av zooplankton	mg/l/døgn	
ϵ	Elementets tykkelse	m	
ϕ^*	Det løste oksygenets metningskonsentrasjon	mg/l	T
K_2	Oksygenets luftningskoeffisient		
n	Antall algegrupper		
P_1	Preferansekoefisient til NH_3 i forhold til NO_3 ved algevekst		
H	Netto varmeutveksling med atmosfæren	kcal/s	
S_x	Tilførsel/uttak av komponenten x	kg/døgn (m^3/s)	
T_c	Utvekslingskoeffisient for karbondioksyd mellom luft og vannoverflaten	pr. døgn	
\bar{v}	Vertikal strømhastighet	m/s	
z	Vertikal koordinat (dybde)	m	

T: temperaturavhengig

2.5 Inputdata

Innsjøens topografi

Det kreves kjennskap til innsjøens areal som funksjon av dyp (hypsografiske kurve), antall tilløpselver og uttakens høydenivå (dybde).

Koeffisienter

Det er nødvendig å stipulere verdiene til ca. 60 koeffisienter som beskriver fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i innsjøen, jmfør tabell 2.3. Mange av disse koeffisientene kan bestemmes tilstrekkelig nøyaktig ut fra litteraturen. For andre er det ønskelig/nødvendig å kalibrere ved hjelp av observasjoner i innsjøen eller laboratoriet. Dette gjør at simulering av en innsjø krever stor arbeidsinnsats.

Startforhold

De fysiske, kjemiske og biologiske variable som skal modelleres må være kjent ved simuleringens start, jmfør tabell 2.2. For å redusere antall observasjoner i innsjøen er det gunstig å velge starttidspunktet til vårsirkulasjonen. Da er også algeinnholdet vanligvis såpass lite at feil stipulerte verdier får relativt begrenset betydning i fortsettelsen.

Tilløps og utløpsdata

Utløps-/uttaksvannføringen må være kjent.

I tilløpene er det nødvendig å kjenne både vannføring og vannkvalitet. Aktuelle parametre er: temperatur, oksygen, biologisk oksygenforbruk, bakterier, detritus, ammonium, nitrat, fosfat, partikkelinnhold, pH, alkalitet og alger.

I modellen benyttes vanligvis døgnmidler av disse verdiene. Imidlertid er det i praksis nødvendig med lengre innlesningsintervaller, f.eks. 1 uke.

Klimadata

Nødvendige parametre er vindstyrke, lufttrykk, skydekke, lufttemperatur og duggpunkttemperatur.

Verdiene kan gis som middelvei over døgnet eller beskrive endringer i løpet av døgnet. Av praktiske grunner blir verdiene for det innleste døgnet gjerne tilpasset slik at de er representative for en bestemt periode, f.eks. en uke.

Kontrolldata

Selv om det kun er de overnevnte innlesningsdataene som blir benyttet i selve beregningene, er det nødvendig å ha observasjonsmateriale fra innsjøen for å kalibrere modellen og kontrollere dens pålitelighet.

3. TEST AV MODELLEN PÅ FRØYLANDSVATN

Modellen ble testet mot observasjonsdata fra sommerhalvåret, dvs. mellom vår- og høstsirkulasjonen i vannmassene for årene 1981, 1982 og 1983.

Data fra 1981 ble benyttet til å kalibrere modellen. D.v.s. at de ulike koeffisientene innen rimelige grenser ble valgt slik at overensstemmelsen med observasjonsdataene ble best mulig. Dataene fra 1982 og 1983 ble benyttet til verifisering. D.v.s. at de kalibrerte koeffisientene ble benyttet uendret.

3.1 Beskrivelse av Frøylandsvatn og dets nedbørfelt

Frøylandsvatn tilhører Orrevassdraget på Jæren i Rogaland (fig. 3.1). Innsjøens nedbørfelt (55 km²) er i stor grad dekket av løsavsetninger fra istidens breer og elver. Halvparten av arealet består av dyrket mark. Resten er fortrinnsvis dekket av skog. I 1981 bodde det ca 4000 mennesker i nedbørfeltet.

Størstedelen av nedbøren faller vanligvis høst og vinter. Ingen måned har middeltemperatur under 0°C. Det er følgelig vanlig med høye vintervannføringer.

Frøylandsvatn har et overflateareal på 4.95 km² (fig. 3.1). Midlere- og største dybde er henholdsvis 5 m og 29 m.

Tabell 3.1 Karakteristiske nedbørfeltdata

Areal	54,8 km ²	100 %
Skog, myr o.l.	21,1 "	39 "
Dyrket mark	26,4 "	48 "
Innsjøareal	6,4 "	11 "
Bebygd areal	1,0 "	2 "
Befolkning	4020 personer	

Tabell 3.2 Karakteristiske innsjødata

Areal	4,95 km ²
Volum	26 mill. m ³
Midlere dyp	5,3 m
Største dyp	29 m
Teoretisk oppholdstid	ca. 450 døgn
Høyde over havet	24 m

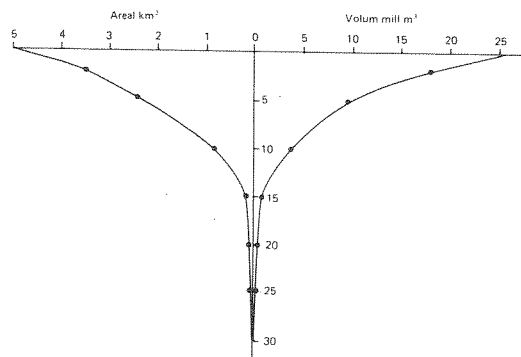
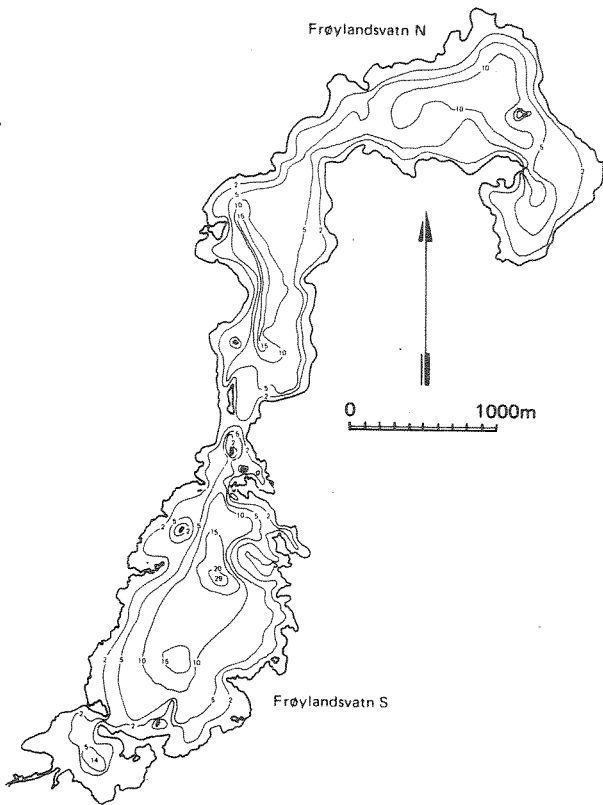
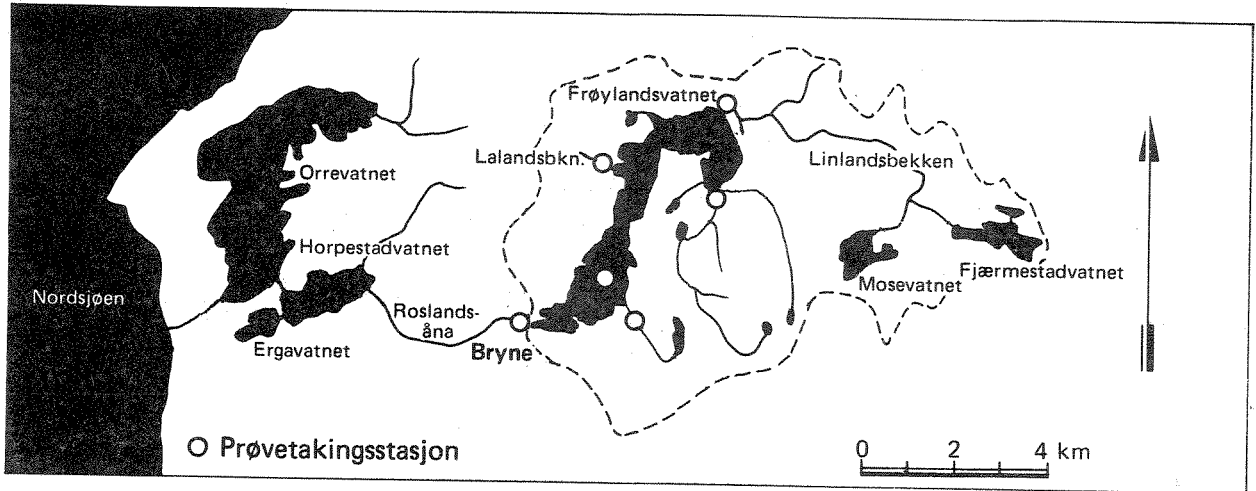
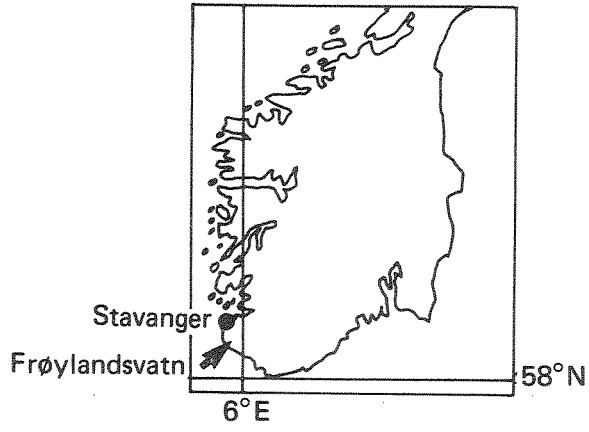


Fig. 3.1 Oversiktskarter

3.2 Inputdata

Nye inputdata ble lest inn for hver uke.

Vannføring og klimadata (vindhastighet, lufttemperatur, skydekkeprosent og lufttrykk) ble observert daglig. Klimadataene ble registrert ved Obrestad fyr, ca 15 km fra Frøylandsvatn.

Det ble tatt ukentlige prøver i elvene for analyse av vannkjemi.

Noen av de viktigste inputverdiene er vist på fig. 3.2.

3.3 Test av modellen mot observasjoner i 1981, 1982 og 1983

Data for kontroll av beregningene ble samlet inn fra sentrum av det sørligste innsjøbassenget, se fig. 3.1.

Simuleringene startet under vårsirkulasjonen i vannmassene. Nye outputverdier ble beregnet suksessivt fremover i tiden med en periode på 8 timer inntil sirkulasjonsperioden om høsten.

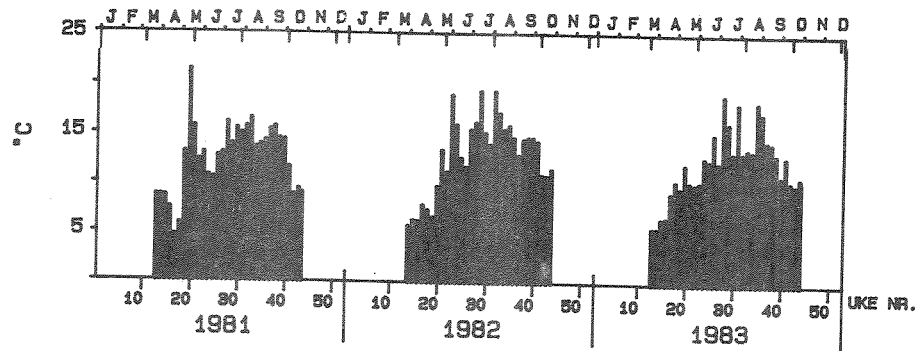
Et utvalg av simuleringsresultatene er sammenliknet med observerte verdier for årene 1981, 1982 og 1983, se fig. 3.3-3.6.

Temperatur

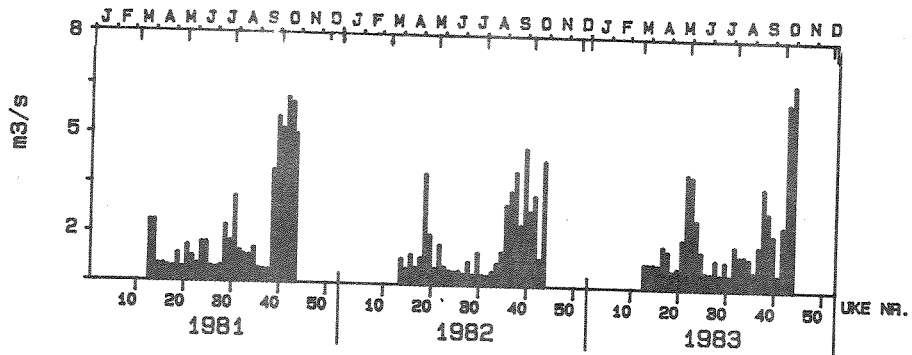
Modellen simulerte temperaturforholdene meget godt. Det var få avvik mellom simulerte og observerte verdier som kunne forventes å påvirke de kjemiske og biologiske variable i nevneverdig grad.

En tilfredsstillende simulering av temperatur gir også en indikasjon på at den vertikale transporten av de ulike kjemiske og biologiske komponentene er realistiske.

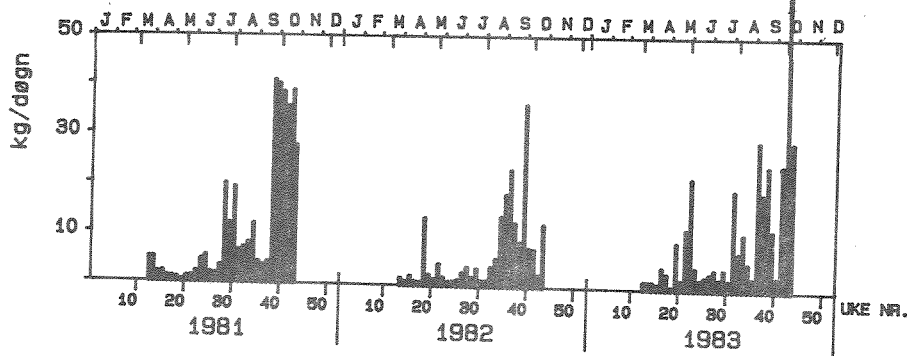
I en så grunn innsjø som Frøylandsvatn med en midlere dybde på 5 m, vil kortvarige perioder med sterk vind være tilstrekkelig til å forårsake sirkulasjon i vannmassene og dermed raskt bryte ned en eventuell vertikal sjiktning av vannmassene. Modellen, som benytter midlere ukesverdier av vinddataene, tok derfor kun i moderat grad hensyn til dette. Selv om vi simulerte effekten av vinden bedre og dermed eventuelt klarte å redusere enkelte avvik mellom simulerte temperaturer og de observerte øyeblikksverdiene, ville dette ikke nødvendigvis endre den noe mer langsiktige temperaturutviklingen.



vannføring



fosfat (P04)



nitrat (NO3) + ammonium (NH3)

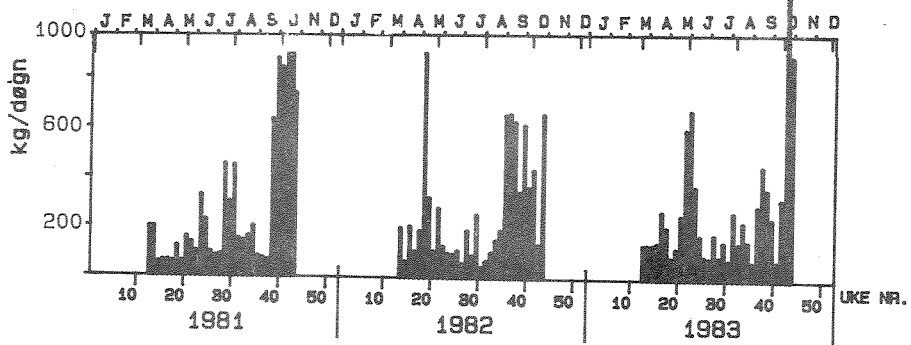
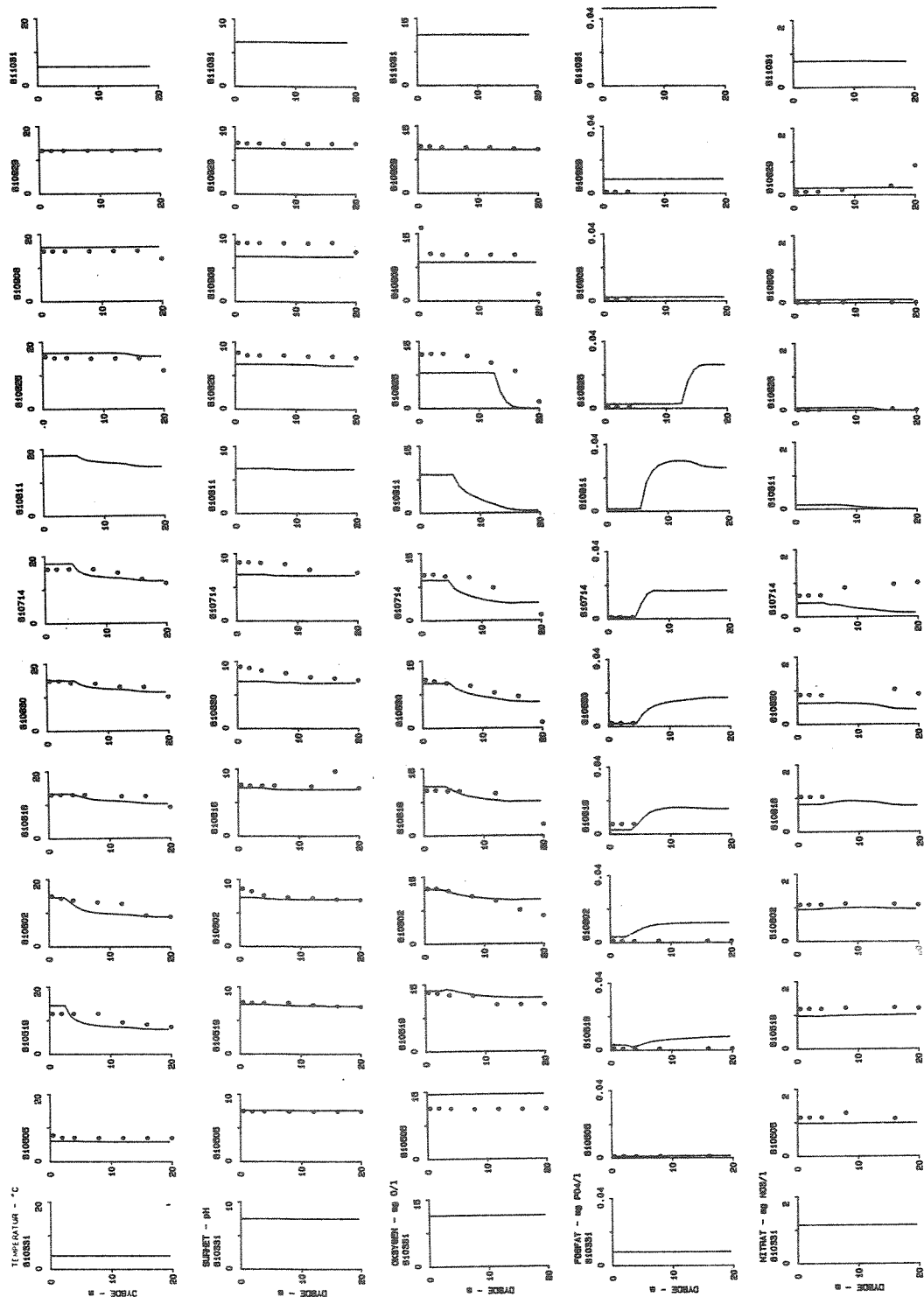


Fig. 3.2 Anvendte inputverdier i simuleringsperiodene. Lufttemperatur, vannføring, fosfat, nitrat + ammonium.



simulert : ——— , observert : ••

Fig. 3.3 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1981. Temperatur, surhet, oksygen, fosfat og nitrat.

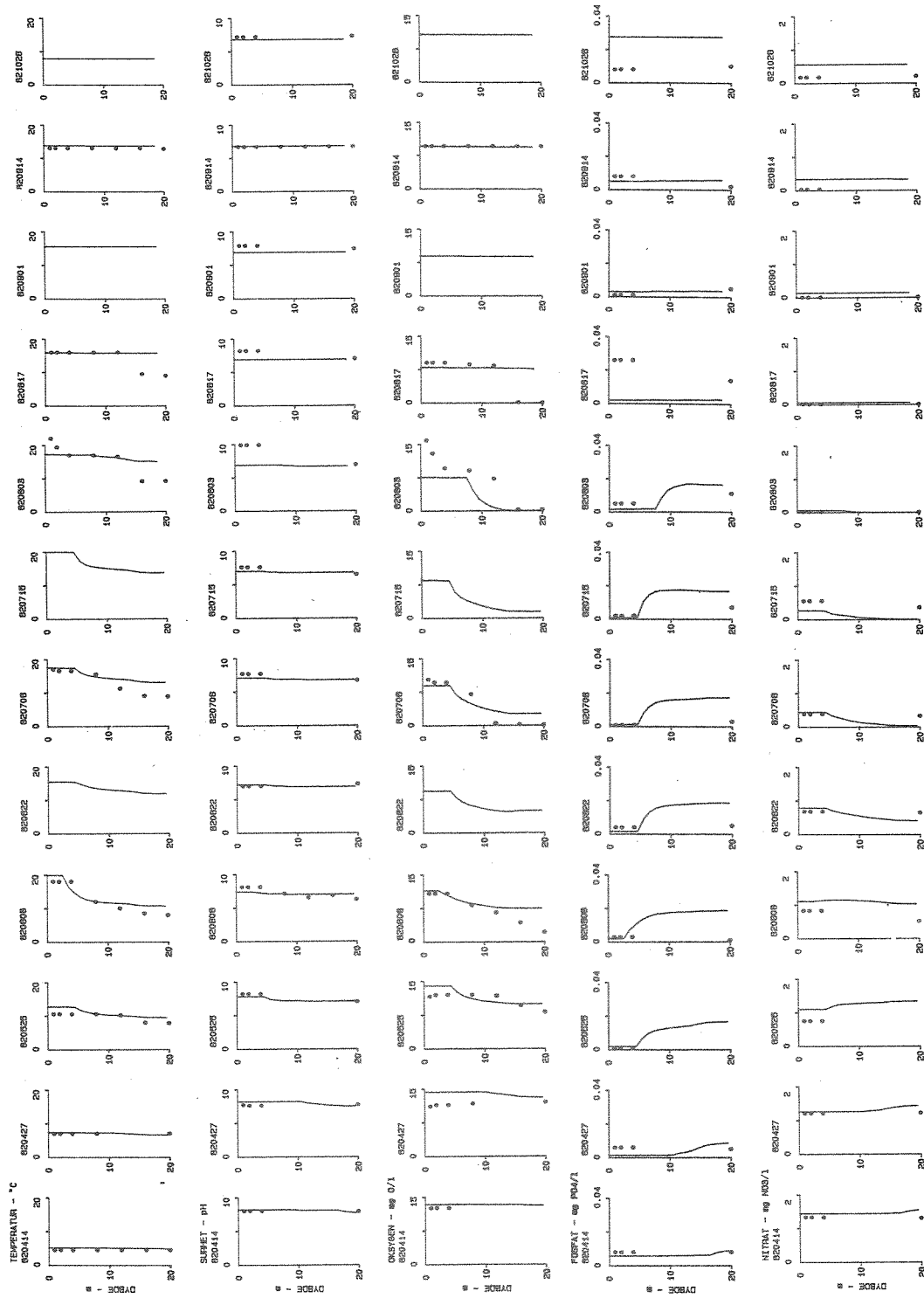
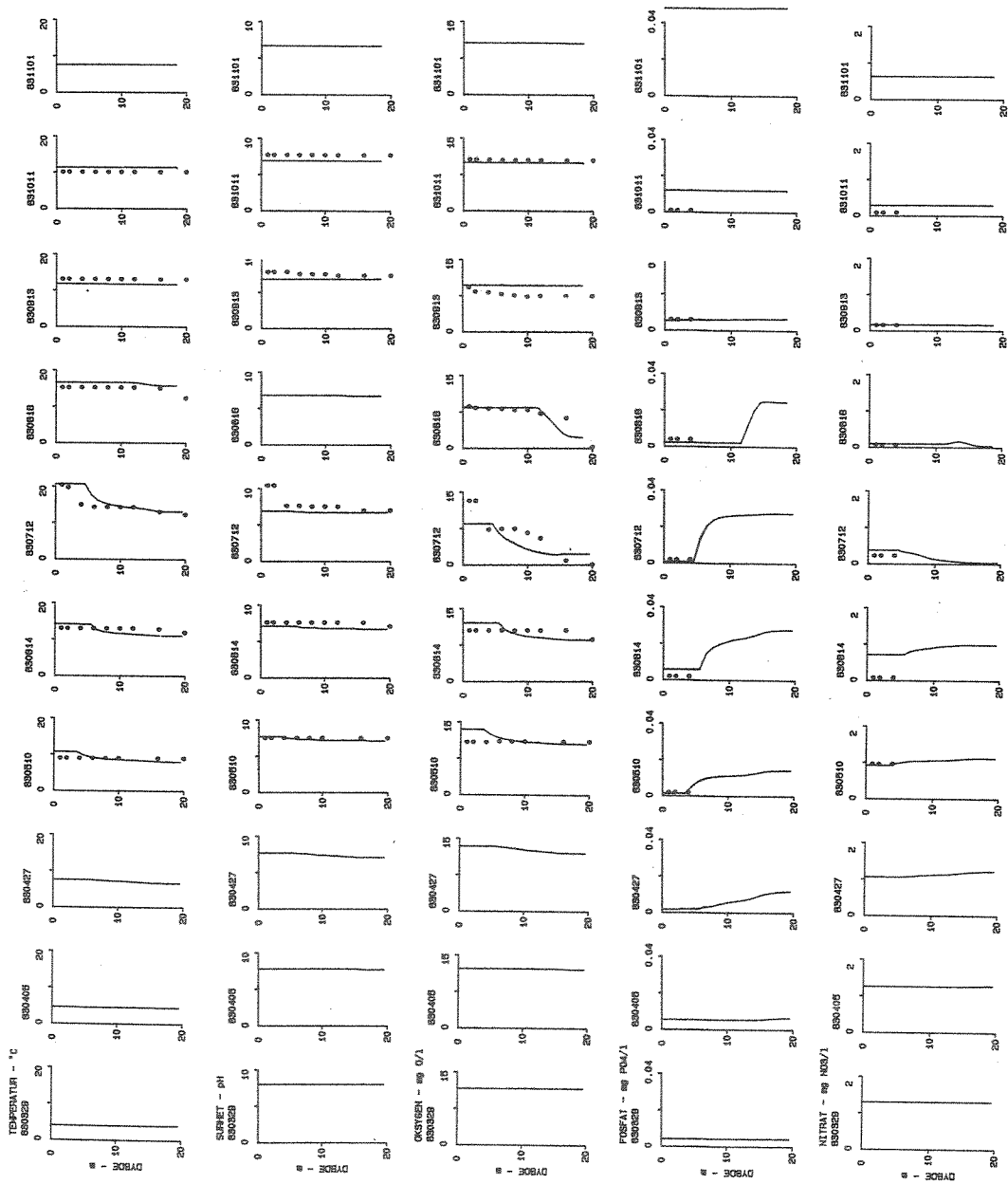


Fig. 3.4 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1982. Temperatur, surhet, oksygen, fosfat og nitrat.



simulert : — , observert : ••

Fig. 3.5 Simulerte og observerte dybdeprofiler 1983. Temperatur, surhet, oksygen, fosfat og nitrat.

Resultatene tyder på at den anvendte tidsopløsningen var tilstrekkelig med hensyn til temperatur.

Vannkjemi

Vannets surhetsgrad (nær pH 7,5) ble stort sett brukbart simulert. Imidlertid varierte verdiene lite i løpet av testperiodene. Modellen klarte ikke å gjengi den raske økningen midtsommers i overflaten på opp til 3 pH enheter. Økningen hadde sammenheng med en kortvarig "eksplosiv" algevekst som modellen ikke lyktes å simulere.

Oksygenforholdene ble gjennomgående godt simulert. Modellen klarte i rimelig grad å gjengi det observerte oksygensvinnet i bunnlagene i juli og august.

Modellen viste i likhet med observasjonene at fosfor (fosfat) virket begrensende på algeveksten. Konsentrasjonene i det øvre vekstlaget var gjennomgående nær null.

De simulerte verdiene viste en økende tendens nedover i vannmassene. Dette tildels på grunn av fosforlekkasje fra sedimentene i perioder med oksygenvinn. Bidraget av fosfat fra sedimentene i de ulike årene var i følge modellen 5 til 10% av tilførslene fra elvene i den perioden simuleringene ble utført for. Observasjonsmaterialet av fosfor i bunnlagene var for lite til at vi kan uttale oss om riktigheten av beregningene. I følge simuleringene ble imidlertid dette fosforet i liten grad transportert til overflatelagene og hadde derfor liten effekt på algeveksten. Som nevnt tok modellen ikke hensyn til kortvarig sterk vindpåvirkning. I virkeligheten er det sansynlig at enkelte vindepisoder kan sette igang vertikale strømmer som kan transportere bunnvann opp til overflaten.

Det må også forventes å oppstå fosforlekkasjer fra sedimentene ved pH-verdier over 9 (Faafeng 1985). Slike verdier ble som nevnt observert i overflaten i enkelte perioder, men ikke modellert.

Simuleringene viste i hovedtrekk god overensstemmelse med observerte nitrogenverdier (nitrat). Nitrogen (nitrat + ammonium) kan eventuelt også virke begrensende for algeveksten utover sommeren. Lave nitrogenverdier i overflatelaget fant imidlertid sted i perioder hvor også fosforverdiene var lave, slik at nitrogenverdiene i modellen ikke fikk innflytelse på algeveksten.

De observerte nitratverdiene avtok fra over 1 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ til nær 0 i løpet av sommeren. I følge modellen reduseres nitrat ved at det blir

tatt opp av alger og som følge av denitrifikasjon ved lavt oksygeninnhold. Simuleringene viste at nitratkonsentrasjonene bare ville blitt redusert med omkring 0,5 mg NO₃-N/l. dersom det kun ble redusert p.g.a. algevekst, og denitrifikasjon i de periodene hvor de oppsto lave oksygenverdier i de fri vannmassene. Imidlertid kan det oppstå oksygensvinn på overflaten til suspenderte partikler (Kinunnen 1982). For Frøylandsvatn, som har et meget høyt partikkelinnhold (ca 5 mg/l), ble det oppnådd rimelige nitrogenverdier ved å ta hensyn til dette. Vi har imidlertid beskrevet denne prosessen såpass enkelt at modellen bør brukes med ytterste varsomhet til prognoser av algevekst i partikkelrike innsjøer dersom nitrogen skulle vise seg å være klart begrensende næringsstoff.

For de øvrige kjemiske variable som modellen simulerte, var observasjonsmaterialet for lite for en tilfredsstillende kontroll. Vi nevner imidlertid at simulerte verdier av karbondioksyd, alkalitet og suspendert materiale viste rimelig samsvar med de fåtallige observasjonene som eksisterte.

Alger

Algene ble delt inn i gruppene: blågrønnalger, kiselalger og øvrige alger. Microcystis aeruginosa var dominerende blågrønnalge i 1981 og 1982, mens Oscillatoria agardhii var mest utbredt i 1983. Av kiselalgene var Asterionella formosa, Diatoma elongata og Stephanodiscus hantzschii v. pusillus de viktigste. Av de øvrige algegruppene var Chryptophyceae og grønnalger vanligst.

Som grunnlag for valg av de ulike vekstbeskrivende koeffisientene ble det, i den grad slikt materiale var tilgjengelig, benyttet resultater fra vekstforsøk ved NIVA (Källqvist, personlig meddelelse). Koeffisientene ble benyttet uendret for alle simuleringene.

I modellen blir algemengdene beregnet som tørrvekt. For å sammenlikne med de observerte verdiene var det nødvendig å presentere resultatene som våtvekt. For kiselalgene ble det antatt at forholdet mellom tørrvekt og våtvekt var 0,25. For de resterende algene ble forholdet satt lik 0,15.

Modellen gjenga hovedtrekkene i algeutviklingen (fig. 3.6). Algeinnholdet var stort om våren, avtagende i første del av sommeren og en ny topp på høsten. Det var neglisjerbar algevekst under 4 m's dyp.

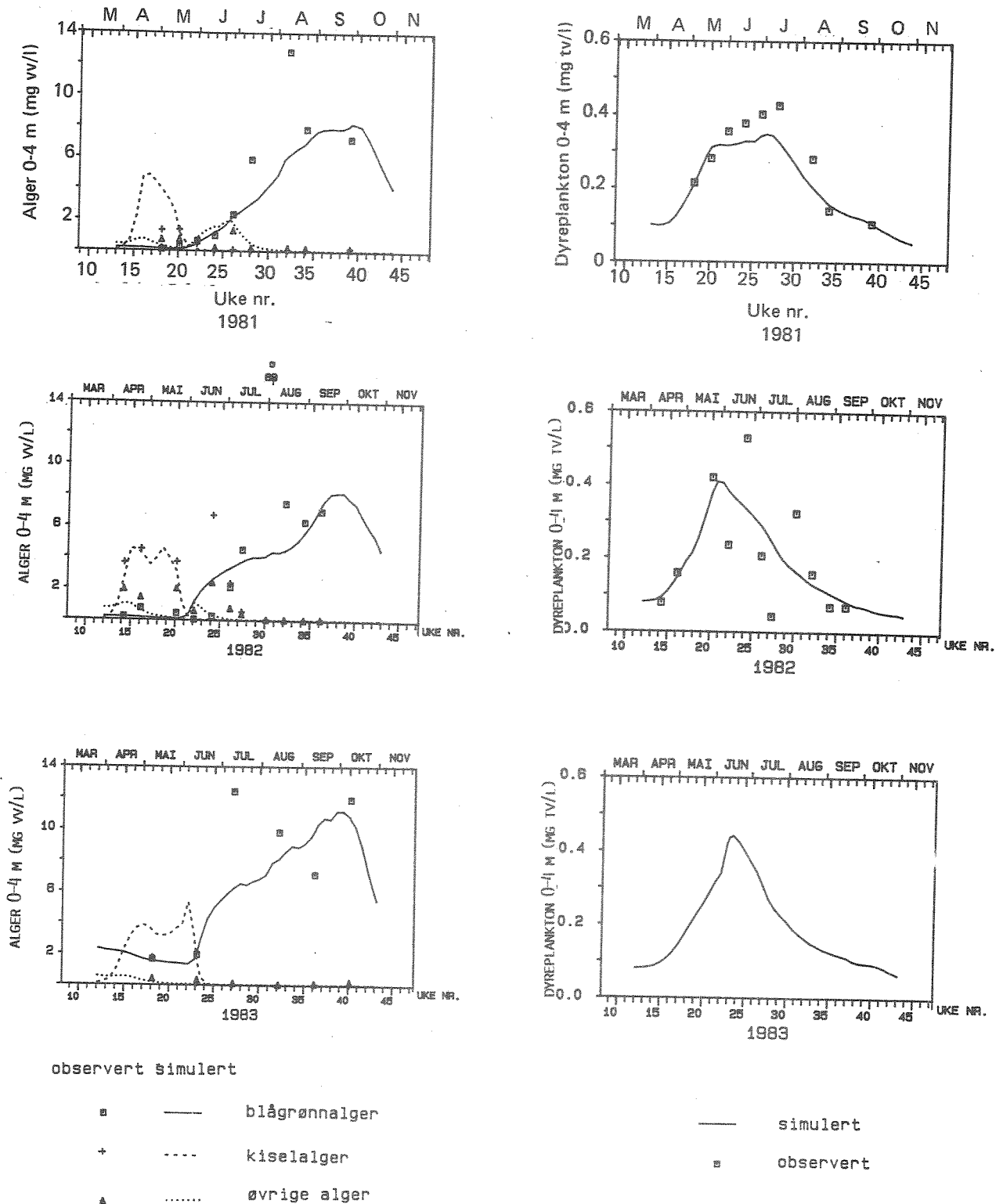


Fig. 3.6 Observerte og simulerte alge- og dyreplanktonverdier 0 -4 m.

I følge modellen var algekonsentrasjonene lave tidlig på våren på grunn av lav temperatur og sirkulasjon i vannmassene. Etterat det ble dannet et sprangsjikt økte algeinnholdet raskt. Dette p.g.a. høyt næringssaltinnhold etter vårsirkulasjonen samt tilførsler via elvene. Kiselalgene, som har et konkurransemessig fortrinn overfor de andre algene ved lave vanntemperaturer, ble dominerende. Den påfølgende raske reduksjonen skyldes fosforbegrensning samt disse algenes svekkede konkurranseevne ved stigende vanntemperatur.

Utover sommeren og høsten økte igjen algeinnholdet. Dette p.g.a. økte næringssalttilførsler og høyere vanntemperatur. Lave blågrønnalgeverdier etter at kiselalgeoppblomstringen var avsluttet la forholdene til rette for en relativ sterk vekst av de øvrige algene. Disse ble imidlertid utkonkurrert av de mer langsomtvoksende, men mindre lys- og næringssaltkrevende blågrønnalgene som fullstendig ble dominerende utover høsten. På grunn av redusert lystilgang og redusert vanntemperatur med påfølgende sirkulasjon i vannmassene avtok konsentrasjonene raskt utover i oktober.

Kiselalgenes våroppblomstring viste overveiende bra overenstemmelse med observasjonene både med hensyn til maksimumsverdier og varighet.

I modellen ble kiselalgeveksten begrenset av fosfor og temperatur. Silisium er et nødvendig stoff for å bygge opp kiselalgenes skall. Observasjoner viste at silisiumkonsentrasjonene var høye tidlig på våren og avtok samtidig som kiselalgeverdiene avtok. Simuleringsresultatene ville trolig blitt mer pålitelige om vi også hadde nyttet silisium som vekstbegrensende stoff.

En spesiell høy observert kiselalgeverdi i juni 1982 skyldes algen Fragellaria crotonesis som kun var mengdemessig betydelig i denne korte perioden. Denne algens spesielle egenskaper ble ikke tatt hensyn til i modellen. Dette resulterte i noe for høye simulerte verdier av blågrønnalger og dermed for lave verdier av de øvrige algene. Eksempelet viser hvordan den simulerte veksten av gruppen "øvrige alger" var meget følsom overfor i hvilken grad kisel- og blågrønnalgene var til stede. Modellen må følgelig benyttes med varsomhet ved prognoser angående dette.

Selv om de simulerte blågrønnalgeverdiene ga en pålitelig gjengivelse av virkeligheten ble det i alle årene observert en kortvarig topp midt på sommeren som modellen ikke klarte å gjengi. Dette kan skyldes blågrønnalgenes evne til selv å kunne regulere sin oppholdsdybde. Dersom det oppstår en spesielt høy ansamling nær overflaten kan dette

medføre at pH-verdiene økes tilstrekkelig til at det frigis fosfor fra sedimentene, hvilket gir næring til en ytterligere vekst o.s.v. Modellen var i stand til å beregne veksten som følge av en slik pH-økning/fosforlekkasje, men var ikke egnet til å simulere hvordan prosessen startet eller det meget raske konsentrasjonsfallet ned mot "normale" verdier. De fysiologiske prosessene om blågrønnalgenes egenvandring og periodevis raske sedimentasjon er foreløpig for lite kjent til at det er mulig å ta hensyn til dem i tilstrekkelig grad.

Modellen tok hensyn til at det kunne oppstå fosforlekkasje fra sedimentene ved høye pH-verdier og ved oksygensvinn i vannmassene.

De simulerte lekkasjene som følge av oksygensvinn i bunnvannet var på drøye 200 kg PO_4 -P pr. år. Dette utgjorde ca 10% av tilførselene fra elvene i simuleringperioden. På grunn av liten transport av bunnvann til vekstlaget i de øverste metrene hadde disse tilførselene liten betydning for den modellerte algeveksten. I virkeligheten kan det imidlertid tenkes at en noe større andel av bunnvannet kan bli ført opp til overflaten i perioder med sterk vind.

Det ble ikke modellert tilstrekkelig høye pH-verdier (>pH 9.0) til å sette igang fosforlekkasje fra sedimentene. Imidlertid viste enkelte observasjoner i overflatelaget verdier på opp mot pH 10 midt på sommeren, hvilket rimeligvis har forårsaket fosforlekkasje fra sedimentene. Det foreligger ikke tilstrekkelig observasjonsmateriale fra Frøylandsvatn til at vi kan fastslå hvor store disse tilførselene var. Imidlertid ga en ekstra dosering på tilsammen 1000 kg fosfat i de tre siste ukene av juli i 1981 en modellert algeoppblomstring i samsvar med observasjonene (fig. 4.3).

Dyreplankton

Det ble kun simulert totalt dyreplanktoninnhold. D.v.s. at det ikke ble tatt hensyn til de spesielle egenskapene som de ulike gruppene måtte ha, slik det ble gjort for algene. De simulerte verdiene var i rimelig samsvar med de observerte (fig. 3.6). Det var typisk at dyreplanktonverdiene var størst i første del av sommeren da det var god tilgang på mat i form av kiselalger og enkelte andre grupper. Reduksjonen utover sommeren skyldes at blågrønnalgene i mindre grad var egnet som næring.

4. BRUK AV MODELLEN FOR Å STUDERE EFFEKTER AV ENDREDE INPUTVERDIER

Vi ønsket å studere modellens følsomhet overfor enkelte av inputvariablene. Dette gir informasjon om i hvilken grad usikkerhet og feil i inputdataene kan forventes å påvirke simuleringsresultatene. Videre viser enkelte av eksemplene hvordan modellen kan nyttes til å prognosere endringer i innsjøen som følge av tiltak. Enkelte av eksemplene har liten relevans til Frøylandsvatn, men er ment som en demonstrasjon av modellens anvendelsesmuligheter.

Vi tok utgangspunkt i de simulerte resultatene for 1981.

Lufttemperaturen ble henholdsvis systematisk økt og redusert med 5°C i forhold til observasjonene i 1981. Varmere lufttemperatur medførte opp til et par grader varmere overflatevann og lavere oksygenverdier (fig. 4.1). Ved redusert lufttemperatur ville det neppe ha oppstått oksygenvinn i bunnvannet. Kaldere klima/vanntemperatur førte videre til at kiselalgene fikk en lengre vekstsesong på bekostning av blågrønnalgene og de øvrige algene. Varmere klima/vanntemperatur ga en moderat økning i veksten av blågrønnalgene på bekostning av gruppen "øvrige alger". Tilstedeværelsen av gruppen "øvrige alger" var meget følsom overfor temperaturendringer. Følsomheten var såpass stor at påliteligheten til de prognoserte endringene er tvilsomme. Imidlertid viser eksemplet at en tilsynelatende ubetydelig temperaturendring i vannmassene kan innvirke i vesentlig grad på den mengdemessige fordelingen av de ulike algene.

Vannets innhold av fosfor ved simuleringens start under vårsirkulasjonene var spesielt viktig for utviklingen av kiselalgene (fig. 4.2).

Dersom blågrønnalgekonsentrasjonen var lav under vårsirkulasjonen ble denne gruppens utvikling utover sommeren forsinket i forhold til i 1981. Dette favoriserte veksten av de øvrige algene. Høy startkonsentrasjon av blågrønnalger innvirket i liten grad på kiselalgenes vekst, men resulterte i at de øvrige algene ble mengdemessig neglisjerbare. Blågrønnalgenes maksimumsverdier på høsten var lite følsom overfor endrede startverdier.

Eksempelet viser at for å oppnå pålitelige simuleringsverdier, spesielt i første del av sommeren, er det viktig at det foreligger observasjoner fra sirkulasjonsperioden om våren.

Halvvering av fosfortilførslene samt fosforkonsentrasjonen ved simuleringens start om våren, reduserte algekonsentrasjonene til

omtrent halvdel (fig. 4.3). Økt tilgang på fosfor førte til økt biologisk respons.

Vannføringene inn og ut av innsjøen ble endret. Stofftransporten ble holdt uforandret. Reduserte vannføringer førte til økte algekonentrasjoner (fig. 4.3). Økningen var størst om høsten. En slik situasjon kunne f.eks. oppstå dersom vannet fra et delnedbørfelt med næringsfattig vann ble magasinert eller overført til et annet vassdrag. Økt vanngjennomstrømning førte til redusert algeinnhold. Dette kunne f.eks. skje ved å tilføre næringsfattig vann fra et nabovassdrag.

Vi antok så at 1981-forholdene ble endret ved at utløpets plassering ble flyttet til nær bunnen av innsjøen. I følge modellen ville et slikt dypvannsuttak fått liten betydning for algeveksten. Utskiftningen av bunnvannet medførte at det ikke oppsto oksygenvinn der.

Vi tenkte oss at innsjøen ble nyttet som magasin. Ved å lagre alt tilløpsvannet økte vannstanden og overflatearealet fra henholdsvis 20 m og 5 km² til 25 m og ca 5,5 km² i løpet av simuleringsperioden. En slik fylling vil ha vært aktuell dersom magasinet skulle vært nyttet til produksjon av elektrisk kraft. I følge simuleringene ville dette medført en betydelig økt algevekst (fig. 4.3). Dette skyldes at sprangsjiktet ble noe bedre utviklet slik at det algerike overflatelaget i mindre grad ble blandet med de dypere liggende vannmassene, samt at algemengden ikke ble redusert p.g.a. vannuttak overflaten.

Vi tenkte oss så et magasin med sterkt nedtapping i løpet av sommeren. Dette kunne ha vært tilfelle dersom vannet i innsjøen hadde vært nyttet til f.eks. vannverksformål eller jordbruksvanning. I tillegg til de observerte utløpsvannføringene ble det tappet ytterligere 1 m³/s. Uttaket ble plassert nær bunnen. Dette resulterte i at vannstanden og overflatearealet avtok fra henholdsvis 20 m og 5 km² til 10 m og 1 km² i løpet av simuleringsperioden. Dette ville ha ført til en vesentlig økt algeproduksjon (fig. 4.3). Økningen ville ha vært spesiell stor utpå høsten. Utover høsten viste simuleringene at vannmassene ble relativt godt blandet både ved bruk av 1981 originaldata og ved det tenkte tapningsmagasinet. Den økte algeveksten skyldtes fortrinnsvis at det ble mindre volum å fordele algene på ettersom magasinet ble tappet ned. Dypvannsuttaket resulterte også i at oksygenforholdene ble gode.

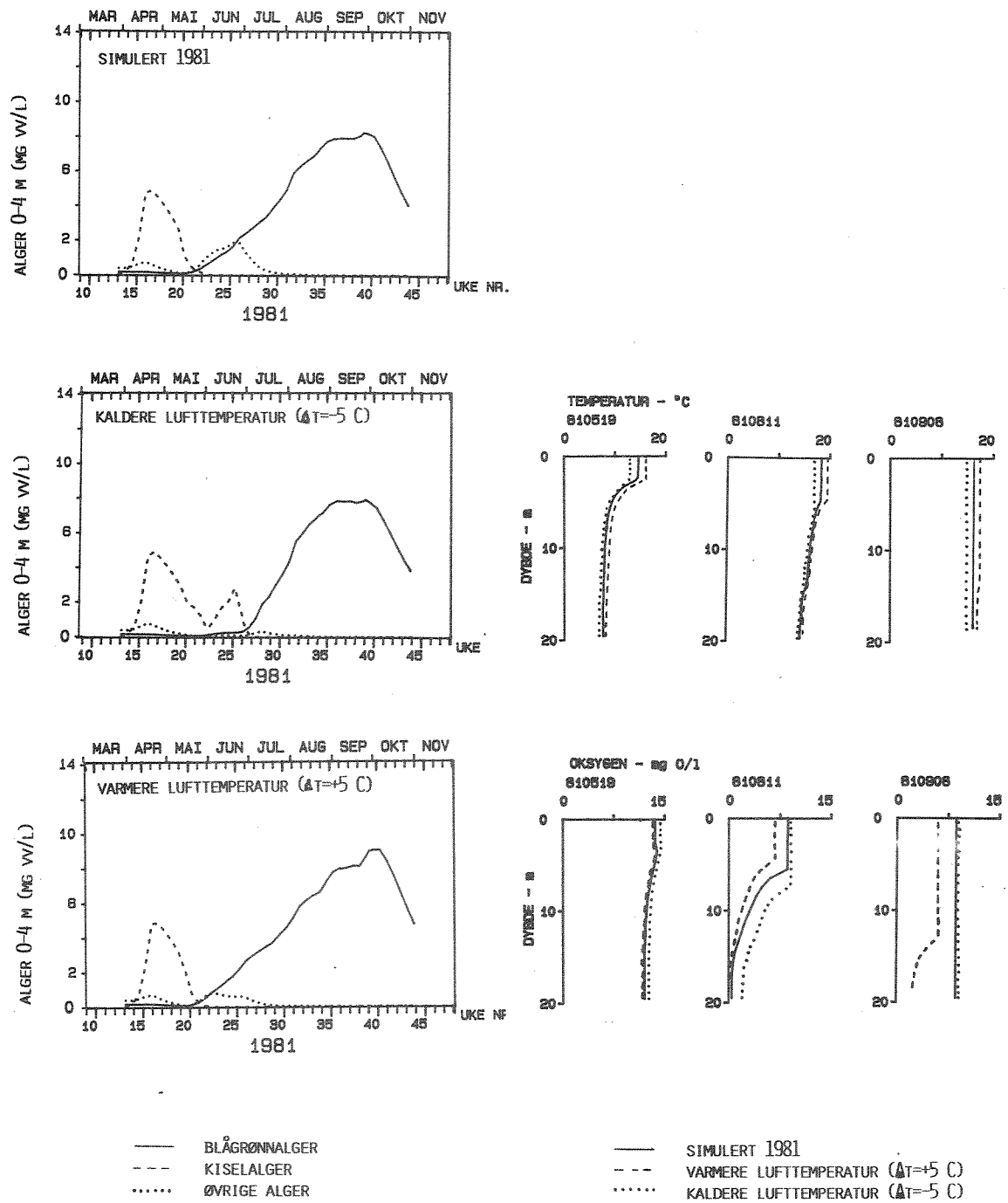
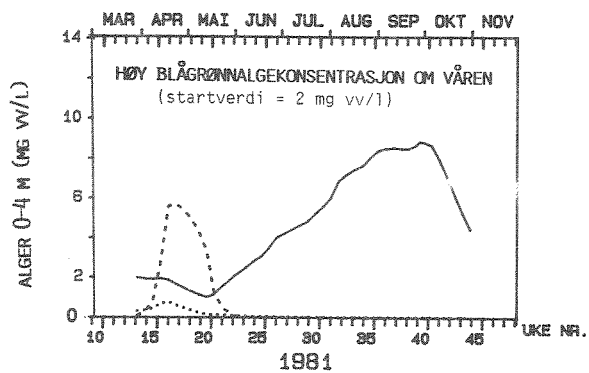
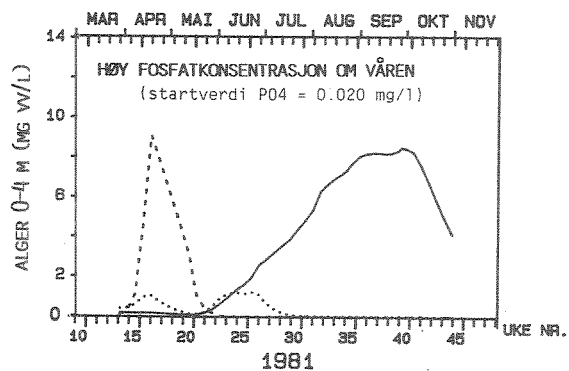
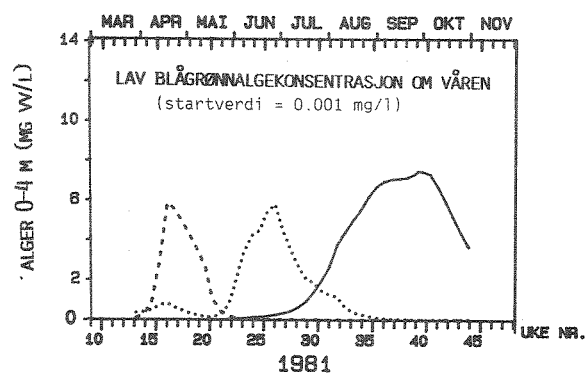
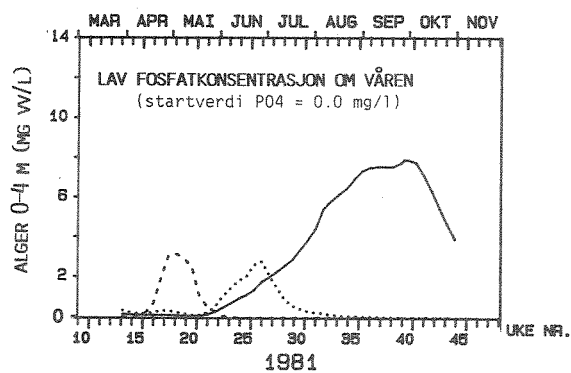
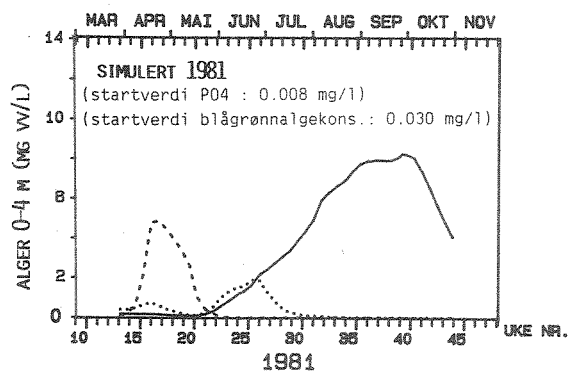


Fig. 4.1 Endring av inputverdier 1981. Lufttemperatur.



— BLÅGRØNNALGER
- - - KISELALGER
..... ØVRIGE ALGER

Fig. 4.2 Endring av inputverdier 1981. Konsentrasjoner ved simuleringens start om våren av fosfor og blågrønnalger.

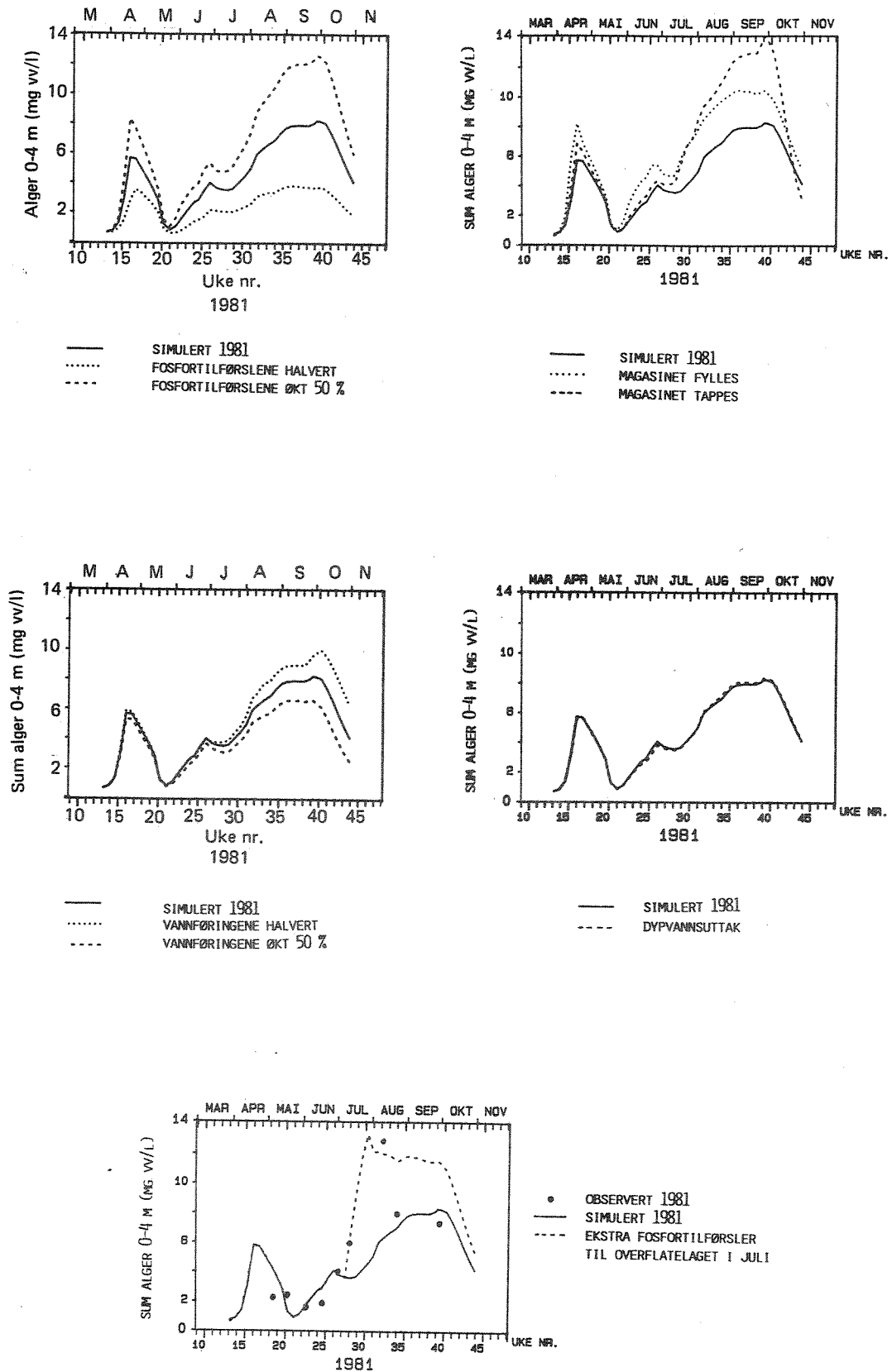


Fig. 4.3 Endring av inputverdier 1981. Fosfortilførsler, vannføringer, magasinering og dypvannsuttak.

5. SLUTTBEMERKNINGER

Den fysiske delen av modellen omfatter tilløp, utløp og vertikal utveksling av vann og varme i innsjøen. Selv om bestemmelsen av diffusjonskoeffisientene m.m. nok kan forbedres, beskriver modellen disse prosessene godt. For bruk av modellen på Frøylandsvatn hadde usikkerheten i de fysiske forholdene relativt liten betydning for de endelige kjemiske og biologiske simuleringsresultatene.

Den kjemisk-biologiske delen av modellen beskriver et meget komplekst samspill av ulike prosesser. Modellen beskriver mange av de viktigste prosessene, men dette vil likevel representere en betydelig forenkling av virkeligheten. Det er forbundet med store problemer å bestemme de ulike koeffisientene som beskriver reaksjonshastighetene m.m. med tilstrekkelig nøyaktighet. Det er spesielt viktig å bestemme koeffisientene som angår fosfor og algevekst realistisk. Koeffisientene vil også kunne endres over tid. Ulike algesammensetninger krever f.eks. ulike koeffisienter. Algetester i laboratorier og erfaringer fra andre undersøkelser er til god hjelp. Men for en rekke av koeffisientene er det nødvendig med kalibrering mot observerte data.

Modellen simulerer i alt 20 variable. Manglende observasjonsdata hindrer vanligvis en test på alle disse. En best mulig presisjon i simuleringsresultatene kan lett føre til et uoverkommelig behov for kontrolldata. I praksis må dette avpasses i forhold til økonomi og den nøyaktighet det er behov for i hvert enkelt tilfelle. Det er imidlertid ikke være forsvarlig å bruke modellen på innsjøen uten at det foreligger kalibreringsdata.

Fosforlekkasje fra sedimentene viste seg å ha betydning for resultatene. Det ville vært ønskelig med et bedre observasjonsmateriale for å kunne beskrive disse prosessene mer pålitelig. Spesielt gjaldt dette tilførselene fra grunnvannsedimentene på grunn av høyt pH innhold i vannmassene.

Våre beregninger gjaldt for sommersesongen. De egenskapene som avgjør i hvilken grad algene overlever på eksistensminimum i løpet av vinteren ville ikke kunne prognoseres ved bruk av "sommerkoeffisientene". Koeffisientenes verdier måtte i så fall tilpasses spesielt. Den fysiologiske kunnskapen om hvorfor de ulike algene er til stede eller ikke er mangelfull. Bruk av modellen for prognose av algeutviklingen som følge av tiltak vil sikrest kunne utføres for en kjent startsituasjon om våren.

Simuleringsresultatene for Frøylandsvatn viser at modellen kan være nyttig til å prognosere hvordan effekten av tiltak i nedbørfeltet kan influere på de økologiske forholdene i innsjøen. Den kan være til hjelp for å klarlegge enkeltfaktorenes betydning på helheten, være til hjelp for å kunne skille viktige prosesser fra de mindre viktige og dermed øke forståelsen av innsjøens økosystem generelt. Dette kan også utnyttes til å utarbeide et hensiktsmessig program for datainnsamling i felt.

Vi understreker at modellen ikke gir noe fasitsvar, men kun er et hjelpemiddel. Det er fortsatt brukeren som må ta beslutninger eller gi råd ut fra generell økologisk forståelse. Grunnlaget for beslutningene/rådene vil imidlertid i mange tilfeller utvilsomt bli sterkt forbedret ved bruk av modellsimuleringer.

6. REFERANSER

- Chen, C.W. and Orlob, G.T. 1972. Ecological Simulation for Aquatic Environments. Final Report prepared for the Office of Water Resources Research. U.S. Department of the Interior. Water Resources Engineers, Inc. Walnut Creek, California.
- Faafeng, B. og medarb. 1985: Overvåking av Orrevassdraget 1979-83. Statlig program for forurensningsovervåking. Hovedrapport (191A/85) og Datarapport (191B/85). 0-8000217. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Gaume, A.N. and Duke, J.H. 1974: Simulation of measured water quality and ecologic responses of Barletts Ferry reservoir using the reservoir ecologic modell EPAECO. Water Resources Engineers, Walnut Creek, California.
- HEC 1978. Water Quality for River-Reservoir System. U.S. Army Corps of Engineers. The hydrologic Engineering Center. California.
- Kauranne, T. 1983. Computer Program documentation for the Lake Model FINNECO and the River Model QUAL-II. National board of Waters, Finland. Helsinki.
- Kinnunen, K., Nyholm B., Frisk, T., Kyla-Harakka and Kauranne T. 1982. Water Quality Modeling of Finnish Water Bodies. Publication of the National Board of Waters 46. Helsinki.
- Tjomsland, T. og Faafeng B. 1986. Simulering av økologiske forhold i Gjersjøen ved bruk av modellen FINNECO. Rapport nr. 2. E-86600, 0-85112, 0-86090. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

VEDLEGG : Eksempel på resultatutskrift

Frøylandsvatn 1981

SIMULATION DAYS	216
SPECIAL PRINT DAYS	12
OUTPUT FREQ(DAYS)	999
VERT OUTPUT	1
OUTPUT INTERVAL(HRS)	2
NUM OUTLETS	1
WEATHER OBS HRS	24
WEATHER FREQ	7
LOADING FREQ	7
REPEATED EX	3
NUMBER TRIBS	5
ALGAE GROUPS	5
NO.VERT.PROF.PTS.	2

NORMAL DZ	1.00
MAXIMUM EL	24.0
EX DEPTH	1.700E+00
EVAP COEFF A	1.000E-09
EVAP COEFF B	2.000E-09
MIN STAB	-.100E-01

CRITICAL STAB	2.000E-06
LOW GRAD COFF	1.000E-04
CALC INTERCEPT	1.025E-08
EXPONENT	-7.000E-01
REACH LENGTH	6.000E+03
WATER SURFACE	2.000E+01

WINTER CONDITIONS

CRITICAL STAB	2.000E-06
LOW GRAD COFF	1.000E-04
CALC INTERCEPT	2.000E-10
EXPONENT	-1.000E+00
REACH LENGTH	6.000E+03
WATER SURFACE	2.000E+01

OUTLET	ELEVATION	EFF WIDTH
1	1.850E+01	3.000E+00

DECAY COEFFICIENTS

BOD, PER DAY .100
 NH3-N, PER DAY .200
 NO3-N, PER DAY 2.000
 NO2-N, PER DAY .300
 DETRITUS, PER DAY .010
 ORG.SED., PER DAY .005
 HYG.IND., PER DAY .150
 LIGN.SULPH., PER DAY .020
 PHOSPH.LEACH., PER DAY .020
 PHOSPH.PREC., PER DAY .050

THETA PARAMETERS A AND B

BOD 1.04700 .00000
 NITRIF.RATE 1.08000 .00000
 DENITRIF.RATE 1.08000 .00000
 DETRITUS DECAY 1.12500 -.00270
 ORG.SED. DECAY 1.12500 -.00270
 HYG.IND. DECAY 1.06000 .00000
 LIGN.SULPH.DECAY 1.15800 -.00530
 PHOSPH.LEACH RATE 1.12500 -.00270
 PHOSPHATE PHOSP.PREC. 1.08000 .00000
 NITRITE DECAY RATE 1.08000 .00000

ZOOPLANKTON RATE COEFFICIENTS

GROWTH .120E+00
 MORTALITY .500E-02
 ACTIVE RESPIRATION .200E-01
 PASSIVE RESPIRATION .100E-02
 THETA PARAMETERS A AND B .108E+01
 -.500E-02

CHEMICAL EQUIVALENCE

OXYGEN CONSUMPTION OF NITRIFICATION	3.50000
OXYGEN PRODUCTION OF DENITRIFICATION	1.200
OXYGEN CONSUMPTION OF DETRITUS DECAY	2.000
OXYGEN PRODUCTION OF ORG.SEDIMENT DECAY	2.000
OXYGEN PRODUCTION OF ALGAL GROWTH	1.800
OXYGEN CONSUMPTION OF ALGAL RESPIRATION	1.600

DETRITUS DATA

PHOSPHORUS FRACTION OF DETRITUS	.006
NITROGEN FRACTION OF DETRITUS	.040
CARBON FRACTION OF DETRITUS	.400
DETRITUS SEDIMENTATION RATE	.200

RESPIRATION RATES, PER DAY

	ACTIVE	PASSIVE
ALGAE GROUP NUMBER 1	.100E+00	.100E-02
ALGAE GROUP NUMBER 2	.200E+00	.100E-02
ALGAE GROUP NUMBER 3	.200E+00	.100E-02
ALGAE GROUP NUMBER 4	.200E+00	.100E-02
ALGAE GROUP NUMBER 5	.200E+00	.100E-02

ORGANIC SEDIMENT DATA

PHOSPHORUS FRACTION OF ORGANIC SEDIMENT	.00600
NITROGEN FRACTION OF ORGANIC SEDIMENT	.04000
CARBON FRACTION OF ORGANIC SEDIMENT	.40000

BOD DATA

PHOSPHORUS FRACTION OF BOD	.00250
NITROGEN FRACTION OF BOD	.01000
CARBON FRACTION OF BOD	.20000

MAXIMUM SPECIFIC GROWTH RATE, PER DAY

PHYTOPLANKTON, GROUP 1	.9000000
PHYTOPLANKTON, GROUP 2	2.0000000
PHYTOPLANKTON, GROUP 3	3.0000000
PHYTOPLANKTON, GROUP 4	1.3000000
PHYTOPLANKTON, GROUP 5	2.3000000

SPECIFIC MORTALITY RATE, PER DAY

PHYTOPLANKTON, GROUP 1	.0050000
PHYTOPLANKTON, GROUP 2	.0050000
PHYTOPLANKTON, GROUP 3	.0050000
PHYTOPLANKTON, GROUP 4	.0050000
PHYTOPLANKTON, GROUP 5	.0050000

PHYTOPLANKTON, GROUP	1	2	3	4	5
PHYTOPLANKTON, GROUP	.000E+00	.100E+00	.100E+00	.100E+00	.100E+00
PHYTOPLANKTON, GROUP	.200E-01	.500E+00	.500E+00	.500E+00	.500E+00
PHYTOPLANKTON, GROUP	.10	.30	.30	.50	.30
PHYTOPLANKTON, GROUP					
PHYTOPLANKTON, GROUP					

HALF-SATURATION CONSTANTS OF ALGAE

ALGAE	1	2	3	4	5
ALGAE	.001	.020	.020	.040	.060
ALGAE	.003	.020	.030	.060	.060
ALGAE	.003	.030	.030	.060	.010
ALGAE	.003	.040	.060	.060	.010

TEMPERATURE TOLERANCE LIMITS, DEGREE C

ALGAE	1	2	3	4	5
ALGAE	.000	.000	.000	.000	.000
ALGAE	30.000	30.000	30.000	13.000	27.000
ALGAE					
ALGAE					
ALGAE					

NO	ELEVATION	SEC AREA	CULM VOL	DELTA VOL	DELTA A
1	.0	1.000E+05	.000E+00	1.050E+05	1.000E+04
2	1.0	1.100E+05	1.050E+05	1.150E+05	1.000E+04
3	2.0	1.200E+05	2.200E+05	1.250E+05	1.000E+04
4	3.0	1.300E+05	3.450E+05	1.350E+05	1.000E+04
5	4.0	1.400E+05	4.800E+05	1.450E+05	1.000E+04
6	5.0	1.500E+05	6.250E+05	1.750E+05	5.000E+04
7	6.0	2.000E+05	8.000E+05	2.500E+05	1.000E+05
8	7.0	3.000E+05	1.050E+06	4.000E+05	2.000E+05
9	8.0	5.000E+05	1.450E+06	6.000E+05	2.000E+05
10	9.0	7.000E+05	2.050E+06	8.000E+05	2.000E+05
11	10.0	9.000E+05	2.850E+06	1.050E+06	3.000E+05
12	11.0	1.200E+06	3.900E+06	1.350E+06	3.000E+05
13	12.0	1.500E+06	5.250E+06	1.650E+06	3.000E+05
14	13.0	1.800E+06	6.900E+06	1.950E+06	3.000E+05
15	14.0	2.100E+06	8.850E+06	2.250E+06	3.000E+05
16	15.0	2.400E+06	1.110E+07	2.600E+06	4.000E+05
17	16.0	2.800E+06	1.370E+07	3.000E+06	4.000E+05
18	17.0	3.200E+06	1.670E+07	3.500E+06	6.000E+05
19	18.0	3.800E+06	2.020E+07	4.100E+06	6.000E+05
20	19.0	4.400E+06	2.430E+07	4.700E+06	6.000E+05
21	20.0	5.000E+06	2.900E+07	5.050E+06	1.000E+05
22	21.0	5.100E+06	3.405E+07	5.150E+06	1.000E+05
23	22.0	5.200E+06	3.920E+07	5.250E+06	1.000E+05
24	23.0	5.300E+06	4.445E+07	5.350E+06	1.000E+05
25	24.0	5.400E+06	4.980E+07	.000E+00	.000E+00

SUMMARY OF OUTPUT FOR SIMULATION DAY 181 (JUN 30) INTERVAL 2 (3 PER DAY)

METEOROLOGIC DATA

SHORTWAVE RAD(KC/M2/S) 8.899E-02
 LONGWAVE RAD(KC/M2/S) 7.578E-02
 DRY BULB TEMP(DEG C) 13.000
 DEW POINT TEMP(DEG C) 9.200
 WIND SPEED(M/SEC) 1.440
 EVAPORATION RATE(M/M) .082
 TOTAL EVAPORATION(M) .304
 HEAT CONTENT (MCAL) .41006E+09

GENERAL INFORMATION

WATER ELEV(M) 1.97E+01
 SURF AREA(M2) 5.00E+06
 TOTAL VOL(M3) 2.76E+07
 TOTAL INFLOW(CMS) 4.24E-01
 TOTAL OUTFLOW(CMS) 4.50E-01
 RESIDENCE TIME(D) 7.10E+02
 ALGAL PROD(MG/M2/D) -3.484
 A. INNIAK (MG C/M2/D) 242.
 SUM A. INNIAK(G C/M2) 25.

MEAN 0- 4. M (UG/L)

ALG 1 ALG 2 ALG 3 ALG 4 ALG 5 ALG 6 ALG 7 ALG 8 ALG 9 ALG10 SUM ZOO
 332. 1. 38. 1. 231. 0. 0. 0. 0. 0. 603. 342.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

TRIB	TEMP C	DO KG/D	BOD MG/L	ALKA MG/L	PH	CO2C UG/L	NH3N UG/L	NO3N UG/L	NO2N UG/L	P04P UG/L	HYGIND MPN/100	ALG1 UG/L	AL U
1	13.12	11.88	5.88	35.	6.5	8018.	100.	1330.	0.	32.	.0	0.	0.
2	13.12	11.44	11.76	35.	6.3	12424.	250.	1260.	0.	51.	.0	0.	0.
3	13.12	12.32	11.76	35.	6.3	12424.	300.	3810.	0.	48.	.0	0.	0.
4	13.12	11.88	11.76	35.	7.3	1363.	100.	2950.	0.	62.	.0	0.	0.
5	13.12	11.88	11.76	35.	6.5	8018.	200.	2660.	0.	64.	.0	0.	0.

INFLOW QUANTITIES

TRIB	DO KG/D	BOD KG/D	NH3N KG/D	NO3N KG/D	P04P KG/D	Q M3/S
1	150.9	74.7	1.3	16.9	.4	.15
2	80.1	82.3	1.7	8.8	.4	.08
3	38.3	36.6	.9	11.9	.1	.04
4	13.3	13.2	.1	3.3	.1	.01
5	150.9	149.4	2.5	33.8	.8	.15
YHT.	433.5	356.3	6.6	74.7	1.8	.42
AKK.SUM	88602.	64463.	1512.	10667.	220.	6.698 MILL.M3

AKK. P04 TILFØRSLER (KG) , SED.O2 SVINN : 0. SED.PH : 0. DETRITUS DECAY : 94. BOD DECAY :

OUTL	TEMP C	DO MG/L	BOD MG/L	ALKA MG/L	PH	CO2C UG/L	NH3N UG/L	NO3N UG/L	NO2N UG/L	P04P UG/L	HYGIND MPN/100	ALG1 UG/L	ALG U
1	14.81	9.97	.23	22.	7.0	1656.	50.	638.	33.	2.	.0	329.	
AVGOUT	14.81	9.97	.23	22.	7.0	1656.	50.	638.	33.	2.	.0	329.	

OUTFLOW DISTRIBUTION(BOTTOM TO TOP)

GATE FLOW CMS
 1 .45

SUMMARY OF OUTPUT FOR SIMULATION DAY 181 (JUN 30)

ELEV M	TEMP C	DO MG/L	BOD MG/L	ALKA MG/L	PH	INTERVAL 2 (3 PER DAY) --- RESERVOIR QUALIT								
						CO2C UG/L	NH3N UG/L	NO3N UG/L	NO2N UG/L	PO4P UG/L	ZOOPL. UG/L	ALGA1 UG/L	ALGA2 UG/L	AL U
19.5	14.95	9.94	.22	22.	7.0	1654.	50.	633.	33.	2.	342.	332.	1.	38
18.5	14.95	9.94	.22	22.	7.0	1654.	50.	633.	33.	2.	342.	332.	1.	38
17.5	14.95	9.94	.22	22.	7.0	1654.	50.	633.	33.	2.	342.	332.	1.	38
16.5	14.92	9.94	.22	22.	7.0	1654.	50.	633.	33.	2.	342.	332.	1.	38
15.5	14.91	9.94	.22	22.	7.0	1655.	50.	633.	33.	2.	342.	332.	1.	38
14.5	13.79	8.87	.33	22.	6.9	2167.	52.	635.	34.	7.	324.	225.	1.	25
13.5	13.20	8.21	.44	23.	6.8	2724.	54.	635.	35.	10.	310.	165.	1.	18
12.5	12.86	7.76	.51	23.	6.8	2820.	56.	630.	36.	12.	301.	131.	1.	13
11.5	12.65	7.41	.55	23.	6.8	2889.	59.	623.	36.	12.	295.	113.	1.	11
10.5	12.50	7.14	.58	23.	6.8	2940.	61.	616.	37.	14.	290.	100.	1.	10
9.5	12.38	6.90	.61	23.	6.7	3492.	63.	607.	37.	15.	286.	90.	1.	8
8.5	12.29	6.69	.62	23.	6.7	3522.	64.	596.	37.	15.	284.	84.	1.	8
7.5	12.21	6.49	.61	23.	6.7	3540.	65.	583.	38.	16.	281.	78.	1.	7
6.5	12.06	6.23	.57	23.	6.7	3547.	68.	554.	38.	16.	278.	68.	1.	6
5.5	11.84	6.01	.51	23.	6.7	3536.	58.	512.	37.	16.	274.	55.	1.	5
4.5	11.60	5.89	.45	23.	6.7	3513.	51.	472.	36.	17.	270.	42.	1.	4
3.5	11.48	5.83	.42	23.	6.7	3502.	48.	453.	35.	17.	267.	35.	1.	3
2.5	11.44	5.81	.41	23.	6.7	3498.	47.	446.	35.	17.	266.	32.	1.	3
1.5	11.42	5.80	.41	23.	6.7	3496.	47.	443.	35.	17.	266.	31.	1.	3
.5	11.41	5.79	.41	23.	6.7	3495.	47.	442.	35.	17.	266.	31.	1.	3

SUMMARY OF OUTPUT FOR SIMULATION DAY 181 (JUN 30) INTERVAL 2 (3 PER DAY) --- SUPPLEMENTARY IN

E	TEMP	I	QHI	QHO	GF1	GF2	GF3	GF4	GF5	MU/RO1	MU/RO2	O2SORS	O2SINK	TIC
20	15.0	.262E-01	.00	.12	.23	.15	.15	.00	.15	1.63080	1.16195	.21	.24	6.8
19	15.0	.940E-02	.00	.10	.23	.15	.15	.00	.15	1.63080	1.16195	.21	.26	6.8
18	15.0	.337E-02	.00	.09	.23	.15	.15	.00	.15	1.63080	1.16195	.22	.28	6.8
17	14.9	.121E-02	.00	.08	.23	.15	.15	.00	.15	1.63080	1.16195	.22	.26	6.8
16	14.9	.434E-03	.00	.07	.23	.15	.15	.00	.15	1.63080	1.16195	.22	.29	6.8
15	13.8	.156E-03	.00	.00	.23	.09	.09	.00	.09	1.56582	.66462	.10	.23	7.4
14	13.2	.559E-04	.17	.00	.10	.03	.03	.00	.03	.52670	.24099	.28E-01	.22	7.8
13	12.9	.000E+00	.14	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.88E-04	.24	8.1
12	12.7	.000E+00	.12	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.88E-04	.28	8.3
11	12.5	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.34	8.4
10	12.4	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.30	8.6
9	12.3	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.37	8.6
8	12.2	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.52	8.7
7	12.1	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.45	8.7
6	11.8	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.35	8.7
5	11.6	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.14	8.6
4	11.5	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.14	8.6
3	11.4	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.14	8.6
2	11.4	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.15	8.6
1	11.4	.000E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00000	.00000	.00E+00	.16	8.6

PHOSPHORUS IN ALGAE	.6658E+05	CARBON IN ALGAE	.4596E+07
PHOSPHORUS IN DETRITUS	.1526E+06	CARBON IN DETRITUS	.1017E+08
PHOSPHORUS IN SUSPENS.	.1874E+06	CARBON IN SUSPENSION	.2227E+09
PHOSPHORUS IN ORG.SED.	.5168E+09	CARBON IN ORGANIC SED.	.2067E+09
PHOSPHORUS IN ANORG.SED.	.1740E+11	CARBON IN BOD	.6568E+07
TOTAL PHOSPHORUS (G)	.1792E+11	CARBON IN ZOOPLANKTON	.3615E+07
		TOTAL CARBON (G)	.4544E+09