



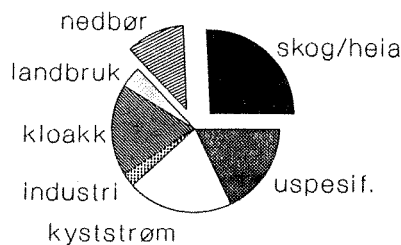
O-89258, E-90415

Klimaendringer effekter på akvatisk miljø

Bidrag til den interdepartementale klimautredningen

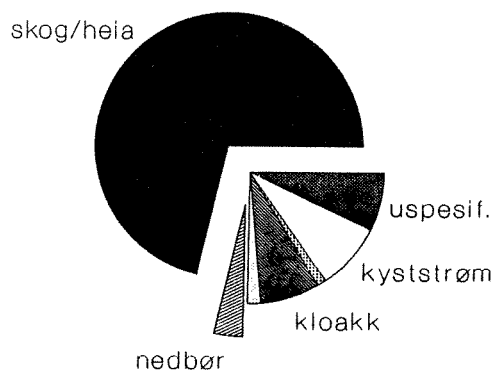
Idag

2100 tonn



Ar 2030

5300 tonn



Kristiansandsfjorden
årlig N-belastning

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 0-89258 E-90415
Undernummer:
Løpenummer: 2383
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: KLIMAENDRINGER – EFFEKTER PÅ AKVATISK MILJØ BIDRAG TIL DEN INTERDEPARTEMENTALE KLIMAUTREDNINGEN	Dato: 30. april 1990
Forfatter (e): Rasmus Gulbrandsen Torgeir Bakke Magne Grande Dag Hessen Roger Konieczny Jan Magnusson Richard F. Wright	Prosjektnummer: 0-89258 E-90415
	Faggruppe: eutrofi, forsuring, miljøgifter
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 89

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet	Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.):
--	---------------------------------

Ekstrakt:
På bakgrunn av gitte scenarier for klimautviklingen vurderes effekter på akvatisk miljø. Det forventes forsterkede eutrofi-problemer i grunne, næringsrike innsjøer og økte tilførsler av nitrogen til vassdragene kan gi økt forsuring. Miljøgiftproblemer kan øke (særlig marint). Økte tilførsler av nitrogen til fjorder kan øke eutrofi-problemene. Kombinert med dårligere dypvannsfornyelse i terskelfjorder, må en her forvente hyppigere frekvens av kritiske oksygenforhold i fjordenes dypbassenger. Mulig redusert vannkvalitet kan gi tilsvarende redusert egnethet for brukerinteressene.

- 4 emneord, norske:
1. Klimaendring
 2. Akvatiske økosystemer
 3. Eutrofiering
 4. Forsuring

- 4 emneord, engelske:
1. Climate change
 2. Aquatic ecosystems
 3. Eutrophication
 4. Acidification

Prosjektleder:

Rasmus Gulbrandsen

Rasmus Gulbrandsen

For administrasjonen:

Dag Berge

Dag Berge

ISBN 82-577-1673-1

0-89258
E-90415

KLIMAENDRINGER - EFFEKTER PÅ AKVATISK MILJØ
BIDRAG TIL DEN INTERDEPARTEMENTALE KLIMAUTREDNINGEN

Oslo, mai 1990

Prosjektleder: Rasmus Gulbrandsen
Medarbeidere: Torgeir Bakke
Magne Grande
Dag Hessen
Roger Konieczny
Jan Magnusson
Richard Wright

FORORD

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Den interdepartementale klimagruppen. Sammen med en rekke andre nasjonale og internasjonale utredninger, vil rapporten være en del av det faglige grunnlaget for klimagruppens videre arbeid. Den endelige rapporten fra Den interdepartementale klimagruppen vil foreligge våren 1991, og denne utredning vil da bli et vedlegg til hovedrapporten.

Prosjektet er finansiert av Miljøverndepartementet med tilskudd av interne forskningsmidler på NIVA.

Prosjektet bygger på scenarier for klimautviklingen presentert av Det norske meteorologiske institutt og Norsk institutt for luftforskning. Videre bygger prosjektet på hydrologiske simuleringer utført av Norges vassdrags- og energiverk.

Når det gjelder konsekvenser i limnisk miljø grenser prosjektet opp mot et prosjekt utført av Norsk institutt for naturforskning. På den marine siden (kystnære forhold) grenser prosjektet opp mot et prosjekt som utføres av Havforskningsinstituttet (rapporteringsfrist 1.10.90).

På bakgrunn av de gitte scenarier søker NIVAs rapport å kartlegge konsekvensene for primærproduksjon og fysisk/kjemiske forhold i ferskvann. For kystfarvannet vurderes direkte konsekvenser samt konsekvenser av endrede tilførsler med elver. I tillegg gjøres en enkel vurdering av konsekvenser for brukerinteresser. Som en avslutning vurderes det fremtidige FoU-behovet.

Rapporten er basert på litteraturstudier, på tidligere relevante arbeider utført på NIVA samt på vurdering av det omfattende datamaterialet (tidsserier) NIVA har fra tidligere undersøkelser og overvåking.

Vi vil takke klimasekretariatet i Miljøverndepartementet for godt samarbeid. Videre vil vi rette en takk til NVE v/ Nils Roar Sælthun og NINA v/ Jarle Holten.

Prosjektleder på NIVA har vært Rasmus Gulbrandsen. Medforfattere har vært Torgeir Bakke (Kap.12), Magne Grande (Kap.8), Dag Hessen (Kap.6), Roger Konieczny (Kap.11), Jan Magnusson (Kap.9) og Richard F. Wright (Kap.7).

Oslo, mai 1990

Rasmus Gulbrandsen

INNHOLDSFORTEGNELSE

	side
FORORD	2
INNHOLDSFORTEGNELSE	3
SAMMENDRAG	5
SUMMARY IN ENGLISH	9
1. BAKGRUNN	13
2. GENERELT	14
2.1 Avgrensning av den limniske delen	14
2.2 Avgrensning av den marine delen	14
2.3 Hydrologiske endringer - Samarbeid med NVE	14
2.4 Avgrensning av vurderinger av brukerinteresser	15
2.5 Begrensninger i forhold til de gitte scenarier	15
3. MODELLSTRUKTUR	16
4. SCENARIER	18
5. ENDRINGER I HYDROLOGISKE FORHOLD - NVEs UTREDNING	19
6. Ferskvann: FOSFORTILFØRSLER. ALGEVEKST	22
6.1 Generelt	22
6.2 Modellberegninger	23
6.3 Generell diskusjon	33
6.4 Konklusjon	36
7. Ferskvann: NITROGENTILFØRSLER. FORSURING	38
7.1 Endringer i terrestriske økosystemer	38
7.2 Omsetning av næringsstoffer	38
7.3 Samspillet sur nedbør - klimaeffekter	41
7.4 Simulering av potensielle virkninger - MAGIC modell	43
7.5 Konsekvenser for ferskvannsystemer	46
7.6 Konsekvenser for marin eutrofi	46
7.7 Virkning på forsuring av endret avrenningsmønster ...	48
7.8 Transport av næringsalter fra jordbruksområder	50
8. Ferskvann: MILJØGIFTER	51
8.1 Innledning	51
8.2 Temperatur	51
8.3 Vannføring	52
8.4 Andre forhold	52
8.5 Konklusjon	53

9. Kystområder: FYSISKE FORHOLD	54
9.1 Generelt	54
9.2 Vanntemperatur	54
9.3 Ferskvannstilførselen	57
9.4 Vannstandsøkningen	60
10. Kystområder: MARIN EUTROFI	61
11. Kystområder: MILJØGIFTER	62
11.1 Generelt	62
11.2 Transport, akkumulasjon og omsettnng	62
11.3 Konklusjon	65
12. Kystområder: GENERELLE ØKOLOGISKE EFFEKTER	66
12.1 Økt temperatur	66
12.2 Redusert salinitet	67
12.3 Økt vannstand	69
12.4 Endret dannelse av sjøis	69
12.5 Endret utskifning av bunnvann i fjorder	70
13. BRUKERINTERESSER	71
13.1 Vannforsyning	71
13.2 Jordbruksvanning	72
13.3 Friluftsliv knyttet til ferskvann	73
13.4 Marint friluftsliv	75
13.5 Akvakultur	76
14. FoU BEHOV	81
LITTERATUR	85

SAMMENDRAG

Rapporten vurderer effektene på akvatisk miljø av gitte endringer i klimaet. Klimaendringene innebærer ca. 2-4° høyere temperatur og ca. 5-15% økt nedbør.

Rapporten vurderer eutrofi, forsuring og miljøgifter i ferskvann og effekter i kystsonen. I tillegg vurderes konsekvensene for enkelte brukerinteresser.

Effekter av de gitte klimascenarier med hensyn til fosfortilførsler og eutrofieringseffekter (økt algevekst) i innsjøer ble beregnet ut fra empiriske modeller. Beregningene ble utført for en stor, dyp, relativt næringsfattig sjø (eksempel Mjøsa) og en mindre, grunn næringsrik sjø (eksempel Frøylandsvann). I en vintersituasjon vil man forvente økt vannføring, økt erosjon og sedimenttransport og følgelig økt fosforbelastning. Effektene i en vintersituasjon vil ikke ha noen effekt på utviklingen av algemengden. En sommersituasjon med redusert vannføring vil gi mindre både totale tilførsler og konsentrasjon av fosfor i innløpsvannet. Temperaturøkningen vil imidlertid gi tidligere isgang og senere islegging. En slik forlenget vekstsesong vil slå spesielt uheldig ut i grunne, næringsrike sjøer hvor man kan forvente en økt mobilisering av sedimentbundet fosfor under stagnasjonsperiodene. For alle typer sjøer vil man få en økt totalproduksjon på sesongbasis, men for store, dype innsjøer forventes ikke klimaendringene å gi noen negativ effekt på algebiomasse. Økt fosforfrigjøring (mineralisering) som følge av økt temperatur er en usikkerhetsfaktor, men det meste av dette forventes å tas opp i terrestrisk vegetasjon. En økt erosjon kombinert med økt temperatur kan gi markerte begroingseffekter i grunnere partier av elver og innsjøer.

Fremtidig klimaendring vil påvirke det terrestriske miljø som igjen vil påvirke vannkvalitet og kvantitet i resipienter nedstrøms; i vassdrag, innsjøer og kystnære marine områder. Økt temperatur kan føre til øket nedbrytning av organisk materiale lagret i jordsmonnet. Dette vil frigjøre næringsalter som nitrogen. Nitrogen kan bidra til jordforsuring, skogsskader, vannforsuring og marin eutrofiering.

Modellberegninger indikerer at samspill mellom klimaendring og sur nedbør kan ha store virkninger. Hvis nitrogen tilført ved sur nedbør og frigjort ved økt nedbrytning av organisk material ikke tas opp i vegetasjonen, vil innholdet av nitrat, syre og aluminium i avrenningsvann øke kraftig. Nitrogen-belastning til fjordområder kan dobles.

Fremtidig klima med milde vintre medfører vesentlige endringer i se-

songvariasjoner av vannkvalitet. Syresjokk i forbindelse med snøsmelting som er typisk idag, kan bli erstattet med sure episoder gjennom vinteren eller kronisk sure vann hele vinteren. Grunnvannstilsiget vil bli endret. Det er usikkert hvilken retning dette vil slå ut for kvaliteten av overfaltevannet.

Avhengig av art og giftstoff vil vannorganismer (fisk) være mer, mindre eller like tolerante overfor miljøgifter ved en temperaturendring. Informasjon kan tyde på at terskelverdier for subletale effekter er omtrent de samme ved alle vanntemperaturer. Ved økt temperatur minsker vannets evne til å løse oksygen. Samtidig øker organismenes oksygenbehov. Det er vist at giftvirkningen av flere miljøgifter er omvendt proporsjonal med oksygeninnholdet.

Effekten av miljøgifter er et konsentrasjonsspørsmål. Redusert sommervannføring vil dermed gi økt giftighet, men andre faktorer kan trekke motsatt vei. Jevnere vannføring vil medføre lavere maksimumskonsentrasjoner på årsbasis.

Økt erosjon kan medføre større spredning av miljøgifter.

Drikkevannskvaliteten vil kunne reduseres noe (forsuring og innh. av partikulært stoff, tildels eutrofisituasjonen vil kunne forverres). Muligheten for kapasitetsproblemer om sommeren vil øke.

Høyere temperatur i seg selv vil antagelig redusere faren for bakteriologisk forurensning av vann til jordvanning. Reduserte vannføringer i juni og juli kan lokalt gi økte kapasitetsproblemer. Når fortynningsvannet blir borte vil utslipp føre til økte bakteriologiske problemer i forurensete småbekker/elver.

Redusert siktedyp, økt algebiomasse (i grunne innsjøer), redusert sommervannføring vil gi dårligere vannkvalitet og lavere egnethet for friluftsliv i ferskvann. Økt temperatur vil isolert sett være positiv.

For kyst- og fjordområder vil de forventede klimaforandringene sannsynligvis ha størst betydning for eutrofieringen. Økt tilførsel av næringssalter, spesielt en mulig 2 - 3 dobling av nitrogentilførslen, vil øke primærproduksjonen. Varmere klima vil sannsynligvis dessuten forlenge produksjonssesongen, selv om denne primært er styrt av lystilgangen. Foruten den økte risiko for oppblomstringer av giftige alger vil den organiske belastningen på fjordenes dypvann øke, og gi et større antall anoksiske fjorder og fjorder med kritisk lave oksygenkonsentrasjoner. Klimaforandringen vil dessuten gi økt ferskvannstilførsel i den periode de fleste fjorder får sitt dypvann fornyet (vin-

terstid), og derved vil ferskvannet kunne blokkere dypvannsfornyelsen i terskelfjorder med grunn terskel og liten terskelbredde. Effekten av dette vil være den samme som for en økt organisk belastning på dypvannet: raskere utvikling av kritiske oksygenforhold eller dannelse av hydrogensulfidholdig vann. Dette vil avgjort ha negative økologiske konsekvenser.

Miljøgiftsbelastningen vil øke. Stigningen i havoverflaten vil øke muligheten for at miljøgifter i lavtliggende landbaserte deponier med industriavfall vaskes ut, samtidig som økt nedbør og avrenning også vil bidra med tilførslen til marine områder. En havtemperaturheving vil dessuten øke tilgjengeligheten av enkelte stoffer (bl.a. PAH), med tilsvarende større risiko for akkumulering i organismer. For tungmetaller vil en økt forekomst av anoksiske vannmasser fungere som et sluk, men ettersom mange fjorder bare vil bli periodisk anoksiske kan denne effekten bli beskjedent.

Den økte vanntemperaturen vil generelt gi økt biologisk aktivitet på bunn og direkte forsterke utlekking av sedimenterte miljøgifter. Det foreligger en klar risiko for at sedimentene vil kunne bli en betydelig sekundær forurensningskilde.

Det forventes liten effekt av ulike stoffers toksisitet hos marine organismer som følge av en temperaturøkning. En forventet gradvis akklimatisering med klimaendringen vil føre til at toleransegrensene for organismene bare i ubetydelig grad forandres.

Det forventes at organismer generelt vil ha evne til å tilpasse seg en gradvis heving av temperaturen over lang tid. Både biokjemiske og genetisk akklimatisering kan forventes. Dette gjør det lite sannsynlig at det vil skje endringer av negativ betydning i organismenes stoffskifte hastighet så lenge temperaturhevingen ligger innenfor organismens toleranseintervall.

Det vil kunne skje en generell forandring samfunns-struktur i kyst og fjordområdene. Temperaturøkningen i vannmassene kan forskyve formeringssesong og levevilkårsgrenser for forskjellige organismer kan overskrides ved 1-3 °C temperaturheving. Dessuten vil nye varmtvannsarter kunne etablere seg og konkurranseforhold forskyves. En forskyvning må imidlertid forventes.

Endringer i saltholdighetsregimet vil sannsynligvis føre til at brakkvannsområder får større utbredelse og forskyves utover i fjordene mot åpen kyst. Forandringen i ferskvannstilførselen vil i hovedsak bety en jevnere tilførsel over året og mindre saltholdighetsfluktasjoner i

brakkvannsområdene. Dette antas i hovedsak å virke positivt på artsrikheten i brakkvannssamfunn.

Havoverflatens stigning vil ikke ha noen generell økologisk effekt av betydning, i det at en langsom økning i vannstanden gir rom for tilpassning over tid. Enkelte grunnvannsområder med en spesielt utviklet flora kan dog påvirkes ved en kombinasjon av økt tilførsler av erosjonsmateriale og havnivåstigning (dårligere lysforhold).

Alle faktorer peker mot at klimaendringen vil forverre forholdene for bunnfauna på dypet av mange av våre terskelfjorder som i dag opplever perioder med kritisk lave konsentrasjoner av oksygen.

Marint friluftliv vil kunne påvirkes noe ved at vannkvalitet og estetiske forhold vil kunne reduseres, særlig i fjordbassenger med dårlig utskiftning. En heving av vannstanden med 20 cm vil neppe ha vesentlig betydning.

En temperaturheving i norske kystfarvann vil sannsynligvis virke positivt for samlet produksjon innen oppdrettsnæringen. Dessuten vil en større del av Nord-Norge kunne bli aktuell for oppdrettsaktiviteter.

Prioriterte FoU-behov er:

- Bruk av lange måleserier med klimadata, fosfortransport og biologisk respons i norske innsjøer og elver for å videreutvikle dose-responsmodeller for eutrofi.
- Bruk av lange måleserier med klimadata, sur nedbør og forsuringstilstand for å utvikle dose-responsmodeller for nitrogenutlekking fra terrestriske områder.
- Storskala-eksperiment med hele nedbørfelt for å kvantifisere nitrogenutlekking ved kunstig økning av CO₂ og temperatur.
- Simulering og kvantifisering av klimaeffekter i fjorders dypbassenger. Bruk av eksperimentelle økosystemer.
- Kvantifisere ekstraordinære tilførsler av miljøgifter til det marine miljø som følge av en vannstandsheving.
- Reduksjon av dypvannsfornyelse i terskelfjorder - forbedring av prognoseverktøyet.

SUMMARY IN ENGLISH

This report assesses the effects of climate change on aquatic environments. The assessment is based on a future climate scenario entailing a 2-4 °C increase in temperature and a 5-15 % increase in precipitation.

The report deals with the interaction of climate change and environmental problems such as eutrophication, acidification and environmental toxicants in freshwaters and coastal marine environments. In addition consequences for water use are evaluated.

Effects of climate change on phosphorus transport and eutrophication (increased algal growth) in lakes are estimated by means of empirical models. The calculations are made for a large, deep lake (example Mjøsa) and a smaller, shallow nutrient-rich lake (example Frøylands-vann). In the winter the expected changes include increased runoff, increased erosion and sediment transport, and thus increased phosphorus loading. These changes in the winter should not result in major changes in algal abundance. In the summer reduced runoff will give lower phosphorus transport and concentration in inflowing river water. The growing season, however, will be extended due to the general temperature increase and subsequent earlier ice-out in the spring and postponed ice-in in the autumn. The extended growing season will cause adverse effects especially in shallow, productive lakes. An increased mobilization of sediment-bound phosphorus in these lakes can also be expected. Generally an increased primary production is expected in all types of lakes, but for deep lakes the effect on algal biomass will be minor. Increased erosion combined with increased temperature can result in marked algal growth in shallow reaches of rivers and lakes.

Future climate change will affect the terrestrial environment which in turn will affect water quality for the downstream ecosystems: rivers, lakes and the coastal marine environment. A temperature increase can lead to increased mineralization of organic material stored in soils. This will release nutrients such as nitrogen and phosphorus. Nitrate is mobile in soils and leaching of nitrate can lead to soil acidification, damage to forests, water acidification, and eutrophication of coastal marine areas. These terrestrial effects are evaluated by means of a process-oriented model.

Interaction of climate change and acid deposition can have major consequences. If nitrogen deposited from the atmosphere and released by increased mineralization of organic matter is not taken up by terrestrial vegetation, the concentrations of nitrate and thus acid and toxic aluminum increase dramatically. Nitrogen loading to fjords can double.

A future climate with mild winters can result in major changes in seasonal patterns of freshwater quality. The acid pulse typical of spring snowmelt today can be replaced by frequent acid pulses during the winter or by chronically acid water all winter. Recharge of groundwater will also be altered; the effect on surface water quality, however, is difficult to assess.

Temperature change can cause both increases and decreases in the tolerance of aquatic organisms such as fish to environmental toxicants. Threshold levels for damage and sublethal effects are probably not greatly temperature-dependent. The decreased oxygen levels and increased oxygen demand associated with higher temperature can result in increased toxicity of pollutants.

The effect of climate change on environmental toxicants is largely a question of concentrations, which in turn are largely governed by relative rates of pollutant discharge and dilution. Reduced runoff in the summer can produce increased toxicity, but a more even distribution of flow over the year will result in lower maximum concentrations. Pollutants of terrestrial origin can increase due to increased erosion.

Drinking water quality may deteriorate in some regions due to increased acidification, increased concentrations of particulate matter, and increased eutrophication. Lower runoff during the summer may lead to shortages.

By itself higher temperature can reduce the danger of bacterial contamination of water used for irrigation. Reduced runoff in June and July can lead to water shortages locally. Reduced runoff will lead to decreased dilution of bacterial pollution from sources such as municipal sewage and can lead to increased hygienic problems in small streams and lakes.

Reduced transparency, increased algal biomass in shallow lakes, and reduced runoff during the summer will give poorer water quality and thus lower value for recreation purposes. An increased water tempera-

ture, however, will improve conditions for recreational use.

For coastal marine areas the largest effect of climate change will probably be on eutrophication status. Increased loading of nutrients, especially the possible 2-3 fold increase in nitrogen loading, will result in increased primary production. Warmer climate will also probably extend the growing season, even though light is the major limiting factor here. The risk of toxic algae blooms will increase, and the transport of organic matter to bottom waters will increase. These factors will result in an increasing number of fjords with anoxic or critically low oxygen conditions.

Climate change will also cause increased freshwater input during the winter, the time of year when deep-water renewal occurs in most fjords. Freshwater can block deep-water renewal in fjords with shallow and narrow sills. This will give the same result as increased organic matter loading to bottom waters: more rapid development of critically low oxygen levels or even anoxic, sulfide-rich water. Such conditions have clear negative ecological consequences.

Loading of environmental toxicants to marine waters will increase. Rise in sealevel will increase the risk of leaching of toxicants from low-lying landfills and waste burial sites. Increased precipitation and runoff will also increase leaching to marine areas. An increase in seawater temperature will also increase the biological availability of some toxicants (for example, PAH), and this entails larger risk for bioaccumulation in marine organisms. The increased occurrence of anoxic waters will act to trap heavy metals, but because many fjords are anoxic only periodically, the net effect of this process may be minor.

Climate change will cause a general shift in ecosystem structure in coastal marine waters. Warm water organisms will invade at the expense of cold water organisms. The increased input of freshwater will extend the brackish water zone.

Recreational use of coastal marine areas will be somewhat effected due to deterioration in water quality, especially in fjords with poor water renewal. A increase in sealevel of 20 cm will not have major adverse affects.

A general temperature increase in coastal marine waters should allow increased production for the aquaculture industry. A larger portion of northern Norway will be suitable for aquaculture.

Research priorities within the area of climate change and affects on aquatic ecosystems include:

- Use of long-term measurements of climate, phosphorus transport and biological response in Norwegian lakes and rivers to further develop dose-response models of eutrophication.
- Use of long-term measurements of climate, acid deposition, and acidification to further develop dose-response models of nitrogen leaching from terrestrial catchments.
- Catchment-scale experiments with CO₂ addition and temperature increase to quantify nitrogen leaching due to climate change.
- Experiments with marine mesocosms to evaluate the effects of temperature increase on oxygen demand, organic matter turnover, and methane gas production from bottom waters and sediments.
- Field studies and experiments with toxic wastes to quantify potential changes in mobilization and leaching of toxicants to coastal marine areas.
- Improvement of models for prediction of bottom-water renewal in Norwegian coastal waters.

1. BAKGRUNN

Mulighetene for globale klimaendringer i det neste århundre som følge av økte konsentrasjoner av klimagasser står som en 1990-årenes sentrale problemstillinger innen miljøvern.

Høsten 1989 ble en interdepartemental klimagruppe nedsatt for å lede og samordne det klimapolitiske utredningsarbeidet i Norge. Mandatet for gruppen innebærer bla. å gjennomføre et omfattende utredningsarbeid som skal legge grunnlaget for norsk klimapolitikk. Et av feltene der det skal gjennomføres utredninger er "virkninger i Norge av mulige klimaendringer".

Ved Miljøverndepartementets brev av 1. des. 1989 ble NIVA gitt i oppdrag å utføre et utredningsprosjekt om "Klimaforandringer - effekter på akvatisk miljø". I departementets brev ble det pekt på behovet for en avklaring av grenselinjer til prosjektet som skulle gjennomføres av Norsk institutt for naturforskning (NINA).

2. GENERELT

2.1 Avgrensning av den limniske delen av utredningen

Etter flere kontakter mellom NIVA og NINA ble det enighet om følgende avgrensning for den limniske delen av de to instituttene utredninger:

NIVA: primærproduksjon og fysisk/kjemiske forhold
 NINA: zooplankton, bunndyr og fisk

I tillegg ble det enighet om at NIVAs arbeid innen primærproduksjon skulle stilles til disposisjon for NINA som grunnlag for deres utredning. NINA skulle stille vegetasjonkart til rådighet for NIVA.

Ferskvannsdelen av NIVAs prosjekt kan dermed grovt inndeles i vurderinger av:

- eutrofi
- forsuring
- miljøgifter
- konsekvenser for brukerinteresser

2.2 Avgrensning av den marine delen av utredningen

NIVAs prosjekt begrenses her til konsekvenser i kystnære farvann. Alle biologiske og fysisk/kjemiske konsekvenser skal vurderes. I tillegg vurderes effekten på enkelte av brukerinteressene.

Prosjektet vurderer ikke arealmessige konsekvenser på land av endret havsnivå.

2.3 Hydrologiske endringer – Samarbeid med NVE

NIVAs arbeid med dette prosjektet er avhengig av kunnskap klimaforandringenes konsekvenser for de hydrologiske forhold. Vi har derfor gjennomført et samarbeid med NVE, Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling.

Som en del av den interdepartementale klimautredningen har NVE fått i oppdrag å gjennomføre tilsigssimuleringer av en situasjon der de forventede klimaendringer er inntruffet.

Det etablerte samarbeid med NVE har medført at NVE har stillt tilsigssimuleringer (Sælthun, 1990), vurderinger av islegging på fjorder (Tvede, 1990) og vurderinger av erosjonstransport (Bogen, 1990) til

NIVA disposisjon. Dette er med på å danne grunnlag for NIVAs rapport. Likeledes har NIVA stillt sine vannkvalitetsvurderinger til disposisjon for NVE.

2.4 Avgrensning vedrørende vurdering av brukerinteresser

Dette prosjektet vil gjennomføre en enkle vurderinger av konsekvensene for en del brukerinteresser som kan ventes påvirket av klimaendringenes effekt på det akvatisk miljø.

Vurderingene begrenses i første rekke til brukerinteresser som påvirkes av vannkvalitet eller vannføring. Dernest begrenses utvalget av brukerinteresser av tema og omfang av andre prosjekter som hører inn under den interdepartementale klimautredningen.

Med bakgrunn i dette vurderes i dette prosjektet brukerinteressene drikkevannforsyning, jordbruksvanning, friluftsliv (i tilknytning til og i kystsonen) og akvakultur.

2.5 Begrensninger i forhold til de gitte scenarier

Scenariene som er utviklet for de klimatiske endringer er grove. For en del viktige parametre er det bare gitt antydningvis rammer for endringene. Vurderingene av effektene av de forventede klimaendringene vil avspeile denne usikkerheten. Sikkerheten i effektvurderingene kan ikke bli større en sikkerheten i scenariene.

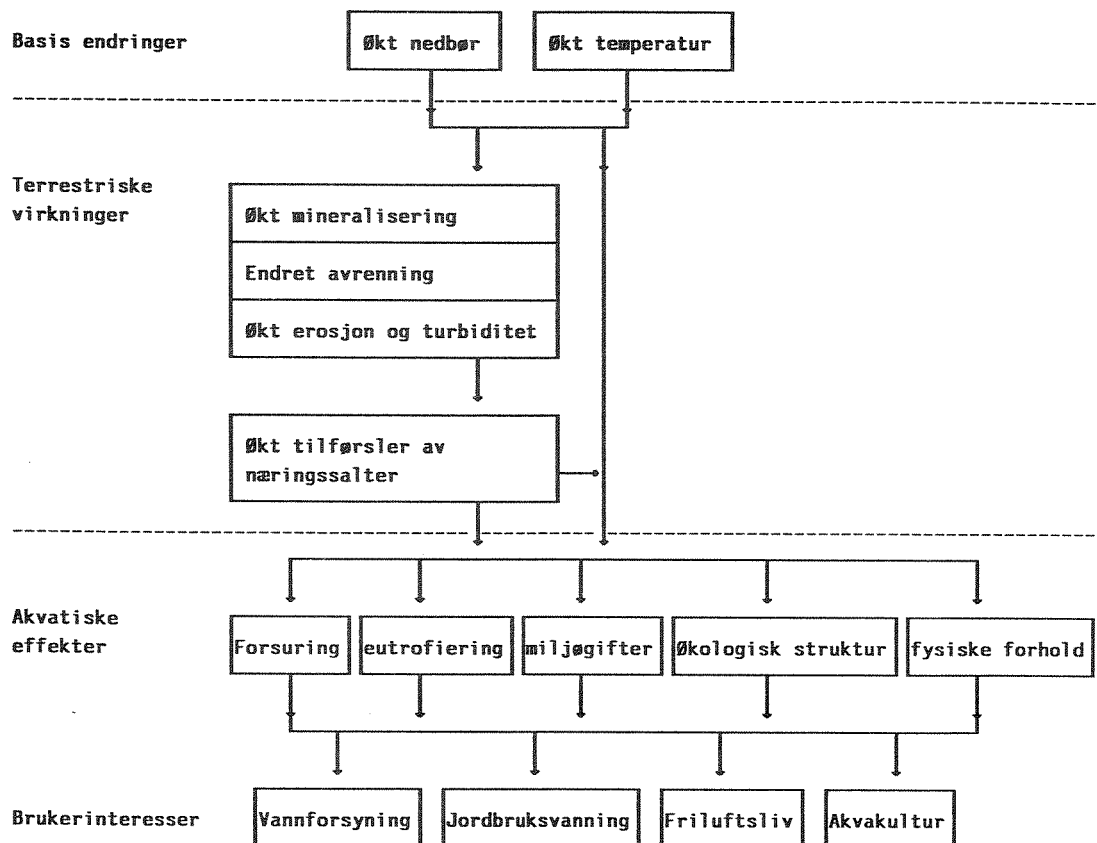
3. MODELLSTRUKTUR

Denne utredningen tar utgangspunkt i de skisserte klimascenarier (Eliassen et al., 1990 og Eliassen og Grammeltvedt, 1990) som er presentert (i sammendrag) i Kapittel 4.

Videre bygger utredningen på NVEs rapport "Klimaendringer og vannressurser" (Sælthun et al., 1990). NVE har bla. simulert endringer i hydrologiske forhold som følge av de gitte klimascenarier, har vurdert invirkning på erosjon og sedimenttransport i vassdrag og vurdert isleggingsforhold både i vassdrag og i fjorder. Et kort sammendrag av NVEs rapport er gitt i Kapittel 5.

Med bakgrunn i de gitte klimascenarier og i NVEs simuleringer av endringer i hydrologiske forhold, vurderes i denne rapporten effekter på akvatiske systemer.

Som skissert i Fig. 3.1 kan det tenkes effekter på flere områder av det akvatiske system. De såkalte basisendringene i figuren er definert



Figur 3.1 Prinsippskisse som viser konsekvensrekkefølge og effekter av de gitte klimascenarier.

ved scenariene. Disse vil ha terrestriske virkninger som sammen med basis endringene vil ha effekter for det akvatiske miljø. Virkninger på det akvatiske miljø vil igjen ha følger for brukerinteresser.

Effekter i ferskvann blir gjennomgått i Kapitlene 6, 7 og 8, og effekter i kystsonen i Kapitlene 9, 10, 11 og 12. Virkninger for brukerinteressene vurderes i Kapittel 13.

Vurderingene av effektene av klimaendringen i Kapitlene 6 - 13 har karakter av en oversikt over "state of the art" og danner et utgangspunkt for å vurdere eksisterende FoU-behov. FoU-behovet gjennomgås i Kapittel 14. Kapitlet avsluttes med en oversikt over prioriterte FoU-områder.

4. SCENARIER

Utgangspunktet for prosjektet er klimascenariene presentert i rapporten "Klimaendringer globalt og i Norge ved økt drivhuseffekt" (Elliassen et al., 1990). Rapporten gir foreløpige vurderinger av en fordobling av CO₂-ekvivalenter som antas å inntreffe rundt år 2030.

Rapporten anslår en midlere temperaturøkning på 2° for månedene juni til august, og 3-4° for desember til februar. Endringene i nedbør er bare beskrevet i kvantitative formuleringer; "En kan vente økning av nedbøren hele året, mest om våren", og "Det kan forventes at en større del av nedbøren kommer som byger." Jordfuktigheten antas å øke om vinteren og minke om sommeren.

I en tilleggsvurdering av scenariene (Elliassen og Grammeltvedt, 1990) er bla. følgende presiseringer gjort:

Temperaturendringer	Kyst	Innland
vinter	+3.0 (+3.5)	+3.5 (+5.0)
sommer	+1.5 (+2.5)	+2.0 (+3.0)
Nedbør %		
vår	+15 (+15)	+10 (+15)
sommer	+10 (+15)	+10 (+15)
høst	+ 5 (+20)	+ 5 (+20)
vinter	+ 5 (+15)	+ 5 (+15)

Tallanslagene uten parentes refererer til mest sannsynlige klimaendring. Tallene i parentes angir stor, men ikke urealistisk klimaendring.

For mer informasjon om klimascenariene henviser vi til de refererte rapportene og "Foreløpig rapport fra NILU og DNMI om drivhuseffekten og klimautviklingen" (Braathen et al., 1989) som også beskriver beslutninggrunnlaget ved vurderingene av klimaendringene.

5. ENDRINGER I HYDROLOGISKE FORHOLD - NVEs UTREDNING

Dette kapitlet er et kort sammendrag av NVEs rapport "Klimaendringer og vannressurser" (Sælthun et al. 1990).

Vurderingene av virkningene av fremtidige klimaendringer er basert på klimascenariene utarbeidet av NILU/DNMI. Her går det frem at midlere temperaturøkningen om sommeren blir ca. 2 °C og om vinteren ca. 3-4 °C. Dessuten antas at nedbørmengden økes med ca. 5- 15%.

Tilsligssimuleringer

NVE har simulert fremtidig tilslig og flom, snøakkumulering, og markvann og grunnvann for 6 "case studies", et vassdrag på vestlandet (Vosso), et i sentrale fjellstrøk (Otta), et på indre østlandet (Flisa), et på Finnmarksvidda (Alta), et i indre Trøndelag (Forra i Stjørdalselva), og et på Sørlandet (Tovdalselva).

Resultatene av simuleringene er gitt i tabellene 5.1 - 5.3.

Totaltilsliget endres forholdsvis lite, fra +5% i enkelte høyfjellstrøk til -5% i enkelte lavlandsstrøk. Endringene i totaltilsliget er bestemt av endringene av nedbør og av fordampingen. Nedbørendringene er i utgangspunktet usikker, men er i modellen gitt av scenariene. Endringene i fordamping er gitt av den hydrologiske modellen.

Sesongsfordelingen av tilsliget endres dramatisk, med en kraftig økning av vintertilsliget, redusert vårflom og lavere sommervannføringer. Disse endringene er relativt sikre resultater. Den relative økningen av vintertilsliget er størst i høyfjellet, mens reduksjonen av vårflommen vil være mest markant i de lavere delene av de områdene som nå har stabilt snedekke. Reduksjonen i sommervannføringen er særlig merkbar i tørre innlandsstrøk, og i felt hvor vårflommen i dag går inn i sommermånedene og hvor sommerlavvannsføringene i dag i stor grad blir opprettholdt av smeltende snø i høytliggende fjellstrøk.

Bortsett fra ytre kyststrøk vil variabiliteten i vintervannføringen øke sterkt.

Utgangspunktet for å vurdere flomforholdene er i utgangspunktet usikkert. Med de gitt scenarier vil vårflommene overalt reduseres, og høst/vinterflommer øke, delvis gjennom økt nedbør, men særlig gjennom økt flomsesong. Generelt vil det gjelde at at felt som er utsatt for høstflommer i dag vil få økt flomrisiko. Små vassdrag vil være mer utsatt enn store.

Tabell 5.1 Midlere endringer i prosent, lavlandet (0 - 500 moh.)

Kilde: Sælthun et al. 1990.

	Vestlandet	Fjellstrøk	Indre Østl	Finnmarksv	Inntrøndelag	Agder
Tilsig:						
vinter (des-feb)	+55	+ 70	+ 95	+ 65	+ 65	+ 35
vår (mar-mai)	-25	+ 10	- 30	+ 25	- 30	- 25
sommer (jun-aug)	-30	- 35	- 15	- 35	- 5	0
høst (sep-nov)	+10	+ 5	0	+ 25	+ 5	+ 5
middel	+ 2	- 2	- 5	- 5	+ 1	+ 1
Flom:						
middel	+20	+ 25	- 25	- 40	+ 10	+ 5
1000-år	+30	+ 25	0	- 15	+ 15	+ 5
Lavvann:						
vinter	+20	- 10	+ 40	+ 80	+ 15	+ 10
sommer	-35	- 40	- 10	- 20	- 5	- 5

Tabell 5.2 Midlere endringer i prosent, midlere nivå (500 - 1000 moh.)

Kilde: Sælthun et al. 1990.

	Vestlandet	Fjellstrøk	Indre Østl	Finnmarksv	Inntrøndelag	Agder
Tilsig:						
vinter (des-feb)	+180	+200	+140	+ 10	+200	+155
vår (mar-mai)	+ 10	+ 15	- 30	+170	- 5	- 25
sommer (jun-aug)	- 60	- 60	- 15	- 25	- 40	- 25
høst (sep-nov)	+ 10	+ 35	+ 15	+ 15	+ 25	+ 15
middel	+ 3	0	- 3	- 3	+ 3	+ 2
Flom:						
middel	+ 25	- 25	- 40	- 15	- 10	+ 0
1000-år	+ 30	0	- 30	- 15	- 5	+ 15
Lavvann:						
vinter	+ 40	+ 90	+ 75	+ 35	+ 60	+ 45
sommer	- 35	+ 30	0	- 15	+ 5	- 10

Tabell 5.3 Midlere endringer i prosent, høyfjell (1000 - 1500 moh.)
Kilde: Sælthun et al. 1990.

	Vestlandet	Fjellstrøk	Indre Østl	Inntrøndelag	Agder
Tilsig:					
vinter (des-feb)	+280	+105	+ 55	+115	+120
vår (mar-mai)	+ 55	+170	+ 35	+125	+ 50
sommer (jun-aug)	- 45	- 40	- 30	- 40	- 40
høst (sep-nov)	+ 15	+ 35	- 15	+ 50	+ 30
middel	+ 5	+ 3	+ 1	+ 5	+ 5
Flom:					
middel	- 5	- 20	- 20	- 15	- 15
1000-år	+ 10	- 10	- 10	- 20	0
Lavvann:					
vinter	+ 80	+ 50	+ 45	+ 60	+ 55
sommer	- 65	- 5	0	- 10	- 10

Markvannsunderskuddet i vekstsesongen vil øke overalt med de foreliggende scenarier. Grunnvannsnivået vil overalt øke om vinteren og reduseres om sommeren. Perioden med snødekket mark vil bli en til tre måneder kortere.

Erosjon. Partikulært materiale.

Endringer i det hydrologiske regimet vil generelt føre til mer intens erosjon og økning i sedimenttransporten i vassdragene. Økningen vil være størst i leirområdene på Østlandet. Sedimenttransporten under vårflommene vil avta. Høst og vinterflommene vil imidlertid øke så mye at det er sannsynlig at sedimenttransporten vil øke kraftig.

Isforhold

Effekten av de antatte klimaendringene på isforholdene er ikke entydige, verken i vassdrag eller i fjordene. Høyere lufttemperatur vil forkorte de periodene hvor islegging er mulig. Selv om isgang også idag er normalt i mange vassdrag om våren, så kan dette bli en hendelse som opptrer midtvinters, særlig i innlandsvassdrag. Dype innsjøer vil i de fleste vintre være åpne. Økt ferskvannstilførsler til fjordene om vinteren kan gi økt islegging når forholdene ellers er gunstige. Det knytter seg usikkerhet til effekten av evt. endringer i vindforholdene.

6. FERSKVANN: FOSFORTILFØRSLER. ALGEVEKST

Dette kapittel vurderer:

- 1) Effekter i forhold til fosfortilførsler til elver og sjøer.
- 2) Effekter av endret vannføring og fosfortilførsler på algevekst i elver og innsjøer (eutrofieringseffekter).
- 3) Effekter av økt temperatur på algevekst.

Det vil bli lagt mest effekt på de rene innsjøeffekter, fordi det er her man har utviklet empiriske modeller som kan beskrive effekter av de forventede endringer i temperatur, vannføring og konsentrasjon av næringssalter.

6.1 Generelt

Fosforkonsentrasjonen i sjøer, $[P]_{\lambda}$, avhenger av konsentrasjon av tilført fosfor, $[P]_i$, og vannets oppholdstid (T_w). Sammenhengen er noe forskjellig i grunne sjøer (Berge 1987) og dype innsjøer (Rognerud m.fl., 1979) og er gitt ved:

$$\text{Grunne sjøer:} \quad [P]_{\lambda} = 0.436 * [P]_i * T_w^{-0.16} \quad (1)a$$

$$\text{Dype sjøer:} \quad [P]_{\lambda} = 0.63 * [P]_i * e^{-0.067T_w} \quad (1)b$$

$[P]$ har dimensjonen $\mu\text{g P l}^{-1}$, mens T_w har dimensjonen år. T_w tilsvarer den tid det ville tatt det innkomne vannet å fylle opp innsjøbassenget om dette hadde vært tomt.

Modellene har relativt grov oppløsning idet de kun tar hensyn til gjennomsnittlige årsverdier, mens utviklingen av den sluttparameter man er interessert i, algebiomasse (gjerne målt som klorofyll) styres av tilgjengelig fosfor under vekstsesongen. Da disse modellene er empiriske gir de likevel i praksis en god sammenheng mellom innsjøfosfor og tilført fosfor i forhold til vannets oppholdstid.

For sammenhengen mellom konsentrasjon av totalfosfor i sjøen ($[P]_{\lambda}$) og klorofyll er det også utviklet enkle modeller. De fleste av disse er ganske like, og siden fosfor generelt er begrensende element for algevekst i ferskvann får man oftest en entydig, rettlinjert sammenheng mellom disse parametrene. For den videre bearbeidelse er det her valgt ut to modeller som tilsvarer fosforbelastningsmodellene ovenfor:

$$[K1a] = 0.42 [P]_{\lambda} - 0.93 \quad (2)$$

for store dype sjøer (Rognerud m. fl., 1979)

$$[K]a = 0.6[P]\lambda^{0.96} \quad (3)$$

for grunne sjøer (Berge, 1987)

I det videre arbeid er det valgt ut to typeeksempler av norske sjøer: en stor, dyp, relativt næringsfattig sjø (med utgangspunkt i Mjøsa) og en produktiv grunn sjø (Frøylandsvann). Dette fordi disse ulike sjøtypene har noe forskjellig respons på fosforbelastning og hydraulisk belastning (se ovenfor), og antas å representere ytterpunkter med hensyn til effekter. Dataene er i noen grad "kalibrert" ved å se på hvordan fosfor i innløpselv, innsjøfosfor og klorofyll avhenger av variasjoner i temperatur og avrenning i Mjøsa over en tidsperiode. Det finnes også langtids måleserier for andre typelokaliteter, og ved en eventuell oppfølging vil det være aktuelt å utdype de generelle konklusjonene ved å se på endringer i vannkvalitetsparametre mot klima og avrenningsvariasjoner for ulike lokaliteter.

6.2 Modellberegninger

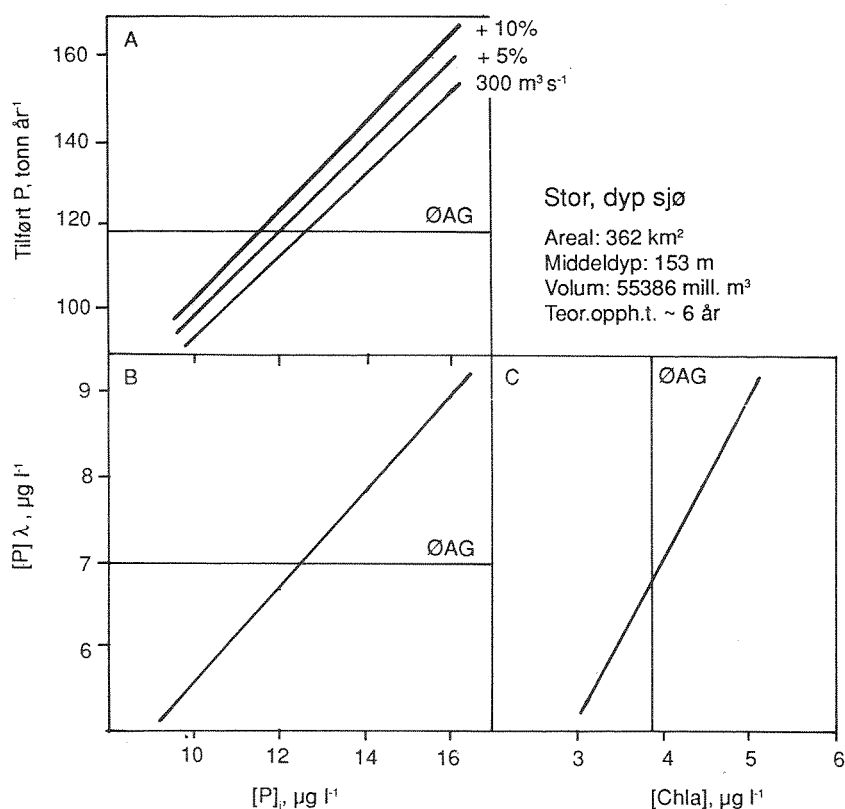
Variablene ovenfor er kombinert i en enkel EDB-modell (Tjomsland, 1990) som beregner fosforkonsentrasjon, klorofyll, siktedyp og fosforretensjon ut fra de generelle empiriske ligningene ovenfor.

For eksempelet Mjøsa er det tatt utgangspunkt i en midlere vannføring på $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, eller nær $9.5 \text{ mill m}^3 \text{ år}^{-1}$. Vannføringsendringer er satt til maksimalt 10%, og fosforkonsentrasjon i innløp varierer i denne modellen mellom 10 og $16 \mu\text{g totP l}^{-1}$. Den store omløpstiden (vannutskiftingstiden) på nær 6 år tilsier at effekten av vannføringsendringer blir svært beskjeden. Selv om endringer i vannføringen gir en større total tilførsel av fosfor (Figur 6.1 A), så gir endringer i T_w et relativt lite utslag på fosforkonsentrasjonen i innsjøen, $[P]\lambda$, i modell (1), og variasjoner innen 10% i vannføring gir overhodet ikke utslag på $[P]\lambda$ (Figur 6.1 B). Dermed blir fosforkonsentrasjon i innløpet, $[P]_i$, eneste utslagsgivende variabel. Ved en gitt fosforkonsentrasjon (eks. $10 \mu\text{g l}^{-1}$), vil den total fosforretensjonen (tilbakeholdelse av fosfor i sjøen) endres med rundt 8 % ved 10 % endring i vannføring. Økt vannføring gir redusert tilbakeholdelse av fosfor i innsjøen, dvs. økt fosfortransport til det nedenforliggende vassdrag og til hav.

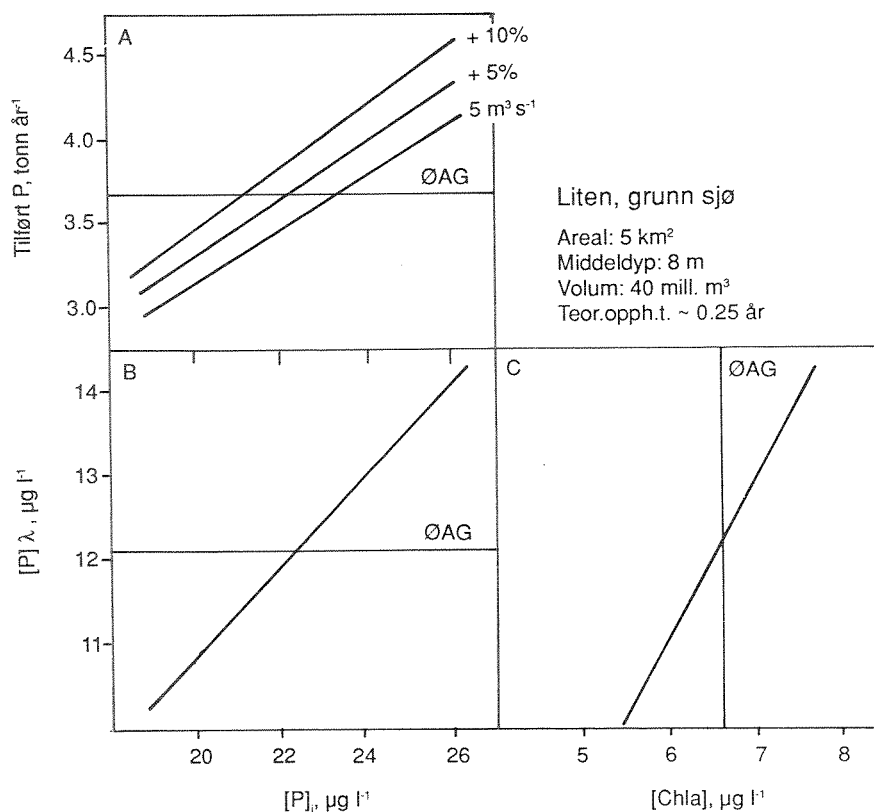
Selv for eksempelet fra en grunn sjø, med en betydelig kortere oppholdstid (0.25 år, Fig.6.2), gir endret vannføring innen 10% helt ubetydelige utslag på fosforkonsentrasjonen i sjøen. Som det framgår av

Fig.6.2 har imidlertid slike grunne sjøer høyere "toleranseterskler" for fosfor og klorofyll (algebiomasse) enn dype lokaliteter.

Disse generelle modellene, basert på årsmidler av fosforkonsentrasjoner, er imidlertid ikke i stand til å fange opp sesongendringer. For forsøksfelt Lalm, øverst i Mjøsas' (Lågens) nedbørsfelt, har NVE estimert ubetydelige endringer i avrenning på årsbasis, men betydelige sesongmessige utslag med økt vinteravrenning og redusert sommeravrenning.



Figur 6.1 Stor, dyp innsjø: Effekter av fosforkonsentrasjon i innløpet ($[P]_i$) på A): totalmengde tilført P ved tre gitte vannføringer og B): fosforkonsentrasjon i innsjøen ($[P]_\lambda$). C): Effekt av $[P]_\lambda$ på klorofyllkonsentrasjon. Alle P-data basert på sesongmidler. Varierende vannføring (maks 10%) ga ikke noe utslag på $[P]_\lambda$ (B). For alle verdier er øvre akseptable grense (ØAG) indikert ved rette linjer.



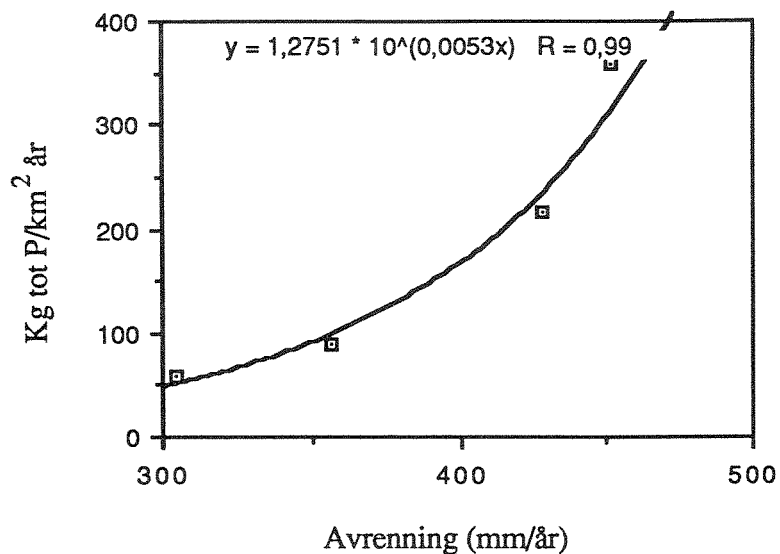
Figur 6.2 Som Fig. 6.1, men for en tenkt grunn sjø.

Fosfortilførsler

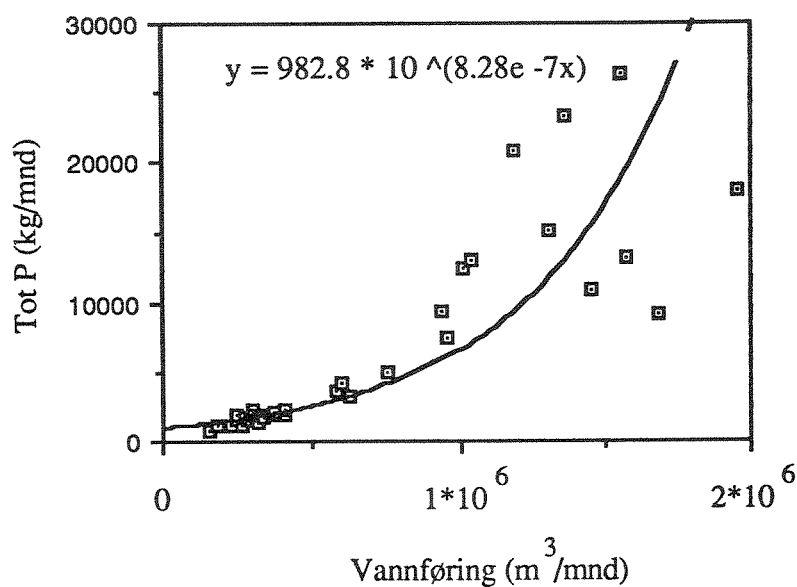
Endringer i fosforkonsentrasjon i sjøene blir som nevnt primært en funksjon av vannføring. Total mengde tilført fosfor vil være direkte avhengig av vannføring. Sammenhengen mellom konsentrasjon av fosfor og vannføring er imidlertid ikke gitt, men kan belyses ved empiriske data. En relativt entydige sammenheng mellom fosfortransport og avrenning er påvist i flere vassdrag. Dette er gjerne mest markert i dyrkede og bebygde områder hvor man ved høy vannføring ofte får kombinasjonen av økt overflateavrenning fra dyrket mark og nedsatt effektivitet ved renseanlegg. For dyrket mark synes fosforavrenning å være en eksponentiell funksjon av avrenning (Fig.6.3) som beskrevet ved f.eks.

$$P = 1.27 * 10 \exp (0.0053 A) \quad (6)$$

Hvor P = total fosfortransport som kg/areal * år og A = avrenning som mm/år. Dataene er årsverdier beregnet fra Dahl (1982).



Figur 6.3 Areal spesifikk fosfortap fra åkerjord som funksjon av avrenning. Gjennomsnittsverdier for 1981, 82, 83 og 84. (Etter Dahl 1986).



Figur 6.4 Total fosforavrenning fra Gudbrandsdalslågen som funksjon av vannføring. Månedsmidler fra årene 1986-88. (Etter Kjellberg 1988 og Rognerud 1988).

For eksempelet Mjøsa, kan fosfortransport som funksjon av vannføring i hovedelva, Gudbrandsdalslågen, beskrives som

$$\text{Tot.P} = 982.8 * 10 \exp (8.28e - 7 * V) \quad (7)$$

(Fig. 6.4), hvor Tot.P = total fosformengde som tonn/mnd og V = vannføring som m³/sekund. Data basert på månedsmidler i perioden 1986-88 fra Kjellberg (1988) og Rognerud (1988).

Disse dataene viser at siden man ikke får en lineær, men istedet økende fosfortransport med økt vannføring må også fosforkonsentrasjonen øke ved økt avrenning. For Lågen kan denne estimerte økningen beskrives som

$$[P]_i = 4.5 + 0.012 * V \quad (8)$$

basert på månedsmidler i perioden 1986-88 (Rognerud m.fl. 1988). Bidraget til denne økningen fra ulike typer arealavrenning samt redusert renseeffektivitet som funksjon av vannføring er ukjent. Den eksponentielle økningen også i jordbruksavrenning viser imidlertid at også her må fosforkonsentrasjonen pr volum øke som en funksjon av avrenning, noe som er helt i tråd med hva vi observerer i de aller fleste vassdrag. Mye av dette skyldes partikkelbundet fosfor, som følge av økt erosjon. Erosjonsproblematikken, som kan bli betydelig om vinteren, vil ikke berøres her. På grunn av sedimenteringseffekter forventes ikke en økt partikkeltransport i vinterhalvåret å gi noen større effekter i sommerhalvåret.

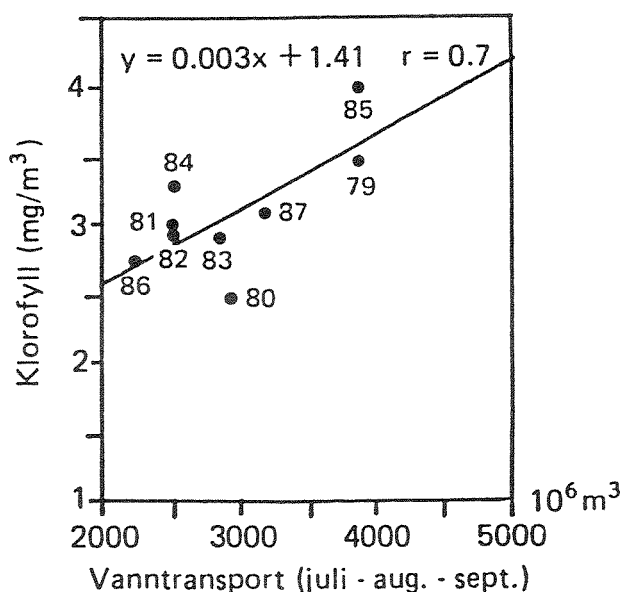
En tilsvarende test på månedsmidler fra mindre bekker i et jord- og skogbruksområde, tilløpsbekker til Gjersjøen i Oppegård kommune, over perioden 1986-89 viser generelt samme tendens med noe økende fosforkonsentrasjon som funksjon av vannføring. Dataene her er imidlertid svært sprikende, slik at noen entydig sammenheng ikke kan beskrives.

Generelt viser dette at man må forvente både en total økning av tilført fosfor, men også en økt konsentrasjon av fosfor i innløpet som følge av økt vannføring. Konsentrasjonsøkningen må forventes å variere betydelig avhengig av typen avrenningsareal. Den kan være relativt betydelig i tettbygde og jordbrukspåvirkede områder. For Lågen (eksempelet over) vil 10 % økning i avrenning gi en økning i [P]_i på 2.3 %. For skog og fjellområder vil man imidlertid heller forvente moderat økning eller endog en reduksjon i fosforkonsentrasjonen som følge av lav erosjon kombinert med fortynningseffekten. I modellen som er brukt nedenfor er det ikke lagt inn noen økning eller reduksjon i fosforkonsentrasjonen som følge av økt vannføring. Den totale økning av

tilført fosfor blir dermed en lineær funksjon av vannføringen.

Effekten av økt fosfortransport er naturligvis sesongavhengig. En økt fosfortransport i vinterhalvåret vil kun ha marginal effekt på utvikling i algebiomasse i innsjøer. Ser man sommersituasjonen isolert, er det imidlertid en entydig effekt av vannføring også på klorofyll. For Mjøsa i perioden 1979-87 er det en klar sammenheng mellom vanntransport i tilløpselvene (hvorav Lågen gir klart det største bidraget) og algebiomasse (klorofyll) i Mjøsa som vist i Fig. 6.5 (Fra Rognerud m. fl. 1988). Den lineære sammenheng kan beskrives som

$$[Kla] = 0.003 * V + 1.41 \quad (R=0.7) \quad (9)$$



Figur 6.5 Klorofyllkonsentrasjon (sesongmiddel) i Mjøsa som funksjon av vanntransport i sommerhalvåret (Rognerud 1988).

Et av punktene (1980) faller relativt langt fra den generelle regresjonslinjen. Dette var et eksepsjonelt år med lite vind og høy sedimentering av kiselalger, noe som ga lavere algebiomasse enn forventet. Utelates dette punktet stiger R fra 0.7 til 0.9. Det vil si at i Mjøsa kan en varians på nær 40 % i algebiomasse (klorofyll) forklares ut fra økt fosfortilførsel som følge en 60% naturlig variasjon i vannføring. En gjennomsnittlig reduksjon på 20% sommervannføring vil følgelig bare gi en reduksjon i algetetthet på drøyt 8 %, og følgelig langt innenfor den naturlige variasjonen. Det er imidlertid interessant å merke seg at ut fra vannføringsendringer isolert vil klimascenariene forventes å

gi redusert algebiomasse basert på eksempelet Mjøsa. Som tidligere nevnt gir likevel vannføringsendringer et underordnet bidrag til fosforkonsentrasjon i innsjøen. Den viktigste variabelen her er fosforkonsentrasjon i innløpselvene.

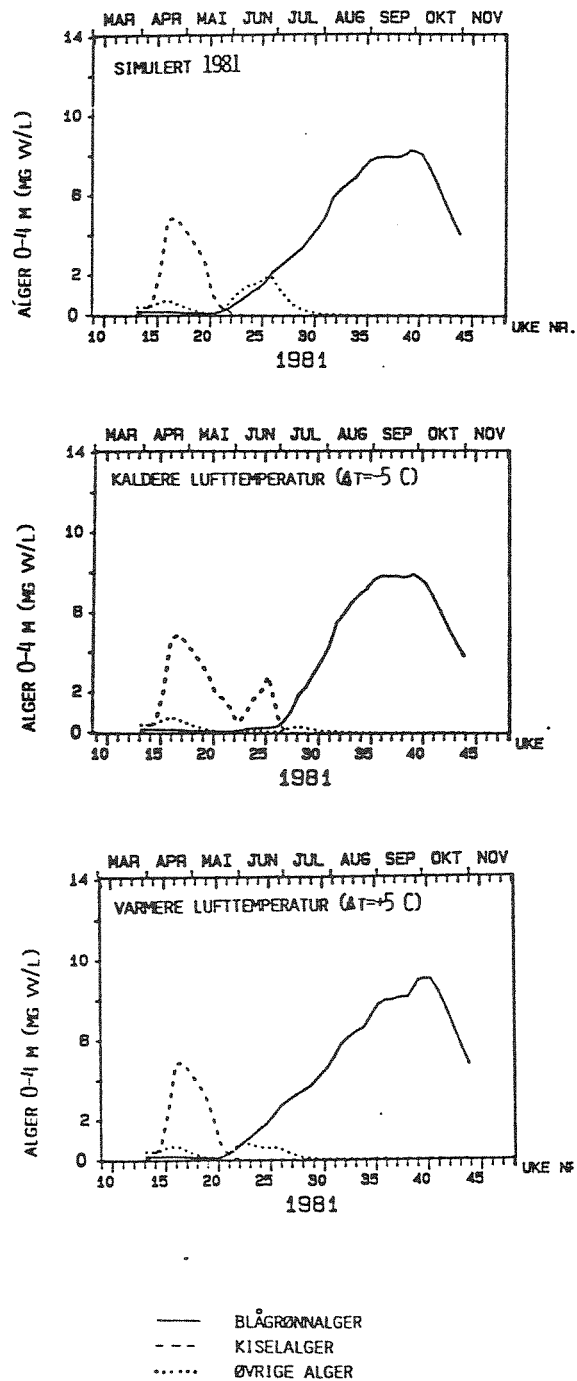
Som nevnt finnes ikke noe modellverktøy som på generell basis kan tallfeste utslagene av slike klimainduserte sesongvariasjoner. Det er imidlertid utviklet relativt komplekse modeller som kan benyttes til å forutsi endringer i enkeltlokaliteter. En modell som har vært testet på et par norske lokaliteter er den finskutviklede FINNECO-modellen, som er en videreutvikling av en amerikansk modell (Gaume and Duke 1975). Denne modellen simulerer dag-til-dag eller uke-til-uke endringer i 20 innsjøparametre ut fra endringer i bl.a. temperatur, vannføring og fosforkonsentrasjon. Modellen krever imidlertid input av opptil 60 innsjøspesifikke variable, og er derfor som nevnt ingen enkel, generell modell. For enkeltlokaliteter som er godt undersøkt kan den imidlertid benyttes til å forutsi effekter av bl.a. klimaendringer.

Modellen er testet på det grunne, eutrofe Frøylandsvatn på Jæren (Tjomsland og Faafeng 1988).

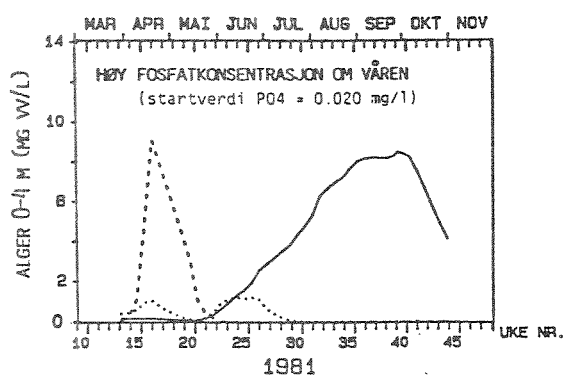
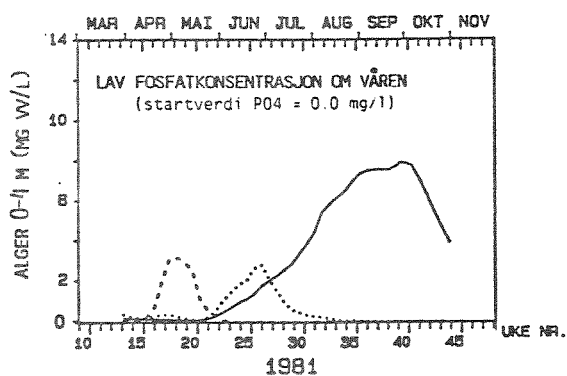
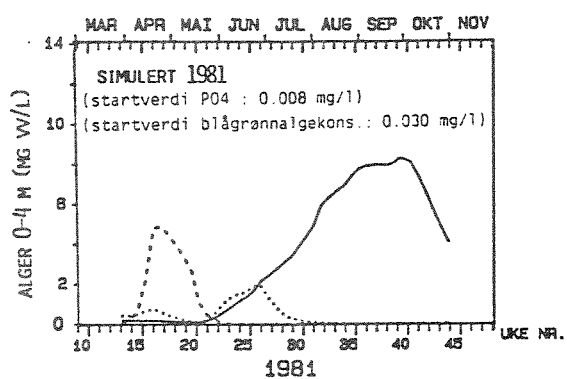
- En simulert økning av lufttemperaturen på 5 °C ga en temperaturøkning på 2 °C i overflatevann. Dette ga et noe lavere oksygeninnhold, men hadde ingen stor effekt på total algebiomasse (som var dominert av blågrønnalger i denne lokaliteten). Man fikk imidlertid en noe tidligere oppvekst av blågrønnalger på bekostning av gruppen "andre alger" (Fig. 6.6).

- Endrede startkonsentrasjoner av fosfor hadde, som forventet, en betydelig større effekt på utviklingen i algesamfunnet, hvor det ble økt tetthet av vårartene (kiselalgene). Effekten utover i sesongen var imidlertid liten (Fig. 6.7). Kontinuerlig høyere tilførsler gjennom sesongen hadde imidlertid en markert effekt (Fig. 6.8).

- Endret vannføring hadde liten effekt på forsesongen. En simulert 50 % reduksjon i sommervannføring ga imidlertid en maksimal 15-20 % økning av algekonsentrasjonene under perioden med kuliminering av blågrønnalgene på sensommeren (Fig. 6.9). Siden modellen forutsetter uendret fosforkonsentrasjon ved endret vannføring, gir økt sommervannføring i dette tilfellet redusert fosforkonsentrasjon og redusert algebiomasse. Dette er altså motsatt av den effekt som er observert for Mjøsa.



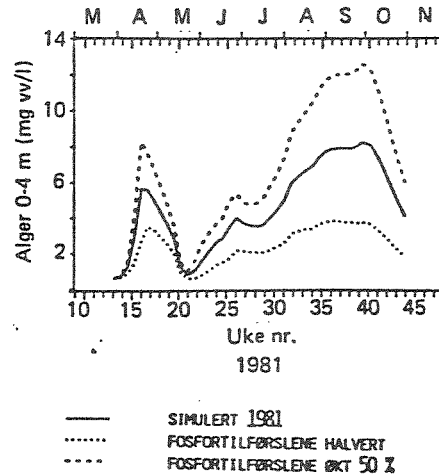
Figur 6.6 Effekter av temperaturendringer på tre hovedgrupper av planktonalger basert på estimering ved FINNECO-modellen i Frøylandsvann. Vannføring og konsentrasjon av fosfor i innløpet er holdt konstant (Tjomsland og Faafeng, 1988).



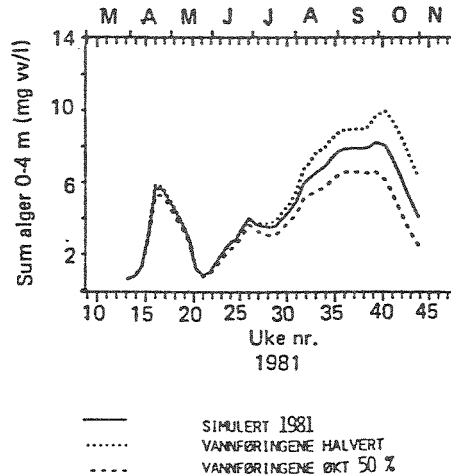
— BLÅGRØNNALGER
 - - - KISELALGER
 ····· ØVRIGE ALGER

Figur 6.7 Som Fig. 6.6, men effekter av varierende utgangskonsentrasjon av fosfor på utvikling av algesamfunnet.

- Modellen tok ikke i betraktning intern fosfortilførsel fra sediment under sommersesongen. En videre testing av materialet indikerte at dette antakelig hadde stor betydning, som vist for en rekke andre tilsvarende sjøer.



Figur 6.8 Som Fig. 6.6, men effekter av kontinuerlig endrede fosfortilførsler på utvikling av algebiomasse gjennom sesongen



Figur 6.9 Som Fig. 6.6, men effekter av endret vannføring. Forutsetter stabil vannføringsendring og uendret fosforkonsentrasjon i innløpet.

6.3 Generell diskusjon

Endringer i innløpskonsentrasjonen av fosfor:

En generell usikkerhetsfaktor er endringer av fosforkonsentrasjon i elvene. Ved økt avrenning fra erosjonsutsatt areal (eks. pløyd jord) vil man som nevnt kunne få også en økt konsentrasjon av fosfor i tillegg til økt totalavrenning. Dette er vesentlig partikkelbundet eller partikulært fosfor. Dette er mindre tilgjengelig for algevekst enn løst fosfor, men forsøk viser at i snitt er nær 40 % av slikt fosfor fra jordbruksavrenning tilgjengelig for algevekst (Berge og Kallqvist 1990). Dette i motsetning til f.eks erosjonsfosfor fra breslam hvor generelt rundt 20 % er tilgjengelig for algevekst. Man kan vente en tildels betydelig økt avrenning i vinterhalvåret, men med redusert avrenning i sommerhalvåret ventes ikke dette erosjonsfosforet å representere noen eutrofieringsfare. Slamtransporten i seg selv må forventes å representere et større problem med tanke på jorderosjon, økt sedimenteringshastighet (og gjenfylling) av sjøer, redusert sikt og blakking av vann i vinterhalvåret.

Økt temperatur vil imidlertid gi økt mineralisering (nedbryting) i alle typer jordsmonn. Ved denne prosessen vil det primært frigis fosfor på ioneform (fosfat, PO_4), som er direkte tilgjengelig for algevekst. Det meste av dette vil imidlertid være adsorbent til partikler innen det når vassdragene. Det finnes ingen sikre estimat på hvor mye en temperaturøkning på 2-3 °C vil slå ut i form av økt fosforfrigjøring. Det aller meste av dette forventes å bli tatt opp i terrestrisk vegetasjon før det når vassdragene. Av det som når elvene, vil igjen en betydelig andel tas opp av bunnalger og høyere vannvegetasjon. Igjen vil man forvente en større effekt i områder med dyrket mark, hvor det spesielt i en vårsituasjon er lite vegetasjon som kan assimilere det frigitte fosforet. Kombinasjonen av økt temperatur og sedimenttransport vil i elvene gi seg utslag i økt begroing, noe som for grunne og stilleflytende elvepartier, samt deltaer og andre gruntområder i innsjøer, kan gi markerte gjengroingsproblemer.

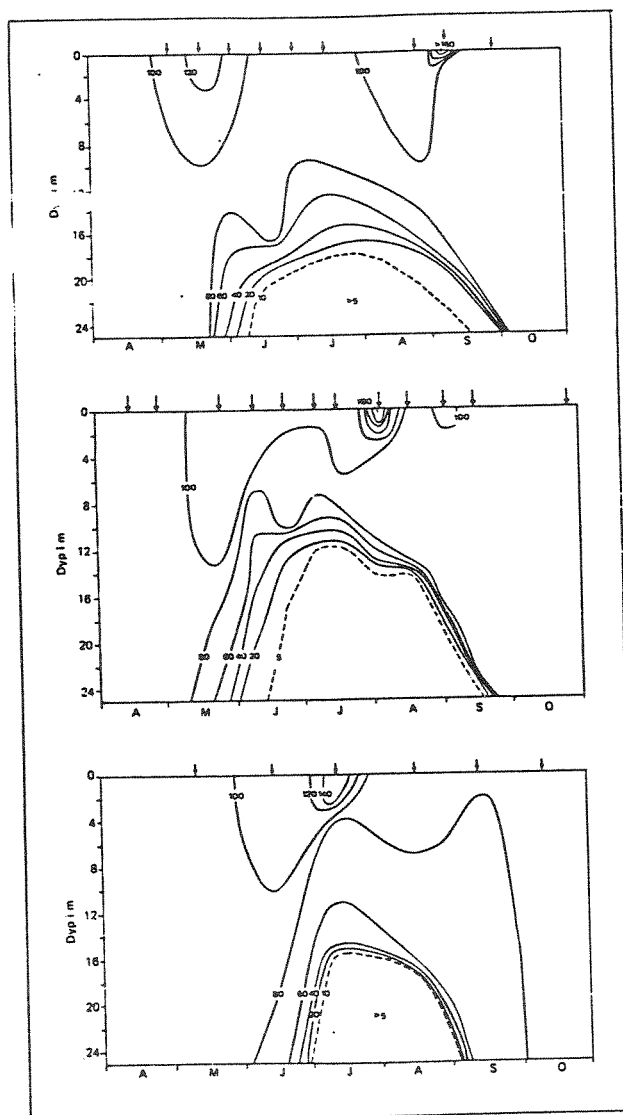
Med utgangspunkt i klimascenariene for nedbør, avrenning og fordampning, utarbeidet ved NVE, synes de store, dype sjøene generelt å bli lite påvirket. På årsbasis gir ikke nedbørendringene noe utslag i form av endret avrenning. Redusert avrenning i en sommersituasjon vil ut fra de empiriske data for Mjøsa slå positivt ut på vannkvaliteten på grunn av reduserte totaltilførsler av fosfor i vekstsesongen. Økt vinteravrenning, og dermed økt total fosforbelastning i vinterhalvåret, forventes ikke å ha noen effekt for denne type sjøer. Dersom økt fosforavrenning i denne perioden gir redusert fosforavrenning (reduert

fosforkonsentrasjon) under vår og forsommer, gir økt vinteravrenning et positivt bidrag til vannkvaliteten. Et spesielt usikkerhetsmoment som gjør seg gjeldende for flere sjøer i denne kategorien (inkludert Mjøsa) er brepåvirkning. Økt temperatur i kombinasjon med økt nedbør vil kunne gi økt breavrenning. Å forutsi noen entydig effekt av dette er ikke mulig, men det må tas med som et usikkerhetsmoment i totalvurderingen.

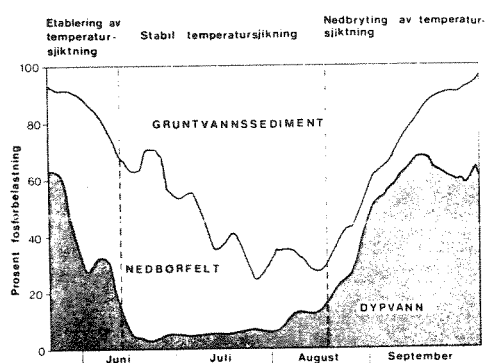
Temperatureffekter:

Økt lufttemperatur vil gi lengre isfri periode, forlenget vekstsesong og økt vanntemperatur. For vannlag over sprangsjiktet kan det forventes en temperaturøkning på 50 % eller mer av den forventede økning av lufttemperaturen. Dette vil gi en økt produksjon og raskere "turn-over", men ikke nødvendigvis en økt biomasse av alger. I fosforbegrensede systemer, som de aller fleste norske innsjøer er, vil en temperaturøkning i seg selv ikke gi grunnlag for en høyere algebiomasse i en likevektssituasjon. Som nevnt ga en simulering av respons av algebiomasse på økt temperatur bare små utslag som følge av en ΔT i luft på + 5 °C.

For den grunne sjø med en relativt sett høyere belastning vil den største effekt av økt temperatur skje som en følge av forlenget vekstsesong. Dette gjelder spesielt sjøer som får oksygenvinn i dyplagene under stagnasjonsperiodene. Kombinasjonen oksygenvinn og høy pH (som er vanlig i produktive systemer) kan gi en betydelig "indre gjødsling" ved mobilisering av sedimentbundet fosfor. En økt vinteravrenning med økt total fosfortilførsel vil her kunne slå negativt ut også under sommersituasjonen ved at det tilførte fosfor resirkuleres i vannmassene under perioder med oksygenvinn. I denne type sjøer vil økt temperatur og forlenget vekstsesong forsterke denne effekten. Man vil få etablert sprangsjikt (temperaturgradient) tidligere på sommeren, og dette vil vare til lengre ut på høsten. Om man regner to måneder lengre isfri periode vil dette gi en markert lengre stagnasjonsperiode, tilsvarende større problemer med oksygenvinn og en ytterligere frigivelse av sedimentbundet fosfor. Dette er eksemplifisert i Fig. 6.10 og 6.11. Ved økt temperatur og forlenget vekstsesong vil sprangsjiktet etableres tidligere og vare lengre. En større andel av dyplagene vil bli oksygenfrie over en lengre tid av året, og totalt sett vil det kunne bli en betydelig økt mobilisering av sedimentbundet fosfor. Et slik jevnt tilsig av fosfor utover sommeren synes å favorisere blågrønnalgene, som også oftest blir begunstiget av økt vanntemperatur.



Figur 6.10 Årsvariasjoner i oksygenkonsentrasjoner i Frøylandsvatnet (Faafeng m. fl. 1985). Mildere vintre og varmere somre kan med en lengre stagnasjonsperiode med med oksygensvinn, gi økt "fosfatlekkasje" fra sedimentene.



Figur 6.11 Det relative bidrag fra fosforbundet sediment til innsjøen øker under stagnasjonsperioden. Årungen (Ensbj m.fl. 1984).

Et generelt forløp som beskrevet her gjelder spesielt sjøer som allerede er i en tilstand med periodisk oksygenvinn i dyplagene under sommer- og vinterstagnasjon. En forlenget vekstsesong med forlenget stagnasjonsperiode vil imidlertid kunne føre sjøer som i dag ligger i "faresonen" over i en situasjon med indre forfortilførsler.

Et ytteligere faremoment for slike typer sjøer er at dyrket mark ofte dominerer i nedbørsfeltet. Dersom økt erosjon og vinteravrenning gir behov for økt gjødsling har man en klart negativ feedbacksituasjon. Økt vinteravrenning kombinert med redusert snødekkingsperiode tilsier at erosjonsfremmende rutiner som høstpløying må unngås.

På grunn av forskjeller i bassengmorfometri, oppholdstid, sesongvariasjoner i vannføring, arealbruk i nedbørsfeltet, fosforkonsentrasjoner i innløpselver samt næringskjedestruktur er det umulig å tallfeste disse utslagene. Med bakgrunn i eksisterende lengre måleserier for en lang rekke lokaliteter, samt spesielle utslag i årene 1988-90, bør disse generelle utsagn etterprøves og brukes til å tallfeste endringer i de ulike parametre for ulike typelokaliteter (som vist for eksempelet Mjøsa og Frøylandsvann)

Noen av effektene som er forventet for grunne systemer er eksemplifisert gjennom et langtidsstudium i "Experimental Lakes Area" i Ontario (Schindler m. fl. 1990). I løpet av de siste 20 år har økt lufttemperatur gitt en økt gjennomsnittlig vanntemperatur på 2 °C og fire uker lengre isfri periode. Dette, sammen med redusert avrenning og økt vindstyrke har gitt en endringer i sirkulasjonsforholdene med bl.a. en dypere termoklin. Redusert avrenning har gitt en høyere konsentrasjon av næringsalter i sjøen, med økt algetetthet.

6.4 Konklusjoner

For store, dype sjøer forventes ingen negativ effekt av de predikerte klimaendringer:

- For eksempelet Mjøsa ventes en nedgang i gjennomsnittlig klorofyll på maksimum 8 % på bakgrunn av vannføringsreduksjoner om sommeren.
- Økt luft og vanntemperatur vil gi tidligere isgang og senere islegging. Økt vanntemperatur vil gi økt produksjon, men totalbiomassen vil ikke øke på grunn av økt temperatur så lenge fosfor er begrensende.
- Årsproduksjonen vil kunne øke noe, men i motsetning til terres-

triske systemer har ikke dette noen akkumulerende effekt da systemene "nullstilles" hvert år på grunn av vintersituasjonen.

- Effekter av snø- og bresmelting samt vind er betydelige usikkerhetsfaktorer for denne type sjøer. Årsvariasjoner i disse variablene vil ventelig være viktigere enn - og bidra til å kamuflere, systematiske effekter av klimaendringer.

Grunne, mer produktive systemer vil bli mer berørt av flere årsaker. Utslagene vil her bli størst for de grunne, meso- til eutrofe lokaliteter i jordbruksområder:

- Redusert sommervannføring vil normalt forventes å slå negativt ut på vannkvaliteten i grunne systemer. Selv om fosforkonsentrasjonen ikke øker, er disse systemene generelt mer sensitive ovenfor reduksjoner i hydraulisk belastning.
- Økt total arealavrenning vil gi økte konsentrasjoner av fosfor i sedimentene, som kan bringes i sirkulasjon under perioder med sterk vind eller oksygenvinn.
- For sjøer som i utgangspunktet er sterkt belastet med næringsstoffer vil forlenget vekstsesong og forlenget stagnasjonsperiode gi økte problemer med oksygenvinn i dyplagene, med en ytterligere fosforfrigjøring som resultat.
- Det forventes en forverring av vannkvaliteten, med økte algetettheter. Sammensetningen i algesamfunnet kan endres i favør av en større andel blågrønnalger.
- For grunne og stilleflytende elvepartier, samt deltaer og andre gruntområder i innsjøer vil kombinasjonen av økt temperatur og økt sedimenttransport, kunne gi markerte gjengroingsproblemer.

7. FERSKVANN. NITROGENTILFØRSLER. FORSURING

7.1 Endringer i terrestriske økosystemer

Endringer i det terrestriske miljø vil påvirke vannkvalitet og kvantitet i de nedenforliggende resipienter -- vassdrag, innsjøer, og kystnære marine områder. Viktige terrestriske faktorer er:

- (1) øket temperatur
- (2) øket nedbørmengde
- (3) endret vegetasjon

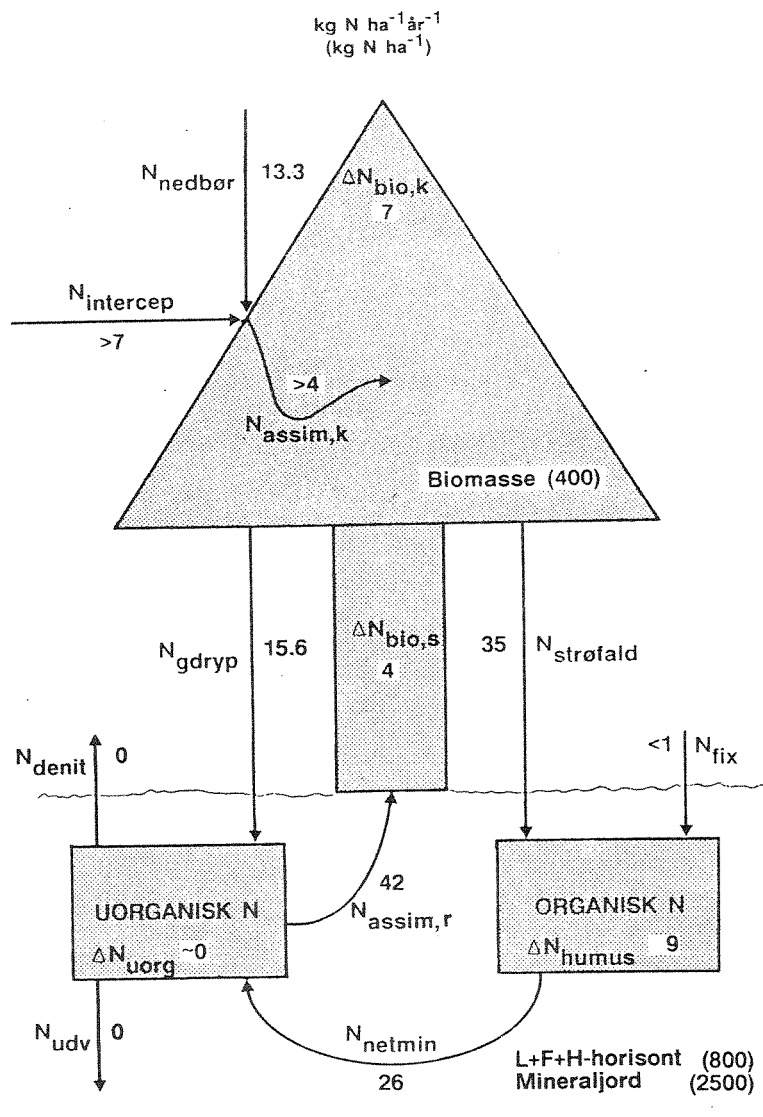
Jordsmonnet er sentralt. Største delen av avrenningsvannet passerer gjennom jordsmonnet, og vannkvalitetet er følgelig sterk påvirket av prosessene i jordsmonnet.

Øket temperatur og øket CO₂ innhold i atmosfæren kan føre til øket plantevekst, opptak av næringsstoffer fra jordsmonnet, og nedbryting av organisk materiale. Hele den biologiske syklus kan gå fortere. Det kan bli mange og mangfoldige konsekvenser av slike endringer.

7.2 Omsetning av næringsstoffer

Nitrogen er vanligvis begrensende vekstfaktor i norske barskogsøkosystemer og heiområder. I upåvirkede områder er nitrogenfiksering den viktigste kilden for nitrogen. I større deler av Sør-Norge er imidlertid atmosfæriske tilførsler av nitrogenkomponenter (sur nedbør) en vesentlig kilde. I de senere år har dette ført til øket vekst av barskog. Nitrogengjødsling fra atmosfæren gjør at andre faktorer etter hvert blir vekstbegrensende. Her er næringsstoffer som kalsium, magnesium, kalium og fosfor av betydning. Øket vekst betyr at vegetasjonen trekker til seg større og større mengder av disse næringsstoffer fra jordsmonnet. Hvis forvitringen ikke holder takt, blir resultatet jordforsuring. Varmere og fuktigere klima kan forventes å framskynde mineraliseringstakten i jordsmonnet. Generelt er biologisk produksjon større enn nedbrytingen i nordlige strøk som Norge. Dette innebærer at det med tiden akkumuleres organisk materiale i jordsmonnet. Når dreneringsforhold er dårlig fører dette til dannelse av torv og myr.

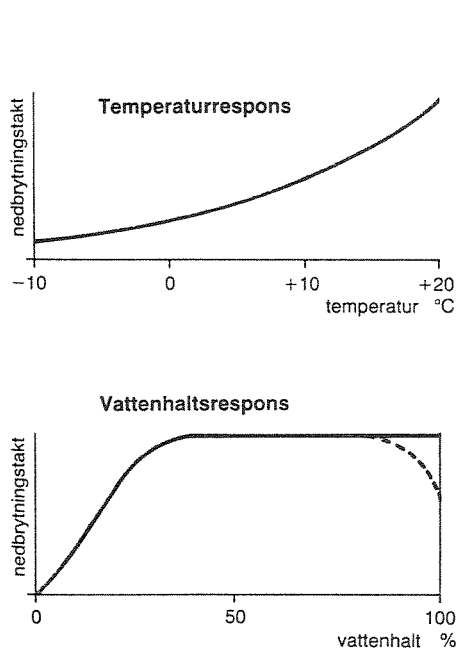
Nedbryting er en mikrobiologisk prosess og hastigheten er sterkt avhengig av temperaturen. Under varmere klimatiske forhold, som f.eks. i tropiske områder, er nedbrytningen raskere enn produksjon slik at



Figur 7.1 Nitrogenkretsløpet i et barskog-økosystem utsatt for sur nedbør. Kilde: Gundersen 1989.

omtrent alt ferskt strøfall (blader, kvister m.m.) som faller til jorden bli brutt ned. Under slike forhold inneholder jorda svært lite organisk materiale.

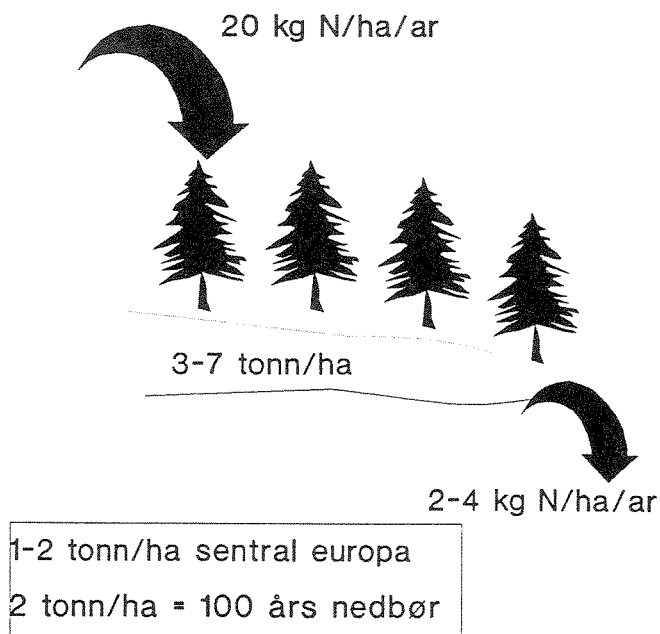
En klimaendring i Norge med øket temperatur kan føre til mineralisering av organisk materiale som er akkumulert i jordsmonnet over flere årtusener. Med øket CO₂ innhold i atmosfæren er dessuten nydannet strøfall lettere nedbrytbart fordi det organiske substratet er lettere tilgjengelig for mikroorganismer. Resultatet kan bli en øket frigjøring av komponenter bundet i organisk materiale; sentralt her er nitrogen-, karbon- og fosforforbindelser.



Mikroorganismernas nedbrytning av dött organiskt material i marken fortgår i olika takt under olika årstider och väderförhållanden. En ökning av marktemperaturen med 10 grader medför i typiska fall ungefär en fördubbling av nedbrytningstakten inom hela det temperaturintervall som är aktuellt under svenska förhållanden. Först då temperaturen överstiger 30 plusgrader kan värmen börja få negativa effekter på mikroorganismernas verksamhet.

Nedbrytningstakten är däremot i stort sett oberoende av markens vattenhalt så länge denna håller sig inom någorlunda normala gränser. Först vid utpräglad torka reduceras mikroorganismernas aktivitet påtagligt. Fullständig uttorkning innebär att nedbrytningen praktiskt taget upphör. Detta kan inträffa under torra och heta somrar, men också under en del vintrar då markvattnet fryser (se s 120). Om marken å andra sidan blir helt vattenmättad kan nedbrytningen hämmas av syrebrist.

Figur 7.2 Temperaturens og fuktighetens innvirkning på nedbrytningsprosesser i jordsmonnet. Fra: Statens Naturvårdverk 1989.



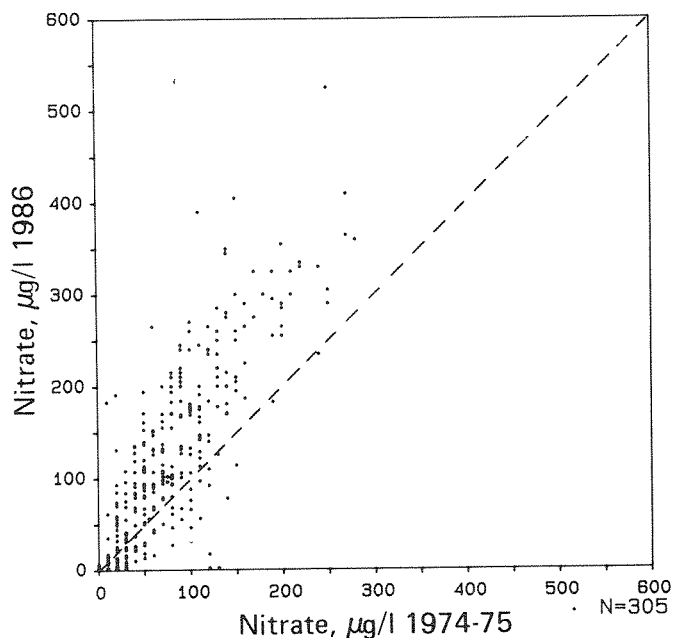
Figur 7.3 Nitrogen budsjett for typisk norsk skog

Et grovt regnestykke viser at det potensielt er store mengder N, C, og P som kan frigjøres. Jordsmonnet i et typisk norsk barskog innholder ca. 2-8 tonn nitrogen pr. hektar (N/ha), for det meste bundet i organisk materiale. Lenger sør i Europa har tilsvarende økosystemer ca. 1-4

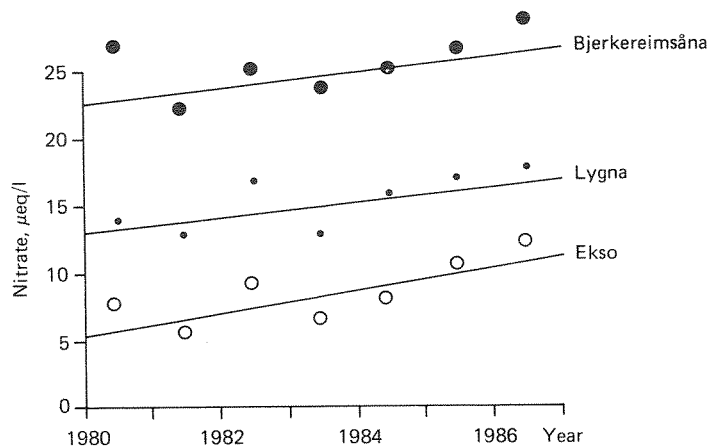
tonn N/ha. Hvis mineraliseringen øker slik at 2 tonn N/ha frigjøres i løpet av 100 år, tilsvarer dette frigjøring av ca. 20 kg N/ha/år. Avrenning fra upåvirket barskogsområder i Norge transporterer idag ca. 1-2 kg N/ha/ år. Potensiell frigjøring er altså 10-20 ganger større.

7.3 Samspillet sur nedbør – klimaeffekter

Sur nedbør tilfører ca. 10-20 kg N/ha/år til de mest utsatte strøk på Sørlandet. Det aller meste (70-95%) av nitrogenavsetningen holdes tilbake i nedbørfeltet, sannsynligvis via opptak i vegetasjonen. Det er imidlertid flere tegn som tyder på at det terrestriske miljøet i de siste 10 år har holdt tilbake stadig mindre av det nitrogen som er avsatt fra atmosfæren. Det virker som de terrestriske økosystemer er iferd med å bli "mettet" med nitrogen. Avrenningsvannet i flere sørlandselver og flere innsjøer på Sørlandet inneholder ca. dobbelt så mye nitrogen i 1986-89 som i 1970-årene (SFT, 1987a, 1987b). Den største delen av nitrogen økningen er nitrat. Nitrat er like effektiv som sulfat til å mobilisere og transportere syre og toksiske aluminiumsforbindelser fra jordsmonnet og ut i vassdrag og innsjøer.



Figur 7.4 Undersøkelser av 305 innsjøer på Sørlandet gjennomført i 1974-75 og på nytt i 1986 viser at nitrat konsentrasjonene har økt, selv om nitrogen avsetningen har forandret seg lite i denne perioden. Kilde: SFT 1987a.



Figur 7.5 Nitrat konsentrasjonen i tre elver på Sørlandet i perioden 1980-87. Punktene representerer gjennomsnittet av 16-20 prøver innsamlet hvert år. Kilde: SFT 1987b.

Samspillet mellom klimaendring og sur nedbør blir dermed viktig for store deler av Norge. Hvis klimaendringene innebærer øket mobilisering av nitrogen i form av nitrat vil dette medføre øket forsuring av jordsmonn og overflatevann. De biologiske konsekvenser kan bli store både for terrestriske og akvatiske økosystemer.

Øket jordforsuring kan føre til underskudd av næringstoffer for vegetasjonen, øket konsentrasjon av toksiske komponenter som aluminium i jordvæsken, skader på røttene, øket ømfintlighet for tørkestress og på sikt skogsdød. Det kan bli en "positiv feedback": Skader på skog vil forsterke nitrogenlekkasjen pga. redusert evne til nitrogen opptak. Jordforsuring forårsaket av sur nedbør er en mulig årsak til at store skogsarealer i sentrale deler av Europa er skadet samt at grunnvann og avrenningsvann har høye nitratkonsentrasjoner.

Hvis nitrat-innholdet i avrenningsvannet stadig øker som følge av fremtidige klimaendringer, vil innsjøer og vassdrag tåle mindre og mindre tilførsler av sur nedbør før fisk og andre akvatiske organismer blir skadet. Virkningen av klimaendringer bør tas med i arbeidet med kartlegging av tålegrenser for skog, jord og vann i Norge.

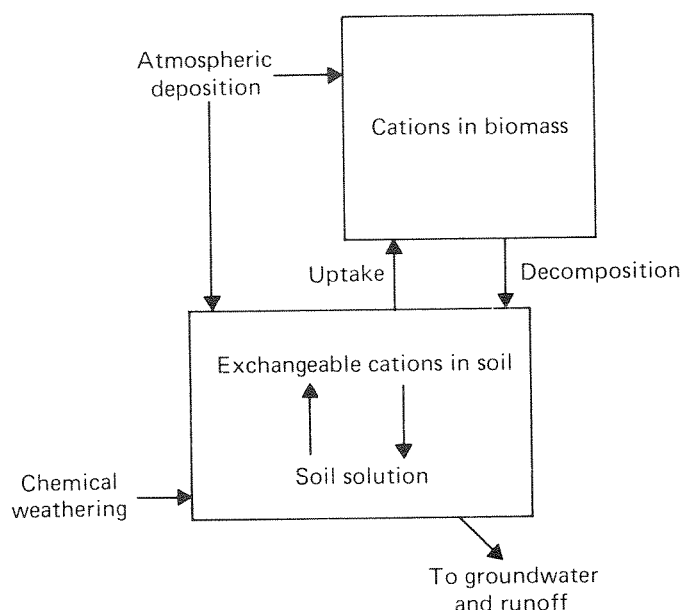
Det er imidlertid en annen faktor som kan trekke i motsatt retning. Kjemisk forvitring av mineraler i jordsmonnet frigjør basekationer til jordvæsken og motvirker dermed forsuring. Grovt sett er tålegrensen til et terrestrisk økosystem mhp. tilførsler av syre fra atmosfæren lik forvittringshastighet i jordsmonnet. Temperatur er en av mange faktorer som kan påvirke forvittringshastigheten; øket temperatur kan forventes å gi øket forvitring.

Teoretisk vil forvittringshastigheten dobblses ved en temperaturøkning på 10 °C. Et klimascenarior med temperaturøkning på ca. 3 °C vil da tilsvare en økningen av forvitring med ca. 30%.

7.4 Simulering av potensielle virkninger – MAGIC modell

Den vanlige fremgangsmåten i naturvitenskapelig forskning er å sette opp en hypotese og lage et eksperiment for å teste hypotesen. Virkninger av fremtidige klimaendringer på økosystemer er både så langsiktig og så mangfoldig at det er vanskelig å lage slike eksperimenter. Forskere er henvist til matematiske modeller for å simulere fremtidig virkninger. I stor grad kan modeller også brukes til å teste hypoteser. Her anvender vi MAGIC, en forsurningsmodell, for å simulere potensielle virkninger av fremtidig klimaendringer i Norge.

MAGIC (Model for Acidification of Groundwater In Catchments) (Cosby et al. 1985a, 1985b) er en prosess-basert forsurningsmodell som simulerer langtidsutviklingen i jorden og avrenningsvannet for hele nedbørfelter. Opptak av nitrogen og andre næringstoffer i vegetasjon, deponisjon av sur nedbør, forvitring, og transport av kjemiske forbindelser i avrenningsvannet er blant prosessene som inngår i MAGIC.



Figur 7.6 Strukturen av MAGIC-modellen (etter Wright et al., 1986)

MAGIC har blitt anvendt i flere land for å vurdere virkninger av ulike fremtidige sur nedbør scenarier og kobling mellom endret skogsbruk og sur nedbør (Jenkins et al. 1990). I Norge har MAGIC blitt anvendt for å

estimere tålegrenser for jord og vann ved bl. a. feltforskningsområder som inngår i SFTs Statlig program for forurensningsovervåking (Wright et al. 1990).

Som eksempel på potensielle effekter av klimaendringer og sur nedbør har vi her anvendt MAGIC modellen på data for feltforskningsområdet Birkenes, Aust Adger. Først kalibreres MAGIC med observert nedbør og avrenningdata for årene 1972-78, 1981-83 og 1985-88 (SFT 1989). Deretter simuleres virkninger ved fire fremtidig alternativer for nitrogenmetning og klimaendring:

- Alt I. Øket nitrogen metning i feltet. Ingen klimaendring.
- Alt II. Uendret nitrogen metning. Ingen klimaendring.
- Alt III. Øket nitrogenmetning. Klimaendring.
- Alt IV. Uendret nitrogen metning. Klimaendring.

For alle scenarier er det antatt at fremtidig deposisjon av svovel reduseres med 60% i forhold til nivå i 1980-årene (161 meq/m²/år) frem til år 2006, at nitrat deposisjon reduseres med 50% (fra 94 meq/m²/år), men at deposisjon av ammonium holdes uendret på dagens nivå. Disse reduksjoner er i tråd med avtalte eller planlangte reduksjoner i S og N utslipp i Norge, Skandinavia og Europa.

Øket nitrogenmetning er antatt å følge det samme tempo som den observerte økningen i 1000-sjøers data fra perioden 1974 til 1986 (SFT 1987a). Prosent nitrat-nitrogen som holdes tilbake i feltet reduseres med 1% per år fra dagens 90% frem til 40% i år 2038. Tilbakeholdelsen av ammonium bli uendret på 95%.

Klimaendringen simuleres i MAGIC ved temperaturøkning 3 grader på årsbasis, 30% økning av CO₂ innholdet i jorden og avrenningsvannet, 30% økning i forvittringshastighet, og øket mineralisering av nitrogen. Mineraliseringen antas å utgjør ca. 1 tonn N/ha i løpet av 100-års perioden frem til 2088, med gradvis opptrapping fra 1989 frem til 2038 og konstant etterpå.

Resultatene fra simuleringene viser at en klimaendring kan ha stor innvirkning på forsuringstilstanden. Under Alternativ III med øket nitrogen metning og klimaendring er faktisk forsurningstilstanden forverret om 30-40 år på tross for ca. 50% reduksjon i sur nedbør (figur 7.7). Om jordforsuringen fortsetter slik, vil faren for skade på skogen øke.

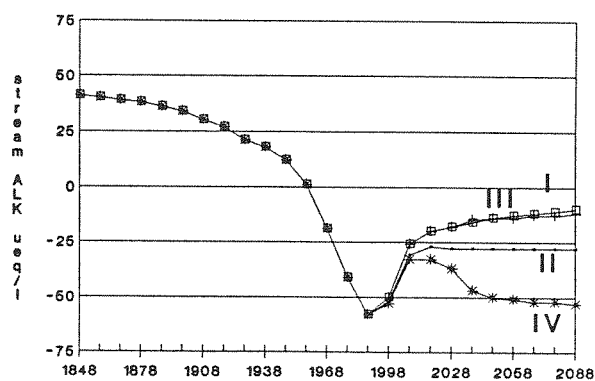
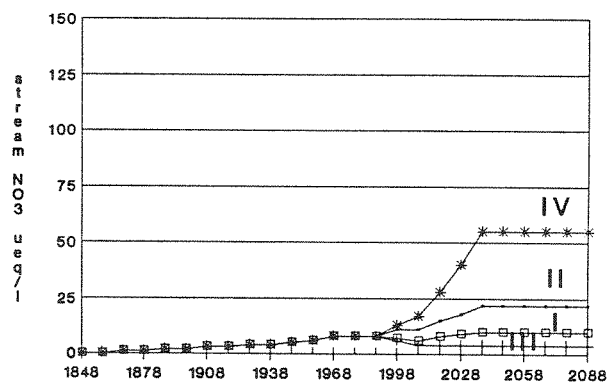
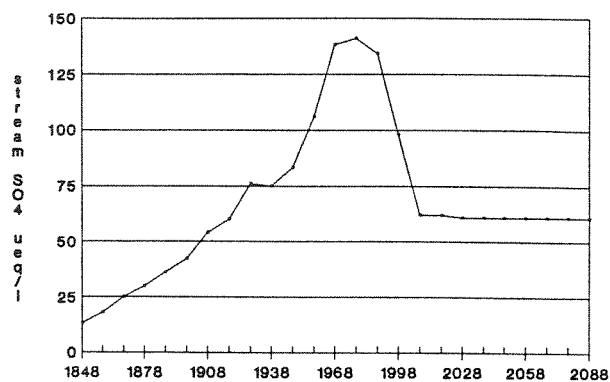
Disse simuleringene er prelimnære, men indikerer potensielle samspill og virkninger. En mer fullstendig analyse bør ta hensyn til skogens

Figur 7.7

Samspill klima nitrogen-metning

Birkenes-felt
MAGIC modellen

- I konstant N-metning, ingen klimaeffekt
- II økt N-metning, ingen klimaeffekt
- III konstant N-metning, økt klimaeffekt
- IV økt N-metning, økt klimaeffekt



NIVA 24. april 1990

vekst, endringer i avrenningsmønster gjennom året, og korttids episoder sammen med langtidstrender. MAGIC modellen i nåværende form gir et bra utgangspunkt for viderutvikling av modeller for virkninger av klimaendringer på jord og vann.

7.5 Konsekvenser for ferskvannssystemer

Øket forsurening i utsatte områder vil ha vide biologiske effekter i ferskvannøkosystemer. Særlig fiskebestand i utsatte innsjøer og vassdrag kan bli påvirket. Øket nitratutvasking fra terrestriske systemer vil føre med seg aluminium i konsentrasjoner som er giftig for fisk. Reduksjon i sulfatkonsentrasjoner som følge av internasjonale avtaler om redusert utslipp av SO_2 , kan bli motvirket av øket nitrat utvasking. Da vil også restaurering av skadede fiskebestander bli motvirket.

For vurderinger av konsekvenser av de antatte klimaendringer for ferskvannsfisk, viser vi til rapporten Norsk institutt for naturforskning, NINA, har utarbeidet for Den interdepartementale klimautredningen.

7.6 Konsekvenser for marin eutrofi

Nitrogen i innsjøer og vassdrag transporteres videre nedstrøms til kystområder. Her kan økede nitrogentilførsler ha store konsekvenser for marine økosystemer. Mens fosfor vanligvis er vekstbegrensende i ferskvann, er nitrogen begrensende i de fleste norske fjordområder. Primærproduksjon av alger er bestemt av nitrogen tilførslene. Økte nitrogen tilførsler til Skagerrak/Kattegat i de siste tiår kan ha ført til episoder av algeoppblomstring, med følge for fisk og andre organismer.

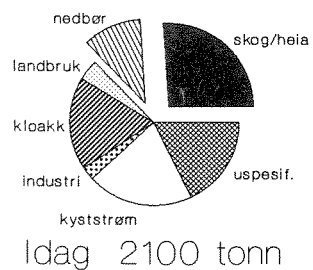
Nitrogen budsjett for Kristiansandsfjorden illustrerer betydningen av tilførsler fra terrestriske kilder. I likhet med de fleste fjorder mottar Kristiansandsfjorden nitrogen tilførsler fra vassdrag, direkte utslipp av avløpsvann, og med vannutskiftning ved kyststrømmen. Elvene som munner ut i Kristiansandsfjorden (Otra og Tovdalselva) fører nitrogen fra landbruk, kloakk, industri, fra skog og heieområder i nedbørfeltet, og fra direkte deponisjon av nitrogen i nedbøren på vannoverflaten.

Idag utgjør direkte nedbør og avrenning fra skog og heiområder ca. 40% av det totale nitrogentilførselen til Kristiansandsfjordens overflate-lag (0-5m) (Hindar et al. 1989). Nitrogen utvasking fra skog og heiom-

Figur 7.8

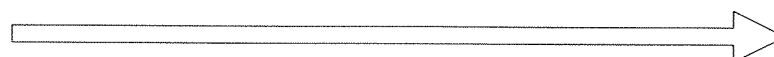
Kristiansandsfjorden

Arlig N-belastning



klima effekt

Ar 2030



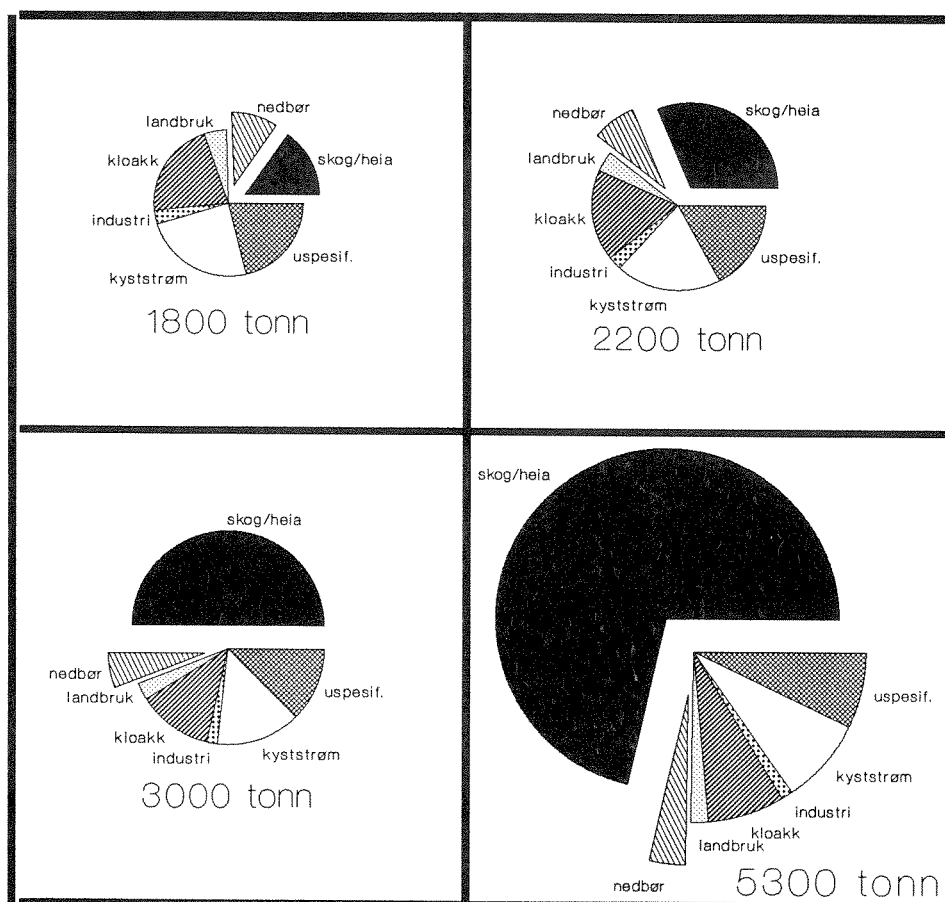
ingen

økta N-frigjøring

ingen

N
-metning

økta



råder kan forventes å øke som følge av to forhold:

- (1) økning i nitrogen metning i nedbørfeltet
- (2) eventuell økt mineralisering av organisk lagret nitrogen i nedbørfeltene som følge av klimaendringer

Med utgangspunkt i modellberegningene for fremtidig nitratkonsentrasjoner i avrenningsvann ved Birkenes, kan fremtidig N-belastning for Kristiansandsfjorden estimeres. Her har vi antatt at samtlige andre kilder holdes konstant; bare direkte deponisjon av nitrogen på vannoverflate reduseres med 50% i forhold til dagens nivå, og nitrogen i avrenningen fra skog og heiområder endres i forhold til modellresultatene fra Birkenes.

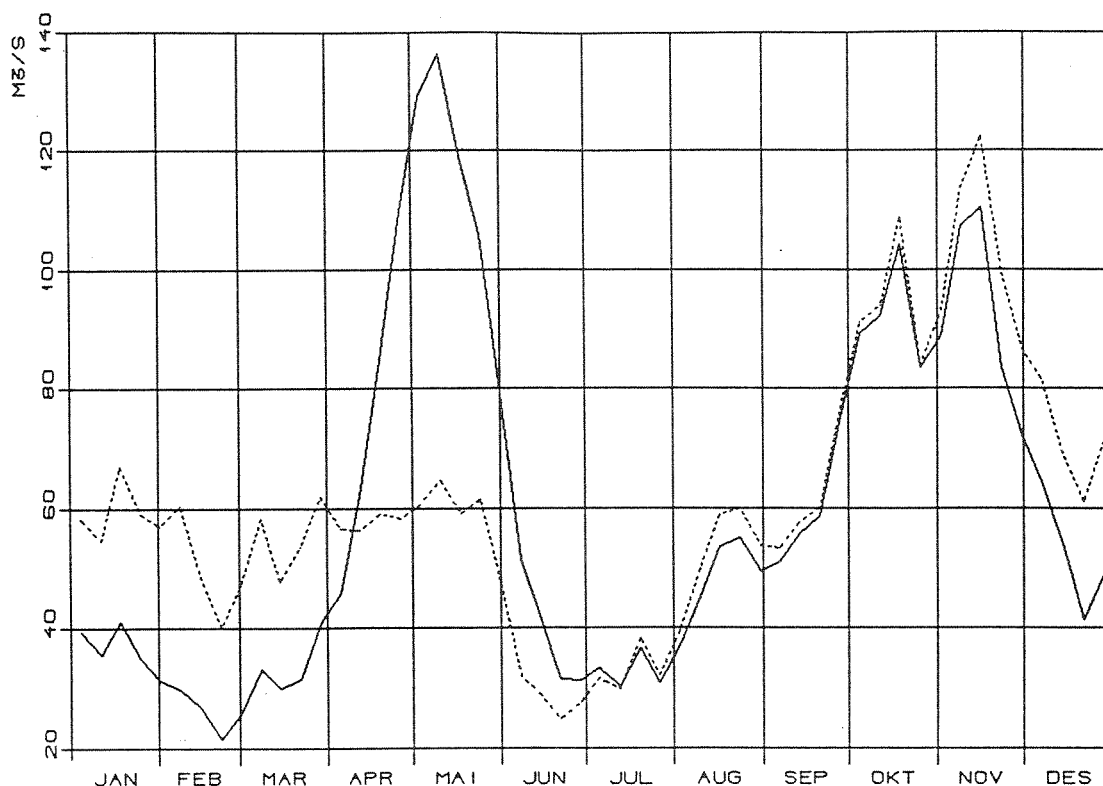
Under disse forutsetningene vil nitrogen-belastningen til Kristiansandsfjorden øke vesentlig hvis nitrogen-metning øker eller hvis virkninger av klimaendringer fører til øket frigjøring av nitrogen i jordsmonnet (Figur 7.8). Og disse 2 faktorer har en klar synergistisk virkning: hvis både nitrogen-metning og nitrogen-frigjøring skjer vil N-belastning i fremtiden ca. 2-3 dobbles.

Kristiansandsfjorden er trolig typisk for kystområder på Sør- og Vestlandet. Fremtidig øket nitrogentransport til marine økosystemer betyr øket primærproduksjon og fare for algeoppblomstring, også av giftige arter. Virkninger på disse marine økosystemer kan bli store, mangfoldige og langvarige.

7.7 Virkninger på forsuring av endret avrenningsmønster gjennom året

Fremtidige klimaendringer vil føre til store endringer i avrenningsmønsteret gjennom året. Ifølge NVEs utredning (Sælthun, 1990) vil dagens typiske vårflommer bli vesentlig mindre utpreget. I stedet vil hyppigere flommer skje periodevis hele vinteren. I tillegg vil sommervannføring avta noe, og amplituden (frekvens av ekstremt høy og lav vannføring) bli større (jfr. Figur 7.9)

De potensielle endringene som følge av de mulige klimaendringene kan ha store konsekvenser for vannkvaliteten. I forsurete vassdrag vil det typiske surhetsjokk i forbindelse med vårmeltingen delvis utgå eller bli mindre utpreget. I stedet vil vassdraget vinterstid få episoder med surt smeltevann eller bli kronisk surt. Foreløpige data fra Stigvassåi, et sidevassdrag til Nideelva ved Åmli i Telemark, viser at gjennom den milde vinteren 1989-90 var pH ca. 5, mens vassdraget en normal vinter er grunnvannspreget med pH ca. 6 (Stigvassåi er en nyopprettet stasjon som inngår i SFTs Statlig Program for Forurensnings-



Figur 7.9 Simulert sesongvariasjon for avløpet i Tovdalselv.

Dagens situasjon: heltrukket strek

Mest sannsynlige klimascenario: stiplet

Fra: Sælthun et al. 1990.

overvåking). Medvirkende faktorer her er at vegetasjonen er i dvale, at bakken er snøfri samt at det er tele i bakken som dermed resulterer i at nedbøren kommer lite i kontakt med jordsmonnet.

Dette kan i noe tilfeller bli gunstigere for fisk eller i andre tilfelle verre. I vassdrag som idag har god vannkvalitet største delen av året, men med sure perioder i forbindelse med vårsmeltingen, vil en "skånsom" vårsmelting forbedre situasjonen. Men i vassdrag som er kronisk surt eller står på vippepunkt, vil fiskebestanden bli truet av sure episoder større perioder i året. For eksempel har den milde vinteren i 1990 ført til episoder i Vikedalsvassdraget i Rogaland med det resultat at vassdraget nå kalkes året rundt for å beskytte laks- og ørretbestandene.

Snøsmelting om vinteren kan bety avrenning på frosset mark og dermed mindre kontakt med jordsmonnet og mindre nøytralisering. Det er usikkert hvilken retning dette vil slå ut for vannkvalitet.

Grunnvannet vil få tilsig av vann over en lengere periode av året. Dette kan muligens resultere i at grunnvannet i gjennomsnitt blir surere fordi oppholdstiden blir kortere og nøytraliseringsevnen nedsatt. Surere grunnvann betyr i sin tur surere lavvannsføring i vassdragene.

7.8 Transport av næringssalter fra jordbruksområder

NIVA har ikke vurdert effekter av klimaendringer på endringer av jordbruksmønster. Imidlertid kan det forventes at erosjon og utvasking av næringssalter fra jordbruksområder som ligger brakk og er snøfrie vil øke som følge av milde vintre. Dessuten vil økt temperatur medføre økt ammoniumavdunsting fra gjødsellagre og spredningssystemer.

Vurderinger av biologiske effekter av disse forhold avventer ferdigstillingen av Norges landbrukshøgskoles (NLH) utredning om dette tema.

8. FERSKVANN. MILJØGIFTER

8.1 Innledning

Med miljøgifter siktes her til stoffer som utøver akutte eller kroniske giftvirkninger, bioakkumuleres og har stor persistens (bestandighet) i miljøet. Av stoffer vi kjenner til i Norge kan dette være metaller, PAH forbindelser, klor- og klororganiske forbindelser, diverse plantevernmidler, komplisert sammensatt industriavløpsvann osv. Fordi disse stoffene kan ha så ulike kjemiske sammensetninger, reaksjons- og virkemåte, er det vanskelig å vurdere eventuelle klimaendringers betydning for effektene i miljøet. Det er foretatt mange undersøkelser for å vise hvordan abiotiske faktorer modifierer virkninger av giftstoffer. Disse spriker imidlertid ofte i mange retninger avhengig av giftstoff, arter som er testet, testbetingelser osv. og det er derfor vanskelig å generalisere. Usikkerheten knyttet til de fremtidige klimaendringene gjør vanskelighetene større. I det følgende skal det sees litt nærmere på to faktorer som åpenbart endres direkte som følge av klimaendringer, nemlig temperatur og vannføringsforhold.

8.2 Temperatur

En forventet økning i lufttemperaturen på 2°C i middel for månedene juni-august og 3-4°C for desember-februar vil også gi en økning i vanntemperaturen i allefall i perioder i store deler av landet. Spragne (1985) konkluderer med at det ikke er noen generell direkte effekt av temperatur på giftvirkning. Avhengig av art og giftstoff vil vannorganismer (fisk) være mer, mindre eller like tolerant overfor miljøgifter ved en endring i temperaturen. Begrenset informasjon tyder på at terskelverdier for subletale effekter er omtrent de samme ved alle vanntemperaturer.

Forsøk som disse konklusjoner baserer seg på er gjerne utført med store temperaturgradienter, f.eks. fra 2-20 °C. Når en i forbindelse med klimaendringer kan forvente økninger på "bare" 2-3 °C er dette såvidt lite at en forståelig nok ikke kan trekke noen sikre konklusjoner i denne sammenheng. Dette gjelder sannsynligvis også når det gjelder spesifiserte stoffer og arter.

En må være oppmerksom på at en økning i temperaturen minsker vannets evne til å løse oksygen. Organismenes oksygenbehov øker også ved høyere temperatur og det er vist at giftvirkningen av flere miljøgifter er omvendt proporsjonal med oksygeninnholdet. I varmeperioder om sommeren kan dette gi økt giftighet. Kortere isleggingsperioder om vinteren vil derimot kunne ha den motsatte effekt. En har her å gjøre

med mulige indirekte effekter av temperaturøkning.

8.3 Vannføring

De scenarier som er antydnet gir gjennomgående mindre vårflom, noe mindre vann utover sommeren, men mer høst og vinter.

Effekter av miljøgifter er i høy grad et konsentrasjonsspørsmål. Om en ser på vannføringene gjennom året vil det si at konsentrasjonene fra et utslipp uavhengig av erosjon og utvasking (f.eks. industriavløpsvann) vil minske høst og vinter og øke om sommeren. Totalt sett over året vil konsentrasjonene minke i høfjellet og på Vestlandet, men øke i det indre Østlandet og i fjellstrøk (<1000 m o.h.). En burde altså teoretisk kunne vente økede effekter av miljøgifter etter samme mønster som økning i konsentrasjonene. Imidlertid kan effektene være et resultat av samspill mellom flere faktorer. Hvis en f.eks. om sommeren får en øket konsentrasjon, men samtidig temperaturen er mer optimal for arten, tilgangen på næring bedre etc. kan organismene være mer motstandsdyktige mot det stress som miljøgiftene representerer.

Økt erosjon i vinterhalvåret kan føre til økt spredning av miljøgifter (jfr. Sælthun et al. 1990). Det er imidlertid usikkert hvordan dette totalt vil virke idet fortykning, spredningsmønster, partikkelbinding, nedbrytning etc. har betydning for effektene.

Det har ved vassdragsreguleringer vist seg at en kan få endringer i effekter av miljøgifter. I Orkla har en eksempler på slike effekter (Grande og Romstad, 1989). I en tilløpselv til øvre Orkla (Ya) førte reduserte vannføringer til økte konsentrasjoner av kobber fra et gruveområde. Dette resulterte i at fisken forsvant. I nedre del førte utjevnete vannføringer, høyere vintervannføringer og minsket vårflom, til et rikere organismeliv og bedre forhold for fisk. Lavere maksimumskonsentrasjoner i vinterperioden har her sannsynligvis spilt en rolle. Liknende forhold kan forekomme som et resultat av klimaendringene i det vannføringssimuleringene antyder jevnere vannføring over året.

8.4 Andre faktorer

Mange faktorer har betydning for effekter av miljøgifter. Nevnes kan pH, oppløst oksygen, salinitet, hardhet, suspendert organisk og uorganisk materiale, løste salter og næringsstoffer og deres innbyrdes forhold, løste gasser (CO₂ etc.), lysintensitet og fotoperiode, binding og chelatering av stoffer i vann. Klimaendringer vil kunne endre disse faktorenes betydning og således indirekte influere på effektene av

miljøgifter. Det vil være lite hensiktsmessig å teoretisere nærmere over dette her. Sannsynligvis må en gå inn på helt konkrete tilfeller (lokalitet - miljøgift) om det skal ha noen verdi og selv da vil usikkerhetene være store.

8.5 Konklusjon

Det er vanskelig å fastslå med sikkerhet hvordan en klimaendring vil påvirke miljøgiftene og deres spredning og effekter i miljøet. Sannsynligvis vil dette variere for de ulike gifter og lokaliteter, og det kan forventes positive og negative effekter. Et litteraturstudium om hvordan ulike miljøgifter påvirkes av forskjellige faktorer bør foretas før en eventuelt utfører laboratorie- eller feltundersøkelser.

9. KYSTOMRÅDER: FYSISKE FORHOLD

9.1 Generelt

Utgangspunktet for å vurdere mulige effekter av en fremtidig klimaforandring på kystområdene i Norge er gitt av Eliassen m.fl. (1989) (jfr. kap.4).

Vintertemperaturen vil øke med ca. 3 °C med liten eller ingen nord-sør gradient. Sommertemperaturene vil øke med ca. 2 °C. Her vil vi forutsette en temperaturøkning på ca. 2 °C året rundt.

De hydrologiske forhold vil endres og gi en kraftig økning av ferskvannstilførslen vinterstid, redusert vårflom og lavere sommervannføringer. Forandringene er stort sett temperaturstyrte (Sælthun m.fl. 1990). Forandringen i vannføring vil være størst i uregulerte elver.

Vindforholdene forutsettes ikke å bli forandret.

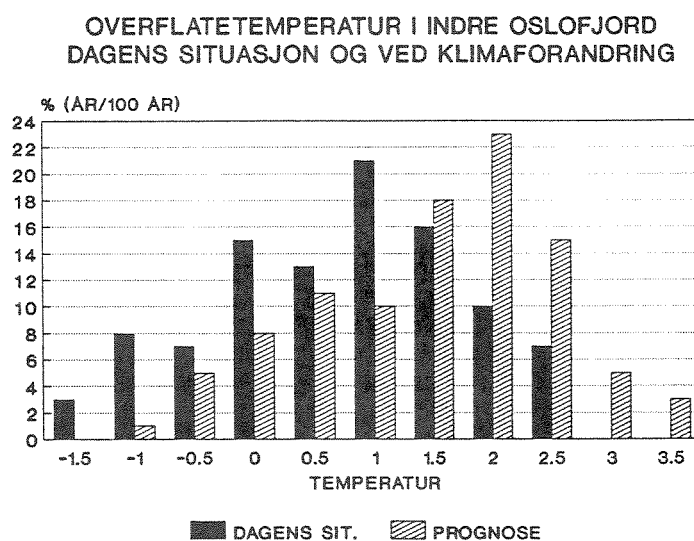
Havoverflaten vil stige ca. 20 cm ved termisk ekspansjon. Dette forutsetter en temperaturøkning i et blandingslag på 300 meter. Temperaturen i havets overflatelag antas å kunne stige med ca. 2° C.

Forutsetningen for denne synopsis er at havsirkulasjonen ikke endres i fremtiden. Denne forutsetningen er usikker. I de brukte klimaprognosemodellene er beskrivelsen av interaksjonen mellom hav og luft bedømt som usikker. Flere forskere har vist at den nåværende termohaline sirkulasjonen ikke nødvendigvis er stabil. Dette er vist av bl.a. Wallin (1985) og Marotzke (1989), hvor den sistnevnte konkluderer med at den termohaline sirkulasjonen er meget følsom overfor forstyrrelser i saltholdighetsfeltet og denne følsomhet kan ha stor innflytelse på forandringer i den oseaniske varmetransporten og således også på klimatiske forandringer. Både Wallin og Marotzke viser modelleksperimenter som resulterer i en reversering av dagens sirkulasjon. Dette betyr at forandringer i strømforhold i norske farvann kan bli helt annerledes enn det vi forutsetter i denne synopsisen.

9.2 Vanntemperaturer

En generell gjennomsnittlig lufttemperaturøkning på 2 °C vil gi tilsvarende gjennomsnittlig økning i vannmassens overflatelag. Dette vil ha størst betydning for Sør-Norge, hvor den årlige temperaturamplituden er størst. Spesielt vil hyppigheten av meget lave temperaturer vinterstid reduseres. Sommerstid vil effekten være den motsatte med hyppigere frekvens av mer varmt vann.

Figur 9.1 viser en enkel prognose av en lufttemperaturstigning på 2°C . Prognosen bygger på en enkel regresjonsanalyse mellom vanntemperaturer i Indre Oslofjords overflate i februar måned og midlere lufttemperatur desember til februar. Analysen gir ingen god korrelasjon ($R= 0.77$) ettersom den bygger på tilfeldige enkeltobservasjoner av overflatetemperatur. Den viktigste effekten vil bli at antall år med vanntemperaturer under 0°C vil omtrent halveres – fra ca. 30 % til 15 %, dvs. fra 30 år til 15 år på 100 år. Dessverre bygger analysen på et fåtall observasjoner (ca. 20 stk.), hvilket vil påvirke representativiteten.



Figur 9.1. Temperaturen på overflatevann i Indre Oslofjord idag og etter en lufttemperaturøkning på 2°C (vinterperioden).

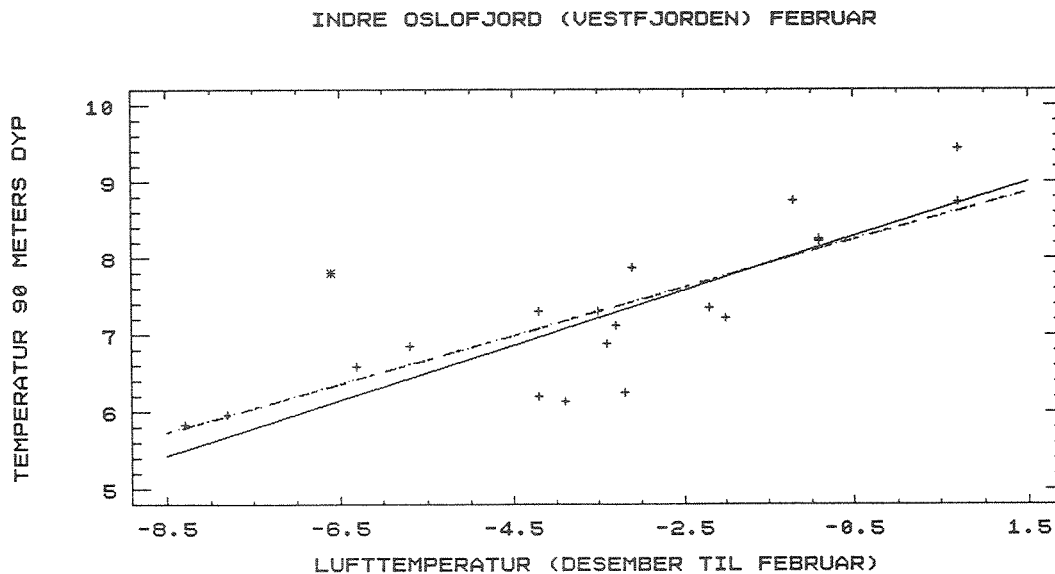
Overflatelagets avkjøling vil også bli mer vertikalt begrenset vinterstid enn idag, ved at det blir en økt ferskvannstilførsel. Økt ferskvann i overflatelaget vil øke vannmassens stabilitet og motvirke effekten av vindblanding. Derved vil avkjølingen vinterstid forsterkes i det ferskvannspåvirkede overflatelaget, men begrenses til mindre dyp enn i dag, forutsatt uendrede vindforhold.

På Vestlandet og Nord-Norge er temperaturamplituden mindre. Effekten av en temperaturøkning på ekstresituasjoner vil således ikke bli like stor, unntatt i fjorder med dårlig vannutskifting. En generell økning av temperaturen som følger temperaturøkningen i havet vil trolig bli resultatet.

Økt middeltemperatur kanskje ned til 300 meters dyp i kystvannet vil

få konsekvenser også for dypvannet i fjordene. Her vil det også være geografiske forskjeller. De fleste fjorder med grunne terskler ligger i Sør-Norge og tildels de sørlige deler av Vestlandet. Disse terskelfjordene får som regel sitt dypvann fornyet vinterstid (desember til april). Dypvannet vil siden ligge i ro i fjordene til neste dypvannsfornyelse. Dypvannstemperaturen vil derfor være avhengig av vinter-temperaturen i kystvannets overflatelag. En økning av den midlere lufttemperaturen vinterstid vil derfor kunne gi en temperaturøkning i terskelfjordenes dypvann året rundt, eller fra dypvannsfornyelse til dypvannsfornyelse. Dette vil øke frekvensen av høyere temperaturer på dypvannet, sammenlignet med dagens forhold.

Et eksempel på dette er Indre Oslofjord (terskeldyp ca. 20 meter). Figur 9.2 viser lufttemperaturen midlet over desember til februar sammenlignet med temperaturen på 90 meters dyp i fjorden. Meget kalde vintre gir dypvann med lavere vanntemperaturer. Den enkle regresjonsanalysen gir ca. 1 °C temperaturøkning i dypvannet ved en lufttemperaturøkning vinterstid på ca. 2 °C. Avviket mellom lufttemperatur og temperaturen på dypvannet kan bero på blandingsprosesser mellom gammelt fjordvann og nytt innstrømmende kystvann. Ved en gjenn-



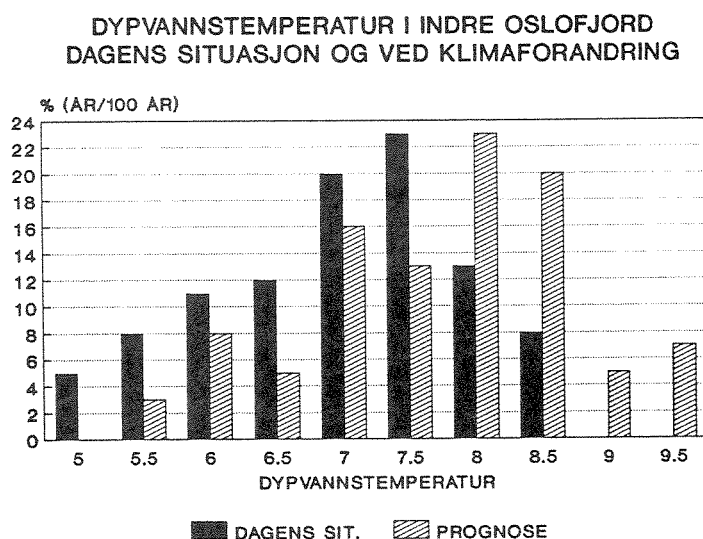
B0: 8.4502 SE: 0.19685 T: 42.926
 B1: 0.35621 SE: 0.049164 T: 7.2452
 CORR: 0.86293 MSE: 0.28617 DF: 18
 POINTS DELETED: 1

Figur 9.2 Dypvannstemperaturen (90 meter) i Indre Oslofjord i februar korrelert med midlere lufttemperatur (desember-februar).

omsnittlig økning av lufttemperaturen over tid på ca. 2 °C vil denne dempende effekten kunne forbli på dypvannet i terskelfjordene, men frekvensen av høyere dypvannstemperaturer vil øke.

Figur 9.3 viser en prognose basert på regresjonanalysen i figur 9.2 og generert på samtlige lufttemperaturdata fra 1930–90 (61 år). Temperaturen er oppdelt i halve grader. Mens dagens situasjon gir temperaturer over 7.5 grader i ca. 40 av 100 år, vil klimaforandringen kunne gi tilsvarende dypvannstemperaturer 70 av 100 år. Høyere temperaturer i dypvannet kan forventes i kortere tidsrom, når det skjer tidlige dypvannsfornyelser om høsten, hvor temperaturen frem til vinterutskiftningen kan bli opp over 10 °C.

I fjorder med dypere terskler eller terskelfrie fjorder vil dypvannstemperaturen tilpasses til temperaturen i kystvannet. Det vil derfor være større mulighet for gjennomgående høyere temperaturer i dypvannet i de terskelfrie fjordene på Vestlandet enn i terskelfjorder i Sør-Norge.



Figur 9.3 Dypvannstemperaturen (90 meter) i Indre Oslofjord generert etter korrelasjonen i figur 9.2 for perioden 1930–90 og omregnet til 100 års periode (dvs. %) for dagens situasjon og ved gjennomsnittlig lufttemperaturøkning på 2°C.

9.3 Ferskvannstilførslen

Økt lufttemperatur og økt nedbør vil samvirke til en kraftig økt ferskvannstilførsel om vinteren, redusert vårflom og lavere sommertilførsler (Sæltun m.fl. 1990). Høstflomperioden vil trolig strekke seg ut i januar. Dette vil kunne påvirke vannutskiftningen i fjorder og

kystområder.

Figur 9.4 og 9.5 viser at saltholdigheten avtar både i overflatelaget og dypvannet i Indre Oslofjord i varme vintre. Reduksjonen i overflatelaget kan forklares av økt vintervannføring i Drammenselva og Glomma, de to viktigste ferskvannskildene for Indre Oslofjord. At dypvannets saltholdighet avtar viser at saltholdigheten i kystvannet også er lavere i år med relativt varme vintre, dvs. en større ferskvannstilførsel til hele kystområdet.

For kystområdene betyr en klimaforandring at rytmen i ferskvannstilførselen over året blir forandret. I stedet for markerte vårflommer i mai-juni, vil det bli flere flomperioder vinterstid og om høsten. Dette gjelder for hele norskekysten unntatt Finnmark, hvor vårflommen blir omtrent som idag (Sælthun m.fl. 1990). Saltholdigheten i kystvannet er dels avhengig av lokale ferskvannstilførsler, dels av tilførsler fra Østersjøen og deler av Nordsjøen via havstrømmer. Den viktigste effekten vil være en nedsatt egenvekt (saltholdighet) i kystvannets overflatelag vinterstid og en noe økt egenvekt vår og sommer.

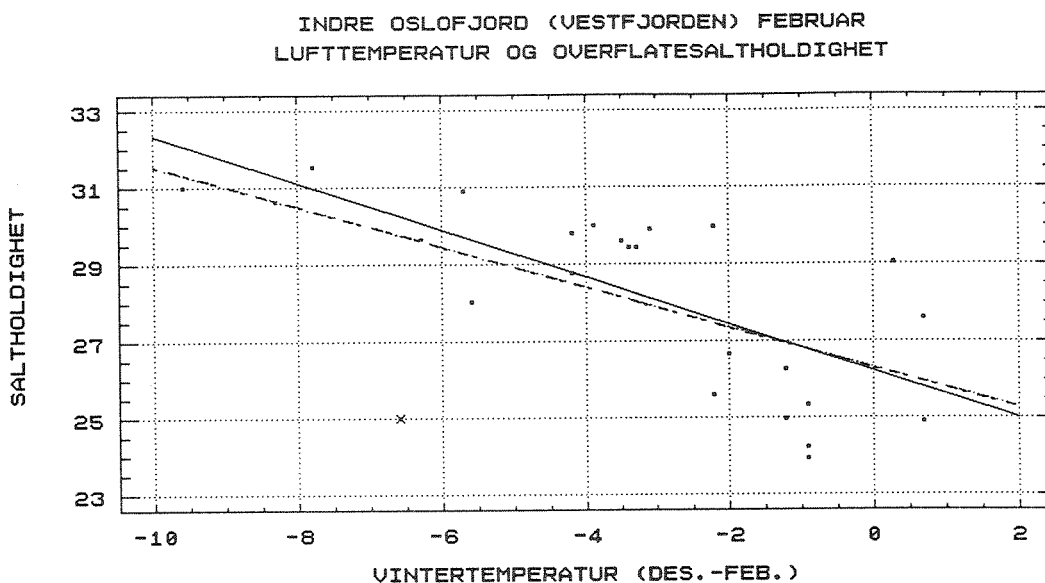
En gradvis redusert egenvekt i kystvannet vinterstid vil direkte påvirke dypvannsfornyelsen i de fjorder som idag har lang oppholdstid på dypvannet (dvs. terskelfjorder med liten lokal egenvektsreduksjon i dypvannet). I en periode frem til en ny likevektsituasjon vil oppholdstiden på dypvannet i slike fjorder forlenges.

Den økte ferskvannstilførslen vinterstid har stor betydning for terskelfjorder med grunn terskel. Stor ferskvannstilførsel vinterstid vil kunne blokkere for innstrømming av sjøvann med redusert dypvannsfornyelse som resultat. Blokkering for dypvannsfornyelser vil oppstå når det eustaurine Froudtallet, Fe er større enn 1 (Stigebrandt 1975). Fe er definert som:

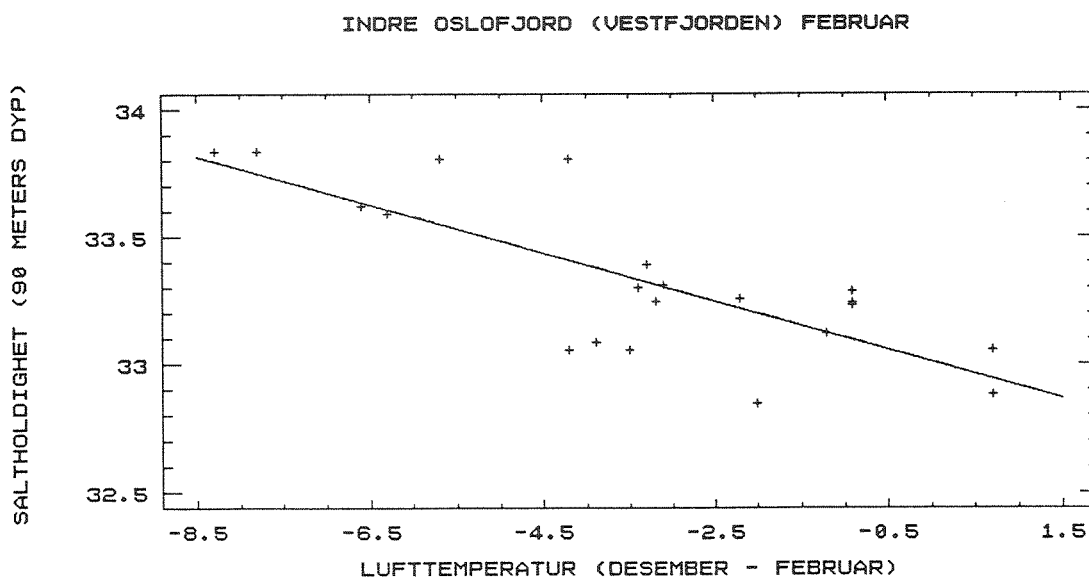
$$Fe^2 = Q^2 / g' H^3 L^2$$

hvor Q = ferskvannstilførsel
 g' = redusert tyngde
 ρ = sjøvannets egenvekt
 H = terskeldyp
 L = terskelbredde

Blokkeringen er således meget avhengig av lokale topografiske og hydrologiske forhold. Imidlertid kan effekten bli dramatisk for de



Figur 4. Korrelasjon mellom overflatesaltholdigheten i Indre Oslofjord i februar og midlere lufttemperatur vinterstid.



B0: 33.007 SE: 0.073115 T: 451.43
 B1: -0.094932 SE: 0.017557 T: -5.4071
 CORR: -0.77853 MSE: 0.039928 DF: 19

Figur 5. Korrelasjon mellom dypvannets saltholdigheten i Indre Oslofjord og midlere lufttemperatur vinterstid.

fjorder som idag har fått sin dypvannsfornyelse alvorlig forverret av reguleringer. Et eksempel er Bolstadfjorden med en terskel på ca. 1.5 meter. Ferskvannstilførselen, som følge av reguleringer i vassdragene, er i dag så stor vinterstid at en total dypvannsfornyelse vil ta ca. 140 døgn mot før reguleringen ca. 90 døgn (Magnusson 1984). En ytterligere økning av ferskvannstilførselen vinterstid ville gi ennå dårligere dypvannsfornyelse. For ferskvannstilførselen i dette område har NVE prognostisert økningen vinterstid til det dobbelte. Dette vil trolig helt forhindre en årlig dypvannsfornyelse i Bolstadfjorden.

9.4 Vannstandsøkningen

En økning på ca. 20 cm i gjennomsnittlig vannstand vil direkte øke muligheten for økt sjøvannstransport til terskelfjorder. Den fremste effekten vil ligge i økt tvernsnittsareal og økt terskeldyp. Denne effekt vil således kunne motvirke effekten av økende ferskvannstilførsler vinterstid. Hvor betydningsfull økningen vil være, vil variere med den enkelte fjords topografiske følsomhet. Eksempelvis vil Bolstadfjorden med et terskeldyp på 1.5 meter, og en terskelbredde på 50 meter kunne blokkeres for sjøvannsinnstrømming ved en ferskvannstilførsel på ca. 37 m²/s (ved gitt saltholdighet på sjøvannet). Med et terskeldyp på 1.7 meter vil blokkering inntreffe ved ca. 44 m³/s, dvs. fjorden skulle "tåle" en økning i ferskvannstilførsel vinterstid på ca. 20 %, uten at dette skulle forandre størrelsen på den normale dypvannsfornyelsen. Imidlertid er den prognostiserte økningen betydelig større, slik at full kompensasjon også må innebære en økning av terskelbredden. Stigningen i havoverflaten vil således ikke alltid kompensere for økningen i vintervannføringen.

Det er trolig at de fleste terskelfjorder med grunne og trange terskler vil få redusert dypvannsfornyelse som følge av økt ferskvannstilførsel i vinterhalvåret og at havflatens stigning ikke vil kunne kompensere dette.

10. KYSTOMRÅDER: MARIN EUTROFI

Eutrofiering i norske kystområder er begrenset til noen kyststrekninger i Sør-Norge, samt enkelte fjordområder, de fleste også liggende i Sør-Norge. Det vil bli en økt tilførsel av nitrogen til kystområdene, eksemplifisert ved en beregning for Kristiansandsfjorden (se kap 7.6). Nitrogenbelastningen vil kunne 2-3 dobbles. I de kyst- og fjordområdene hvor planteplanktonproduksjonen er nitrogenbegrenset, vil primærproduksjonen øke. Foruten at dette vil gi større mulighet for oppblomstring av giftige alger og nedsatt sikt i vannet, med redusert vertikal utberedelse av fastsittende alger, vil det også skje en økt belastning av organisk stoff på dypt vann. Økt UV-B stråling vil i enkelte områder kunne motvirke eutrofieringen (Oppenheimer, 1989), men ikke ha noen større betydning i kystområder med høy turbiditet.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff fra tettsteder (kloakk) vil også kunne øke om ledningsnettkapasiteten ikke lenger vil være tilstrekkelig. Økningen i forurensningsbelastningen er eksempelvis beregnet til å øke med 30-70% ved en økning av nedbøren med 30% (Statens naturvårdsverk 1989).

Ettersom en i en overgangsperiode kan forvente seg lengre oppholdstider på dypvannet i enkelte terskelfjorder vil oksygenreduksjonen gå lengre enn idag og kunne gi hydrogensulfidholdig vann i fjorder som idag har eutrofi-problemer. Alt liv i dypvannet vil bli utslettet i slike fjorder.

Andre faktorer som kan ha betydning for overgjødslingen er en tidligere etablering av sprangsjikt om våren og en lengre produksjonssesong, samt økt nedbrytningshastighet i dypvann. Økt organisk belastning på fjorder og kystområder vil også øke metanproduksjonen.

Strømsystemene i Skagerrak er slike at en økning av nitrogentilførselen fra tyske, danske og svenske kystområder også kan nå den norske sørkysten. En slik økning vil ha stor betydning for de kyst- og fjordområder som idag ikke er eutrofe. Kombinert med en forlenget oppholdstid for dypvannet, vil terskelfjorder som idag ikke har noe eutrofi-problem, kunne bli utsatte.

11. KYSTOMRÅDER: MILJØGIFTER

11.1 Generelt

En forhøyet årlig gjennomsnittstemperatur vil generelt ha få direkte effekter på forekomst og fordeling av ulike miljøgifter. Derimot vil transport og tilførsler kunne styres og påvirkes sekundært gjennom en rekke endrede klimatiske forhold. Primært, vil forhøyet temperatur ha effekter på akkumulasjon og omsetning av miljøgiftene.

Følgene av en forhøyet temperatur i luften, vil være at overflatetemperaturen i marine vannmassene stiger tilsvarende og at vannstanden øker i våre kystområder. Vannstandsøkningen skyldes hovedsaklig den termiske ekspansjon av havvannet globalt. En generelt forhøyet vannstand i kystområdene kan gi effekter i lavtliggende landområder, i det gamle landbaserte deponier med industriavfall kan vaskes ut. På den måten kan miljøgifter transporteres ut i de marine miljø.

Temperaturøkningen vil også føre til generelt mer humide klimatiske forhold, i det det hydrologiske kretsløp forsterkes. Effekter som økt fordampning, økt nedbør og endret avrenning og utvasking, er virkningsfaktorer som vil styre, påvirke og endre forekomst og fordeling av miljøgiftene.

Miljøgiftene grupperes mest hensiktsmessig i tre hovedkategorier; klorerte organiske forbindelser (PCB, DDT, PCCD, etc.), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tungmetaller. Disse tilføres, finnes lagret og omsettes i varierende mengder i atmosfæren, sjøvann, ferskvann, sedimenter, jordsmonn og mange typer biologisk materiale. Alle disse deponiene og reservoarene bør ses i sammenheng når effektene rundt miljøgifter skal belyses, men det legges her størst vekt på de marine vannmasser og sedimenter, samt dyr og planter som lever i eller i kontakt med disse.

11.2 Transport, akkumulasjon og omsetning av miljøgifter

Det finnes en rekke potensielle transportveier for de ulike miljøgiftene, hvor noen av de viktigste er utvekslingen mellom atmosfære/sjøvann, avrenning fra land og mellom sediment/sjøvann. Det kan antas at en del miljøgifter blir tilført det marine miljø via atmosfæren. Graden av forurensning fra luften er avhengig av de mengder miljøgifter som er tilført atmosfæren via gasser og partikler. Direkte nedfall av partikulære og partikkelbundne miljøgifter over de kystnære områder vil forsterkes betydelig med økt nedbør, selv om nedbøren normalt er størst over land. Atmosfærens

innhold av vann er samtidig også av betydning for tilførselen av enkelte vannløslige miljøgifter.

Det vil i noen grad foregå en utveksling mellom vannmassene og atmosfæren, som styres av likevektsmekanismer. Dette kan f.eks. belyses med deler av kvikksølvets biogeokjemiske kretsløp (fig. 11.1). Atmosfæren inneholder både uorganisk kvikksølv i elementær form (Hg^0) og organisk bla. metylert kvikksølv ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$). Begge former karakteriseres som flyktige kvikksølvforbindelser, hvorav metylkvikksølv er biologisk lettest tilgjengelig. Fordelingsforholdet for disse forbindelsene i luft:vann er 1:3. Disse formene vil ved oksydasjon omformes til vannløslige uorganiske (Hg^{2+}) og organiske kvikksølvforbindelser ($(\text{CH}_3)\text{Hg}^+$), og disse kan transporteres tilbake til vannmassene som partikler eller via nedbør. Flere av de enkelte ledd i denne prosessen kan anses å være direkte temperaturavhengig som f.eks. metylering av kvikksølv, flyktighet, løslighet osv. Generelt gjelder også dette for en rekke andre miljøgifter, som løslighet av PAH, men totalt sett vil slike effekter først få virkning i langt høyere temperaturintervaller.

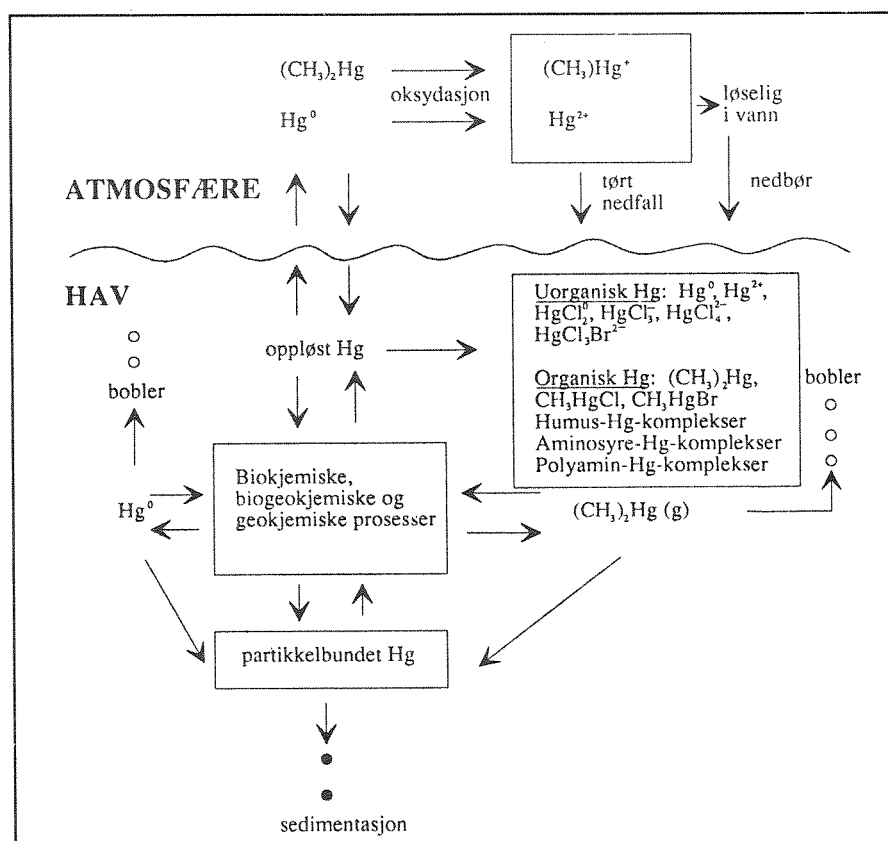


Fig. 11.1 Utsnitt av kvikksølvets biogeokjemiske kretsløp i grensesjiktet mellom hav og atmosfære (Johnsen 1989).

Den antatt økte nedbøren, vil forårsake en kraftig økt utvasking av jordsmonnet og skogsområder. Økende avrenning fører først og fremst til utvasking av næringsstoffer og organisk materiale, men også enkelte miljøgifter vil kunne bli transportert ut i elver og vassdrag (f.eks. plantevernmidler). Sammen med en stadig økende erosjon og resuspensjon av sedimentene i vassdragene, hvor miljøgifter kan ligge lagret, kan bidraget til de marine resipienter etterhvert bli omfattende.

Med økt tilførsel av sedimenter via vassdrag og elver, vil partikulære miljøgifter med tid akkumuleres i fjorder og estuarer og deretter avsettes i de marine sedimentene. En rekke PAH forbindelser er adsorbent til partikler pga. sin lave løslighet, spesielt gjelder dette forbindelser med høy molekylvekt. Disse akkumuleres også i større grad i sedimentene. PAH er også mer løslig i saltvann enn i ferskvann og vannløsligheten øker med temperaturen. Slike faktorer er avgjørende for forekomst og fordeling og ikke minst tilgjengeligheten i de marine vannmasser. Får disse ligge uforstyrret vil nedbrytingen og omdanning av de fleste miljøgifter gå relativt langsomt.

Redoksforholdene er en viktig faktor for stabiliteten og forekomsten av en rekke tungmetaller og deres forbindelser. I forbindelse med vannskiftninger i enkelte terskelfjorder, hvor en ofte vil få en forlenget oppholdstid på dypvannet kan det i en overgangsperiode produseres H_2S i bunnvannet. Under slike forhold får vi dannelse av mer stabile metallforbindelser, hovedsaklig sulfider. Dårlige vannkvalitet, hvor forøvrig få dyr kan leve, sammen med mindre tilgjengelige forbindelser, kan på denne måten for en kortere periode redusere tilgjengeligheten.

En viktig transportfaktor av miljøgifter fra sedimentene til vannmasser er utlekkingsprosesser. Får sedimentene, med sine lagre av ulike miljøgifter ligge uforstyrret, styres lekkasjen kun i mindre grad av naturlige prosesser, som likevekt mellom porevann og vannmassene over. Som en sekundær effekt av økt temperatur, vil dyr som lever på og i overflatesedimentene være mer aktive, slik at bioturbasjonen øker. Dette kan føre til at enkelte miljøgifter unnslipper sedimentet og blir tilgjengelig i vannmassene, enten i fri form eller bundet til partikler. Temperaturøkningen vil generelt også føre til en økt mikrobiell aktivitet, som er av betydning for omsetningen og mobilisering av miljøgifter (metylering og demetylering av kvikksølv, produksjon av metanbobler). Også andre fysiske forstyrrelser av sedimentet, som bølger og strøm, unaturlige tilførsler av sediment, båttrafikk etc., vil spesielt i grunne områder kunne ha en virkning på utlekkingsratene.

Som forventet er det stor spredning i hvordan temperatur modifierer stoffers toksisitet. En omfattende oversikt over hvordan temperatur og saltholdighet virker inn på tungmetallers giftighet hos marine dyr er gitt av McLusky et al. (1986). Med få unntak viser giftighetstester at overlevelsestiden synker med økende temperatur og minkende saltholdighet, dvs ved de endringer som er postulert ved et klimaskifte. Reduksjon i overlevelsestid med en faktor på 2-3 for hver 10°C er angitt (Sprague 1985). Det hevdes imidlertid at akklimatisering til høy temperatur og lav saltholdighet øker overlevelsen betraktelig, og videre at temperaturens innvirkning på den kroniske "ikke-effekt"-grense er liten. I naturen er det den kroniske miljøgiftpåvirkning som er av betydning. Vi må derfor forvente at den akklimatisering som skjer ved en gradvis klimaendring fører til at toleransegrensene for miljøgifter bare i ubetydelig grad endres.

Ved å heve vannstanden i det kystnære området vil miljøgifter som ligger i deponier over høyvannsmålet i dag, eksponeres for sjøvann. Dette kan dreie seg om store arealer i flate strandområder. Når deponiene blir påvirket av sjøvann til det skje en kraftig utløsning av miljøgifter. Dette er bla. vist ved undersøkelser i Odda-området (Skei et al., 1987). Tidevannet vil virke som en pumpe for miljøgifter og frakte disse ut i fjordene.

Som resultat av temperaturøkningen og de effekter denne har på transport og tilførsler, akkumulasjon, nedbryting og omsetning, samt mobilisering, vil med tid, de ulike miljøgiftene være tilgjengelig for planter og dyr. Avhengig av toksisitet vil dette i første rekke ha direkte innvirkning på det enkelte organisme, men også på flere ledd i næringskjedene via oppkonsentrering i biologisk materiale.

11.3 Konklusjon

Den forventede temperaturøkningen og heving av vannstanden i kystområdene, må primært anses å ha effekter på miljøgiftene i form av økte tilførsler til de marine sedimenter. Viktigst vil økt avrenningen fra landområdene og den periodiske utvasking av kystnære deponier være. Høye konsentrasjoner av miljøgifter vil med tid bygge seg opp i sedimentene og disse reservoarene kan fungere som sekundære forurensningskilder. Ved normal biologisk aktivitet i sedimentet og på sedimentoverflaten, vil en del av miljøgiftene lekke ut eller bli omsatt og gjort tilgjengelige for dyr og planter. Disse effektene vil kunne øke kraftig, dersom temperaturøkningen påvirker den biologiske aktiviteten eller at sedimentene fysisk forstyrres.

12. KYSTOMRÅDER: GENERELLE ØKOLOGISKE EFFEKTER

De økologiske effektene knyttes til følgende forventede virkningsfaktorer: økt temperatur, redusert saltholdighet, økt vannstand, endret isdannelse, endret utskifting av bunnvann i fjorder.

12.1 Økt temperatur

Det er en overveldende litteratur om temperaturens innvirkning på enkeltprosesser hos marine alger og dyr (se f.eks. Kinne 1970), og virkninger av overtemperatur på organismer og systemer (eks. Bakke et al. 1988). De fleste biologiske prosesser vil øke i hastighet med økende temperatur til et toleransemaksimum, hvorefter de stopper opp raskt. Dette maksimum ligger i de fleste tilfeller på over 20°C, bortsett fra hos arktiske arter. Innenfor toleranseområdet vil prosessers hastighet ofte øke med en faktor på 2-5 for hver 10°C økning eller ca. 20-100% ved 2°C temperaturøkning.

Organismer har imidlertid evne til å tilpasse seg temperaturendringer ved fysiologisk og biokjemisk akklimatisering, i særdeleshet dersom temperaturforskyvningen skjer gradvis slik det må forventes ved et klimaskifte. Denne akklimatisering fører til at prosessers hastighet gradvis justeres i den retning som er optimal for organismen. Eksempel på biokjemisk akklimatisering er endret produksjon av hastighetsregulerende enzymer. Slike akklimatiseringsresponser kan intreffe over dager eller uker. Ved en temperaturforskyvning som skjer gradvis over år, vil det også kunne inntreffe en genetisk adaptasjon som motvirker temperatureffekten. Dette gjør at det ikke kan forventes endringer av betydning i organismenes stoffskiftehastighet så lenge temperaturhevingen ligger innenfor organismens toleranseintervall.

Den forventede temperaturheving kan imidlertid føre til at slike toleransegrenser overskrides og at viktige arter derved forsvinner fra visse regioner. Mange av våre store tang- og tarearter er kaldtvannsformer som langs deler av kysten lever på grensen av sin temperaturtoleranse. Eksempelvis vil sukketare (Laminaria saccharina) få nedsatt vekst ved temperatur over 16°C og veksten stopper opp helt ved mer enn 20°C (Lee og Brinkhuis 1986). Sundene (1962) har vist at butare (Alaria esculenta) har en utbredelse som følger 16°C isoterme for august og at fingertare (Laminaria digitata) forsvinner ved temperaturer over 20°C. For kaldtvannsalger med modningsperiode om vinteren i Sør-Norge kan forhøyet temperatur i tillegg til hemming av vekst, også hindre at algene blir fertile. Eksempelvis blir ikke brunalgen Chorda tomentosa fertil ved temperaturer over 10-12°C. Formeringsadferd hos dyr utløses vanligvis ved at temperaturen kommer over en viss terskel

(eks. i Kruse og Tyler 1983). Temperaturøkning kan derfor forskyve formeringssesongen til tidligere på våren eller senere på høsten. Hvis dette fører til at formeringen intreffer på feil tidspunkt i forhold til andre hendelser (oppvekst av næringsorganismer for larver o.l.), kan en slik forskyvning være negativ. På den annen side kan temperaturforskyvningen også føre til at varmtvannsarters toleransekrav oppfylles, og at nye arter kommer til (eks. i Naylor 1965).

Det er derfor umulig å forutsi generellt i hvilken retning eller i hvor stor grad et økologisk samfunn vil endres av den postulerte temperaturhevingen. En forskyvning må imidlertid forventes ved de temperaturhevninger som er postulert. Bl.a. har Møller og Dahl-Madsen (1983) vist at overtemperaturer på 1-2°C gir målbare effekter på bunnsamfunn. Negativ endring i samfunnsstruktur er også funnet ved 2-3°C eksperimentell overtemperatur over ett år (NIVA upubl.). Selv om adaptasjonsevnen hos de enkelte artene i systemet ved en gradvis heving av gjennomsnittstemperaturen vil motvirke forandringen, vil noen arter forsvinne fordi toleranse-terskler overskrides, andre vil forsvinne eller komme til fordi konkurranseforholdene gradvis endres, atter andre vil være uberørt. Det er derfor ikke mulig å postulere enhetlige forskyvninger i samfunnsstruktur f.eks. mot øket eller redusert diversitet som følge av en temperaturheving.

For organismsamfunn på bløtbunn i de dypere fjordbassengene vil en temperaturheving kunne gi entydig negativ effekt gjennom økning i omsetningshastighet og følgelig raskere forbruk av den begrensede mengde oksygen som er tilgjengelig mellom hver vannutskifting. Flere undersøkelser indikerer at totalt oksygenforbruk i bunnsedimenter øker med en faktor på 1.5-2 ved 10°C temperaturøkning, eller 5-10 % ved en økning på 1°C. I fjorder der oksygenforholdene idag til tider nærmer seg kritiske verdier, vil en slik økning i forbruket være av stor negativ betydning, samtidig som den kommer i tillegg til den økning i oksygenforbruket som forventet øket eutrofiering medfører.

12.2 Redusert salinitet

Scenariet tilsier at ferskvannsavrenningen og derved vannutskifting i fjorder og kystfarvann vil endre karakter. Saltholdighet avtar i fjorder og på kyst, også i dypere vannlag, og ferskvannstilførselen fordeles mer jevnt over året. Vi må derfor kunne forvente både at brakkvannsområder, dvs. områder med saltholdighet mellom ferskvann og rent havvann (anslagsvis 2-20 promille), forskyves utover i fjordene og mot kysten, og at fluktuasjonen i saltholdighet i brakkvannsområdene dempes over året.

Brakkvannsområdene har en egen flora og fauna. Den består i grenseområdene av marine og ferskvannsarter som kan tåle store endringer i saltholdighet (euryhaline). I tillegg finnes et eget sett av rene brakkvannsarter som trives best i midlere saltholdighet, f.eks på grunn av redusert beitepress eller konkurranse. Typisk for brakkvannssamfunnet er at det er artsfattig (Fig. 12.1).

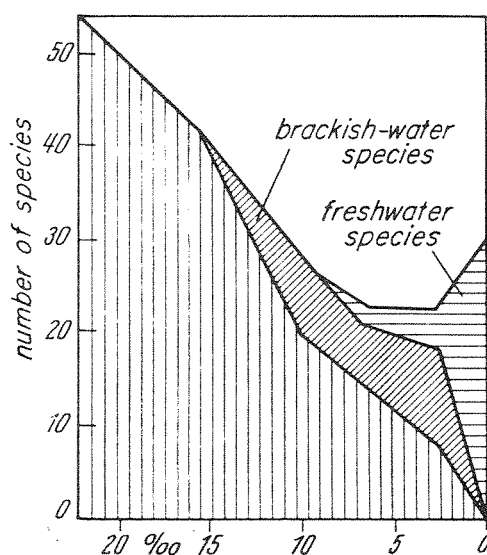


Fig. 12.1 Skjematisk endring i artsrikhet og faunakomponenter i et brakkvannssamfunn (etter Friedrich 1969).

En forventet effekt av øket ferskvannsavrenning er derfor en geografisk forskyvning, evt. også utvidelse, av det fattige brakkvannssamfunnet mot åpen kyst.

Et hyppig trekk ved brakkvannsområder er at flom og raskt nedsatt saltholdighet slår ut deler av samfunnet for en tid. Hyppige endringer i saltholdighet er også en klart større stressfaktor enn konstant lav saltholdighet. En stabilisering av ferskvannstilførselen over året vil også stabilisere forholdene i brakkvannslaget, og man kan forvente at dette vil gjøre det mulig for flere euryhaline arter, både marine og ferskvanns, å akklimatisere seg til å leve i et slikt område. Det er videre påvist at akklimatisering til lav salinitet øker motstandskraften mot raske fall i saltholdighet (cf. oversikt av Kinne 1964). En stabilisering av ferskvannstilførselen må derfor antas å virke positivt på artsrikheten i brakkvannssamfunnet.

Det bør også påpekes at toleranse for endring i temperatur og saltholdighet ikke er uavhengige egenskaper hos en organisme. Generelt har saltholdighet og temperatur en resiprok virkning på fysiologi; dvs.

forhøyet temperatur og redusert saltholdighet, de to sannsynlige endringer ved et klimaskifte, virker begge i samme retning. F.eks. er det vist fra danskekysten (Russel 1987) at temperatur har liten innvirkning på vekst hos blæretang (*Fucus vesiculosus*) ved 34 promille salt- holdighet, men klar virkning ved nedsatt saltholdighet.

12.3 Øket vannstand

Det er forventet at havnivået vil stige med 20 cm grunnet termisk utvidelse av sjøvannet. Dette vil føre til en gradvis forskyvning av tidevannssonen oppover. Topografisk har det ingen betydning at stranden flyttes 20 cm. Tidevannssonen langs vår kyst varierer i vertikalutbredelse fra ca. 20-30 cm til langt over 2 meter avhengig av tidevannsamplitude og bølgeeksponering.

Det er heller ikke sannsynlig at vannhevingen vil gi økologiske virkninger. Det forventes at forskyvningen vil skje over en lang rekke år, og dette vil føre til at de klare soneringene av fastsittende organismer i fjæra vil kunne forskyves tilsvarende gjennom nedslag av nye larver og sporer. Slike forskyvninger er naturlige også i dag. F.eks. er det ved Kårstø i Rogaland påvist vertikalfor skyvninger av sonedannende organismer i størrelsesorden 10-30 cm på en og samme lokalitet over tid fra 1981 til 1989 (NIVA upubl.). Bølgeeksponerte strender forventes raskest å kunne tilpasse seg til nytt havnivå, men selv på de mest beskyttede lokaliteter bør full tilpasning kunne skje over en 10 års periode.

På løsmassestrender (grus, sand og mudder) vil nivåhevingen være lettere synlig fordi strendene er mer horisontale. Den fysiske og biologiske strukturen på slike strender er likevel primært en funksjon av bølgeerosjon og tidevann, og vil derfor forandres i takt med nivåhevingen.

12.4 Endret dannelse av sjøis

Sjøis har en klar negativ virkning på økologiske samfunn i strandsonen og områdene nedenfor gjennom skuring. Isskuring foregår i dag med varierende intensitet geografisk og fra år til år. Den lager nakent underlag for etablering av nytt samfunn og er en av flere årsaker til den tilsynelatende tilfeldige mosaikkstruktur som preger tidevannssamfunnene.

Det er uklart hvorvidt en klimaendring vil føre til økt isdannelse på grunn av økt ferskvannstilførsel om vinteren, eller redusert isdannelse på grunn av høyere temperatur. Sansynligvis vil lokale

forhold bestemme i hvilken retning utviklingen vil gå, og derfor også bestemme hvorvidt en klimaendring vil gi en positiv eller negativ virkning på frekvens av strandødeleggelse gjennom isskuring.

12.5 Endret utskiftning av bunnvann i fjorder

De fysiske betraktningene tilsier at fjorder med grunne og trange terskler vil få redusert dypvansstilførsel. Dette er fjorder som i dag ofte opplever at oksygenforbruket ved bunnen er større enn tilførselen gjennom vannutskiftning. Som påpekt tidligere vil både temperaturøkning ved bunnen og økt tilførsel av organisk materiale gjennom stimulert primærproduksjon føre til at oksygenforbruket øker. Når også vannutskiftningsfrekvensen minker, er det klart at alle faktorer peker mot at klimaendringen vil forverre forholdene for faunaen på bløtbunn i mange av våre terskelfjorder.

13. EFFEKTER PÅ BRUKERINTERESSER

13.1 Drikkevannforsyning

I følge Vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT, 1989) avhenger egnetheten av en råvannskilde for drikkevann av tilstandstypene eutrofi, organisk stoff, forsuring, partikulært materiale, mikrobiologi og giftvirkninger. I tillegg er også kapasiteten viktig for egnetheten.

Tidligere i rapporten effektene av en klimaendring på tilstandsformene eutrofi, forsuring, partikulært materiale og giftvirkninger gjennomgått.

Vurderingene viser tildels store usikkerhet i utviklingen, bla. pga. usikkerhet mht. andre variable enn klimautviklingen. Konklusjonene viser bla. at for store, dype innsjøer forventes ingen negativ effekt på eutrofisituasjonen, mens det for grunne, mer produktive innsjøer kan forventes økte algetettheter. Forsuringssituasjonen vil kunne forverres betydelig ved klimaendringene, men vil avhenge helt av nitrogenmetningen i jordsmonnet.

Ut fra vurderingene om effekter på miljøgifter, finner vi ikke grunnlag for å si at dette vil påvirke drikkevannskvaliteten (uten eventuelt av helt lokal karakter).

Vurderinger gjort av (Sælthun m.fl. 1990) viser at erosjonen og sedimenttransporten i vassdrag vil øke. Dette vil gi høyere innhold av partikulært materiale.

NVEs simuleringer av effekter av klimaendringer på vannføringer, viser at vi på årsbasis kan forvente noe lavere vannføringer i lavliggende og middels høydenivå i Indre Østlandet og Finnmark (minus 3-5%). Ellers i landet forventes noe høyere vannføringer (pluss 1-5%). Sessongfordelingen vil endres dramatisk, med en kraftig økning av vintertilsiget, redusert vårflom og lavere sommervannføringer. Stor etterspørsel etter vann om sommeren sammen i kombinasjon med lavere sommervannføring kan medføre kapasitetsproblemer. I hovedsak forventes her lokale/regionale forhold å være avgjørende for hvorvidt kapasiteten til råvannskildene bedres/forverres, men store endringer kan ikke forventes.

Mikrobiologiske forhold

Fekal forurensning er den viktigste og vanligste årsak til sykdommer overført via vann.

Overlevelsessevnen er generelt vesentlig større i ferskvann enn i saltvann og i stor grad avhengig av temperaturen i vannet. Varmere vann gir lavere overlevelsessevne. Undersøkelser av reduksjon av termotolerante coliforme bakterier, TCB, (indikatorbakterie for fekal forurensning) utført av Berglind og Ormerod (1979) viser at bakterieinnholdet i ferskvann ble redusert med 75% i løpet av ca. 2 døgn ved 20°C og ca. 4 døgn ved 10°. I saltvann inntraff samme tilsvarende reduksjon etter ca. 4 timer ved 20°C og etter ca. 15 timer ved 10°C.

Selv om de forventede klimaendringer ikke vil innbære på langt nær så store temperaturendringer, viser forsøket at varmere vann gir lavere overlevelsessevne. Endringen i temperatur er likevel så liten at store endringer med hensyn til bakteriologisk belastning neppe kan forventes.

Lokalt kan vannføringsreduksjoner medføre en viss oppkonsentrering av bakterieinnholdet. Samtidig kan også tilførselene av fekal forurensning øke i varmt vann.

Effekter på ledningsnett

Vi har her ikke gjennomført noen analyser/vurderinger, men vil bare påpeke muligheten av at endret råvannskvalitet og endret temperatur kan gi endret påvirkning av vannkvaliteten på ledningsnett.

KONKLUSJON: Som en grov antagelse vil drikkevannskvaliteten kunne reduseres noe (forsuring og innh. av partikulært stoff, tildels eutrofi-situasjonen vil kunne forverres. Muligheten for kapasitetsproblemer om sommeren vil øke.

13.2 Jordbruksvanning

I Vannkvalitetskriteriene (SFT, 1989) er egnetheten av vann for jordvanning avhengig av tilstandsklassene eutrofi, organisk stoff, forsuring, partikulært materiale, giftvirkning og mikrobiologisk balastning. Den hygieniske tilstand spesielt mht. fekal foruresning vil som regel være avgjørende.

Vi har i kapitlet om drikkevannsforsyning referert en undersøkelse som viser at varmere vann vil gi lavere overlevelsessevne for termotolerante koliforme bakterier. Endringen i temperatur er likevel så liten at store endringer med hensyn til bakteriologisk belastning neppe kan forventes.

Det er i dag flere områder med intensiv jordbruksvanning der det i perioder kan oppstå kapasitetsproblemer. Problemene oppstår som regel på forsommeren, i juni og juli. I følge vannføringssimuleringene av effekter av klimaendringer kan det i disse månedene i hovedregel forventes reduserte vannføringer, tildels helt opp til i størrelsesorden 30-50% reduksjon. Dette må kunne antas å slå ut i kapasitetsproblemer for jordbruksvanning selv med forholdvis store vassdrag og innsjøer som kilder. I mindre elver/bekker/innsjøer som i dag har (eller er på grensen til få) kapasitetsproblemer, må det forventes en forsterkning av disse problemer.

Med lite fortynningsvann i vassdraget vil dessuten effekten av utslipp bli større. Dette kan medføre raskere problemer med bakteriell forurensning.

KONKLUSJON: Høyere temperatur i seg selv vil antagelig redusere faren for bakteriologisk forurensning. Reduserte vannføringer i juni og juli kan lokalt gi økte kapasitetsproblemer. Når fortynningsvannet blir borte vil utslipp føre til økte biologiske problemer i forurensete småbekker/elver.

13.3 Friluftsliv knyttet til ferskvann

Vi vil her vurdere vanntilknyttet friluftsliv med unntak av fritidsfiske. Vurderinger av effekten av klimaendringer på fiskeforhold er ikke gjort i denne rapporten og grunnlaget for uttalelse om fiskeinteressene faller da bort.

Vanntilknyttet friluftsliv er i all hovedsak vår/sommer/høst-aktiviteter. En temperaturøkning i seg selv vil da, i de aller fleste tilfeller, være positivt for utøvelsen av friluftaktivitetene. 2-3° varmere vann vil av mange badere vurderes som en vesentlig forbedring.

Friluftaktiviteter vil ellers bli påvirket av vannkvalitet og vannføringer på ulikt sett. For opphold i strandsonen så som rasting og turgåing er de estetiske forhold avgjørende. Ved båtbruk vil også begroing av skrog være av betydning i tillegg til de rent estetiske forhold. Ved bading er de ofte de estetiske forhold avgjørende, men i tillegg er også hygiene viktig.

Redusert sommervannføringer med 10-20% kan få konsekvenser for utøvelse av friluftslivet. NVEs simuleringer viser at store områder kan få vesentlig større reduksjoner vannføringen.

Bading

I følge Vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT, 1989) avhenger egnetheten for bading av tilstandsformene organisk stoff, partikulært materiale og mikrobiologiske forhold. I tillegg kommer flere biologiske parametre så som algemengde og vannvegetasjon.

Vurderinger gjort av NVE (Bogen, 1990) viser at erosjonen og sedimenttransporten i vassdrag vil øke. Dette vil gi høyere innhold av partikulært materiale og dermed bla. redusert siktedyp.

Kap.6 konkluderer med at det ikke forventes noen negativ effekt i form av økt algevekst i store, dype innsjøer. For grunne, mer produktive sjøer forventes økte algetettheter. En stor del av rekreasjonsinteressene må antas å være knyttet til forholdsvis små, grunne innsjøer.

Varmere vann vil medføre lavere overlevelsessevne for termotolerante koliforme bakterier. Mikrobiologiske forhold vil da kunne bedres om andre forhold ellers holdes konstant (se avsnittet om drikkevannsforsyning). De antatte vannføringsreduksjoner om sommeren vil kunne motvirke dette ved at fortynningen av bakteriene reduseres, særlig i elver. Generelt forventes ikke endringene å bli betydelige.

Opphold i strandsonen – Båtbruk

Vannkvalitetskriteriene (SFT, 1989) knyttet ikke egnetheten for båt-sport til vannkvaliteten (og vurderer ikke opphold i strandsonen).

Estetiske forhold vil kunne bli dårligere ved redusert siktedyp og økt algevekst (i grunne, produktive innsjøer). Vesentlige negative konsekvenser kan neppe forventes. Tørre sommre med lav vannstand vil kunne eksponere makrovegetasjonsbelter (siv o.l.) som gjør strandsonen mindre egnet til bruk.

I enkelte lokale sammenhenger kan redusert vannføring medføre vanskeligheter for båtbruken.

Økt temperatur kan heve trivselen.

KONKLUSJON: Redusert siktedyp, økt algebiomasse (i grunne innsjøer), redusert sommervannføring vil gi dårligere vannkvalitet og lavere egnethet for friluftslivet. Økt temperatur vil isolert sett være positiv.

13.4 Marint friluftsliv

Bading

Høyere vanntemperatur vil i seg selv komme badelivet til gode.

Pga. økt transport av partikulært materiale kan det forventes at siktedypet blir noe redusert. I utsatte områder kan det dessuten forventes økt eutrofiering, med en generelt estetisk redusert badevannskvalitet særlig i form av begroing. Hygieniske problemer i marine miljøer er forholdsvis sjeldent problematisk og det kan neppe forventes noen vesentlig endring. Estetiske forhold vil reduseres noe ved økt algevekst og økt turbiditet.

Om vi ser bort fra temperaturhevingen vil, egnetheten for bading i fjordbassenger med dårlig utskiftning av vannet kunne bli noe dårligere.

Annet friluftsliv

Båtliv og opphold i strandsonen vil i hovedsak bare påvirkes av de estetiske forholdene ved vannet. Som nevnt over vil de estetiske forhold kunne reduseres, særlig i fjordbassenger med dårlig utskiftning. Økt begroing på båter kan gi en indirekte effekt, dersom dette medfører økt bruk av giftige bunnstoffer.

Høyere temperatur kan gi økt trivsel.

Virkning knyttet til en heving av havnivået

Scenariene for endringene av havnivå (Eliassen og Grammelvedt, 1990) antyder 20 cm heving som mest sannsynlige effekt av klimaendring, med 50 cm heving som resultat av stor klimaendring.

En heving av vannstanden på 20 cm ved svaberg vil neppe ha betydning for friluftslivet utenom eventuelt i helt lokale tilfeller. Etter hvert som vannstanden heves kan enkelte oppholdssteder, rasteplasser etc. bli mindre attraktive, men samtidig kan nye plasser/områder bli mer ettertraktede.

En langsom heving av vannstanden vil neppe få vesentlig betydning for friluftsliv knyttet til sandstrender. Når vannet stiger vil bølger og strøm imidlertid kunne forandre noe på enkelte områders fordelig av sand, men i de fleste tilfeller vil forandringen være moderat. I

områder med lite bakland, enten av naturlige årsaker eller som følge av veier, bebyggelse etc., kan en slik heving føre til reduserte strandenarealer. Som en meget grov antagelse vil vi likevel anta at konsekvensene for kvalitet og tilgjengelighet av strender neppe vil bli betydelig redusert ved en moderat vannstandsheving.

KONKLUSJON: Marint friluftliv vil kunne påvirkes noe ved at vannkvalitet og estetiske forhold vil kunne reduseres, særlig i fjordbassenger med dårlig utskiftning. En heving av vannstanden med 20 cm vil neppe ha vesentlig betydning.

13.5 Akvakultur

Fiskesykdommer

Økt temperatur vil mht. fiskesykdommer bety økt temperatur et bedret formeringspotensiale for bakterier og parasitter samtidig som fiskens forsvarsmekanismer (immunitet) normalt forbedres. Utbrudd at en gitt fiskesykdom vil derfor kunne ha flere årsaker, der temperaturen er en av de viktigste.

Enkelte sykdommer dominerer i kaldtvann (vinter/vår) f.eks. "kaldtvannsvibriose" (Hitrasyke) forårsaket av bakterien Vibrio salmonicida (<10°C). Den mer vanlige vibriosen forårsakes av bakterien Vibrio anguillarum, opptrer normalt om sommeren i varmere vann (>10°C). Flere andre sykdommer, f.eks. furunkulose forårsaket av bakterien Aeromonas salmonicida opptrer også normalt kun i visse temperaturområder (>9°C).

En kan regne med at både bakterier og parasitter har evnen til å tilpasse seg varierende temperaturforhold over tid. Temperaturendringene frem til år 2030 vil gå gradvis samtidig som den antatte forskjell mellom et gjennomsnittsårs da og nå ligger innenfor det som må kunne regnes som årlige variasjonmuligheter. Med dette som bakgrunn er det grunn til å tro at de temperaturendringer som kan forventes i vannet (både i fersk- og saltvann) frem mot år 2030 er såvidt små, at det neppe vil medføre vesentlige endringer for utbredelse av de enkelte fiskesykdommer.

Det har vært antydning sammenhenger mellom utbredelse av enkelte fiskesykdommer og forurensning av vassdragene, men disse må regnes som svært usikre. Det er ikke grunn til å forvente at de andre vannkvalitetsendringer som er antydning frem mot år 2030, vil medføre vesentlige endringer i utbredelsen av fiskesykdommer.

KONKLUSJON: Det er liten grunn til å forvente vesentlige endringer i utbredelsen av fiskesykdommer.

Settefiskanlegg

Tilveksten av yngelen er avhengig av vanntemperaturen. Økt ferskvannstemperatur vil gi bedret tilvekst og dermed redusert produksjonstid frem til en gitt størrelse eller livsstadium (f.eks. laksesmolt). De fleste anleggene benytter derfor oppvarming av vann, men dette er svært kapitalkrevende. Generelt sett vil derfor økt temperatur på driftvannet gi bedre økonomi i anleggene. Særlig betydningsfullt kan dette være i nordlige strøk, særlig i Finnmark, der produksjonstiden for smolt er lang og økonomien i anleggene ofte er dårlig. Høyere temperatur kan gjøre flere anlegg bærekraftige.

Havbruk

Både endringer i vanntemperatur og i ferskvannstilstrømning til fjordområdene er av betydning, men temperatur anses å være den langt viktigste faktor.

Det eksisterer i dag ingen klare scenarier for hvordan de forventede klimaendringer vil innvirke på vanntemperaturen i kystområdene. Selv om vi kjenner forventet endring i lufttemperatur, er også påvirkning fra havstrømmene vesentlige. Havbruksanleggene ligger dog i overflatevannet og lufttemperaturen vil derfor kunne være av vesentlig betydning.

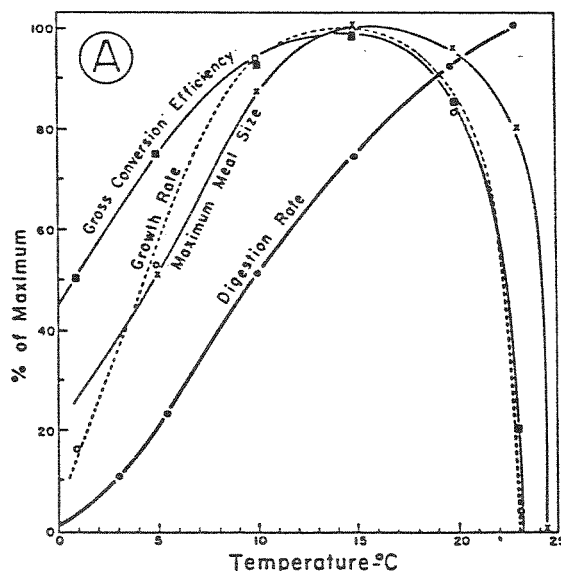
Ferskvannstilførsel / salinitet

Det endrede nedbørmønsteret medfører en endret fordeling av ferskvannstilførsler til fjordområdene. Reduserte vårflommer og økte høst- og vintervannføringer vil gi tilsvarende endring i tilførslene i fjordene.

Endrede ferskvannstilførsler vil endre saliniteten i fjordens brakkvannsområde. Ulike fiskearter har forskjellige krav til saliniteten; laksen krever mer stabile og saltere forhold enn regnbueørret. Redusert salinitet vil særlig for laksen gi økt stress, noe som igjen betyr redusert motstand mot fiskesykdommer. I vekstsesongen vil dessuten stress medføre redusert vekst. Disse problemene vil likevel ikke få stort omfang fordi få havbruksanlegg er lokalisert i brakkvannssonen (bla. for å unngå disse stressmulighetene).

Temperatur

Økt temperatur vil i de fleste tilfelle medføre økt tilvekst for fisken. Figur 13.1 viser et eksempel på sammenhengen mellom temperatur og tilvekst for laksefisk. Som vi ser innebærer en heving av temperaturen opp til ca. 18°C økt tilvekst for fisken. Ved ca. 18-20°C inntreer en appetittreduksjon. Lethal grense for fisken er omkring 24°C.



Figur 13.1 Temperaturens betydning for bruttoenergi konvertering, vekstrate, maksimal fôrresasjon og fordøyelsesrate hos en stillehavslaks. Etter Brett (1976).

For havbruk langs Skagerrakkysten, der temperaturen allerede i dag kan nå 18-20°C, vil dermed en temperaturheving på et par grader i den varmeste perioden på sommeren kunne medføre redusert appetitt. Den største del av norsk havbruksnæring er imidlertid lokalisert fra Jæren og nordover. Her er vanntemperaturen i dag såpass lav at et par graders temperaturheving må antas å bli ensidig positivt for tilveksten i anleggene.

Særlig viktig vil en temperaturheving være for de anlegg der vekstsesongen kan bli vesentlig utvidet. I dag gir kaldt vann og islegging en kort vekstsesong for anlegg i den nordligste del av landet.

En beregningsmodell som benyttes på NIVA (Stigebbrand og Braaten, upublisert) viser sammenhengen mellom temperaturen og tilveksten av fisk i havbruksanlegg. Modellen gir mulighet for å angi temperaturen for hver måned ned til en tiendedels grad. Som et eksempel på mulig fremtidig

endring i tilveksten, har vi simulert tilveksten for et tenkt anlegg i Fræna kommune i Møre og Romsdal. Som et uttrykk for dagens temperatur har vi brukt gjennomsnittstall for perioden 1936-70 for Hustadvika.

Det foreligger ikke klare scenarier for temperaturheving av vannet kystfarvannene. Siden havbruksanleggene ligger i overflaten velger vi å benytte scenariene for økningen i lufttemperaturen (Eliassen og Grammeltvedt, 1990).

Ut fra dette har vi benyttet følgende klimascenarier for simuleringen (som tilsvarer scenariene benyttet av NVE (Sælthun, 1990)):

Temperaturendring kyst-strøk:

	'mest sannsynlig'		'høyt'	
jan	+3.0	grader	+3.5	grader
feb	+3.0	"	+3.5	"
mar	+2.5	"	+3.0	"
apr	+2.0	"	+2.5	"
mai	+2.0	"	+2.5	"
jun	+1.5	"	+2.5	"
jul	+1.5	"	+2.5	"
aug	+1.5	"	+2.5	"
sep	+2.0	"	+2.5	"
okt	+2.5	"	+2.5	"
nov	+2.5	"	+3.0	"
des	+3.0	"	+3.5	"

I beregningene er det ikke innlagt slakt av fisk. Totalvekten er beregnet ut fra et mærvolum på 12.000 m³. Beregningene er å regne som grove estimater, se Tabell 13.1

Tabell 13.1 Effekten av hevet vanntemperatur på tilveksten på et tenkt fiskeoppdrettsanlegg i Fræna kommune.

	Fiskevekt etter 1 år	Totalvekt
Dagens situasjon	1897 gram	137 tonn
Mest sannsynlig klimascenario	2719 gram	197 tonn
Høyt klimascenario	3097 gram	223 tonn

Vannutskiftning

Økt tilvekst i et havbruksanlegg vil medføre et høyere krav til vannutskiftning fordi varmere vann betyr mindre oksygen oppløst samtidig som fiskens oksygenforbruk økes. For et anlegg som i dag ligger på kanten til å ha for liten vannutskiftning, kan en heving av vanntemperaturen medføre at anlegget må redusere oppdrettvolumet (mengde fisk) eller flytte til et område med bedre vannutskiftningsforhold.

Arter innen havbruk

Atlantisk laks og regnbueørret er i dag klart viktigst innen norsk havbruk.

Vi har tidligere vist hvordan appetitten til laksefisk avhenger av temperaturen og har fastslått at for de viktigste havbruksområder i Norge vil en temperturheving gi økt tilvekst for fisken.

En temperaturheving vil kunne gi bedre kår for mer varmekjære fiskearter. I Norge drives det i dag yngelproduksjon av f.eks piggvar som eksporteres til varmere strøk for oppdrett der. Varmere vann vil dermed øke mulighetene for å drive oppdretten i Norge, men vi vil likevel anta at en temperaturheving på et par grader i de fleste tilfelle vil være i minste laget.

De forventede klimaendringene vil dermed neppe få vesentlig betydning for artssammensetningen innen norsk havbruk.

KONKLUSJON: En temperaturheving i norske kystfarvann vil sannsynligvis virke positivt for samlet produksjon. Dessuten vil en større del av Nord-Norge kunne bli aktuell for oppdrettsaktiviteter.

13. FoU BEHOV

I den foreliggende rapport har det ut fra tidsmessige og ressursmessige hensyn ikke vært mulig å nå til bunns i problemstillingene omkring effektene av de forventede klimaendringer. Rapporten har karakter av en oversikt over "state of the art" og er ment som et utgangspunkt for å vurdere eksisterende FoU-behov.

Med basis i de foregående kapitlene er FoU-behovet vurdert. Bakgrunnen for FoU-behovene som presenteres nedenfor er dels at det eksisterer mangler i kunnskapsgrunnlaget og dels at det finnes dataserier/metoder som kan benyttes i arbeidet med å tette disse hullene.

En naturlig rekkefølge i videre forskning vil være først å vurdere eksisterende dataserier, for så på bakgrunn av dette arbeid, utvikle økosystem-modeller. I tillegg vil det være aktuelt å foreta eksperimenter på økosystemskala.

Presentasjonen av FoU-behovet følger samme inndeling som ellers i rapporten. Avslutningsvis prioriteres seks FoU-områder.

Fosfortilførsler - algevekst

Det finnes flere lange måleserier med klimadata, vannkjemi, temperatur og biologi i norske innsjøer og elver. En sammenstilling av dette materialet på en måte som er gjort for "Experimental Lakes Area" i Canada vil kunne gi mer konkrete svar på effekter av ulike typer klimavariasjoner i ulike typelokaliteter. Av spesiell interesse er sammenhenger mellom avrenning og fosforkonsentrasjon fra ulike arealtyper (fjell, skog, dyrket mark), effekter av økt vinteravrenning på utviklingen av alger i en sommersituasjon, tilsvarende for redusert sommeravrenning. Våre velutprøvde dose-responsmodeller er kalibrert for årsbudsjetter av næringssalttilførsler. Vi burde ha nok data til å kalibrere disse til sommer- og vintermodeller, slik at vi bedre kan forutsi betydningen av en overgang til våtere vintre og tørrere somre.

Et viktig moment er en bedre kartlegging av samfunns- og artsendringer innen samfunn av planteplankton, fastsittende vannvegetasjon, dyreplankton, bunndyr og fisk. Man må forvente en overgang fra kuldekrevende til varmekjære arter på de fleste økosystemnivå. Dette vil i noen grad kunne endre hele det økologiske samspill mellom ulike typer av organismer.

Nitrogentilførsler - forsurening

Mange av hypotesene som er fremlagt i kap.7 lar seg teste ved analyser av langtidsdataserier fra norske vassdrag. Data fra SFTs Nasjonalt program for forurensningsovervåking, tidligere innsamlet data fra mange av de samme innsjøer, vassdrag og grunnvannsmagasiner samt data fra andre kilder kan analyseres i forhold til de naturlige år-til-år variasjoner i klima over de siste 20 år.

For bedre klarlegging av effekter som utvikler seg over lang tid må nye eksperimenter utføres. Belysning av økosystemeffekter krever eksperimenter i økosystemskala, for eksempel eksperimentell økning av CO₂ og temperatur på hele nedbørfelt. Her har Norge kompetansemessige fordeler og fasiliteter (RAIN-prosjektet). Videre utvikling og testing av modeller anbefales.

Miljøgifter

Det bør foretas et mer omfattende litteraturstudium av hvordan utvalgte aktuelle miljøgifter påvirkes av klimaendringer. Et slikt studium ville være nyttig i mange henseende og er nødvendig for å vurdere behovet for eventuelt videre arbeid. Laboratorieundersøkelser kan utføres for å kvantifisere endringer i tungmetallavrenningen som følge av at lange, tørre perioder avløses av kraftige, våte perioder.

Fysiske forhold/ eutrofiering i kystområdene

Den foreliggende analysen forutsetter at det ikke vil skje noen forandring i havstrømmene som kan gi et annet utgangspunkt enn det som er arbeidet med i denne rapporten. Fra Havforskningsinstituttet i Bergen vil det til høsten foreligge en utredning som også vil inkludere mulige forandringer i strømforholdene langs norskekysten. Det kan bli aktuelt å justere det som er fremlagt i denne rapport når Havforskningsinstituttets arbeide foreligger.

Det er behov for å studere og forbedre modellverktøyet for blokkeringseffekten i terskelfjorder med trang munning. Bl.a. bør tidevannseffekten og effekten av havoverflatens stigning studeres i et utvalg av fysisk representative fjorder fra forskjellige deler av norskekysten. Videre er det et behov for å kunne simulere effekten av økt eutrofiering på topografisk følsomme fjorder. Spesielt viktig i denne sammenheng er å få klarlagt temperaturoknings effekt på omsetning av næringstoffer i dypvannet og hvor raskt oksygen forbrukes, herved også en bedre forståelse av temperaturøkningen i disse vannmassene.

Det er også et behov for å vurdere en økt metangassproduksjon i fjordene, som følge av økt organisk belastning.

Miljøgifter i kystsonen

På miljøgiftsiden vil det være et behov for å eksperimentelt fastslå temperaturens betydning for forandret biotilgjengelighet av enkelte stoffgrupper. Dessuten bør betydningen av høyere havnnivå på utvaskingen av miljøgifter fra deponier vurderes.

Generelle økologiske effekter i kystsonen

En av de klareste postulerte økologiske effektene av klimaendring er forverring av forholdene på dypere vann i terskelfjorder. Det er behov for å belyse responsen hos naturlige bunnsamfunn fra større dyp ved temperaturforhøyelse. Dette kan i dag gjøres ved bruk av eksperimentelle økosystemer (mesocosmer), hvor Norge har kompetansemessig fordel. Det er aktuelt å undersøke hvordan 1-2°C kronisk overtemperatur i et temperaturstabilt regime gir utslag på sedimentenes oksygenforbruk, omsetning av organisk materiale og næringssalter, mikrobiell aktivitet, redoksforhold, bioturbasjon, og artssammensetning av meio- og makrofauna. Man bør videre undersøke om responsen på organisk tilførsel er en annen om temperaturen heves 1-2°C, eller om adaptasjonsmekanismer motvirker slike endringer.

Brukerinteresser

En kvantifisering av de konsekvensene klimaendringene vil få for brukerne bør gjennomføres. Man vil da få et uttrykk for nytten av å motvirke klimaendringene. Verdsettingen av konsekvensene kan gjøres for enkelte brukerinteresser, men spesielt vil det være behov for en samlet konsekvensvurdering der alle berørte brukerinteresser inngår og vurderes samlet. Det vil her være aktuelt med en kobling mellom naturvitenskaplig og økonomisk kompetanse.

En konsekvensvurdering av denne typen vil forutsette et tilstrekkelig kunnskapsnivå om de økologiske effektene av en klimaendring.

Prioritering

Blant de FoU-områder som er gjennomgått ovenfor, er seks stykker prioritert:

Prioriterte FoU-behov:

- Bruk av lange måleserier med klimadata, fosfortransport og biologisk respons i norske innsjøer og elver for å videreutvikle dose-responsmodeller for eutrofi.
- Bruk av lange måleserier med klimadata, sur nedbør og forsuringstilstand for å utvikle dose-responsmodeller for nitrogenutlekking fra terrestriske områder.
- Storskala-eksperiment med hele nedbørfelt for å kvantifisere nitrogenutlekking ved kunstig økning av CO₂ og temperatur.
- Simulering og kvantifisering av klimaeffekter i fjorders dypbvassenger. Bruk av eksperimentelle økosystemer.
 - * Temperaturøkningens virkning på oksygenomsetning ved bunnen og på omsetning av øket mengde organisk materiale.
 - * Organisk tilførsel som utløser av metangassproduksjon på anoksisk bunn.
- Kvantifisere ekstraordinære tilførsler av miljøgifter til det marine miljø som følge av en vannstandsheving.
 - * Feltstudier i et deponiområde for å studere effekter av tidevann.
 - * Eksperimentelt arbeid for å registrere forskjeller i utvasking av miljøgifter fra deponier med ferskvann og saltvann.
- Reduksjon av dypvannsfornyelse i terskelfjorder - forbedring av prognoseverktøyet.

LITTERATUR

- Bakke, T., Berge, J.A., og Haugen, I., 1988. Miljøvirkninger av kjølevannsutslipp - en litteraturgjennomgang. NIVA-Rapport nr. 2163, 45 pp.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport 0-85110.
- Berge, D. og T. Kallqvist, 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning, sammenlignet med andre forurensningskilder. NIVA-rapport 0-87079, 0-87064, E-88431.
- Berglind, L., K.S. Ormerod, 1979: Påvisning av fekale forurensninger i vann. Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. NIVA-rapport XK-20, l.nr F.363. 52 s.
- Braathen, G.O., H. Dovland, B. Aune, 1989: Foreløpig rapport fra NILU og DNMI om drivhuseffekten og klimautviklingen. NILU OR: 79/89, Ref: 0-1387
- Cosby B.J., G.M. Hornberger, J.N. Galloway, R.F. Wright, 1985a: Modelling the effects of acid deposition: assessment og a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. Water Resour. Res. 21: 51-63.
- Cosby B.J., R.F. Wright, G.M. Hornberger, J.N. Galloway, 1985b: Modelling the effects of acid deposition: estimating of long-term water quality responses in a small forested catchment. Water Resour. Res. 21: 1591-1601.
- Dahl, I og R.T. Arnesen, 1982: Hølevassdraget. Hovedrapport om forurensningstilførsler og stofftransport 1977-1980. NIVA-rapport F-80420.
- Eliassen, A., A. Grammeltvedt, M. Mork, K. Pedersen, E. Weber, G. Braathen, H. Dovland, 1990: Klimaendringer globalt og i Norge ved økt drivhuseffekt. NILU ref: GOB/SBH/9881/10.jan.1990.
- Eliassen, A., A. Grammeltvedt, 1990: Spesifiseringer av scenarier (2 x CO₂ i Norge). Vedlegg til brev fra Miljøverndepartementet av 2.2.90.
- Ensbj, S. 1984. Årungen. Tilstand, aktuelle sanerings og restaureringstiltak. GEFO-rapport, Ås.

- Faafeng, B. m. fl. 1985. Overvåking av Orrevassdraget 1979-83. NIVA-rapport 191A/85, 0-8000217.
- Friedrich, H., 1969. Marine biology. An introduction to its problems and results. Sidgwick and Jackson, London, 474 pp.
- Gaume, A.N., J.H. Duke, 1974. Simulations of measured water quality and ecological responses of Barletts Ferry reservoir using the reservoir ecological model EPAECO. Water Resources Engineers, Walnut Creek, California.
- Grande, M. og Romstad, R. 1989. Tiltaksorientert overvåking i Orkla 1988. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 368/89, 59 s.
- Gundersen, P., 1989: Luftforurensninger med kvælstofforbindelser - Effekter i nåleskov. Laboratoriet for Økologi og Miljølære. Danmarks Tekninske Høgskole. 292 s.
- Hindar, A., K. Næs, J. Molvær, 1989: Betydningen av sur nedbør for økte nitrogentilførsler til fjordområder. Forprosjekt. NIVA-rapport 0-88035. 45 s.
- Jenkins, A., B.J. Cosby, 1989: Modelling surface water acidification using one and two soil layers and simple flow routing. In J. Kämäri, D.F. Brakke, A. Jenkins, S.A. Norton, R.F. Wright (eds.): Regional Acidification Models. Berlin: Springer-Verlag, pp. 253-266.
- Johnsen, J.E., 1989. Stiftelsen for Biogeovitenskap. Kjemi, 4, 11-13
- Kinne, O., 1964. The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. II. Salinity and temperature-salinity combinations. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 2, 281-339.
- Kinne, O., (Ed.) 1970. Marine Ecology, Vol 1. Part I). Wiley- Interscience, 681 pp.
- Kjellberg, G. 1988. Tiltaksorientert overvåking i 1987 av Mjøsa. NIVA-rapport 320/88, 0-8000203.
- Kruse, G.H., og Tyler, A.V., 1983. Simulation of temperature and upwelling effects on the English sole (Parophrys vetulus) spawning season. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40, 230-.

- Lee, J.-A., og Brinkhuis, B.H., 1986. Reproductive phenology of Laminaria saccharina (L.) Lamour (Phaeophyta) at the southern limit of its distribution in the Northwest Atlantic Ocean. J. Phycol., 22, 276-285.
- Magnusson, J. og J. Molvær, 1984. Bolstadfjorden og Glomfjord: Vurdering av effekter ved endret ferskvannstilførsel. I: Vassdragsregulerings innvirkning på fjorder (Red. L. Andreassen og R.P. Asvall). Norsk Hydrologisk Komite. Rapport nr. 19. Oslo.
- Marotzke, J., 1989. Instabilities and multiple steady states og the thermohaline circulation. In: Oceanic circulation models: Combining data and dynamics (Eds. D.L.T. Anderson and J. Willebrand). Kluwer Academic Publishers. Pp. 501-511.
- McLusky, D.S., Bryant, V., og Campbell, R., 1986. The effects og temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 24, 481-520.
- Møller, B., og Dahl-Madsen, K.I., 1983. Biological monitoring of thermal effects of cooling water discharges from Danish power plants. Wat. Sci. Tech., 15, 89-99.
- Naylor, E., 1965. Effects of heated effluents upon marine and estuarine organisms. Advances in Marine Biology, 3, 63-93.
- Oppenheimer, M., 1989. Climate changes and environmental pollution: Physical and biological interactions. Climatic Change. 15, 255-270.
- Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport 336/88, 0-86053.
- Rognerud, S., D. Berge, M. Johannessen, 1979: Telemarksvassdraget - hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 0-70112.
- Russel, G., 1987. Spatial and environmental components of evolutionary change: interactive effects of salinity and temperature on Fucus vesiculosus as an example. Helgoländers Meeresunters., 41, 371-376.
- Schindler, D. m. fl. 1990: Effects of climatic warming on lakes of the western boreal forest. Science, in press.

- Skei J., A., Pedersen, J.A., Berge, T., Bakke og K., Næs, 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensningen i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, 2067, 1-101
- Sprague, J.B. 1985. Factors that modify toxicity. pp. 124-163 in Rand, G.M. and Petrocelli, S.R. (Eds.). Fundamentals of aquatic toxicology. Hemisphere publishing corporation, Washington, New York, London, 1985: 666 pp.
- Statens forurensningstilsyn, 1987a: 1000-sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87. 31 s.
- Statens forurensningstilsyn, 1987b: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 296/87. 200s.
- Statens forurensningstilsyn, 1989: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 375/89. 274s.
- Statens Naturvårdsverk 1989: Monitor 89, Klimatet og naturmiljøen. Naturvårdsverket, Sverige.
- Statens Naturvårdsverk 1989: Væksthuseffekten. Orsak, effekter og möjlige åtgärder. Naturvårdsverket, Sverige.
- Stigebrandt, A., 1975: Stationær två lagerstrømmning i Estuarier. Vassdrag og havnelaboratoriet, Trondheim. Stensil
- Sundene, O., 1962. The implications of transplant and culture experiments on the growth and distribution of Alaria esculenta. Nytt Magasin for Botanikk, 9.
- Sæltun, N.R., J. Bogen, M.H. Flood, T. Laumann, L.A. Roald, A.M. Tvede, B. Wold, 1990: Klimaendringer og vannressurser. Bidra g til den interdepartementale klimautredningen. NVE, V-publikasjon V30, ISBN 82-410-0085-5
- Sørensen, J., V. Bjerknæs, J.I. Eikeland, 1986: Kommunedelplan for kystsonen i ytre Bremanger. Planframlegg med arealdel 1987. NIVA-rapport 0-85290, 0-86080, E-86636, L.nr. 1945

- Sørensen, J., 1989: Akvakultur og friluftsliv. Konflikter og samordningsmuligheter. NIVA-rapport E-87704, L.nr. 2275. 70s.
- Tjomsland, T., B. Faafeng, 1988: Simulering av økologiske forhold i Frøylandsvann ved bruk av modellen FINNECO. NIVA-rapport O-85112, O-86090, E-86600.
- Walén, G., 1985. The thermohaline circulation and the control of ice ages. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 50, 323-332.
- Wright, R.F., B.J. Cosby, M.B. Flaten, J.O. Reuss, 1990: Evaluation of an acidification model with data from manipulated catchments in Norway. *Nature* 343: 53-55.
- Wright, R.F., B.J. Cosby, G.M. Hornberger, J.N. Galloway, 1986: Comparison of paleolimnological with MAGIC model reconstructions of water acidification. *Water Air Soil Pollut.* 30: 367-380.