

Beregning av fosfortilførsler til en innsjø. Eksempel Mjøsa.

Av Knut Seip.

Knut Seip er ansatt som forsker ved Senter for Industriforskning, Oslo.

Sammendrag

Tre alternative modeller for fosfortilførsler til en innsjø er sammenlignet (NIVA's modell og to modeller basert på månedlige nedbørsmålinger, N; i Mjøsas nedbørfelt). De tre metodene gir for en lang periode (1980—1987) samme mønster for de årlige variasjonene i fosfortilførslene, men metodene basert på nedbørsmålinger gir større spredning i de årlig fosfortilførsler. Den metoden som setter fosfortilførslen proporsjonalt med $N^{1.8}$ forklarer noe mere (60%) av variasjonene i chl-a i Mjøsa enn de øvrige fosforestimat (41—53%). For året 1988 predikerer metoden at fosfortilførselen til Mjøsa er større enn i noe tidligere år, mellom 408 og 652 tonn.

1. Innledning

Den viktigste faktoren for å forklare algebiomassen i en innsjø er tilførselen av næringssstoffer, spesielt fosfor og nitrogen. I Mjøsa regner man med at fosfor for tiden er den mest begrensende faktor for algenes vekst, og derfor at fosfortilførselen er en viktigere parameter enn nitrogentilførselen (Holtan 1986). Næringsstoffs tilførsel fører til algevekst i innsjøene, ofte så stor at algene er en hindring for å bruke vannet til rekrea-

sjonsformål, som kilde til drikkevann etc., Seip og Ibrekk (1987). En rekke tiltak iverksettes for å begrense fosfortilførslene. Noen av tiltakene, f.eks. tiltak i jordbruket, er slik at resultatene av tiltaket er avhengig av klimatiske forhold, i første rekke nedbøren.

Denne artikkelen beskriver en «minimal» metode til å estimere de årlige variasjonene i fosfortilførslene som skyldes vekslinger i nedbøren fra et år til det neste. «Minimal» viser her til at metoden krever et minimum av data. Metoden gir resultater som kan brukes til å vurdere effekten av fosforbegrensende tiltak.

2. Lokalitet

Vi skal her se på endring fra år til år i fosfortilførselen til Mjøsa ($61^{\circ}\text{N}, 11^{\circ}\text{E}$), Norges største innsjø. Metoden kan imidlertid også benyttes for andre innsjøer. Mjøsa er studert og beskrevet i detalj av Holtan (1986) og senere av Kjellberg (1988). Grafiske fremstillinger av viktige parametere som beskriver Mjøsas økosystem er vist i Seip (1987). Denne studien baserer seg på publisert og upublisert materiale fra Mjøsa stilt til rådighet av Kjellberg.

Fosfortilsel til Mjøsa.

I 1976 var algebiomassen i Mjøsa vesentlig større enn i tidligere år, og det var en stor forekomst av blågrønn-alge *Oscillatoria borealis* på ettersommeren. Dette førte til at det ble satt i gang tiltak for å redusere tilførslene av fosfor til Mjøsa og den såkalte «Mjøsaksjonen» begynte. I løpet av 1977 ble det satt i gang eller intensivert tiltak for bl.a. å sanere melkeromsavløp og å forbedre siloanlegg. Renseanlegg for kloakk ble satt i drift og tiltak i industrien begynte å virke (Kjellberg 1985). Etter 1977 har stadig nye tiltak som over tid har redusert fosfortilslene til Mjøsa blitt satt i verk. Tilførslene av fosfor til Mjøsa er dessverre ikke målt direkte i hele den tiden «Mjøsaksjonen» har pågått. For årene 1976 til 1980 finnes det imidlertid en oversikt over de største punktutslipp og målinger av fosforkonsentrasjonen i de største elvene (Holtan 1986).

3. Metoder for å beregne fosfortilsel

3.1 Tidligere metoder for å beregne fosfortilsler.

1. Direkte metode

Det finnes flere metoder for å beregne fosfortilsler til en innsjø. Den vanligste metoden er å beregne tilførslene direkte. Dette innebærer at man observerer vannvolum og fosforkonsentrasjon i alle tilførselselver over året, beregner total stofftransport, og deretter legger til tilførsler fra punktkilder og fra diffuse kilder som grenser direkte til Mjøsa. Metoden gir sannsynligvis det beste estimat for de samlede fosfortilsler, men metoden er kostbar, spesielt dersom innsjøen har mange tilførselselver. Ofte vil også

vannføringen være underestimert, fordi de vanligste metodene for å ta prøver ofte svikter ved flomtopper.

2. Avrenningskoeffiseinter.

En annen metode er å ta utgangspunkt i såkalte avrenningskoeffisienter. Disse uttrykker den erfaringssesige avrenning fra ulike landskapstyper pr. år og pr. arealenhet (Slyngstad 1987). I tillegg kan man så ta hensyn til avstanden til vannveier og tilførsler eller tap av transportert materiale i disse. Som for den direkte metoden legges tilførsler fra punktkilder og diffuse utslipps til. En ulempe med denne metoden er at arealavrenningskoeffisientene i alminnelighet ikke er beregnet som en funksjon av nedbøren, og at koeffisientene ofte er nokså generelle i forhold til landskapstyper.

3. Avrenningsmodeller.

En forbedring av denne metoden er simuleringsmodeller for avrenning og stofftap. (En oversikt finnes i Seip og Botterweg 1988, Kirkby 1988). Slike modeller tar bl.a. hensyn til tidsutviklingen i parametrene som bestemmer avrenningen og gir dermed, teoretisk sett, et bedre uttrykk for den samlede avrenning. Som en funksjon av avrenningen kan man så beregne stofftransport. Oftest vil konsentrasjonene av næringsstoff være høyere i avningsvannet enn i den jord som stoffene løses ut fra, for fosfor 1,2 til 6 ganger, minskende med økende jordtap pr. arealenhet (Walling 1988). Slike modeller er nå under utvikling.

4. Chl-a metoden.

Rognsrød og Kjellberg (1988 under arbeid) har hver for seg utviklet to modeller for å beregne fosfortilslene

til Mjøsa. Begge modellene tar utgangspunkt i observerte chl-a verdier og beregner tilførslene av totalt fosfor, TP, som en funksjon av disse:

$$(1) \text{TP} = f(\text{Chl-a}).$$

Ligning (1) er en invers form av de vanlige formler som relaterer chl-a til total fosforkonsentrasjon i innsjøen, f.eks. ligningene (2, 3) fra OECD 1982 (nordisk versjon):

$$(2) \text{Chl-a (mg.m}^{-3}\text{)} = 0.13 \cdot X^{1.03} \cdot R^2 = 0.77$$

$$(3) X = \text{TP (mg.m}^{-3}\text{)} / (1 + \sqrt{T(w)})$$

der T(w) er vannets oppholdstid, år.

En ulempe med denne metoden er bl.a. at den ikke er uavhengig av algebiomassen (som chl-a) som ofte er målvariabelen for mange eutrofieringsstudier. En annen ulempe oppstår dersom andre faktorer enn fosfortilførsel påvirker algebiomassen.

3.2. Nedbørmetode.

Den metoden vi skal beskrive her er ment å være en «minimalmetode» for å finne et estimat av de årlige endringene i fosfortilførslene til en innsjø. Beregningene er basert på antagelsen om at nedbøren er den viktigste faktoren som bestemmer endringene i tilførslene fra år til annet (dette gjelder arealavrenning, avrenning fra landbruket og overløp og lekkasjer i kloakkledningssystemet). Metoden forutsetter at følgende data er tilgjengelige i) Målinger for et år av fosfortilførslene til sjøen (etter metodene 1–3), ii) Chl-a observasjoner over 5 til 10 år, og iii) månedlige nedbørtall (mm) fra den samme perioden.

Modell for fosfortilførsler.

Vi har antatt at tilførslene kan skrives som en sum av en basistilførsel (punkt-

kilder) som endrer seg langsomt med tiden etterhvert som fosforbegrensende tiltak iverksettes, og en årsavhengig tilførsel som er en funksjon av nedbøren n:

$$(4) L = L_p(t) + L_d(N) = L_p(t) + \underline{L}_d + L^*_d(N)$$

der L_p er punktutslipp

\underline{L}_d er diffuse utslipp

\underline{L}_d er middelverdien av de diffuse utslipp og

L^*_d er variasjonen i de diffuse utslippene mellom år. Denne kan være både negativ (ved mindre enn gjennomsnittlig nedbør) og positiv.

Et fosforbudsjett for Mjøsa 1985.

Vi skal først se på et fosforbudsjett utarbeidet av Børseth og medarbeidere (1986) for et år, og deretter bruke variasjonen i nedbør mellom ulike år for å finne et uttrykk for endringene i tilførsler mellom årene. Børseth og medarbeidere (1986) beregnet fosfortilførslene fra ulike kilder for et «normalår» (dvs. med normal nedbør). Med utgangspunkt i deres tabeller har vi satt opp budsjett i tabell 1 for tilførsler som skyldes regelmessig utslipp over året og utslipp som vil variere med nedbøren. Vi har delt utslippene i de som kommer fra nærområdene til Mjøsa og de som tilføres via Lågen.

Summerer vi de kontinuerlige tilførslene er disse ca. 60 tonn, mens de nedbør/temperaturavhengige tilførslene er ca. 182 tonn (Hvorav ca. 40 tonn kommer med breslam). Tilsammen tilføres Mjøsa 242 tonn pr. år eller 34,7 kg totalt fosfor (TP) pr. kvadratkilometer for hele Mjøsas nedbørfelt. Til sam-

Tabell 1. Årlige tilførsler av totalt fosfor (TP), tonn/år, fra ulike kilder. Fordelingen av tilførslene på nærmiljø- og «fjern»-områder og på de ulike kildene er basert på tabellene 3, 5, 7, 11 og 19 hos Børseth og medarbeidere (1986).

	Kontinuerlig			Nedbøravhengig			
	befolk. ¹⁾	jordb.	indust.	befolk.	jordb.	areal	nedbør
Nærrområdet (tonn) (5500 km ²)	23.0	15.6	11.0	23.0	49.0	15.0	7
Via Lågen (11000 km ²)	5.3	3.9	0	5.3	12.2	70.0	0
Tilførsler i tonn/km ²	-----	9.8	-----	-----	24.9 ²⁾	-----	-----

¹⁾ Tilførslene fra befolkning er de som ikke går til rensing, men skyldes overløp etc., derfor regnes 50% som nedbøravhengige.

²⁾ Ca. 40 tonn apatittfosfor med erosjonsmateriale fra breområder.

menligning svarer dette i snitt til en avrenning som ligger mellom avrenningskoeffisienter for hellende gressbevokst land (23 kg.km⁻²) og flate ployede marker (87 kg P.km⁻²), Seip 1984).

Punktutslipp pluss middelverdi av diffuse utslipp

Størrelsen på punktutslippene pluss middelverdien av de diffuse utslipp finner vi ved å legge en regresjonslinje gjennom punktene for algebiomasse (chl-a) som funksjon av tid. For Mjøsa får vi:

$$(5) \text{ Chl-a (mg.m-3)} = 10.05 - 0.0801 \cdot T \quad R^2 = 0.14$$

der T er de to siste sifrene i årstallet (f.eks. 89)

Denne linjen antar vi er proporsjonal med $L_p + L_d$. Proporsjonalitetskonstanten finner vi av ligningen

$$(6) \text{ Chl-a (predikert)} = C \cdot (L_p + L_d)$$

Vi får da for Mjøsa at 1 mg chl-a svart til 68.8 tonn fosfor. Den midlere fosfortilførselen til Mjøsa har etter dette blitt redusert med 22% i perioden 1976 til 1987.

Nedbøravhengige diffuse utslipp

Nedbøren har vi karakterisert ved den midlere nedbør over det «biologiske» år, P, og ved den maksimale nedbør over en kort periode (her en måned). Det biologiske år er definert som perioden fra 1. oktober i ett år til 31. september det påfølgende år. Responsen i det økologiske system måles i den produktive perioden i det siste året, dvs. fra mars./mai til 31. september. Vi har antatt at den nedbøren som faller i perioden 1. oktober til mars/mai det påfølgende året er «tilgjengelig» for avrenning og fører til stofftransport under snøsmeltingen ved slutten av denne perioden.

Det er flere alternative måter å estimere fosfortransporten L_d på. En

vanlig modell for å beregne stofftransport i nedbørfelt fra en *nedbørperiode* er å anta at jordpartikler først frigjøres ved at regndråper treffer jorden eller ved meddrivning når vann renner over den. Energien som frigjør jordpartiklene er relatert til henholdsvis nedbørintensiteten, I, og avrenningsvolumet, Q. Deretter transportereres partiklene med vannet, Q, enten vertikalt ned i jorden eller horisontalt («Hortonian flow») ned til en vannvei. Den relative størrelsen på de to transportveiene er avhengig av i hvilken grad jorden blir mettet med vann. Morgan og Morgan (1981) og Khanbilvardi og Rogowski (1984 s. 867) viser til at partikkelfransport, mere enn regndråpeenergi, oftest er den begrensende faktor for stofftap. Mellom nedbørvolumet, N, og nedbørintensiteten, I, er det en positiv sammenheng. For daglig nedbør (mm) refererer Knisel (1980 s. 44) formelen:

$$(7) I = 8.0 N^{1.51} \quad R^2 = 0.56$$

Stofftap eller stofftransportmodeller er ofte relatert til avrenningsvolum Q ($m^3 \cdot s^{-1}$) og maksimum avrenning over et kort tidsrom (2 min til 1 time) $Q_{pk}(m^3 \cdot s^{-1})$ istedenfor nedbørvolum og nedbørintensitet. Mellom faktorene i disse to settene antar man imidlertid ofte at det er en parametrisk sammenheng, $Q = a N^\alpha$, $Q_{pk} = b I^\beta$, (Loague and Freeze, 1985, antar lineær sammenheng, men at $\alpha, \beta > 1$. er ofte brukt). Når vi ser på nedbørepisoder kan vi imidlertid lett underestimere avrenning og stofftransport som følge av snøsmelting, Rudra og medarbeidere (1986). Bedre grunnlagsdata hadde det derfor gitt å bruke vannføringen i tilførselselvene, men ofte vil slike data ikke være tilgjengelige. En generell ligning for nedbøravhengig stofftap kan skrives:

$$(8) L_d(N) = K \cdot Q^s \cdot Q_{pk}^r = K' \cdot N^t I^u$$

der Q er volumet av avrenningen ($m^3 \cdot s^{-1}$)

Q_{pk} er maksimum avrenningshastighet over en kort tid ($m^3 \cdot s^{-1}$)

N er nedbøren (mm)

I er maksimum nedbør over en kort tid (mm)

K, K' er en konstanter som inneholder helning på avrenningsflaten forholdet mellom nedbør og avrenning etc.

s, r, t, u er eksponenter som bestemmes ved kurvetilpasning.

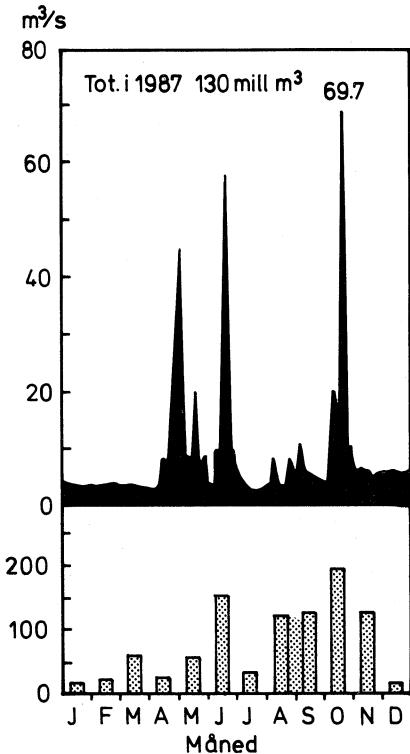
Denne formelen brukes både for nedbørepisoder og for midlere verdier over en årstid eller et år. I det siste tilfelle fremstilles den ofte som en versjon av Den universelle jordtapsligning (USLE). Estimat av eksponentene i ligning (8) varierer. Morgan og Morgan (1981, nedbørepisode (angir $s=1.8, r=0$, Ebise and Goda (1985, nedbørepisode) angir $s=0.880, r=0$ for totalt fosfor ($R=0.7$), men forutsetter at nedbøren er større enn 10 mm i løpet av episoden. Khanbilvardi og Rogowski (1984, modifisert USLE for sesong eller år) angir $s=0.56, r=0.56$.

Uttrykk (8) har vist seg å gi forbausende gode resultater både for nedbørepisoder og for lengere tidsperioder og for små og større nedbørfelt. Kirkby (1988 s. 355), Loague and Freeze (1984 s. 870). I dette arbeidet ser vi på månedlig nedbør og vi velger to alternative verdier for s:

- i) vi setter stofftransporten proporsjonal med nedbøren $L_d = K' \cdot N^{1.0}$, ($s=1, r=0$). og ii) vi setter $L_d = K'' \cdot N^{1.8}$, ($s=1, 8$). En støtte for å velge en faktor større enn 1,0 finner vi egentlig i alle tre referansene ovenfor. Morgan og Mor-

gans (1981) velger 1.8. En tilpasning til Ebise og Godas data som inkluderer nedbørtall mindre enn 10 mm ville sannsynligvis gi en konveks kurve og dermed en eksponent større enn 1.0. Ved å sette uttrykket for I i ligning (7) inn i ligning (8) med koeffisienter fra Khanbilvardi og Rogowski får vi $s=1.4$.

Figur 1 viser sammenhengen mellom månedlig nedbør og vannføringen i en av lokalelvene til Mjøsa i 1987. Etter nedbørtoppene i juli og oktober følger det en flomtopp, men flomtoppen i mai



Figur 1. Sammenligning mellom månedlig nedbør målt ved Biri og vannføringen i Flakstadelven. Efter Norges meteorologiske institutt og Kjellberg (1988).

ser ikke ut til å ha noen forutgående nedbørrik måned. Om flomtoppen i oktober skriver Kjellberg: «I oktober var det storflom og oversvømmelse og stor transport av jord- og leirpartikler i flere av elvene og da særlig de som drenerer større jordbruksarealer.»

For å finne sammenhengen mellom fosfortilførsel og nedbør har vi antatt at standardavviket til fosfortilførselen $s(L_d)$, er proporsjonal med standardavviket til nedbøren $s(N)$; (alternativt til $N^{1.8}$). For å finne standardavviket til fosfortilførselen har vi antatt at dette bidrar til standardavviket i chl-a. I følge OECD (1982) forklarer variasjonen i TP 77% av variasjonen i chl-a (ligning 2) og i følge Rognerud og medarbeideres (1979) tilsvarende ligning for dype norske sjøer forklarer TP 87% av chl-a variasjonen. Vi har antatt at forholdet mellom standardavvik og middelverdi for chl-a er lik forholdet mellom standardavvik og middelverdi for to klimavhengige faktorer der fosfortilførselen er den ene:

$$(9) \sqrt{s(L)/L+s(X)/X} = \sqrt{s(\text{chl-a})/\text{chl-a}}$$

der s er standardavviket

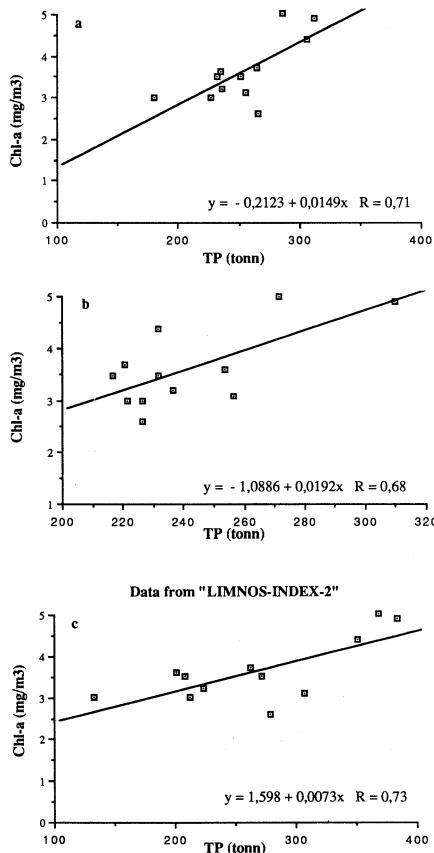
L er total fosfortilførsel

chl-a er algebiomasse

X er en faktor som ved siden av variansen i fosfortilførselen bidrar til variansen i chl-a.

Høyre side av ligning (9) har verdien $0.71/3.5=0.202$. Som «representant» for X har vi valgt vannføringen i Lågen. Forholdet $s(X)/X$ er da 0.127. Siden vi kjenner middelverdien, L , til den totale fosfortilførselen for et «normalår», er et standardavviket for fosfortilførselen til Mjøsa $0.157 \cdot 242$ (tonn) = 38 tonn. (Uten den korrigering som ligger i X ville vi fått verdien 48.6 tonn). Standardavviket i fosforbelastningene be-

regnet av NIVA er 26 tonn, som er lavt sammenlignet med våre beregninger. Standardavviket for nedbøren, $s(N)$, kan beregnes ut fra tidsserien for årlig nedbør. Den er 131.5 mm og vi får at en mm nedbør gir en tilførsel på 0.4 tonn fosfor. Ved alternativ ii) krever vi at



Figur 2. *Chl-a i Mjøsa (stasjon Skreia) som funksjon av fosfortilførsel.* a) NIVA's beregninger, etter Holtan 1986, b) fosfortilførselen er proporsjonal med nedbøren N , c) fosfortilførselen er proporsjonal med $N^{1.8}$.

summen av fosfortilførslene er like i de to tilfellene:

$$(10) \quad 0.4 \sum N_i = K'' \sum N_i^{1.8}$$

og vi får $K'' = 0.00203$. De totale tilførsler av fosfor kan nå beregnes etter formelen (4). Som eksempel beregner vi de antatte tilførslene for året 1988. ($T=88$, $N=1224$, et ekstremt nedbørrikt biologisk år, $L_d = 0.4 \cdot \text{tonn} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot 722 \text{ mm} = 289 \text{ mm}$). Fra ligning (5) og (6) får vi Chl-a (predikert) = 3.0 dvs. midlere tilførsel er $3 \cdot 68.8 \text{ tonn} = 207 \text{ tonn}$. De to alternative beregningsmåter for variasjoner i de diffuse tilførsler gir $L^*_d(N^{1.8}) = L_d(N) \cdot L_d = 0.00203 \cdot 1224^{1.8} \cdot 289 \text{ tonn} = 445 \text{ tonn}$ og $L^*_d(N) = 0.4 \cdot 1224 \cdot 289 \text{ tonn} = 201 \text{ tonn}$. Samlede tilførsler er da henholdsvis 652 tonn og 408 tonn etter de to metodene. Begge metoder gir høyere tilførsler enn i noen tidligere år. For året 1976 har vi imidlertid benyttet Holtans (1986) og Kjellbergs (1985) direkte utregninger, siden reduksjonen i fosfor dette året var betydelig. Resultatene er fremstilt i Tabell 2. I Figur 2 har vi fremstilt de observerte konsentrasjonene av chl-a som funksjon av fosfortilførselen til Mjøsa beregnet etter alternative modeller.

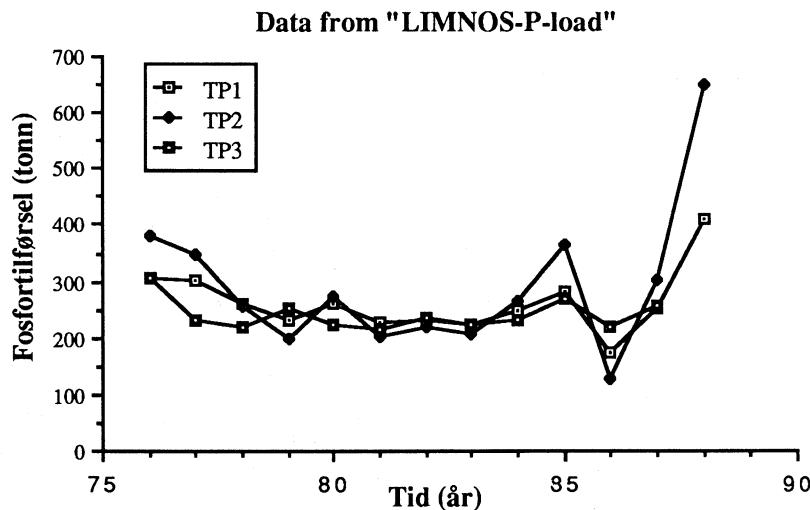
4. Diskusjon

I vår beregning av fosfortilførselen har vi ikke tatt hensyn til spesielle forhold som kan inntrefte under snesmeltingen med store avrenningsepisoder og stofftransporter. Vi har heller ikke tatt hensyn til at ca. 40 tonn apatittfosfor har sin opprinnelse i bresmelting fjernet fra Mjøsas nærområde. Vi har også antatt at nedbørsmålingene på to steder i nedbørfeltet (Biri og Vea, $R^2=0.91$) er representative for nedbøren i hele området. I de nordlige områdene kan dette være feil. Tilførslene fra punktkilder i 1976 synes svært store.

Tabell 2. Fosfortilførsler til Mjøsa. TP1 (alt. 1): fosfortilførsel \approx nedbør, N. TP2 (alt. 2): fosfortilførsel \approx nedbør $N^{1.8}$, TP3 (alt. 3): NIVA's beregninger (Holtan 1986) chl-a ber: beste tilpassning $R^2=0.60$. Flom_{tid}: antall dager flomtoppen i Lågen kommer før sprangsjiktdannelsen.

År	chl-a-obs mg/m ³	chl-a-ber. mg/m ³	TP1 tonn	TP2 tonn	TP3 tonn	Flom _{tid} dag
1976	4.8		308 ⁽¹⁾	308 ⁽²⁾	308	—
1977	4.3	4.2	302	347	230	43
1978	3.6	3.3	261	258	219	26
1979	3.5	3.5	231	197	252	-51
1980	2.5	3.5	262	274	225	32
1981	3.4	3.2	227	204	215	52
1982	3.1	3.2	232	219	235	32
1983	2.9	3.1	223	208	225	29
1984	3.4	3.4	247	267	230	29
1985	4.9	4.3	282	364	270	42
1986	2.9	2.4	176	129	220	20
1987	3.0	3.1	252	303	255	5

(1) + 117 tonn fra punktkilder, (2) + 265 tonn fra punktkilder.



Figur 3. Tre alternative beregninger av fosfortilførselen til Mjøsa. TP1: fosfortransporten er proporsjonal med månedlig nedbør, N. TP2: fosfortransporten er proporsjonal med $N^{1.8}$. TP3: NIVA's beregninger. Data fra året 1988 er ikke benyttet i tilpassningsberegningene.

Tabell 3. Regresjonskoeffisienten R^2 for ulike uttrykk for algebiomasse vs. fosfortilførsel TP, og fosfortilførsel og tidspunkt for maksimal flom i Lågen relativt til sprangsjikt dannelses t_{max} . Understrekede tall viser beste regresjonsverdi for hvert alternativ uttrykk for algebiomasse. Chl-a i $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ og algevolum som g våtvekt. m^{-3} .

Algebiomasse	N		N1.8		NIVA	
	TP1	TP1, t_{max}	TP3	TP3, t_{max}	TP3	TP3, t_{max}
Chl-a, av	0.51	0.50	0.53	<u>0.60</u>	0.46	0.47
Chl-a, mx	0.28	0.10	0.31	<u>0.15</u>	<u>0.54</u>	0.22
Biovolum	0.31	0.60	0.15	0.56	0.13	<u>0.62</u>
Biovolum, mx	0.18	0.43	0.06	0.41	0.02	<u>0.47</u>

Vi har nå tre alternative tidsserier for fosfortilførsler til Mjøsa. For å vurdere hvilket alternativ som er best, burde vi ha beregninger etter den direkte metoden for hele perioden 1976—1987. Slike beregninger er imidlertid ikke tilgjengelige unntatt for en kort periode, og i denne perioden betyddde punktutslipp relativt mye. Vi har derfor sammenlignet våre tall for Mjøsas fosforbelastning med i) NIVA's beregninger, ii) ved å se hvor gode regresjonskoeffisienter vi får mellom observerte verdier for algebiomasse og fosfortilførsel Log iii) mellom algebiomasse, fosfortilførsel L, og tidspunkt for flomtopp t_{max} (tidspunkt for flomtopp er en viktig parameter som bestemmer chl-a i Mjøsa, Seip, under bearbeidelse) og iii) ved å vurdere mekanismer for avrenning slik vi har diskutert dem i avsnitt 3.

Sammenligning med NIVA's beregninger

I Figur 3 har vi sammenlignet våre to alternative fosfortilførsel beregninger med NIVA's beregninger. Av figuren ser vi at alle tre tidsseriene viser samme mønster mellom årene fra 1980 av, men

at variansen er større for våre tidsserier enn for NIVA's. Den laveste stofftransportverdien, 129 tonn, finner vi med modellen $L \approx N^{1.8}$ for året 1986. Denne verdien er litt større enn det dobbelte av de ikke nedbøravhengige tilførslene (60 tonn) beregnet av Børseth og medarbeidere (1986).

Tilpasning til algebiomasse/TP modeller

I Tabell 3 har vi ført opp regresjonskoeffisienten R^2 for ulike alternativer formuleringer av algebiomassen. Den beste tilpassningen for chl-a (middelverdi over den produktive perioden) får vi når fosfortilførselen settes proporsjonal med nedbøren N opphøyd i 1.8. ($R^2=0.60$, $0.025 < p < 0.05$, $F=4.0$ for t_{max} og $F=7.8$ for TP). Den beste tilpassingen til algebiomassen (våtvekt) får vi når fosfortilførselen følger NIVA's beregninger, men her er det tidspunktet for flomtopp som bidrar mest til den gode tilpassingen ($R^2=0.62$, $0.01 < p < 0.025$, $F=11.7$ for t_{max} og $F=1.6$ for TP. $R^2=0.13$ når tidspunkt for flomtopp ikke er med som uavhengig variabel). I begge tilfelle tar vi også hensyn til at tidspunkt for flomtopp er en viktig

variabel, men når chl-a estimeres, bidrar begge faktorene. Tilpasning til maksimalverdier gir dårligere overensstemmelse enn tilpasningen til de tilsvarende gjennomsnittsverdier. På grunnlag av denne tilpasningstesten er det ikke rimelig å utelukke noen av de tre alternativene, fordi ingen av alternativene skiller seg klart ut i positivt eller negativt retning. Antagelsen om at fosfortransporten følger nedbøren

$N^{>1.0}$. synes likevel å være styrket, fordi en kombinasjon av en slik formulering av tilførselen sammen med tidspunkt for flomtopp, t_{max} , forklarer 60% av variasjonen i chl-a. mot 47–53% for de andre modellene. I tillegg stemmer en slik modell bedre overens med teoriene for stofftransport fra landbruksareal, og de gir en varians i fosfortilførslene som stemmer bedre med variansen i innsjøens respons.

LITTERATUR

- Børseth, E., Holtan, H. og Lindholm, O., 1986. Forurensningsprognose for Mjøsa. NIVA-rapprt O-86213. 60 s.
- Ebise, S. and Goda, T., 1985. Regression models for estimating storm runoff load and its application to Lake Kasumigaura. Intern. J. Environmental Studies. 25:73-85.
- Holtan, H., 1986. Konsekvenser for vannkvalitetsutviklingen i Gudbrandsdalslågen/Mjøsa av reguleringsinngrep i Øvre Otta. NIVA-rapport nr. O-86059. 120 s.
- Khanbilvardi, R. M. og Rogowski, A. S., 1984. Quantitative evaluation of sediment delivery ratios. Water Resources Bulletin 20:865-874.
- Kirkby, M., 1988. Hillslope runoff processes and models. J. Hyd. 100:315-339.
- Kjellberg, G., 1985. Overvåkning av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976–1984. NIVA-rapport nr. O-8000203. 60 s.
- Kjellberg, G., 1988. Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa i 1987. NIVA-rapport nr. O-8000203. 59 s.
- Knisel, W., 1980. CREAMS. A field scale models for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA. Cons. res. rep. no. 26. 643 p.
- Loague, K. M. and Freeze, R. A., 1985. Comparison of rainfall-runoff modeling techniques on small upland catchments. Water Resources Research 21: 229-248.
- Morgan, R. P. C. and Morgan D. D. V., 1981. Problems of validating a Meyer-Wiscmeier type soil erosion model with field data. In Morgan, R.P.C. Soil conservation:problems and prospects. Wiley.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. 154 s. OECD, Paris.

- Rognrud, S., Berge, D. og Johansen, 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsen i perioden 1975—1979. NIVA-rapport O-70112, Oslo.
- Rudra, R. P., Dickinson, W. T., Wall, G. J. and Tan, K. A., 1986. Runoff response to frost layering. *Transactions of the ASAEm* 29: 735-740.
- Seip, K. L., 1984. Nonpoint source pollution. A report from the «Nonpoint source pollution workshop», Windsor Ontario, June 6—7, 1984, and a visit to seven research institutions dealing with non-point source pollution in the USA. SI-rapport 840709-1. 44 s + appendiks.
- Seip, K. L., 1987. Planteproduksjon i Mjøsa. En sammenligning mellom en statistisk beskrivelse og Gøsta Kjellbergs verbale beskrivelse. *LIMNOS* 3: 1-9.
- Seip, K. L. og Ibrekk, H., 1987. Multiattribute analysis of the impact on society of phosphorus abatement measures. *Water resources research*. 23: 755-764.
- Seip, K. L. og Botterweg, 1988. Sediment yield/surface runoff models (users perspective). *Inter. Symp. Water Quality Modeling Agric. Non-point Sources*. Utah State University, Logan, Utah, June 19—23, 1988.
- Slyngstad, B., 1987. Rømuaprosjektet 1983—1985. (Et studium over jordbruksavrenning). *Fylkesmannen i Oslo og Akershus*. 32 s + vedlegg.
- Walling, D. E., 1988. Erosion and sediment yield research — some recent perspectives. *J Hyd.* 100: 113-141.