



RAPPORT LNR 5170-2006

**O**vervåking av  
vannkvalitet og  
biologiske forhold i  
Randsfjorden med  
tilløpselver

Årsrapport for 2005



*Randsfjorden ved Hov i Søndre Land*

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Midt-Norge**

Postboks 1264 Pirsenteret  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44  
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Rapport for 2005.	Løpenr. (for bestilling) 5170-2006	Dato Mars 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-25153	Sider Pris 48
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik og Gösta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oppland Energi produksjon as ved Vannkraft Øst, Randsfjordforbundet, Foreningen til Randsfjordens Regulering, VOKKS AS.	Oppdragsreferanse Ole Edvard Sand, Randsfjordforbundet
---	---

**Sammen drag**

Vannkvaliteten var meget god i Flubergfjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden i 2005. Konsentrasjonene av fosfor og mengdene alger og tarmbakterier var meget lave, dvs. tilstandsklasse I. Algesamfunnet var dominert av grupper og arter som er karakteristiske for næringsfattige innsjøer. Algemengden og andelen kiselalger gikk ned, mens siktedypet økte på hovedstasjonen i perioden 2001-2005. Middelerdiene av total-fosfor i 2002-2005 var blant de laveste som er registrert siden de første målingene i Randsfjorden. I Flubergfjorden har det skjedd en bedring av vannkvaliteten sammenlignet med på 1990-tallet. Situasjonen den gang med økende algemengder enkelte år viser at denne delen av Randsfjorden kan være sårbar for økte tilførsler av næringssalter og fekale forurensninger. Vannkvaliteten i Landåsvatnet var i 2005 mindre god med hensyn til algemengder (tilstandsklasse III). Innsjøen kan karakteriseres som middels næringsrik (mesotrof), og små økninger i tilførslene av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær kan lett føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Landåselva med sidebekker var i hovedsak lite påvirket av forurensninger i juli 2005. Noen av bekkene som renner gjennom jordbruksområder med spredt bosetting, var likevel lokalt noe påvirket av næringssalttilførsler med markert forekomst av "grønske". Fallselva med sidebekker var i hovedsak lite påvirket av forurensninger, men den nederste delen, der elva renner gjennom Holmen tettsted, var noe overgjødslet. Bunnfaunaen i den regulerte delen av elva bar preg av at det er store variasjoner i vannføringen og til tider tørrlegging av elvefaret

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Forurensningsovervåking</li> <li>2. Randsfjorden</li> <li>3. Landåsvatnet</li> <li>4. Fallselva</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Pollution monitoring</li> <li>2. Lake Randsfjorden</li> <li>3. Lake Landåsvatnet</li> <li>4. The Fallselva watercourse</li> </ol>
---	--



Jarl Eivind Løvik  
Prosjektleder



Tone Jøran Oredalen  
Forskningsleder



Øyvind Sørensen  
Ansvarlig



**Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i  
Randsfjorden med tilløpselver**

Årsrapport for 2005



## Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Randsfjorden i perioden 1988-2005 og i Landåsvatnet, Landåselva og Fallselva i Søndre Land kommune i 2005. Det er tidligere gitt ut 13 årsrapporter fra overvåkingen av Randsfjorden i perioden 1992-2004. Rapporten bygger videre på de undersøkelsene av vannkvaliteten som ble gjort bl.a. i forbindelse med Dokka-reguleringen i perioden 1988-1991.

Prosjektet er finansiert av Randsfjordforbundet, Oppland Energi produksjon as ved Vannkraft Øst, Foreningen til Randsfjordens Regulering, VOKKS AS og Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen/Statens forurensningstilsyn (SFT). Ole Edvard Sand i Randsfjordforbundet har vært kontaktperson hos oppdragsgiverne. Jarl Eivind Løvik har vært prosjektleder for NIVA.

De kjemiske og hygienisk/bakteriologiske analysene har vært utført av LabNett AS og NIVAs laboratorium i Oslo. Vannkraft Øst og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har stilt vannføringsdata til disposisjon, mens temperatur- og nedbørdata er stilt til disposisjon av Kise meteorologiske stasjon. Gösta Kjellberg og Løvik (begge NIVA Østlandsavdelingen) har gjennomført de biologiske feltobservasjonene i tilløpselvene. Pål Brettum (NIVA Oslo) har analysert planteplankton, mens Løvik har analysert dyreplankton. Personalet ved NIVA Østlandsavdelingen har stått for prøveinnsamling og utarbeidelsen av rapporten. Alle takkes for velvillig samarbeid!

Ottestad, 9. mars 2006



Jarl Eivind Løvik



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>6</b>
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Kort beskrivelse av Randsfjorden og nedbørfeltet	6
1.3 Målsetting	7
1.4 Materiale og metoder	9
<b>2. Resultater og diskusjon</b>	<b>11</b>
2.1 Meteorologiske og hydrologiske forhold	11
2.2 Landåsvatnet	12
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi	12
2.2.2 Planteplankton	14
2.2.3 Dyreplankton	16
2.3 Randsfjorden	17
2.3.1 Vanntemperatur	17
2.3.2 Siktedyp og vannkjemi	18
2.3.3 Klassifisering av tilstanden	22
2.3.4 Sammenligning med andre innsjøer	25
2.3.5 Planteplankton	25
2.3.6 Krepserplankton	30
2.3.7 Fekale indikatorbakterier	33
2.4 Biologiske feltobservasjoner i Landåselva og Fallselva	33
<b>3. Litteratur</b>	<b>38</b>
<b>4. Vedlegg</b>	<b>40</b>

---





## Sammendrag

Målsettingen med denne undersøkelsen har vært å registrere vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringssalter i Randsfjorden og å følge utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, tarmbakterier, mengder og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt å peke på mulige årsaker til eventuelle endringer. Videre skal forurensningsgraden beskrives og klassifisering av tilstanden skal foretas for viktige deler av utvalgte tilløpselver med hensyn til overgjødning og tilførsler av organisk materiale. Eventuell forurensning, giftpåvirkning eller skader av reguleringer vurderes også. En grov klassifisering av miljøtilstanden i utvalgte innsjøer i Randsfjordens nedbørfelt skal også gjennomføres. I 2005 har undersøkelsen omfattet de to faste stasjonene i Randsfjorden, hovedstasjonen utenfor Grymyr og Flubergfjorden, samt Landåsvatnet, Landåselva og Fallselva med sidebekker i Søndre Land kommune.

Vannkvaliteten var meget god i så vel Flubergfjorden som på hovedstasjonen i 2005. Konsentrasjonene av fosfor og mengdene alger og tarmbakterier var meget lave. Dette tilsvarer tilstandsklasse I ("meget god tilstand") i henhold til SFTs system for klassifisering av vannkvalitet. Algesamfunnet var dominert av grupper og arter som er karakteristiske for næringsfattige innsjøer. Det ble observert en nedgang i algemengden, nedgang i andelen kiselalger og økning i siktedypet på hovedstasjonen i perioden 2001-2005. Videre var middelverdiene av total-fosfor i 2002-2005 blant de laveste som er registrert siden de første målingene i Randsfjorden. Til sammen kan dette muligens tyde på en moderat oligotrofiering av Randsfjorden, dvs. at innsjøen blir gradvis mer næringsfattig. Middelttemperaturen i de øvre vannlag (perioden juni-oktober) har økt med ca. 2 °C ved hovedstasjonen siden slutten av 1970-tallet. Dette er en lignende trend som den som er observert bl.a. i Mjøsa og i andre europeiske innsjøer. Årsaken er sannsynligvis klimaendringene og den globale oppvarmingen.

I Flubergfjorden har det skjedd en bedring av vannkvaliteten sammenlignet med på 1990-tallet. Enkelte år på 1990-tallet ble det observert økte algemengder og oppblomstringer spesielt av gullalgen *Uroglana americana*, samt til tider høye konsentrasjoner av tarmbakterier. I de senere årene har det vært lavere konsentrasjoner av fosfor, lavere algemengder og mindre tarmbakterier samt større siktedyp. Endringene i vannkvaliteten har imidlertid vært små de siste 4-5 årene. Situasjonen på 1990-tallet med økende algemengder viser at denne delen av Randsfjorden kan være sårbar for økte tilførsler av næringssalter og fekale forurensninger.

Landåsvatnet er tydelig påvirket av næringssalttilførsler ut over det som er naturgitt og hadde i 2005 mindre god vannkvalitet med hensyn til algemengder (tilstandsklasse III). Så vel mengden som artssammensetningen av alger var karakteristisk for middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer. Det vil si at små økninger i tilførselene av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Analysene av tarmbakterier viste at vannkvaliteten i de øvre vannlag var god ut fra et hygienisk/bakteriologiske synspunkt i 2005. Vannkvaliteten i Landåsvatnet så ikke ut til å ha endret seg vesentlig siden forrige undersøkelse i 2001.

Bedømt ut fra biologiske feltobservasjoner i juli 2005 var Landåselva med sidebekker i hovedsak lite påvirket av forurensninger. Noen av bekkene som renner gjennom jordbruksområder med spredt bosetting, var likevel lokalt noe påvirket av næringssalttilførsler med markert forekomst av "grønnske". Fallselva med sidebekker var i hovedsak lite påvirket av forurensninger, men den nederste delen, der elva renner gjennom Holmen tettsted, var noe overgjødning. Bunnfaunaen i den regulerte delen av elva bar preg av at det er store variasjoner i vannføringen og til tider tørrlegging av elvefaret. Sammenlignet med forholdene i 2001, så gav begge elvene et reinere inntrykk i 2005. Årsaken til dette er trolig at vassdragene nå blir tilført mindre næringssalter og lettnedbrytbart organisk materiale, men større vannføring i 2005 enn i 2001 kan også ha hatt positiv virkning.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Overvåkingen av Randsfjorden med tilløpselver i 2005-2006 er en videreføring av undersøkelsene i forbindelse med Dokka-reguleringen i 1988-1991 (Rognerud et al. 1992) og senere overvåking i periodene 1992-2000 (Løvik og Rognerud 2001) og 2001-2004 (Løvik et al. 2005a). Vannkvaliteten i Randsfjorden har således vært overvåket årlig i perioden 1988-2005. Oversikter over tidligere undersøkelser er gitt i de refererte rapportene og i litteraturlisten i denne rapporten.

Opplegget for overvåkingen ble endret fra og med programmet for 2005-2006. Randsfjorden undersøkes fortsatt ved 2 stasjoner (Flubergfjorden og hovedstasjonen utenfor Grymyr), men nå bare annethvert år, første gang i 2005. Tilløpselver og mindre innsjøer i Randsfjordens nedbørfelt undersøkes etter et rullerende program mellom kommunene Nordre Land, Søndre Land, Gran og Jevnaker. I årene 2001-2004 har Landåsvatnet, Jarenvatnet, Vasssjøtjernet samt Dokkfløymagasinet vært undersøkt. På grunnlag av disse undersøkelsene ble de 3 førstnevnte innsjøene karakterisert som middels næringsrike (mesotrofe) og klart påvirket av tilførsler fra jordbruk og befolkning. Dokkfløymagasinet hadde meget god vannkvalitet med lave konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. Utviklingen siden 1990-tallet tyder på at det ikke lenger vaskes ut så mye næringssalter og organisk materiale fra de neddemte områdene i Dokkfløymagasinet, dvs. at reguleringseffekten er over.

Det har også vært gjennomført biologiske feltobservasjoner i flere av de viktigste tilløpselvene til Randsfjorden i de nevnte kommunene. Undersøkelsene viste at Vigga var markert overgjødset, Askjumbekken, Grymyrbekken og Sløvikelva var også tydelig overgjødset, mens Landåselva, Fallselva, Gullerudelva og Moselva i hovedsak var ubetydelig påvirket av næringssalttilførsler. Størstedelen av Dokka- og Etna-vassdraget var i 2004 lite påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff, men nederste del av Dokka var klart mer påvirket.

Vannkvaliteten i Flubergfjorden har vært god i de senere årene. Så vel algemengdene som konsentrasjonene av fosfor, nitrogen og tarmbakterier har vært lave. Situasjonen på 1990-tallet viste imidlertid at denne delen av Randsfjorden kan være sårbar for tilførsler av næringssalter og fekale forurensninger fra landbruk og befolkning. På hovedstasjonen har situasjonen i hovedsak vært stabil og god med hensyn til mengder av alger og algesammfunnets sammensetning siden undersøkelsene startet på 1970-tallet. Vannkvaliteten ved hovedstasjonen ble betegnet som meget god i årene 2001-2004.

## 1.2 Kort beskrivelse av Randsfjorden og nedbørfeltet

Randsfjorden (135 moh.) er en 75 km lang, smal og relativt dyp fjordsjø med et nedbørfelt på 3665 km<sup>2</sup> hvor ca. 6 % er dyrket areal (Figur 1). Innsjøen er regulert til elektrisk kraftproduksjon med en regulerings høyde på 3 m. Vassdraget er en del av Drammensvassdraget, og den nordlige delen av nedbørfeltet består av sparagmitter (skifrige sandsteiner) og fyllitter (omdannede kambrosiluriske bergarter). Vestsiden av Randsfjorden består av grunnfjell (gneis og granitt). Det samme gjør østsiden ned til Røykenvika hvor kambrosiluriske bergarter (leirskifer og kalkstein) overtar og dominerer ned til Jevnaker. Denne fordelingen i geologien er med på å gi enkelte regionale forskjeller i vannkvaliteten. Størstedelen av befolkningen og de viktigste jordbruksområdene finner vi på de kambrosiluriske avsetningene øst for innsjøen og i Dokka-regionen.

De viktigste bruksinteressene i Randsfjorden er energiproduksjon, vannforsyning og resipient for befolkning, jordbruk og industri samt fiske og friluftsliv.

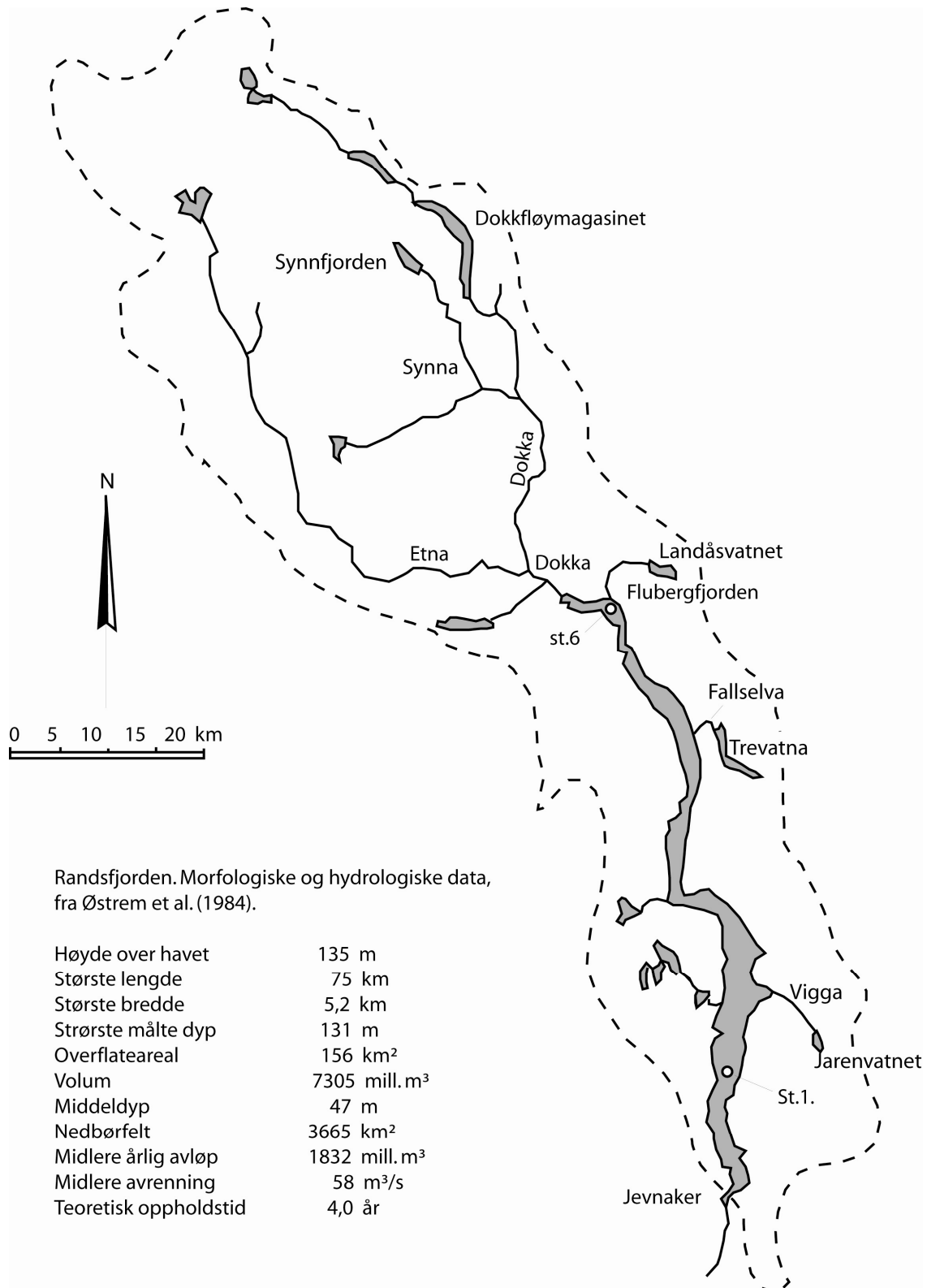
**Landåsvatnet** (501 moh.) er en ca. 3,4 km lang innsjø med et overflateareal på ca. 1,4 km<sup>2</sup>. Så vidt vi kjenner til, er det ikke utarbeidet dybdekart over innsjøen. Nedbørfeltet til innsjøen utgjør østre del av Landåselvas nedbørfelt. Største dybde vi fant ved prøvetakingen i 2001, var 19 m, men maksdypet kan trolig være noe større. En del morfometriske og hydrologiske data er gitt i Tab. 1. Vannkvaliteten i Landåsvatnet ble undersøkt i forbindelse med SFT-programmet "Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer" i 1988 (Faafeng et al. 1990) og i forbindelse med overvåkingen av Randsfjorden med tilløpselver i 2001 (Løvik og Kjellberg 2002).

Nedbørfelt, $A_N$	13,3	km <sup>2</sup>
Spesifikk avrenning, $q$	14,3	l/s·km <sup>2</sup>
Midlere avrenning	0,19	m <sup>3</sup> /s
Årlig vanntilførsel, $Q$	5,99	mill. m <sup>3</sup>
Overflatens høyde over havet	501	m
Overflatens areal, $A_0$	1,39	km <sup>2</sup>
Største lengde	3,35	km
Største bredde	0,60	km
Største dyp (NB! foreløpige målinger)	19	m

**Tabell 1.** Morfometriske og hydrologiske data for Landåsvatnet. Vannførings- og avrenningstall er utledet fra avrenningskart over Norge (NVE 1987). Arealer er beregnet av NIVA.

### 1.3 Målsetting

Målsettingen med denne undersøkelsen har vært å registrere vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringsalter i Randsfjorden og å følge utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variable, fekale indikatorbakterier, mengder og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt å peke på mulige årsaker til eventuelle endringer. Videre skal forurensningsgraden beskrives, og klassifisering av tilstanden skal foretas i viktige deler av utvalgte tilløpselver, med hensyn til overgjødning og tilførsel av organisk materiale. Eventuell forurensning, giftpåvirkning eller skader av reguleringer vurderes også. En grov klassifisering av miljøtilstanden i utvalgte innsjøer i Randsfjordens nedbørfelt skal også gjennomføres. I 2005 har undersøkelsen omfattet de to faste stasjonene i Randsfjorden – hovedstasjonen utenfor Grymyr (st. 1) og sentralt i Flubergfjorden (st. 6), samt Landåsvatnet, Landåselva og Fallselva i Søndre Land kommune (Figur 1).



**Figur 1.** Randsfjorden med nedbørfelt og stasjonsplassering.

## 1.4 Materiale og metoder

### *Innsjøundersøkelser*

Prøver ble samlet inn 5 ganger i perioden juni-oktober ved to stasjoner i Randsfjorden, hovedstasjonen utenfor Grymyr (st. 1) og Flubergfjorden (st. 6). I Landåsvatnet ble det samlet inn prøver ved den faste stasjonen sentralt i innsjøen en gang pr. måned i perioden juli-september. Blandprøver fra sjiktet 0-5 m i Landåsvatnet og 0-10 m i Randsfjorden ble analysert med hensyn på pH, alkalitet, konduktivitet, kalsium, turbiditet, fargetall, total-fosfor (Tot-P), total-nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>) på alle stasjoner samt silisium i Randsfjorden. Analysene er gjennomført etter standardiserte og akkrediterte metoder. Blandprøver fra de samme sjiktene ble også analysert med hensyn på mengde og sammensetning av alger dvs. plantep plankton (klorofyll *a* og algetellinger). I Randsfjorden ble kvantitative prøver for analyser av mengde og sammensetning av krepsdyrplankton samlet inn månedlig i perioden juni-oktober ved hjelp av Schindler-felle (25 l) fra sjiktet 0-20 m. Dyreplankton ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-15 m i Landåsvatnet. Fekale indikatorbakterier (*Escherichia coli* = *E. coli*) ble analysert på prøver fra 1 meters dyp ved alle stasjonene. Samtidig med prøveinnsamlingen ble siktedyp målt, og temperatursjiktningen ble klarlagt. Vannkvaliteten er vurdert i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (SFT 1997).

### *Meteorologiske og hydrologiske forhold*

Temperatur- og nedbørsobservasjoner fra Kise meteorologiske stasjon i Ringsaker er brukt i vurderingene. Vannføringsdata fra vannmerke Kolbjørnshus i Dokka og fra Dokka kraftverk, stilt til rådighet av henholdsvis NVE og Oppland Energi, er også sammenstilt for å gi et bilde av fordelingen av vanntilførselene til Randsfjorden gjennom vekstsesongen.

### *Elveundersøkelser*

De biologiske feltobservasjonene i Fallselva og Landåselva i Søndre Land kommune ble utført 6-7. juli 2005. Det er i hovedsak observasjoner av begroingsorganismer og makrobunndyr i foss- og særlig strykepartier, men på enkelte lokaliteter også vannplanter (makrovegetasjon) som er lagt til grunn for vurderingene av forurensningssituasjonen og den biologiske status. Metodikken er den samme som er brukt ved tilsvarende biologiske feltobservasjoner i andre tilløpselver til Randsfjorden i årene 2001-2004 (Løvik og Kjellberg 2002, 2003 og 2004, Løvik et al. 2005a) og i tilløpselver til Mjøsa (Kjellberg 2004). Ved vurdering av eventuell forurensningspåvirkning har vi benyttet vurderingsnormer gitt av Bækken og Kjellberg (2004) og Lindstrøm et al. (2004). Et forslag til vurderingsgrunnlag med hensyn til om tilstanden (økologisk status) i vassdragene er akseptabel eller ikke er gitt i Tabell 1.

Vassdragene hadde middels vannføring da feltobservasjonene ble utført i 2005. Det bør nevnes at vassdragene hadde forholdsvis rikelig med vann hele sommeren 2005 pga. mye og jevnt fordelt nedbør. Stor vannføring gir økt fortynningsevne og dermed økt resipientkapasitet, særlig i mindre vassdrag. De biologiske feltobservasjonene utføres fortrinnsvis i vegetasjonsperioden etter en lengre periode med lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er fortynningsevnen lav, og de biologiske effektene av forurensning blir mer synlige, samt at kilder til lokalbettinget forurensning er lettere å identifisere. Foreliggende resultater gir derfor et noe gunstigere bilde av forholdene i de undersøkte vassdragene enn om de biologiske feltobservasjonene hadde blitt utført etter en lengre periode med lav vannføring. Dette gjelder også i forhold til undersøkelsene i 2001 da det var lavere vannføring enn i 2005.

**Tabell 2.** Forslag til vurderingsgrunnlag for Landåselva og Fallselva.

Lokalitetstype	Akseptabel tilstand
Alle elver samt de større bekker som avvanner lite berørte områder.	Forurensningsklasse I (blå markering) og klasse I-II (blågrønn markering).
Småbekker som avvanner skogområder.	Forurensningsklasse I (blå markering) og klasse I-II (blågrønn markering)
Bekker i bebygde områder og/eller i jordbruksområder.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre.

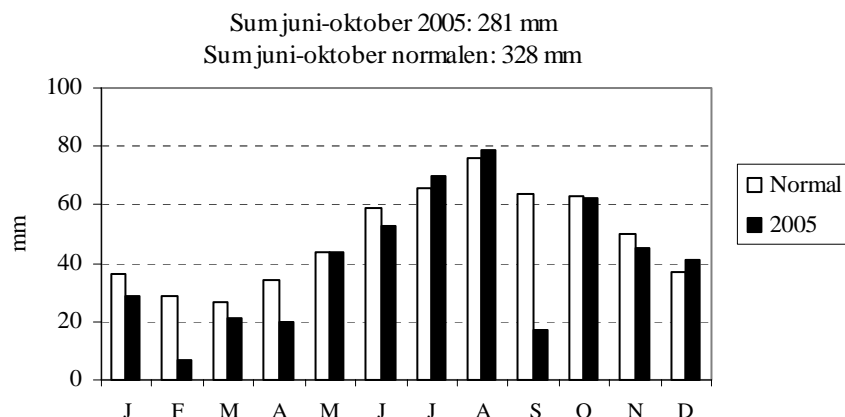
Vi bør her likevel nevne at det trolig vil bli satt strengere krav til miljøkvaliteten i vannforekomstene når EUs vanndirektiv (2000) blir innarbeidet i Norge. Direktivet forutsetter at alle vannforekomster innen 2015 skal ha god økologisk tilstand. For EØS-landene vil fristen sannsynligvis bli 2020. Det arbeides nå på nasjonalt og internasjonalt nivå med å konkretisere hva som menes med god økologisk tilstand.

Ved denne typen undersøkelser i bekker og elver vurderes biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, alger og vannmoser), makrovegetasjon og makrobunndyr. Vi legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av såkalte indikatororganismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskeskapte (antropogene) påvirkninger. Om nødvendig samles det inn biologiske prøver for videre analyse og artsbestemmelse i laboratoriet. Vurdering og klassifisering av biologisk status gjøres ut fra avvik i forhold til kjent eller forventet naturtilstand. En nærmere beskrivelse av vurderingssystemet med referanser til faglitteratur er gitt i årsrapporten for 2004 (Løvik et al. 2005a).

## 2. Resultater og diskusjon

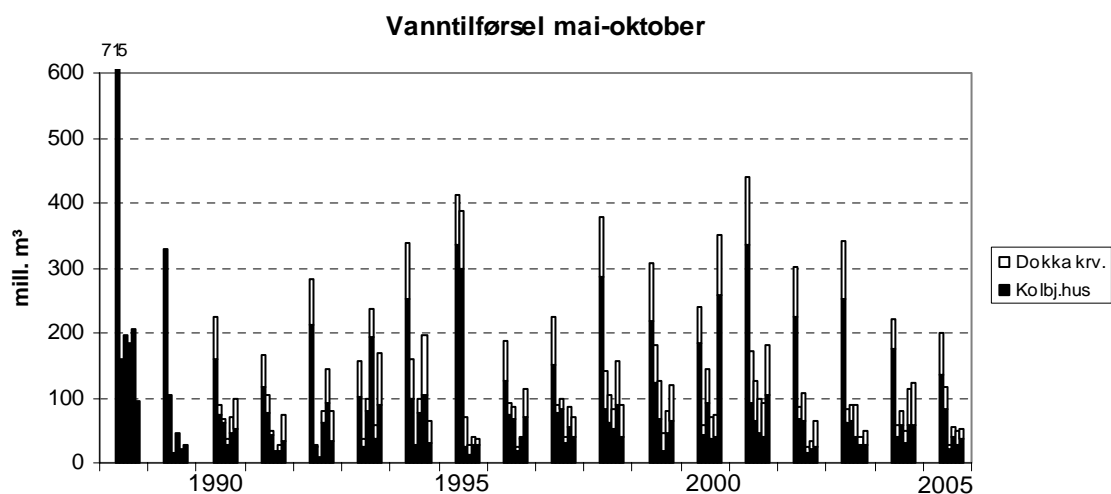
### 2.1 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Vekstsesongen 2005 var preget av nedbørmengder omtrent som normalen, bortsett fra i september da det kom meget lite nedbør (Figur 2). Mest nedbør kom det i juli og august. Mai og juni var relativt kjølige måneder, mens perioden juli-oktober hadde månedsmiddeltemperaturer 0,7-2,4 °C høyere enn normalen. Årsmiddeltemperaturen var 2,4 °C over normalen ved Kise meteorologiske stasjon.



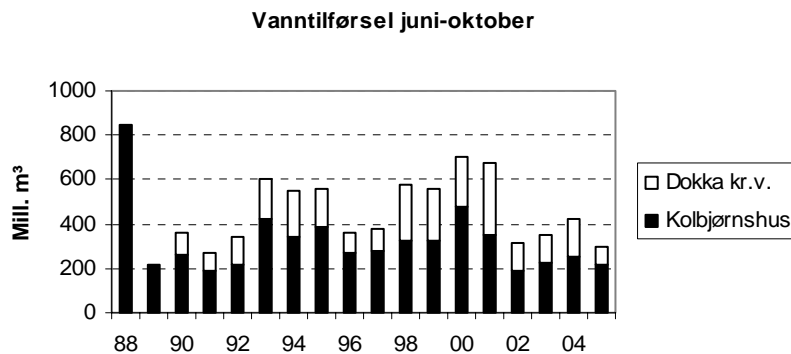
**Figur 2.** Nedbørmengden ved Kise meteorologiske stasjon i 2005. Normalen for perioden 1961-1990 er også gitt samt totalmengder for vekstsesongen.

Vanntilførselen til Randsfjorden i mai 2005 var ca. 30 % under gjennomsnittet for mai i perioden etter at Dokka-reguleringen trådte i kraft (Figur 3). Vanntilførselen var omkring middels i juni, men lav resten av vekstsesongen (juli-oktober). Total vanntilførsel i juni-oktober var 34 % lavere enn middel for perioden 1990-2005 (Figur 4). Dokka kraftverk stod for ca. 30 % av vanntilførselen i juni-oktober 2005, noe som også er under gjennomsnittet for perioden 1990-2005.



**Figur 3.** Vanntilførselen til Randsfjorden fra Dokka/Etna (vanmerke Kolbjørnshus) og fra Dokka kraftverk i tiden mai-oktober 1988-2005.





**Figur 4.** Sum vanntilførsel til Randsfjorden fra Dokka/Etna og Dokka kraftverk i tiden juni-oktober.

## 2.2 Landåsvatnet

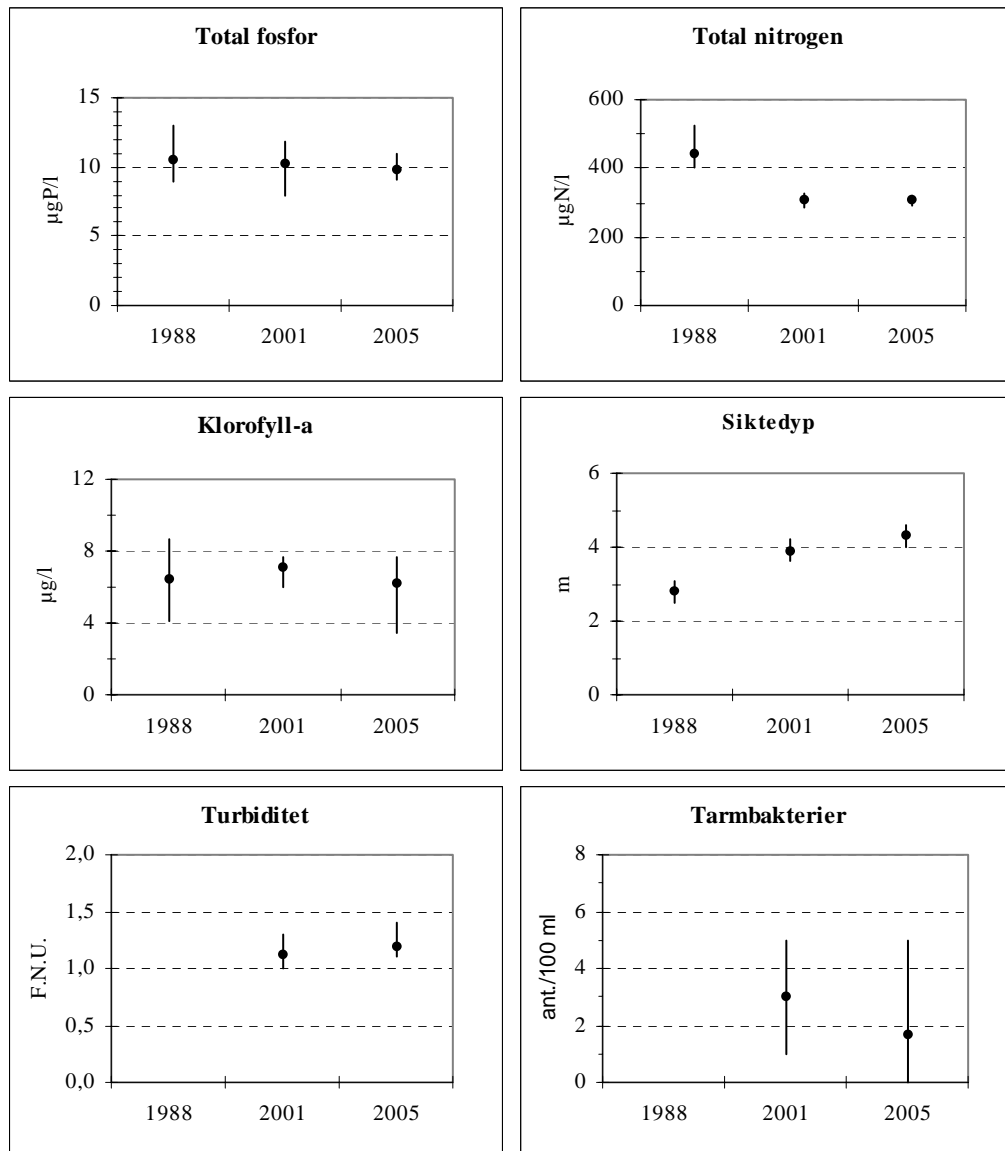
### 2.2.1 Siktedyp og vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene i Landåsvatnet er gitt i vedlegget og vist i Figur 5-6. Figur 5 viser tidsutviklingen for de årene vi har observasjoner fra, mens Figur 6 viser klassifisering av vannkvaliteten for aktuelle målevariabler. En vurdering av tidsutviklingen i vannkvaliteten i Landåsvatnet i perioden 1988-2005 må betraktes som relativt lite sikker ettersom vi bare har målinger fra 3 år og relativt få observasjoner (3-4) for hver sesong.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder løste forbindelser (humussyrer) og partikler, slik som alger, dødt organisk materiale og erosjonsprodukter fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Landåsvatnet hadde i 2005 relativt lavt siktedyp og noe grumsete vann på grunn av forholdsvis høyt innhold av partikler (jfr. turbiditet og klorofyll-*a*) og humusforbindelser (jfr. fargetall). Vi observerte en liten økning i siktedypet sammenlignet med forrige undersøkelse i 2001. Innsjøens tilstand kan betegnes som god (tilstandsklasse II) med hensyn til siktedyp, og mindre god (tilstandsklasse III) med hensyn til konsentrasjoner av humusforbindelser og partikler. Vi vil anta at humuspåvirkningen i hovedsak er naturlig betinget og skyldes tilførsler av humusrikt vann fra skog- og myrområdene i nedbørfeltet.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved forsurening (bufferevnen). Spesielt i næringsrike innsjøer vil en kunne observere markerte svingninger i pH gjennom døgnet og gjennom året. Dette henger sammen med at planteplanktonet og vannvegetasjonen tar opp CO<sub>2</sub> (karbondioksid) og HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (hydrogenbikarbonat) i forbindelse med plantenes vekst (fotosyntesen). Denne prosessen dominerer om dagen i vekstsesongen og gir økt pH. Om natta i vekstsesongen og om vinteren dominerer nedbrytningsprosesser som gir økt tilskudd av CO<sub>2</sub> til vannmassene og derved en senking av pH. Landåsvatnet har nøytralt til svakt basisk vann og meget god bufferevne mot forsurening (tilstandsklasse I). Det ble ikke observert vesentlige endringer i alkalitet eller pH i Landåsvatnet sammenlignet med i 2001, og det ble ikke målt høy pH som kunne tyde på spesielt stor algevekst.






Fosfor er det næringssaltet som vanligvis begrenser algeveksten i innsjøer. Økt tilførsel av fosfor f.eks. fra kloakk, landbruksaktiviteter eller industri vil derfor oftest føre til økt vekst av planteplankton (alger) og/eller begroingsalger og vannvegetasjon i strandsonen. Ut fra middelkonsentrasjonene av total-fosfor (Tot-P) og total-nitrogen (Tot-N) kan Landåsvatnet sies å ligge i grenseområdet mellom næringsfattige (oligotrofe) og middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer (jfr. Faafeng et al. 1991).



**Figur 5.** Middelverdier og variasjonsbredder for total-fosfor, total-nitrogen, klorofyll-*a*, siktedyp, turbiditet og tarmbakterier i Landåsvatnet i årene 1988, 2001 og 2005. "Tarmbakterier" er fekale indikatorbakterier, dvs. analysert som termotolerante koliforme bakterier i 2001 og *Esherichia coli* i 2005.

Algemengden målt som klorofyll-*a* tilsier imidlertid at innsjøen kan betegnes som middels næringsrik. Vannkvaliteten kan karakteriseres som mindre god (tilstandsklasse III) med hensyn til mengde (klorofyll *a*) og god (tilstandsklasse II) med hensyn til konsentrasjoner av næringssaltene fosfor og nitrogen. Det ser ikke ut til å ha skjedd endringer av betydning i mengden planteplankton eller i konsentrasjonen av Tot-P eller Tot-N siden undersøkelsen i 2001. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser avtok betraktelig fra 1988 til 2001, mens konsentrasjonen av Tot-P ikke så ut til å endre seg vesentlig i denne perioden. Driftsendringer i jordbruket f.eks. med hensyn til gjødselbruk og gjødslingsrutiner kan være mulige årsaker til reduksjonen i Tot-N. Utbyggingen av kloakkrensingsanlegget for skolen og Landåsen rehabiliteringssenter i 1994 kan også ha vært en medvirkende årsak (Ada Engødegård, S. Land kommune, pers. oppl.).

År	pH	Alkalitet	Turbiditet	Farge	Tot-P	Tot-N	Klorofyll	Siktedyp	Tarmbakt.
1988	6,7	0,21			10,6	443	6,4	2,8	
2001	7,1	0,19	1,13	29	10,3	308	7,1	3,9	5
2005	7,0	0,21	1,20	28	9,8	309	6,2	4,3	5

Klasse I "Meget god" tilstand		Klasse IV "Dårlig" tilstand	
Klasse II "God" tilstand		Klasse V "Meget dårlig" tilstand	
Klasse III "Mindre god" tilstand			

**Figur 6.** Klassifisering av tilstand i Landåsvatnet i perioden 1988, 2001 og 2005 i henhold til SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Karakteristiske verdier er også gitt. Laveste verdi er brukt for pH og alkalitet, høyeste verdi for tarmbakterier og aritmetisk middel for andre målevariabler.

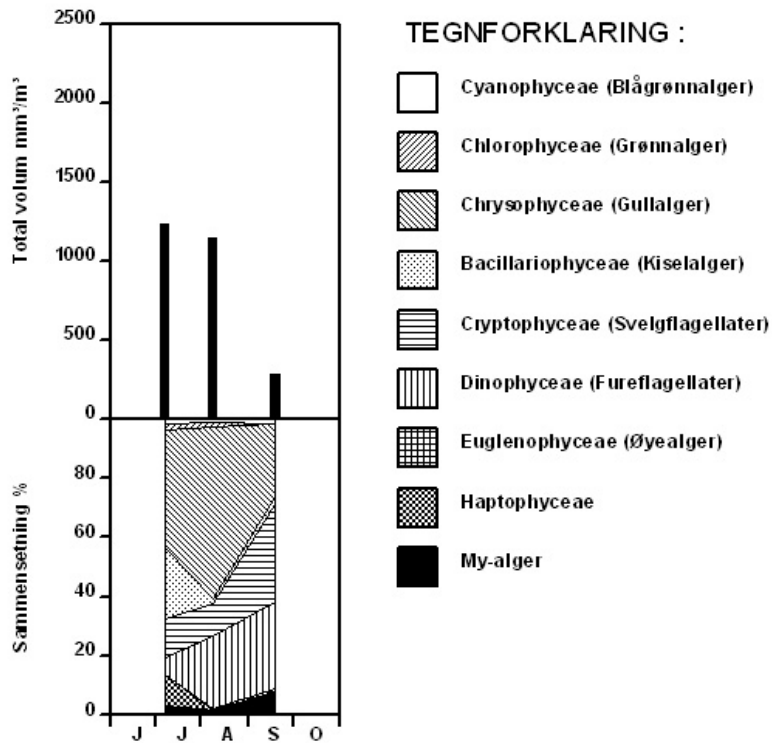
I forbindelse med implementeringen av EUs rammedirektiv for vann er det utarbeidet såkalt typologi for karakterisering av norske vannforekomster (Solheim og Schartau 2004). I henhold til denne typologien hører Landåsvatnet inn under typenr. 14, dvs. små, kalkrike og klare innsjøer i skogområder. Relativt høyt fargetall gjør imidlertid at innsjøen ligger nær grensen mot typenr. 15 (små, kalkrike, humøse innsjøer i skogområder).

### 2.2.2 Planteplankton

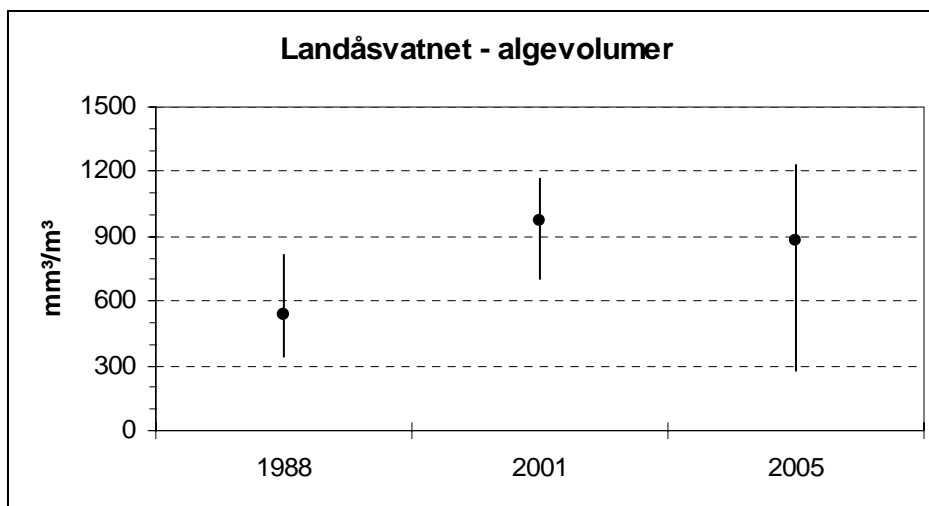
Resultatene av algetellingene for 2005 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper i 2001 og 2005 er vist i Fig. 7. Middelerverdier og variasjonsbredder av totalmengdene over vekstsesongen for årene 1988, 2001 og 2005 er vist i Fig. 8. Mengden og sammensetningen av alger (planteplankton) gir et godt bilde på en innsjøes status med hensyn til næringsstatus (trofigraden). Med økende alger endres som regel også sammensetningen av planktonet, og forekomsten av grupper og arter av alger brukes derfor som indikasjon på innsjøenes næringsstatus (Brettum and Andersen 2005). Planteplanktonet er følsomt for endringer i innsjøenes næringsstatusbelastning.

Mengden alger var relativt høy i Landåsvatnet i 2005, med middel- og maksverdier på henholdsvis ca. 880 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> og ca. 1230 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>. Dette tilsvarer middels næringsrike (mesotrofe) vannmasser (Brettum og Andersen 2005). Algesamfunnet var dominert av gullalger (46 % i gjennomsnitt), men hadde også en betydelig andel kiselalger (særlig i juli), svelgflagellater og fureflagellater samt haptophyceen *Chrysochromulina parva* i juli. Andelen blågrønnalger var lav, ca. 1 % i gjennomsnitt. Gullalgen *Mallomonas caudata* som indikerer oligomesotrofe eller mesotrofe forhold utgjorde en stor andel av samlet biovolum i juli-august. Fureflagellaten *Gymnodinium cf. uberrimum* (vanligst i innsjøer med lav til middels fosfor-konsentrasjon) representerte en relativt stor andel spesielt i august. Arter som indikerer næringsrike (eutrofe forhold) ble funnet i moderate mengder. Det gjaldt f.eks. blågrønnalgene *Anabaena lemmermanni*, svelgflagellaten *Cryptomonas cf. erosa* og fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. *Anabaena* konsentreres ofte i det øverste vannsjiktet, og i juli bidro den til et grønlige og grumset preg på vannet.

Planteplanktonets mengde og sammensetning viste at Landåsvatnet var betydelig påvirket av næringsstatusforhold ut over det som er naturlig. Det vil si at små økninger i tilførselene i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Algemengden var høyere i 2001 enn i 1988, men så ikke ut til å ha økt fra 2001 til 2005.



**Figur 7.** Mengder og sammensetning av planktonalger i Landåsvatnet i juli-september 2005. Totalvolumer gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$  våtvekt.



**Figur 8.** Middelerverdi og variasjonsbredder av totalt algevolum i Landåsvatnet i årene 1988, 2001 og 2005.

### 2.2.3 Dyreplankton

Resultatene av analysene av dyreplankton er gitt i Tab. 3. Gjennomsnittslengder av de vanligste vannloppeartene er gitt Tab. 5 (avsnitt 2.3.6).

**Tabell 3.** Kvalitativ sammensetning av dyreplankton i Landåsvatnet i 2005, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-15 m. +++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

Arter	7.7.05	8.8.05	19.9.05
<u>HJULDYR (Rotifera):</u>			
<i>Keratella cochlearis</i>	++	+++	++
<i>Kellicottia longispina</i>	++	++	++
<i>Asplanchna priodonta</i>			+
<i>Polyarthra</i> spp.	+++	+	+++
<i>Conochilus</i> spp.	++	++	
<i>Synchaeta</i> spp.		+	
<u>HOPPEKREPS (Copepoda):</u>			
<i>Heterocope appendiculata</i>	++	+	+
<i>Cyclops scutifer</i>	+++	++	++
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	+	+	+++
<i>Cyclopoida</i> ubest. naup.	++	+++	+++
<u>VANNLOPPER (Cladocera):</u>			
<i>Leptodora kindtii</i>	+		+
<i>Holopedium gibberum</i>	+		+
<i>Daphnia galeata</i>			+
<i>Daphnia cristata</i>	++	+++	+++
<i>Bosmina longispina</i>	+++	+++	+++
<i>Bosmina longirostris</i>		+	+

Dyreplanktonet utgjør en viktig del av en innsjøes pelagiske næringsnett ved at disse dyrene står for en vesentlig del av energiomsetningen fra alger, bakterier og dødt organisk materiale til fisk. Flere av artene innen krepsdyrplanktonet er viktige byttedyr for planktonspisende fisk som f.eks. røye, sik, abbor og krøkle. Ved økende predasjonspress ("beitepress") fra planktonspisende fisk forskyves oftest sammensetningen av dyreplanktonet i retning mer småvokste arter og former. Dette fordi fisken foretrekker de største og lettest synlige byttedyrene. Storvokste arter spesielt av vannloppeslekten *Daphnia* regnes som de mest effektive algebeiterne. Ved sin beiting kan de bidra til å redusere algemengden i kortere eller lengre deler av vekstsesongen. De ulike artene har ulik toleranse for surt vann, høye konsentrasjoner av partikler, metaller og f.eks. høyt innhold av trådformige blågrønnalger.

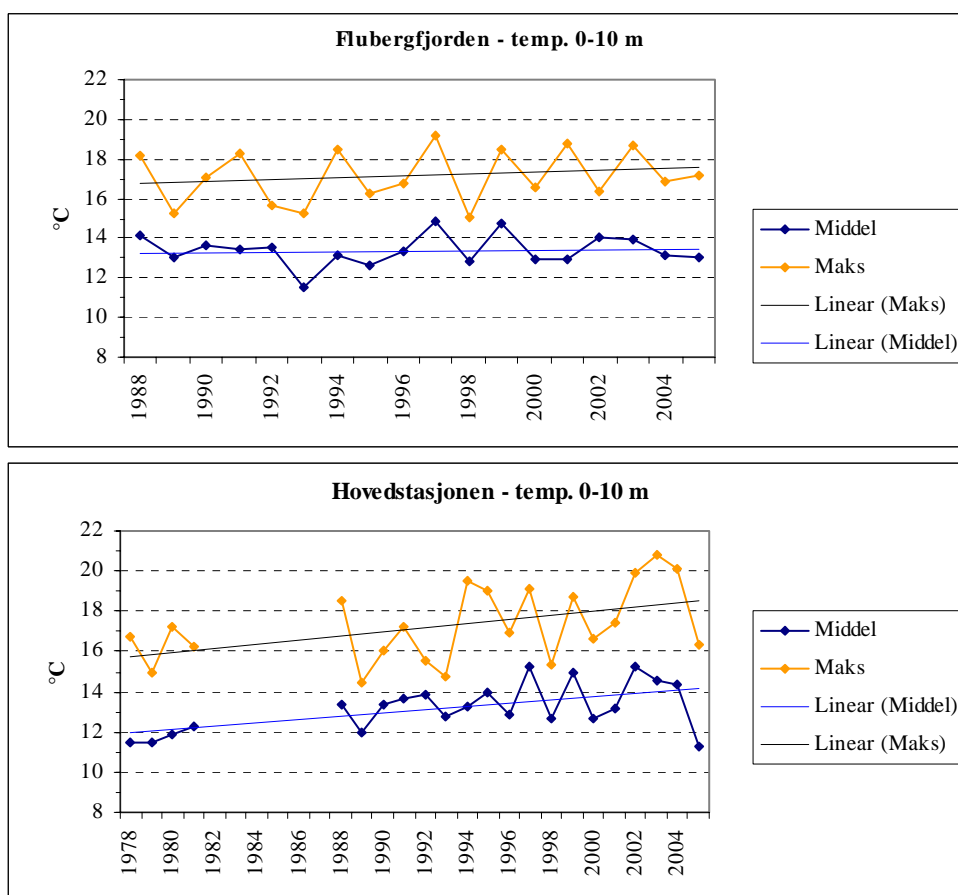
Dyreplanktonet i Landåsvatnet var i 2005 dominert av arter som er vanlige i så vel næringsfattige som noe mer næringsrike innsjøer (jfr. Hessen et al. 1995). Gelekrepseren *Holopedium gibberum*, som indikerer næringsfattige forhold, ble observert med et lite antall individer. Det ble ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen siden forrige undersøkelse i 2001. Videre tydet artssammensetningen og dominansen av småvokste arter på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk som f.eks. røye og sik var sterkt. Middellengdene av de dominerende vannloppene *Daphnia cristata* (1,07 mm) og *Bosmina longispina* (0,55 mm) var omtrent den samme som i 2001, dvs. at predasjonspresset fra planktonspisende fisk trolig ikke har endret seg nevneverdig siden forrige undersøkelse. Andelen viktige algebeiterere som storvokste daphnier og *H. gibberum* var meget liten. Sammensetningen av krepsdyrplanktonet var dermed lite gunstig med tanke på innsjøens selvreinsingsevne (jfr. Pace 1984, Hessen 1985).

## 2.3 Randsfjorden

### 2.3.1 Vanntemperatur

Tidsutviklingen i temperaturen i de øvre vannlag (epilimnion) i Randsfjorden er vist i Fig. 9. Middeltemperaturene er beregnet som aritmetisk middel for målinger i vekstsesongen juni-oktober. Både middel- og maksimumstemperaturer er beregnet for sjiktet 0-10 m.

Figuren viser at det har skjedd en økning av epilimnion-temperaturen ved hovedstasjonen i perioden 1978-2005, ca. 2 °C og ca. 3 °C økning i henholdsvis middel- og maksimumstemperaturen. Dette er en lignende utvikling som den som er observert i f.eks. Mjøsa (Løvik et al. 2005b) og andre europeiske innsjøer som Lake Windemere i Storbritania og Loch Feeagh i Irland i de senere 10-årene (George 2005). Årsaken er sannsynligvis klimaendringene og den globale oppvarmingen. Variasjonene fra år til år har imidlertid vært betydelige, og i 2005 var temperaturene ved hovedstasjonen blant de laveste som er målt i hele perioden, vesentlig på grunn av en kjølig forsommer. Økningen i temperaturen i de øvre vannlag kan ha betydning for responsen på tilførsler av næringssalter mht. vekst av planteplankton, dvs. algeutbyttet vil muligens kunne øke med økende temperatur (Jeppesen 2005). Figuren viser ingen tydelig temperaturendring i Flubergfjorden i perioden 1988-2005. Dette kan trolig henge sammen med at variasjonen i varmetransporten fra Dokka/Etna og Dokka kraftverk har stor innflytelse på vanntemperaturen i denne delen av Randsfjorden.



**Figur 9.** Tidsutvikling i temperaturen i de øvre vannlag (0-10 m) ved hovedstasjonen i Randsfjorden i perioden 1978-2005 og i Flubergfjorden i perioden 1988-2005. Data fra Faafeng et al. 1979, 1981 og 1982 samt denne undersøkelsen.

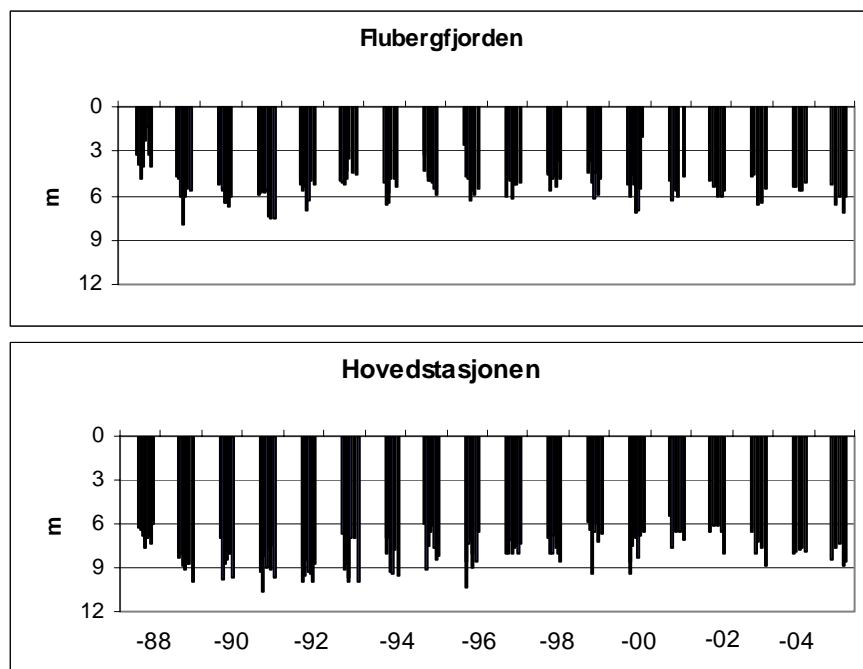
### 2.3.2 Siktedyp og vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 10-16.

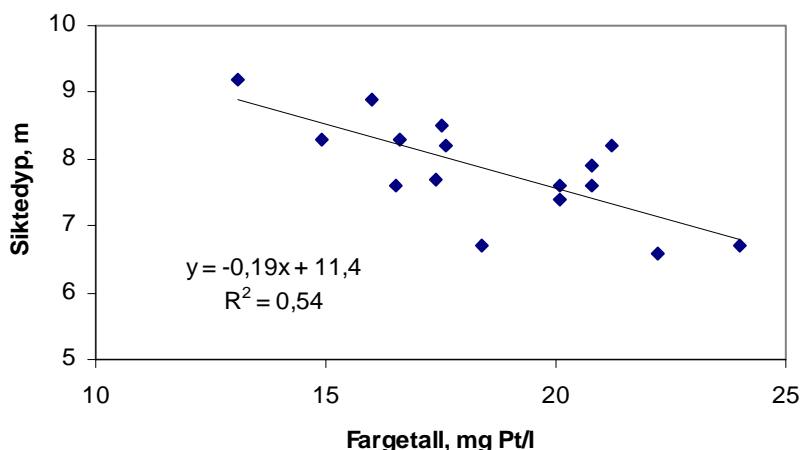
#### *Siktedyp*

Figur 10 viser at hovedstasjonen i Randsfjorden hadde gjennomgående høye siktedypsverdier de fleste årene tilsvarende tilstandsklasse I ("meget god tilstand"). Flubergfjorden har generelt hatt lavere siktedyp dvs. tilstandsklasse II ("god tilstand") de fleste årene. Dette skyldes at denne delen av Randsfjorden i langt større grad enn hovedvannmassene lengre sør påvirkes av tilførsler av humus og partikler fra den største tilløpselva, Dokka. Dette gir seg også utslag i større variasjoner i vannkvaliteten gjennom sesongen i Flubergfjorden. Siktedypet var spesielt lavt i Flubergfjorden i 1988 da nordre del av Randsfjorden ble tilført store mengder uorganiske partikler i forbindelse med anleggsvirksomheten (Dokka-utbyggingen) og store nedbørmengder. Ved denne stasjonen ble det observert en reduksjon i siktedypet utover 1990-tallet som trolig til dels skyldtes økte algemender, mens økningen som ble observert igjen i de senere årene, kan ha hatt sammenheng med reduserte algemengder. Tilførsler av humus og partikler f.eks. i forbindelse med flomperioder har imidlertid også stor betydning for variasjonen i siktedypet i Flubergfjorden.

Siktedypet var betydelig lavere også ved hovedstasjonen i 1988 enn det stort sett har vært i årene deretter. På denne stasjonen gikk siktedypet ned ca. 2,5 m i middelverdi i perioden 1992-2001, men har økt igjen i de siste 4 årene. Siktedypet på hovedstasjonen påvirkes først og fremst av humuskonsentrasjonen og algemengden. Figur 11 viser at det var en statistisk signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av humus målt som fargetall og siktedypet på hovedstasjonen i perioden 1990-2005.



**Figur 10.** Siktedyp i Flubergfjorden og på hovedstasjonen i perioden 1988-2005.



**Figur 11.** Sammenhengen mellom humuskonsentrasjonen målt som fargetall og siktedyp (middelverdier) i Randsfjorden ved hovedstasjonen i perioden 1990-2005. N = 16, P <0,01.

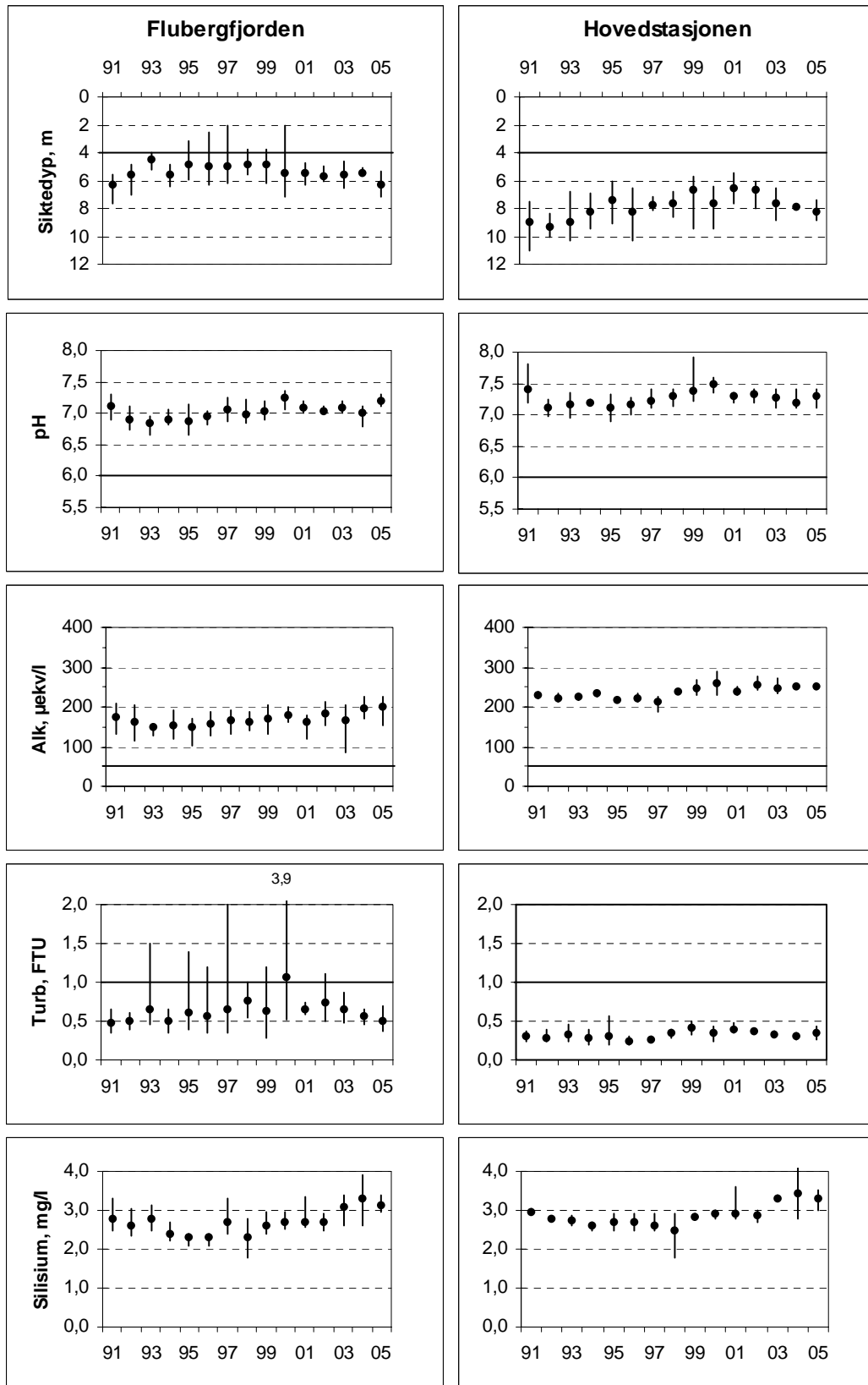
### *Generell vannkjemi*

Randsfjorden har hatt tilnærmet nøytralt eller svakt surt til svakt basisk vann med god bufferevne mot endring i pH ved tilførsel av syrer, dvs. relativt høy alkalitet. pH og alkaliteten er vanligvis noe høyere ved hovedstasjonen enn i Flubergfjorden. Dette skyldes særlig det betydelige innslaget av mer lettforvitrelige og basiske bergarter i sørøstre del av nedbørfeltet (Hadeland). Vurdert ut fra middelverdiene har alkaliteten økt med 45  $\mu\text{ekv/l}$  eller ca. 30 % i Flubergfjorden og 25  $\mu\text{ekv/l}$  eller ca. 10 % ved hovedstasjonen siden begynnelsen av 1990-tallet. pH har også økt i denne perioden, spesielt i Flubergfjorden. En mulig forklaring kan være nedgangen i sulfatdeposisjonen og den generelle forbedringen i forurensingssituasjonen i Sør-Norge (SFT 2005).

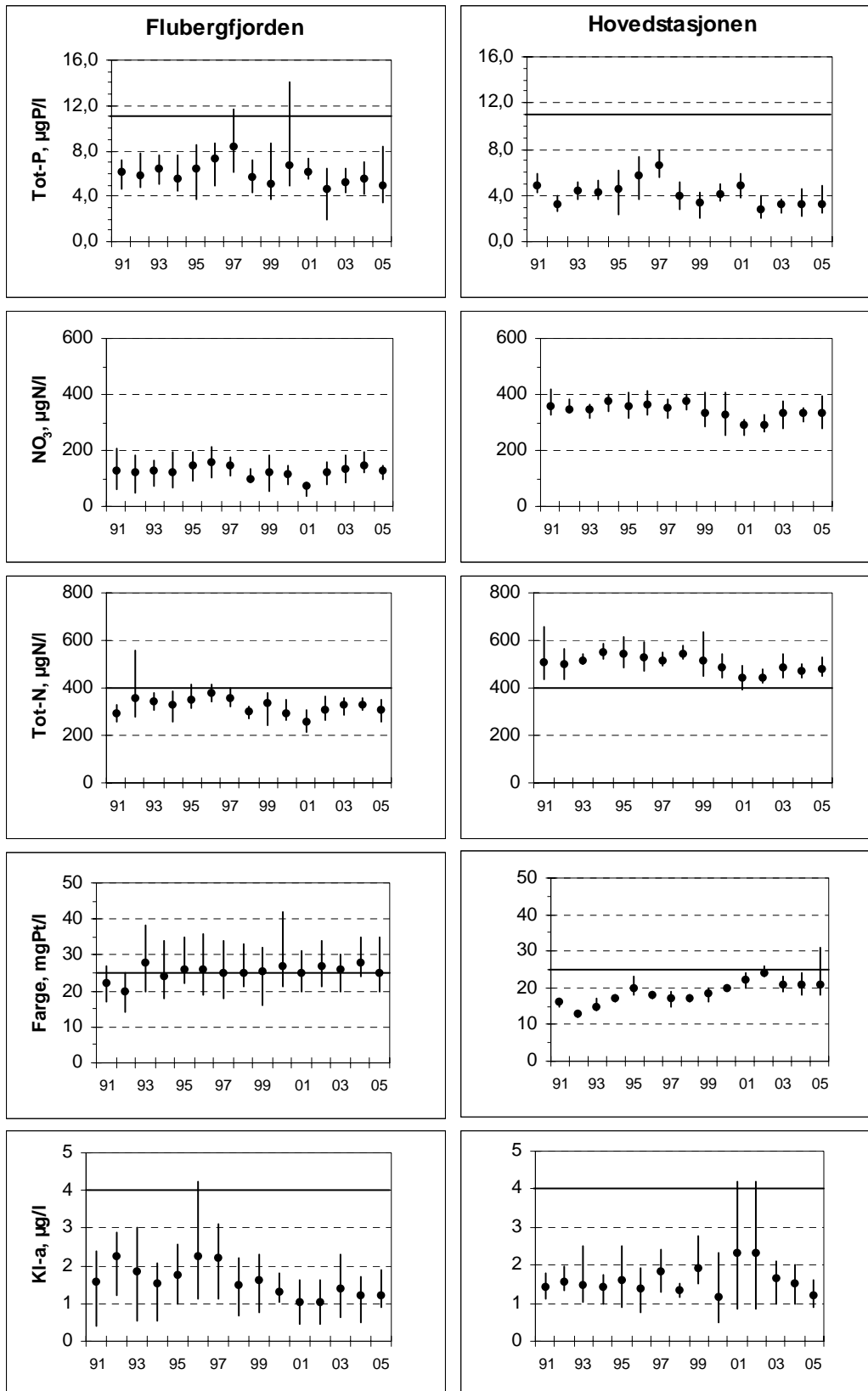
Partikkelmengden (målt som turbiditet) var betydelig høyere i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen. De sesongmessige variasjonene var også markert større i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen. Forskjellene skyldes først og fremst at Flubergfjordens vannmasser i langt større grad enn hovedstasjonens påvirkes av tilførsler fra store tilløpselver. Vurdert ut i fra sesongmiddelverdiene, så har partikkelmengden gått noe ned i de siste 3-4 årene i Flubergfjorden og endret seg lite ved hovedstasjonen. Vannkvaliteten kan betegnes som "god" og "meget god" med hensyn til partikler henholdsvis i Flubergfjorden og på hovedstasjonen.

Humuspåvirkningen (målt som fargetall) var større, og de sesongmessige variasjonen i humuskonsentrasjonen var større i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen. Sesongmiddelverdiene av fargetall økte utover på 1990-tallet på hovedstasjonen. Dette er i samsvar med resultatene fra andre undersøkelser i Sør-Norge som har dokumentert en økende trend i konsentrasjonen av humussyrer (SFT 2005). Årsakene til dette antas å være relatert til et varmere klima. Konsentrasjonen av humus i Randsfjorden ser ikke ut til å ha økt de siste 4-5 årene.





**Figur 12.** Middelerverdi og variasjonsbredder for siktedyb, pH, alkalitet, turbiditet og silisium i Randsfjorden i årene 1991-2005. Grenser mellom tilstandsklassene II ("god") og III ("mindre god") er vist ved heltrukne linjer.



**Figur 13.** Middelerverdi og variasjonsbredder for total-fosfor, nitrat, total-nitrogen, fargetall og klorofyll-a i Randsfjorden i vekstsesongene for årene 1991-2005. Grenser mellom tilstandsklassene II ("god") og III ("mindre god") er vist ved heltrukne linjer.

### **Næringsalter og klorofyll**

Ut fra sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-*a* kan vannkvaliteten i både Flubergfjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden betegnes som meget god (tilstandsklasse I) i 2005 i likhet med de to foregående årene. Sesongmiddelverdiene har ved begge lokalitetene variert i intervallet ca. 3-6 µg P/l og ca. 1-2 µg Kl-*a*/l i senere år. Resultatene av klorofyllmålingene (og algetellingene) viste at de største algemengdene i Flubergfjorden ble observert i 1996 og 1997 i tilknytning til oppblomstringer av gullalgen *Uroglena americana*. Ved hovedstasjonen var det økninger i mengden kiselalger i 2001 og 2002 som gav seg utslag i de høyeste algemengdene i overvåkingsperioden. Tendensen til en moderat økning i algemengden ved hovedstasjonen fram mot 2001-2002, har ikke fortsatt i de senere årene. I perioden 2002-2005 har det derimot blitt observert en nedgang i algemengden.

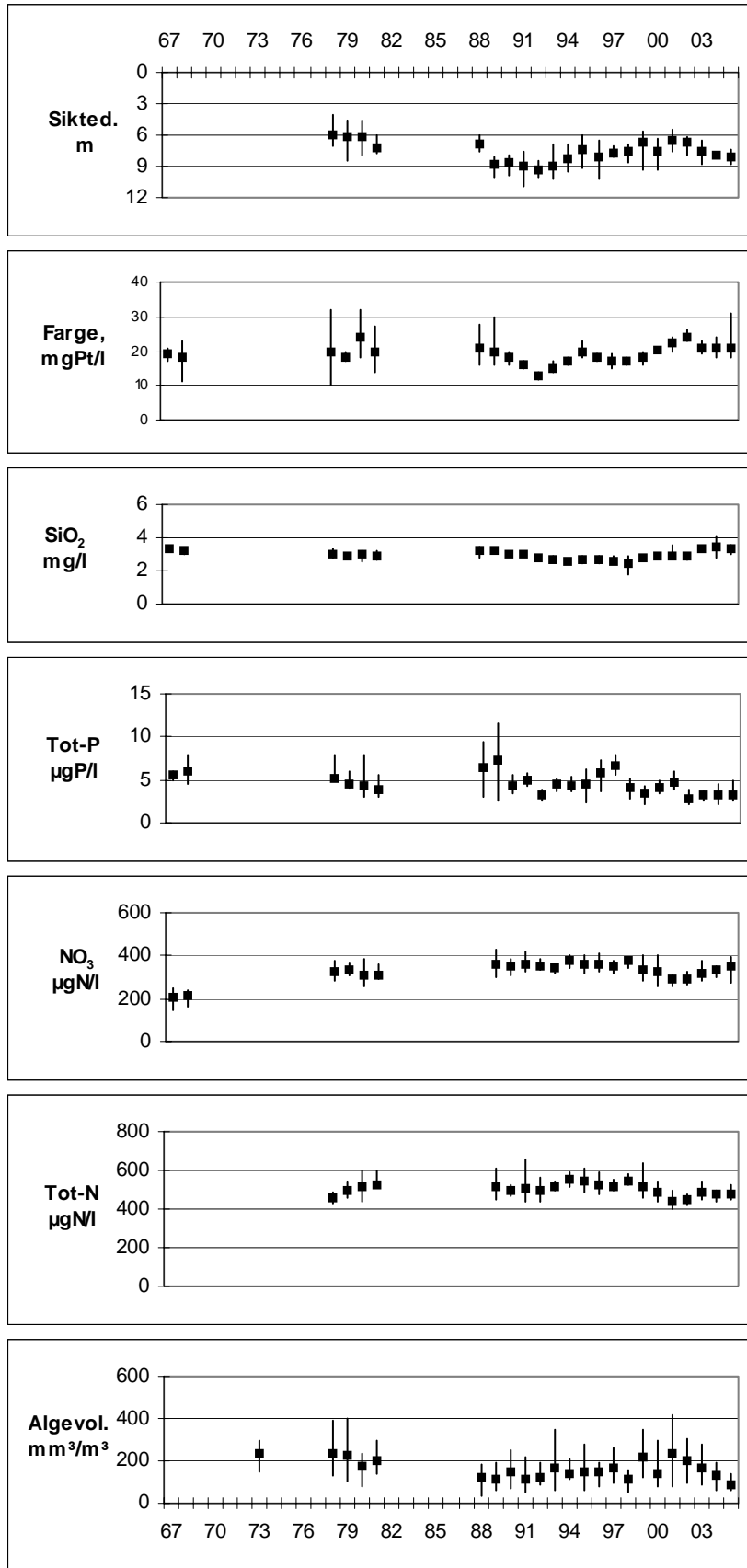
Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser var i likhet med tidligere år relativt lave i Flubergfjorden og betydelig høyere ved hovedstasjonen, med sesongmiddelverdier på henholdsvis 310 µg N/l og 480 µg N/l i 2005. Dette tilsvarer henholdsvis "god" og "mindre god" vannkvalitet. De regionale forskjellene i Randsfjorden henger først og fremst sammen med at vanntilførslene i nord domineres av avrenningen fra fjell og skogområder, mens tilførslene i sør i større grad påvirkes av tilførsler fra jordbruk, men også fra befolkning. Middelkonsentrasjonene av nitrat og total-nitrogen har hatt en noenlunde lik tidsutvikling ved de to stasjonene i de senere årene.

De tidligste målingene av næringsalter i Randsfjorden er nitrat- og totalfosfor-analyser fra hovedstasjonen på slutten av 1960-tallet og totalnitrogen-analyser ved samme stasjon i 1978-81. Disse resultatene viser at sesongmiddelverdiene av nitrat økte med ca. 100 µg N/l fra 1966-67 til slutten av 1970-tallet. I de siste 3-4 årene har middelverdiene av både nitrat og total-nitrogen ligget på omtrent samme nivå som på slutten av 1970-tallet. Dette er noe lavere enn i siste halvdel av 1990-tallet. Middelverdiene av total-fosfor ved hovedstasjonen var i perioden 2002-2005 blant de laveste som er registrert siden de første målingene i Randsfjorden.

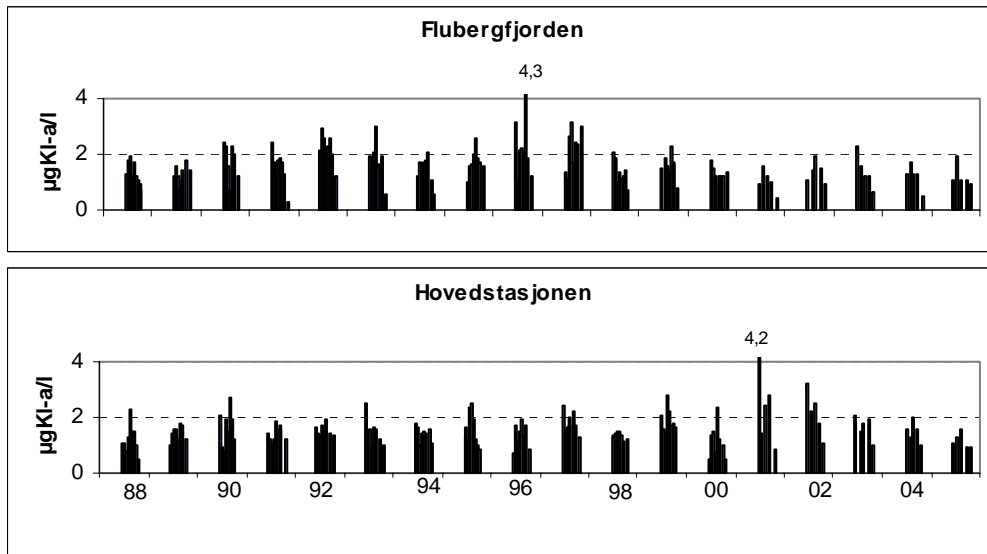
Silikat er et nødvendig nærings salt for dannelse av kiselalgenes skall. Det kan også være nødvendig for vekst av gullalger som *Dinobryon*, *Uroglena* og *Mallomonas*. I mer næringsrike innsjøer fører ofte oppblomstringer av kiselalger til markerte sesongmessige svingninger i silikatkonsentrasjonen, og på sikt kan konsentrasjonen i enkelte innsjøer avta som følge av sedimentasjon av kisel skall. Konsentrasjonen av silikat avtok ved begge stasjoner i første halvdel av 1990-tallet og økte igjen fram mot 2004. Endringene har trolig sammenheng med variasjoner i tilførslene fra nedbørfeltet og fortykning i Randsfjordens vannmasser (jfr. Løvik og Rognerud 2001). Det har ikke skjedd endringer i f.eks. mengden kiselalger som kan forklare denne tidsutviklingen.

### **2.3.3 Klassifisering av tilstanden**

Tilstandsklasser for Randsfjorden for ulike målevariabler for årene 2001-2005 er vist i Figur 16. Figuren gir en illustrasjon av forskjellene i vannkvalitet mellom de to stasjonene. Videre viser den at tilstanden i hovedsak kan betegnes god eller meget god (tilstandsklasse I-II) mht. virkningstyper som næringsalter, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier ved begge stasjoner i denne perioden. Unntakene er nitrogen på hovedstasjonen og organisk stoff (fargetall) i Flubergfjorden som begge gir tilstandsklasse III ("mindre god tilstand"). Høye tilstandsklasser (klasse III og høyere) er ikke nødvendigvis uttrykk for forurensning. Humuspåvirkningen i Flubergfjorden som fører til relativt høye fargetall-verdier, er f.eks. i hovedsak naturlig betinget. Betegnelsen "mindre god tilstand" er derfor i dette tilfellet mer et uttrykk for bruksverdien eller egnetheten for ulike formål som drikkevann, klesvask etc. enn det er et uttrykk for forurensning.



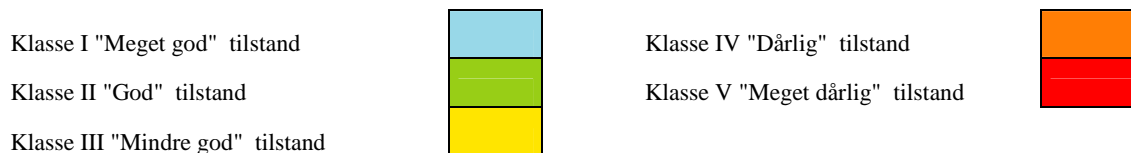
**Figur 14.** Tidsutviklingen av vannkvaliteten i Randsfjorden ved hovedstasjonen (middelverdier og variasjonsbredder).



**Figur 15.** Algemengder målt som klorofyll-*a* i Flubergfjorden og ved hovedstasjonen i Randsfjorden i perioden 1988-2005.

Lokalitet og år	pH	Alk.	Turb.	Farge	Sikted.	Tot-P	Tot-N	Klorof.	Tarmb.
Flubergfjorden 2001	7,0	0,12	0,7	25	5,5	6,1	254	1,0	7
2002	7,0	0,15	0,8	27	5,6	4,7	307	1,4	5
2003	7,0	0,09	0,7	26	5,6	5,3	325	1,4	4
2004	6,8	0,17	0,6	28	5,4	5,6	330	1,2	5
2005	7,1	0,15	0,5	25	6,3	5,0	310	1,2	1

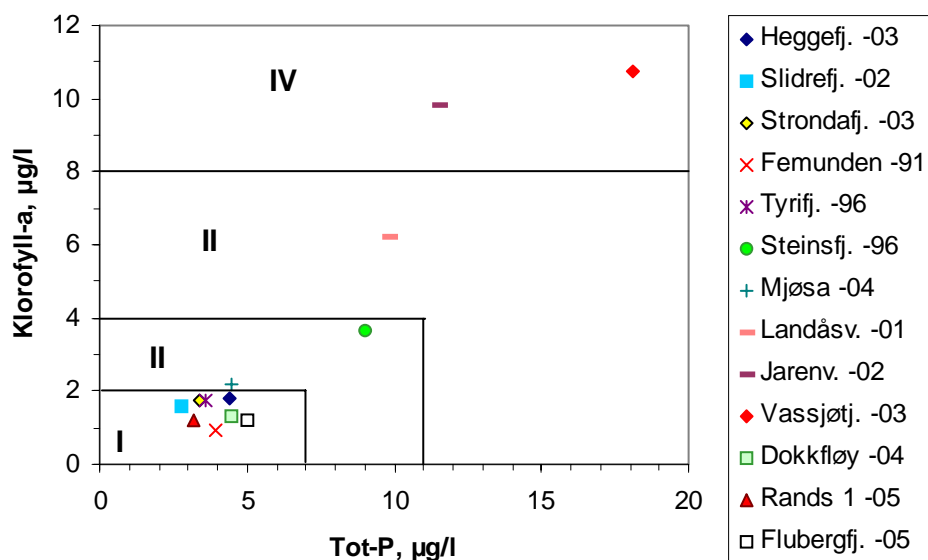
Lokalitet og år	pH	Alk.	Turb.	Farge	Sikted.	Tot-P	Tot-N	Klorof.	Tarmb.
Hovedstasjonen 2001	7,2	0,23	0,4	22	6,6	4,8	442	2,3	1
2002	7,2	0,24	0,4	24	6,7	2,8	444	2,2	3
2003	7,1	0,24	0,3	21	7,6	3,2	484	1,7	1
2004	7,1	0,25	0,3	21	7,9	3,3	475	1,5	4
2005	7,1	0,25	0,3	21	8,2	3,2	477	1,2	2



**Figur 16.** Klassifisering av tilstanden i Flubergfjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden i årene 2001-2005 i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier. Karakteristiske verdier er gitt. Laveste verdi i sesongen er brukt for pH og alkalitet, 90 prosentiler for tarmbakterier og aritmetisk middel for andre målinger.

### 2.3.4 Sammenligning med andre innsjøer

Figur 17 viser at fosfor-konsentrasjonen på hovedstasjonen i Randsfjorden var på omtrent samme nivå som i Slidrefjorden, Strondafjorden og Tyrifjorden. Konsentrasjonen i Flubergfjorden var litt høyere, dvs. omtrent på samme nivå som i Mjøsa og Heggefjorden. Konsentrasjonen i Landåsvatnet var betydelig høyere enn i Randsfjorden, litt høyere enn i Steinsfjorden også, men lavere enn i Jarenvatnet. Algemengden målt som klorofyll-*a* var i Flubergfjorden og ved hovedstasjonen blant de laveste av disse innsjøene. I Landåsvatnet var algemengden markert høyere, dvs. høyere enn i Steinsfjorden, men noe lavere enn i Jarenvatnet og Vassjøtjernet.



**Figur 17.** Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-*a* i Randsfjorden, Landåsvatnet og andre innsjøer på Østlandet.

### 2.3.5 Planteplankton

Resultatene av algetellingene fra 2005 er gitt i vedlegget og vist i Fig. 18 sammen med resultatene fra årene 2002-2004. Tidsutviklingen i sammensetningen av grupper innen algesamfunnet ved hovedstasjonen er vist i Fig. 19.

Gjennom alle de årene vi har observasjoner fra, har Flubergfjorden og hovedstasjonen i Randsfjorden hatt algemengder innenfor det intervallet som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer, dvs. sesongmiddelverdier  $<400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  og maksimumsverdier  $<700 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  (jfr. Brettum and Andersen 2005).

I Flubergfjorden økte algemengdene betraktelig i perioden 1988 til 1996-97 (3 ganger økning av sesongmiddelverdiene). De største mengdene ble observert i forbindelse med oppblomstringer av gullalgen *Uroglena americana* i juli-august 1996 og 1997. Det er rimelig å anta at økningen av algemengden på 1990-tallet skyldtes en kombinasjon av økte tilførsler av fosfor som følge av utvasking fra de neddemte arealene i Dokkfløymagasinet, redusert vannutskifting i Flubergfjorden i vekstsesongen for alger og betydelige lokale tilførsler av næringsalter (jfr. Løvik og Rognerud 2001). Det kan også ha hatt betydning at mengden effektive algebeitere innen krepsdyrplanktonet ble redusert

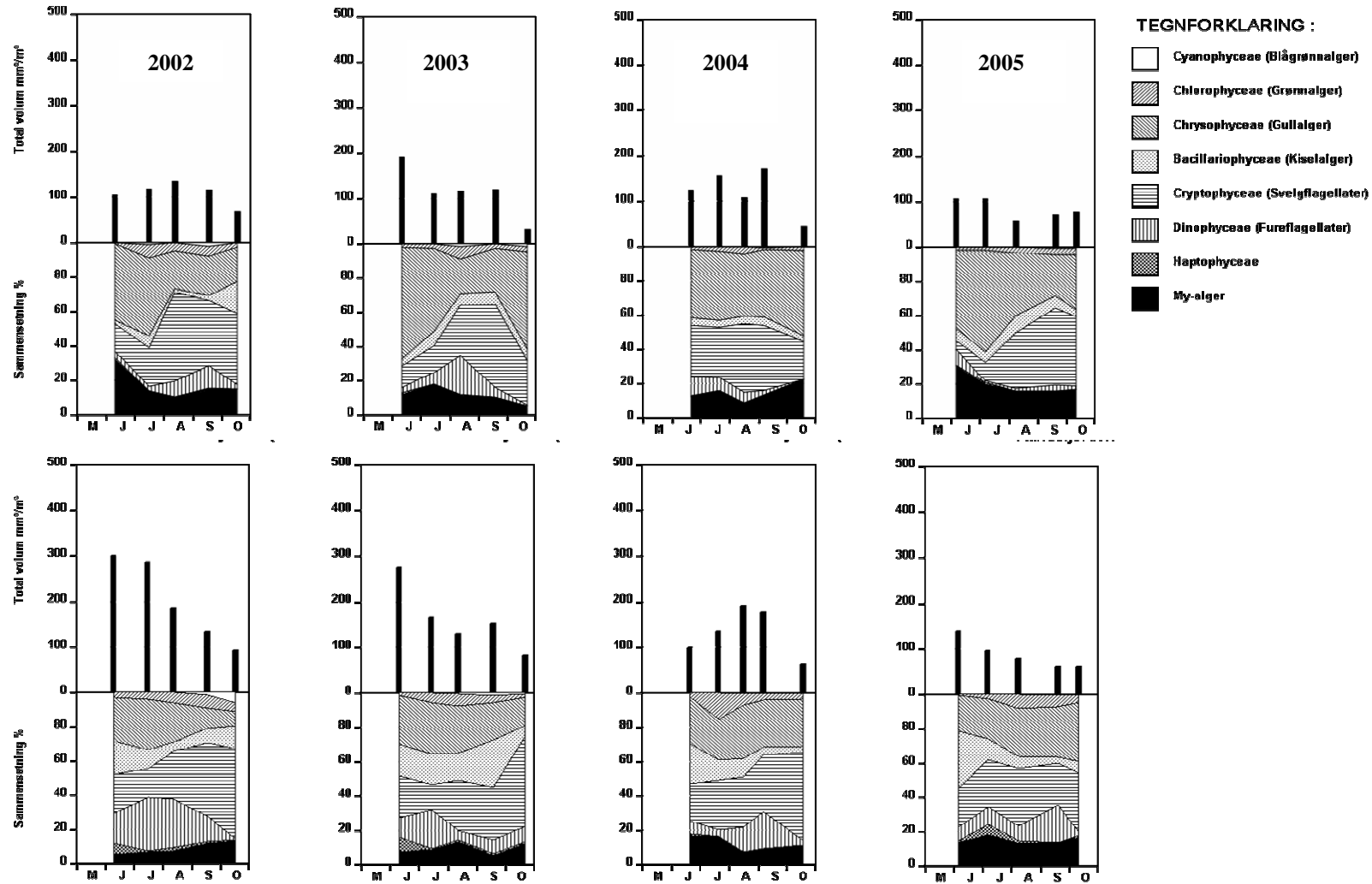
i samme periode (se avsnitt 2.3.6). I de senere årene har algemengdene i Flubergfjorden vært lave. Dette kan bl.a. ha sammenheng med at fosfortilførslene fra Dokkfløymagasinet har blitt redusert som følge av at de neddemte arealene har blitt mer utvasket for næringsalter, og at tilførslene fra menneskelige aktiviteter har vært beskjedne.

Ved hovedstasjonen ble de største algemengdene observert i 2001 i tilknytning til en moderat oppblomstring av kiselalger. Dette året var både sesongmiddelverdien og maksimalverdien på samme nivå som på slutten av 1970-tallet. I årene 2001-2005 har det vært en nedgang i algemengden på hovedstasjonen.

Planteplanktonet har i de senere årene i hovedsak vært sammensatt av grupper og arter som er typiske i næringsfattige innsjøer ved begge stasjonene (jfr. Brettum and Andersen 2005). Det har særlig vært arter innen gruppene gullalger, svelgflagellater samt my-alger som har dominert algesamfunnet. Enkelte år har imidlertid kiselalger og fureflagellater representert betydelige andeler i deler av vekstsesongen. I 2005 var planteplanktonet på hovedstasjonen dominert av gullalger som små og store chrysomonader, *Ochromonas* spp., svelgflagellater som *Cryptomonas* spp. og *Rhodomonas lacustris* samt my-alger. I juni var det en betydelig andel kiselalger med arter som *Asterionella formosa*, *Aulacoseira alpigena*, *Aulacoseira islandica* (morf. *helvetica*) og *Fragilaria* spp.

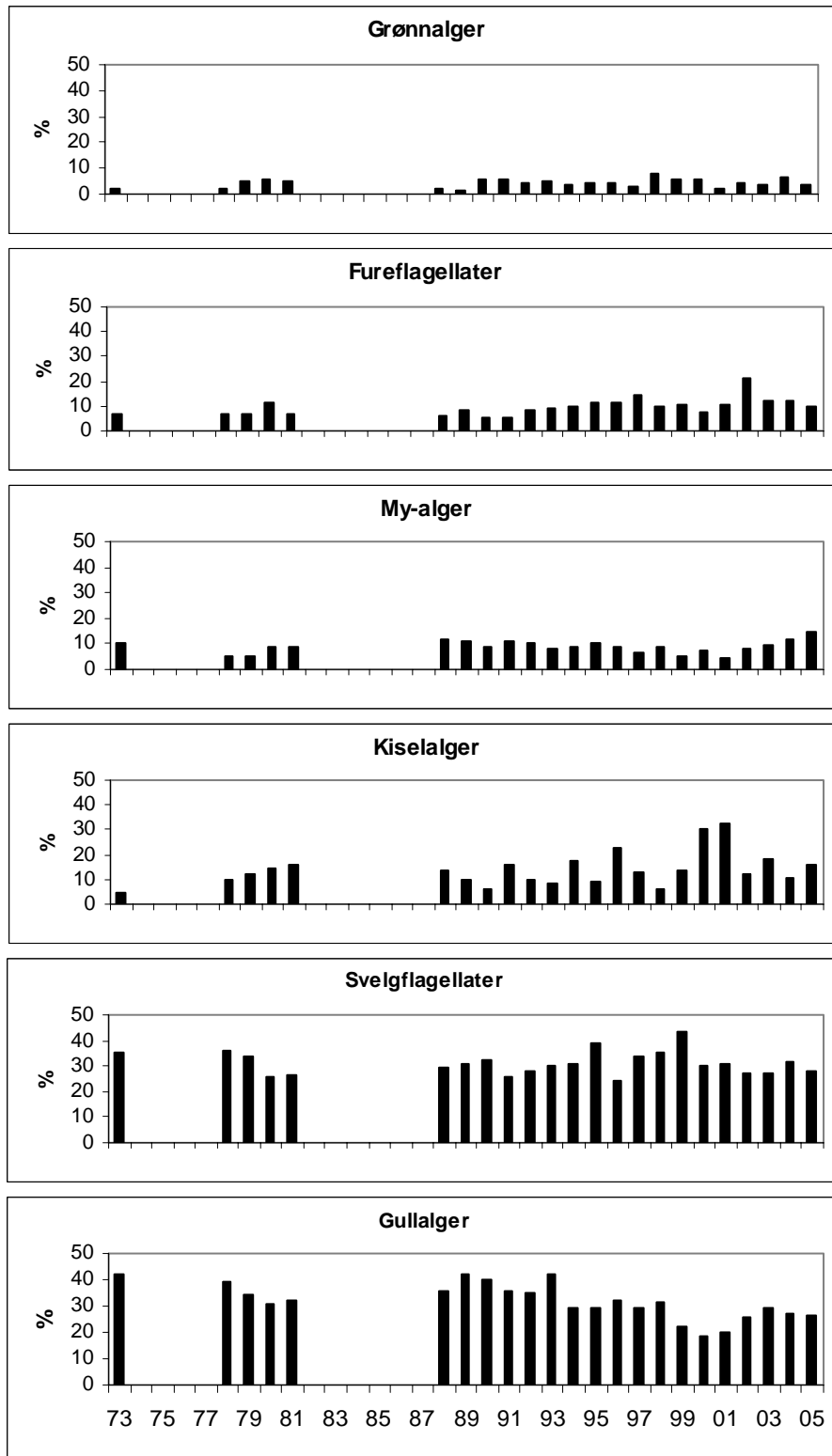
Sammensetningen av algesamfunnet i Flubergfjorden var mye likt sammensetningen på hovedstasjonen i 2005, men andelen gullalger var større og andelen kiselalger mindre enn på hovedstasjonen. Som gjennomsnitt for vekstsesongen representerte de ulike gruppene følgende andeler i Flubergfjorden: Blågrønnalger 0,1 %, grønnalger 3 %, gullalger 42 %, kiselalger 6 %, svelgflagellater 24 %, fureflagellater 4 %, haptophyceer 0,4 % og my-alger 21 %.

Figur 20 viser tidsutviklingen i algemengden (på grunnlag av algetellinger) i Flubergfjorden og ved hovedstasjonen (sesongmiddelverdier). Disse er sammenlignet med middelverdier fra en del andre innsjøer i Norge og Sverige og inndelt i vannkvalitetsklasser (jfr. Brettum and Andersen 2005, Kjellberg et al. 2001). Randsfjorden (begge stasjoner) har hele tiden kunnet betegnes som en næringsfattig (oligotrof) innsjø med en akseptabel vannkvalitet. Landåsvatnet og Vassjøtjernnet kan betegnes som middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer, mens Jarenvatnet lå i grenseområdet mellom en middels næringsrik og en næringsrik (eutrof) innsjø. Tilstanden i de tre sistnevnte kan betegnes som ikke akseptabel.

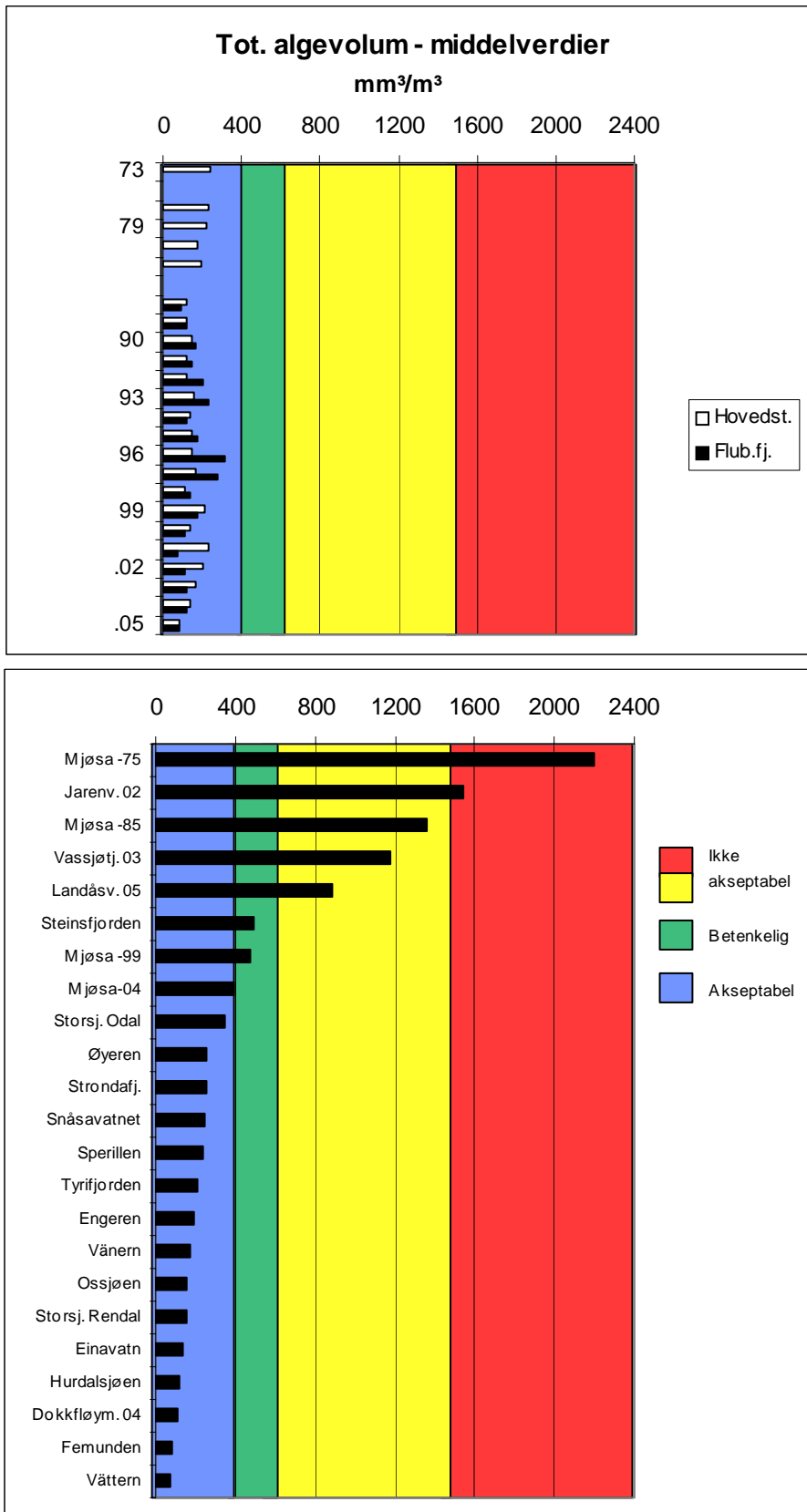


**Figur 18.** Mengder og sammensetning av planktonalger i Flubergfjorden (øverste panel) og ved hovedstasjonen i Randsfjorden (nederste panel) i vekstsesongene 2002-2005. Totalvolumer gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$  våtvekt.





**Figur 19.** Prosentvis sammensetning av ulike grupper av planteplankton på hovedstasjonen i Randsfjorden. Figuren er basert på middelerverdi for vekstsesongen juni-oktober (sjiktet 0-10 m).



**Figur 20.** Tidsutviklingen i sesongmiddelverdiene av totalt algevolum i Randsfjorden, samt middelverdier fra en del andre innsjøer. Inndelingen i vannkvalitetsklasser etter Brettum and Andersen (2005) og Kjellberg et al. (2001).

### 2.3.6 Krepssdyrplankton

Tidsutviklingen for de viktigste artene av krepssdyrplankton i Randsfjorden for perioden 1988-2004 er vist i Fig. 22. Tidsutviklingen i middellengden av de viktigste vannloppegruppene (*Daphnia* spp. og *Bosmina* spp.) er vist i Fig. 21. En del karakteristiske data for krepssdyrplanktonet i Randsfjorden er gitt i Tabell 4, og lengder av dominerende vannloppearter er gitt i Tabell 5.

Totalbiomassen av krepssdyrplankton kan karakteriseres som lav på hovedstasjonen og middels høy i Flubergfjorden sammenlignet med andre norske innsjøer (jfr. Hessen et al. 1995). Så vel totalbiomassen som middelbiomassen av de enkelte artene har variert betydelig fra år til år. Det synes imidlertid å ha vært en tendens til økning i totalbiomassen siden midten av 1990-tallet, spesielt i Flubergfjorden. Det kan være flere årsaker til dette, men generelt har tilgangen på egnet føde i form av beitbare alger, bakterier og detritus stor betydning. Regresjonsanalyser av middelverdiene av klorofyll-*a* og totalbiomassen av krepssdyrplankton viste ingen statistisk signifikante sammenhenger ( $p > 0,05$ ) for hverken Flubergfjorden eller hovedstasjonen i perioden 1988-2005. Vanntemperatur, vanngjennomstrømning og predasjon ("beiting") fra planktonspisende fisk og rovlevende former av krepssdyrplankton er andre viktige faktorer med betydning for biomassen av dyreplankton.

Biomassen av krepssdyrplankton har generelt vært høyere i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen. Den viktigste årsaken til dette er sannsynligvis at det er mer tilgjengelig næring i form av bakterier og dødt organisk materiale (detritus) i Flubergfjorden. Det forhold at Flubergfjorden er grunnere kan muligens også bidra til en raskere kolonisering av vannmassene av de artene som har hvilestadier i sedimentet på vinteren, slik at produksjons sesongen utnyttes bedre. Krepssdyrplanktonet i Flubergfjorden er sterkt dominert av vannlopper (først og fremst *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*), mens calanoide hoppekreps (vesentlig *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope appendiculata*) er den dominerende gruppen ved hovedstasjonen. Cyclopoide hoppekreps representerer en forholdsvis liten andel av totalbiomassen (<10 %) ved begge lokalitetene. De forskjellene i miljøfaktorer som er nevnt ovenfor, er trolig også medvirkende årsaker til forskjellene i sammensetningen av krepssdyrplanktonet mellom Flubergfjorden og hovedstasjonen.

**Tabell 4.** Karakteristiske data for krepssdyrplanktonet i Randsfjorden i perioden 2001-2005. "Totalbiomasse" står for middelbiomassen i perioden juni-oktober. TV = tørrvekt. "Effektive algebeitere" er her beregnet som summen av *Daphnia galeata* og *Holopedium gibberum*.

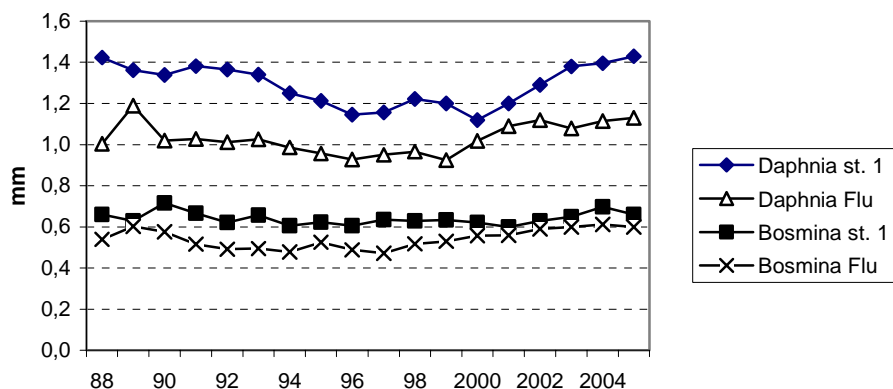
		Hovedstasjonen	Flubergfjorden
Totalbiomasse (0-20 m)	mg TV/m <sup>2</sup>	400-900	700-1100
Totalbiomasse (0-20 m)	mg TV/m <sup>3</sup>	20-45	35-55
Andel calanoide hoppekreps	%	45-60	20-40
Andel vannlopper	%	30-45	60-70
Andel cyclopoide hoppekreps	%	5-10	3-5
Andel effektive algebeitere	%	10-25	5-20
Middellengde dominerende <i>Daphnia</i> -art	mm	1,3-1,4	ca. 1,1

Krepssdyrplanktonets artssammensetning og utvikling i Randsfjorden er ellers i stor grad influert av endringene i predasjonspresset fra planktonspisende fisk, dvs. først og fremst sik og krøkle. Predasjonspresset har antagelig hele tiden vært større i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen (Løvik & Andersen 2000). Dette har bl.a. gitt seg utslag i at den relativt store vannloppen *Daphnia galeata* har vært dominerende *Daphnia*-art ved hovedstasjonen, mens den mindre *Daphnia cristata* har vært dominerende i Flubergfjorden. Utover på 1990-tallet så det ut til at predasjonspresset økte ved begge stasjonene, trolig som følge av en stadig økende sikbestand. Dette førte til reduksjoner i middellengden av vannlopper og en økende andel *D. cristata* også ved hovedstasjonen. I de senere

årene har denne utviklingen snudd. Middellengden av vannlopper har økt, og i 2003-2005 var bestanden av *D. cristata* meget beskjeden ved hovedstasjonen, mens bestanden av *D. galeata* var god. En sannsynlig forklaring til denne utviklingen er at det har skjedd endringer i bestandene av planktonspisende fiskearter (vesentlig sik og krøkle) som har ført til avtagende predasjonspress på krepsdyrplanktonet i løpet av de siste årene.

Andelen av såkalte effektive algebeitere var relativt lav i Randsfjorden (5-25 % av totalbiomassen). Gruppen representeres først og fremst av *D. galeata* og gelekrepsen *Holopedium gibberum*. Andelen effektive algebeitere var generelt noe lavere i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen. Dette kompenseres imidlertid delvis av at mengden vannlopper totalt sett var gjennomgående høyere i Flubergfjorden. Det er likevel mulig at denne delen av Randsfjorden kan være noe mer sårbar for markerte algeoppblomstringer som følge av f.eks. økte tilførsler av fosfor enn hovedstasjonen.

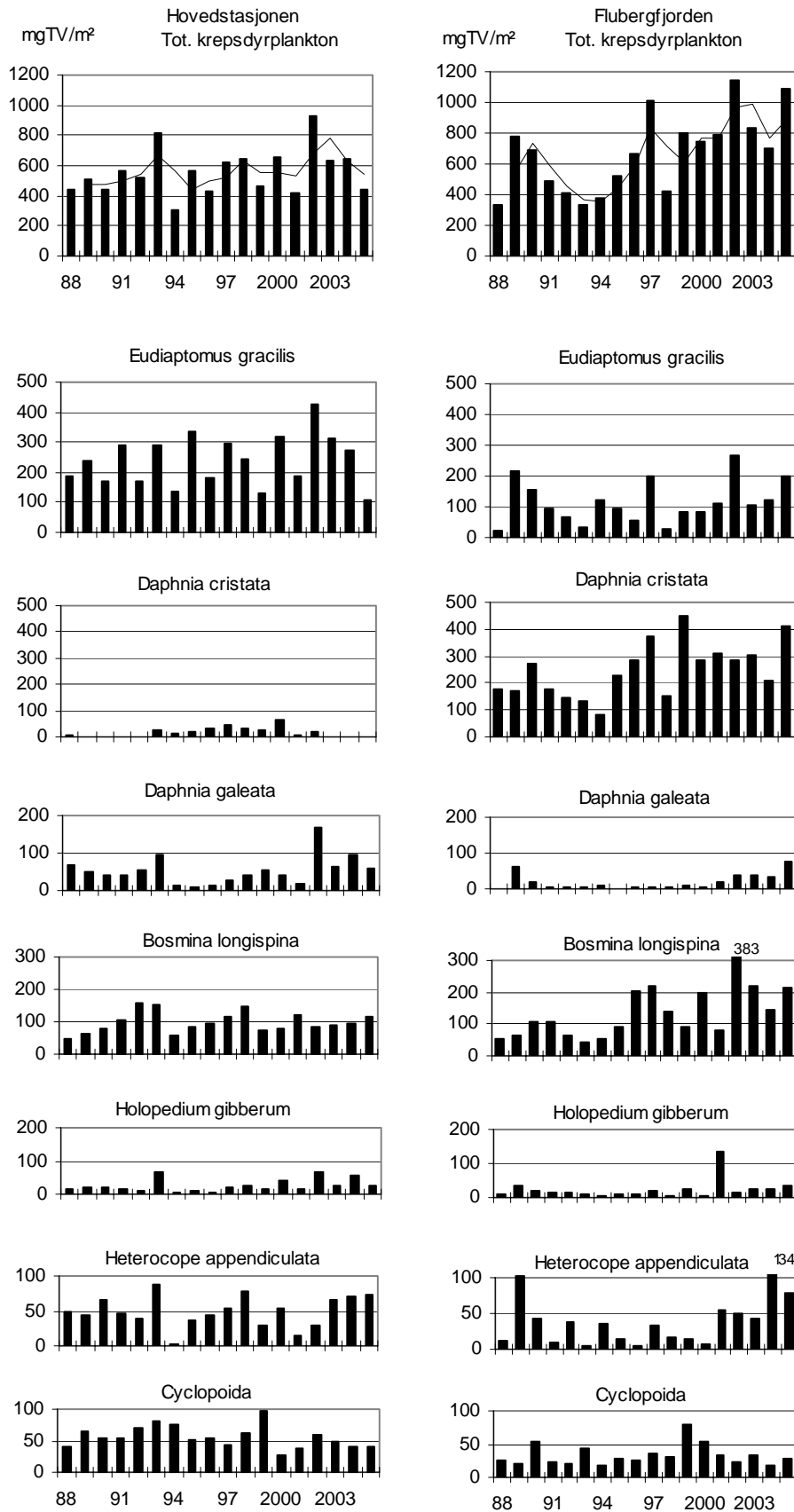
Den cyclopoide hoppekrepsen, *Thermocyclops oithonoides*, som ble registrert for første gang i Randsfjorden i 2003, ser ut til å ha etablert en livskraftig bestand. I Norge har arten sin hovedutbredelse på Østlandet, i innsjøer som ligger lavere enn marin grense (Nilssen and Wærvågen 2000). Den kan være dominerende cyclopoide-art i så vel næringsfattige som næringsrike innsjøer. Arten er vanlig bl.a. i Mjøsa, Einafjorden og Tyrifjorden, og den er tidligere funnet i Trevatna, Mæna og Jarevatnet som alle ligger i Randsfjordens nedbørfelt. Den er en "varmekjær" art, og det er mulig at etableringen i Randsfjorden kan henge sammen med et mildere klima i de senere årene (se Fig. 9, jfr. Gerten & Adrian 2002, Lydersen et al. 2003).



**Figur 21.** Kroppslengder av *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. ved hovedstasjonen (st. 1) og i Flubergfjorden (Flu) i perioden 1988-2005. Figuren viser gjennomsnittslengder av voksne hunner.

**Tabell 5.** Lengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) i Randsfjorden (Hovedstasjonen og Flubergfjorden) og Landåsvatnet i 2005. Middellengder og variasjonsbredder (i parentes) er gitt.

	Hovedstasjonen	Flubergfjorden	Landåsvatnet
<i>Holopedium gibberum</i>	1,05 (0,80-1,34)	1,13 (0,90-1,40)	-
<i>Daphnia galeata</i>	1,44 (1,14-1,70)	1,39 (1,10-1,60)	-
<i>Daphnia cristata</i>	-	1,08 (0,74-1,36)	1,07 (0,94-1,24)
<i>Bosmina longispina</i>	0,66 (0,56-0,76)	0,60 (0,50-0,74)	0,55 (0,44-0,68)

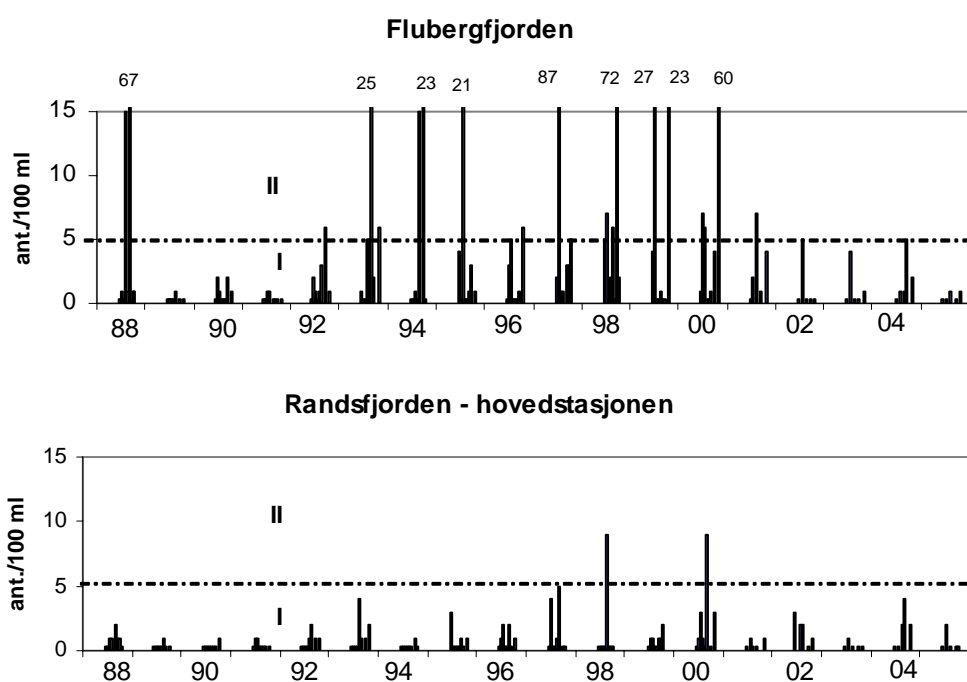


**Figur 22.** Mengden av krepsdyrplankton i Randsfjorden (hovedstasjonen) og i Flubergfjorden, gitt som middelerdier for perioden juni-oktober (milligram tørrvekt pr. m<sup>2</sup> fra sjiktet 0-20 m)

### 2.3.7 Fekale indikatorbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i vedlegget og vist i Figur 23. Mengden av fekale indikatorbakterier ("tarmbakterier") målt som termotolerante koliforme bakterier eller *E. coli* er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f.eks. sig fra gjødselkjellere).

Den hygienisk/bakteriologiske vannkvaliteten i de øvre vannlag var god både på hovedstasjonen og i Flubergfjorden i 2005. Av totalt 5 observasjoner ble det påvist tarmbakterier 1 gang ved hovedstasjonen og 2 ganger i Flubergfjorden, men konsentrasjonene var lave. I årene 1993-2000 ble det påvist til dels høye bakterietall i Flubergfjorden, men den hygienisk/bakteriologiske situasjonen ser ut til å ha blitt bedre de siste årene. I perioden 2001-2005 kan vannkvaliteten betegnes som god til meget god i Flubergfjorden (tilstandsklasse I-II) og meget god (tilstandsklasse I) på hovedstasjonen.



**Figur 23.** Tidsutviklingen i mengden fekale indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier i 1988-2003, *E. coli* f.o.m. 2004) på 1 m dyp i Randsfjorden i vekstsesongen årene 1988-2005. Ved 0 bakt./100 ml er verdien her satt til 0,3 bakt./100 ml for å kunne vise alle observasjonene. Grensen mellom tilstandsklassene I (meget god vannkvalitet) og II (god vannkvalitet) er vist.

### 2.4 Biologiske feltobservasjoner i Landåselva og Fallselva

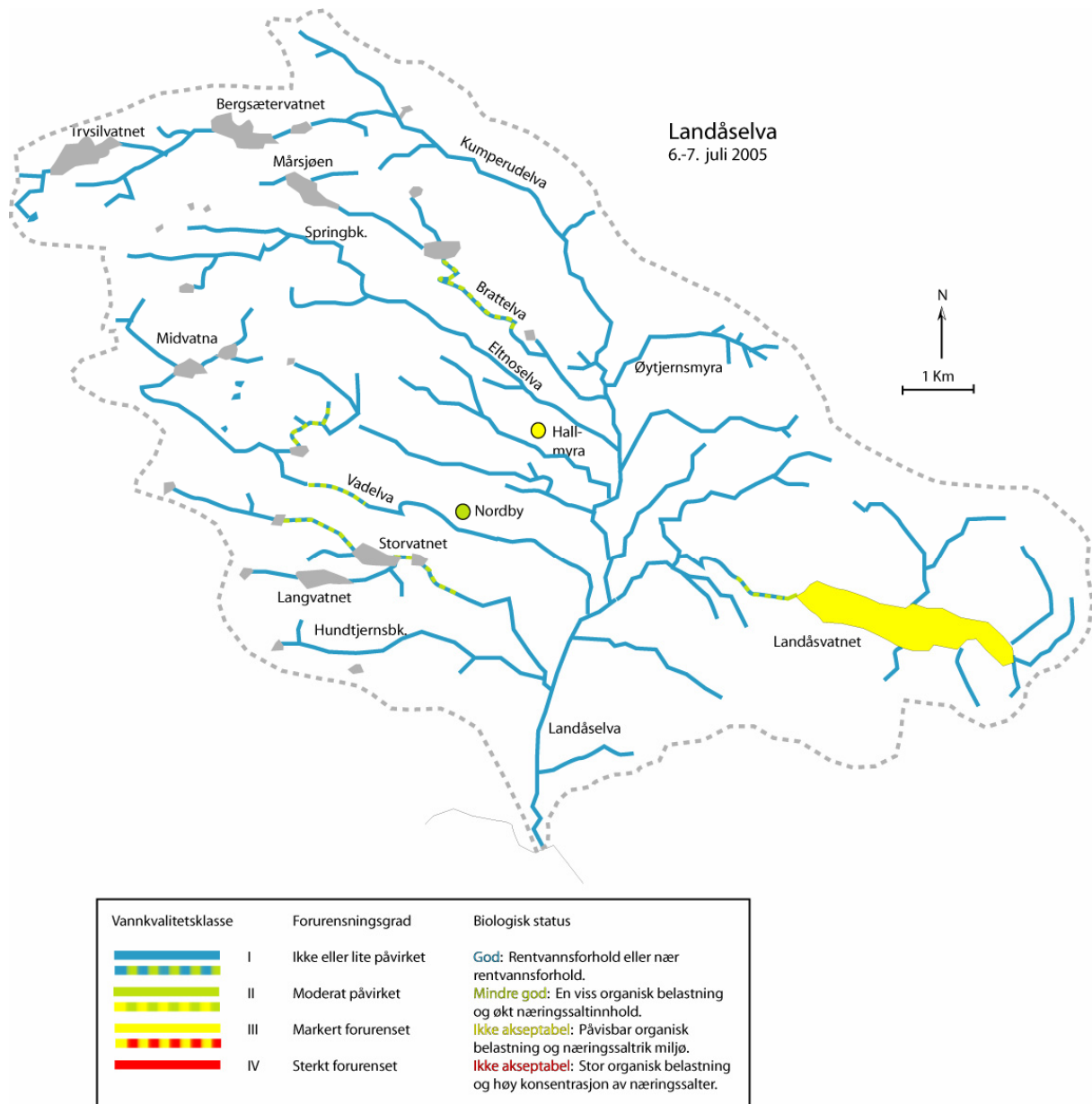
Resultatene fra de biologiske feltobservasjonene i Landåselva og Fallselva sommeren 2005 er vist i henholdsvis Fig. 24 og Fig. 25.

#### Landåselva

- Hovedvassdraget (Kumperudelva/Landåselva) hadde rentvannskaraktter (Forurensningsklasse I) med en flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Dette var også situasjonen i samtlige

bekker og elver som drenerer skogområder. I disse vassdragene ble det heller ikke observert elve- og/eller bekkestrekninger med unormalt stor forekomst av påvekstalger (grønske).

- Samtlige av de undersøkte elve- og bekkestrekningene hadde levedyktige bestander av forsuringfølsomme organismer. Bl.a. var det rik forekomst av nymfer tilhørende døgnflueslektene *Nigrobaetis*, *Alainites* og *Baetis*. I elvene var det også forekomst av arter tilhørende døgnflueslekten *Seratella*. Dette viste at vassdraget i liten grad var påvirket av tilførsel av surt vann.
- Elver og større bekker som renner gjennom jordbruksområder med spredt bosetting, var lokalt noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse I-II). Her var det økt forekomst av påvekstalger, og der det var god lystilgang, var det på flere lokaliteter stor forekomst av trådformete grønnalger. Enkelte strekninger var også markert påvirket av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Det ble likevel ikke observert direkte forurensede elve- eller bekkestrekninger (Forurensningsklasse II-III og høyere), dvs. strekninger og lokaliteter med synlig heterotrof begroing og vond lukt.
- De undersøkte småbekkene som drenerer jordbruksområder og større beiteområder var markert til sterkt påvirket av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og på mer stilleflytende partier. Som regel var de også noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II) og hadde lokalt (der det var god lystilgang) stor forekomst av påvekstalger. Det ble ikke observert direkte forurensede bekkestrekninger med synlig heterotrof begroing og vond lukt. Unntak var her et mindre bekkesig som kommer fra fellesbeitet ved Hallmyra, og som var forurenset av jernforbindelser (Forurensningsklasse III).
- Småbekkene som renner gjennom mer bebygget område, var stort sett reine, unntatt en liten bekk ved Nordby som var markert overgjødslet (Forurensningsklasse II). Her var det stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Noe direkte utslipp ble ikke påvist, men den direkte årsaken var sannsynligvis sauer som hadde sitt oppholdssted like ved bekken.
- Resipientkapasiteten i Landås-vassdragets elver og større bekker bedømmes som god og fullt akseptabel når vannføringen er god slik som i 2005. Hvorvidt resipientkapasiteten også er tilstrekkelig i lengre perioder med lav vannføring må derfor eventuelt undersøkes nærmere.
- Sammenlignet med forholdene i 2001 så hadde Landåselva med sidebekker blitt noe reinere. Årsaken er sannsynligvis at vassdraget nå tilføres mindre forurensning samt ikke minst at det var større vannføring og dermed større fortynningsevne i 2005.
- En forutsetning for at Landåselva skal kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og tilstrekkelig resipientkapasitet er at forurensningstilførslene ikke øker. Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikehold, sanering og forbedringer av forurensningsbegrensende tiltak i nedbørsfeltet. Det er blant annet ønskelig at en mest mulig reduserer avrenningen av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark. Videre er det viktig at de delene av vassdraget som blir benyttet til jordvanning, sikres nødvendig minstevannføring.



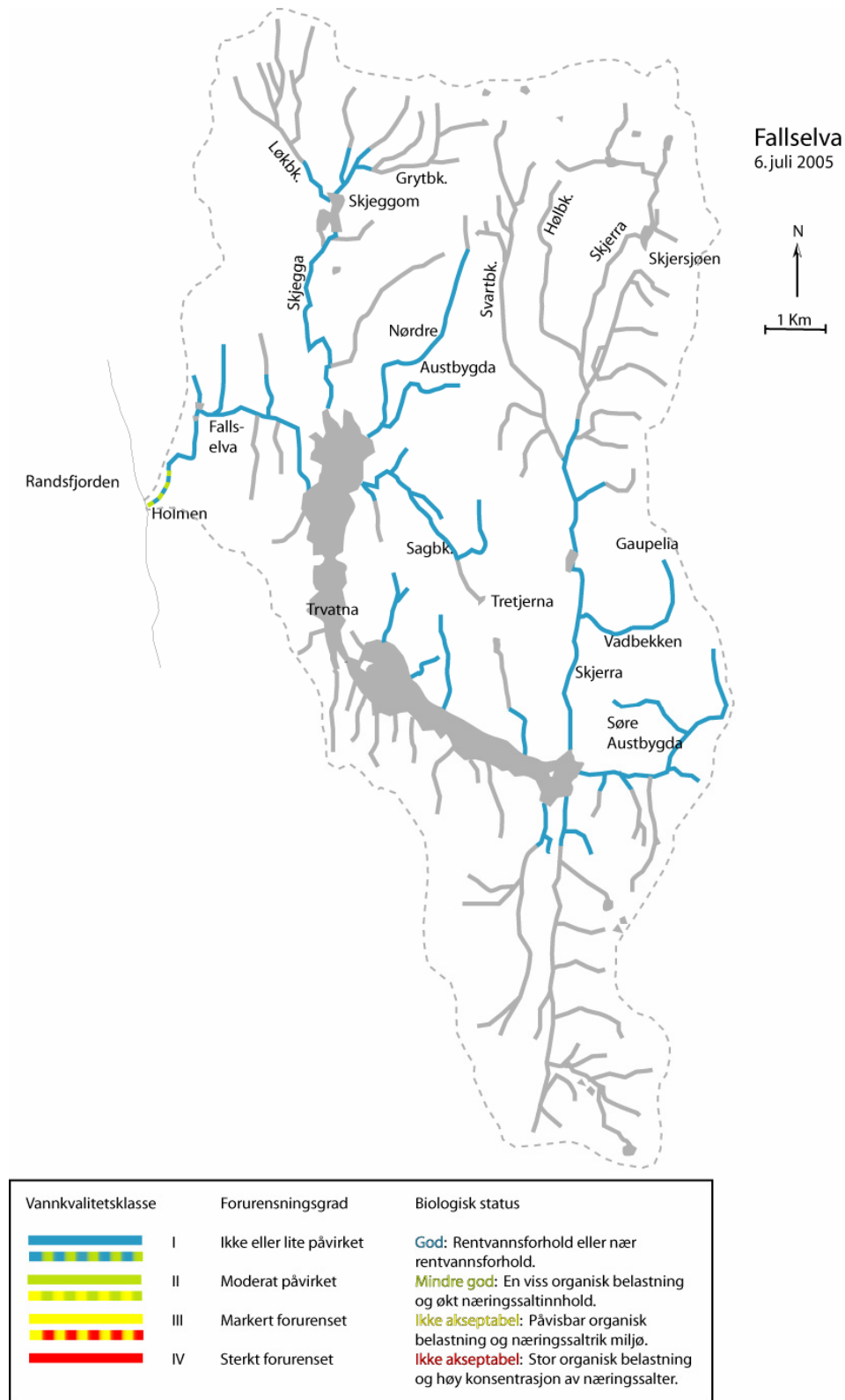
**Figur 24.** Forurensningssituasjonen i Landåselva i juli 2005, vurdert ut fra de biologiske forhold. Vannforekomster som ikke er vurdert, er ikke fargelagt.

### Fallselva

- Den regulerte delen av Fallselva hadde i likhet med i 2001 en bunndyrforekomst som klart avvek fra forventet naturtilstand. Redusert individantall og biodiversitet indikerte dette. Stor variasjon i vannføringen og til tider tørreleggelse av det meste av elvefaret er årsakene til disse skadene. I forbindelse med en undersøkelse i 2002 ble det imidlertid dokumentert at elvemusling fortsatt fantes på den regulerte elvestrekningen (Westly og Rustadbakken 2003).



- Hovedvassdraget (Fallselva/Skjerra), unntatt den nederste delen av Fallselva ved Holme tettsted, hadde i 2005 rentvannskaraktter (Forurensningsklasse I) med en flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Dette var også situasjonen i samtlige av sidebekkene som drenerer skogområder. I disse bekkene ble det heller ikke observert strekninger eller lokaliteter med unormalt stor forekomst av påvekstlger (såkalt "grønskeproblematikk").
- Den nederste delen av Fallselva, der elva renner gjennom Holmen tettsted, var noe overgjødset (Forurensningsklasse I-II). Dette førte til økt forekomst av bl.a. den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. I perioder med stabil lav vannføring på sommeren har det som regel blitt masseforekomst av påvekstlger i denne delen av elva (Ole E. Sand, Jan A. Sandsengen og Bjørn Eriksrud pers. oppl.).
- Samtlige av de undersøkte elve- og bekkestrekningene hadde levedyktige bestander av forsurningsfølsomme organismer. Bl.a. var det forekomst av nymfer tilhørende døgnflueslektene *Nigrobaetis*, *Alainites*, *Baetis* og *Serratella* på de fleste av de undersøkte lokalitetene. Dette viste at Fallselva i liten grad var påvirket av tilførsel av surt vann. Svartbekken og øvre del av Sandbekken i nedbørfeltets søndre del kan muligens til tider være noe påvirket av forsuring (Ola Hegge og Ole E. Sand pers. oppl.). Sandstjerna som ligger i samme område, er kalket, og i nabovassdraget Bjørnvasselva er det registrert skadeeffekter på grunn av tilførsel av surt vann (O. E. Sand og O. Hegge pers. oppl.).
- De bekkene som til dels drenerer jordbruksområder, var lite påvirket av forurensninger (Forurensningsklasse I). Enkelte bekkestrekninger var likevel markert påvirket av jordpartikler som dekket bunnen i kulper og mer stilleflytende partier.
- Resipientkapasiteten i Fallselva med tilrennende større bekker bedømmes som god og fullt akseptabel når vannføringen er relativt stor slik som i 2005. Om resipientkapasiteten også er tilstrekkelig i lengre perioder med lav vannføring, må eventuelt undersøkes nærmere.
- Sammenlignet med den biologiske tilstanden i 2001 så ser det ut som Fallselva-vassdraget har blitt noe reinere. Årsaken er trolig at vassdraget nå blir tilført mindre forurensninger, men større vannføring i 2005 kan også ha hatt en positiv betydning.
- En forutsetning for at Fallselva og tilrennende større bekker skal kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og tilstrekkelig resipientkapasitet, er at forurensningstilførslene ikke øker. Det er derfor viktig at det foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltakene i nedbørfeltet. Det er blant annet ønskelig at en mest mulig reduserer avrenning av næringssalter og jordtransport fra dyrket mark. Videre er det viktig at de delene av vassdraget som blir benyttet til jordvanning, sikres nødvendig minstevannføring. Det sistnevnte gjelder også den regulerte strekningen av Fallselva. Det er også viktig at en mest mulig bevarer kantvegetasjonen langs vassdraget bl.a. av hensyn til fiskeforholdene og for å hindre erosjon.



**Figur 25.** Forurensningssituasjonen i Fallselva i juli 2005, vurdert ut fra de biologiske forhold. Vannforekomster som ikke er vurdert, er ikke fargelagt.

### 3. Litteratur

- Brettum, P. and Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA report sno. 4818-2004. 33 pp + 164 fact-sheets
- Bækken, T. og Kjellberg, G. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. NIVA-rapport nr. 4923-2004. 13 s.
- EUs Vanddirektiv 2000: Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy., European Union, The Council, PE-CONS 3639/00, ENV 221 CODEC 513, Brussel, 18 July 2000.
- Faafeng, B., Alsaker-Nøstdahl, B., Kjellberg, G., Løvik, J.E., Sahlqvist, E.-Ø. og Tjomsland, T. 1979. Randsfjorden 1978. Årsrapport. NIVA-rapport lnr. 1158. 164 s.
- Faafeng, B., Brettum, P., Gulbrandsen, T., Løvik, J.E., Rørslett, B. og Sahlqvist, E.-Ø. 1981. Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978-80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport. NIVA-rapport lnr. 1342. 138 s.
- Faafeng, B., Løvik, J.E., og Sahlqvist, E.-Ø. 1982. Rutineovervåking av Randsfjorden 1981. Overvåkningsrapport 35/82. NIVA-rapport. Løpenr. 1373. 18 s.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofistilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapport 389/90, NIVA-rapport lnr. 2355. 57 s.
- Faafeng, B., Hessen, D.O. og Brettum, P. 1991. Eutrofiering av innsjøer i Norge. Generelt om eutrofiering og resultater fra en landsomfattende undersøkelse i 1988 og 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. (SFT), rapport 497/92. TA 814/1992
- Fylkesmannen i Oppland/Oppland Fylkeskommune 2000. Miljøtilstanden i Oppland 2000. 48 s.
- George, G. 2005. Automatic lake monitoring stations in the UK – a tool to investigate lake responses to extreme events. Presentation at the Euro-limpacs project meeting in Athens, September 2005.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2002. Species-specific changes in the phenology and peak abundance of freshwater copepods in response to warm summers. *Freshwat. Biol.*, 47: 2163-2173.
- Hessen, D.O. 1985. Filtering structures and particle size selection in coexisting Cladocera. *Oecologia (Berlin)* 66: 368-372.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Jeppesen, E. 2005. Integration over space and time. Examples from Euro-limpacs. Presentation at the Euro-limpacs project meeting in Athens, September 2005.
- Kjellberg, G., Hegge, O. og Løvik, J.E. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapport. Løpenr. 4364-2001. 129 s.
- Kjellberg, G. 2004. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Samlerapport for 2001 og 2002. NIVA-rapp. Løpenr. 4816-2004. 165 s.
- Lindstrøm, E-A, P. Brettum, S.W. Johansen og M. Mjelde. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening. Effekter av kalking. NIVA-rapp. Løpenr. 4821-2004. 133 s.

- Lydersen, E., Aanes, K.J., Andersen, S., Andersen, T., Brettum, P., Bekken, T., Lien, L., Lindstrøm, E.A., Løvik, J.E., Mjelde, M., Oredalen, T.J., Solheim, A.L., Romstad, R., Rørslett, B. og Saloranta, T. 2003. Thermosprosjektet – Fagrapport 1998-2002. NIVA-rapport. Løpenr. 4720-2003. 119 s.
- Løvik, J.E. and Andersen, T. 2000. Temporal and spatial patterns in the zooplankton community structure of a large, oligotrophic lake (Randsfjorden, SE Norway). Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 1050-1055.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2001. NIVA-rapport. Løpenr. 4510-2002. 36 s.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2002. NIVA-rapport. Løpenr. 4636-2003. 42 s.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2004. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2003. NIVA-rapport. Løpenr. 4817-2004. 41 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2001. Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-2000. NIVA-rapport. Løpenr. 4357-2001. 51 s.
- Løvik, J.E., Kjellberg, G. og Brettum, P. 2005a. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Samlerapport for 2001-2004. NIVA-rapport lnr. 4957-2005. 54 s.
- Løvik, J.E., Kjellberg, G., Hobæk, A., Moe, J., Brettum, P. and Solheim, A.L. 2005b. Long-term study of Lake Mjøsa. Presentation at the Euro-limpacs project meeting in Athens, September 2005.
- Nilssen, J.P. and Wærvågen, S.B. 2000. Superficial ecosystem similarities vs autecological stripping: the “twin species” *Mesocyclops leuckarti* (Claus) and *Thermocyclops oithonoides* (Sars) – seasonal habitat utilisation and life history traits. J. Limnol. 59 (2): 79-102.
- Norges vassdrags- og energiverk (NVE) 1987. Avrenningskart over Norge. 1:500 000. Blad 2.
- Pace, M. L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1089-1096.
- Rognerud, S., Løvik, J.E. og Brettum, P. 1992. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka. Sluttrapport for undersøkelsene i 1988-91. NIVA-rapport. Løpenr. 2746-1992. 39 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.
- SFT 2005. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2004. SFT-rapport 941/2005, TA-2126/2005. 149 s.
- Solheim, A. og Schartau, A.K. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. NIVA-rapport lnr. 4888-2004. 17 s.
- Westly, T. og Rustadbakken, A. 2003. Fagutredning, Fisk og ferskvannsøkologi i Fallselva, Søndre Land kommune 2002. Naturkompetanse AS rapport 2003-2. ISBN-nr. 82-8110-002-8. 30 s. + kart.
- Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Medd. nr. 48 fra Hydrologisk avdeling. 128 s.

## **4. Vedlegg**

Tabell I. Primærdata fra undersøkelsene i Randsfjorden og Landåsvatnet i 2005.

Randsfjorden, hovedstasjonen og Flubergfjorden 0-10 m, Landåsvatnet 0-5 m.

	06.jun	07.jul	08.aug	19.sep	11.okt	Middelv.	Klasse
<b>Klorofyll-a (<math>\mu\text{g/l}</math>)</b>							
Hovedst.	1,1	1,3	1,6	0,9	0,9	1,2	I
Flubergfj.	1,1	1,9	1,1	1,1	0,9	1,2	I
Landåsvtn.		7,4	7,7	3,5		6,2	III
<b>Tot-P (<math>\mu\text{gP/l}</math>)</b>							
Hovedst.	4,9	3,1	2,8	2,5	2,5	3,2	I
Flubergfj.	5,3	3,4	4,1	3,6	8,4	5,0	I
Landåsvtn.		9,1	11,0	9,2		9,8	II
<b>Tot-N (<math>\mu\text{gN/l}</math>)</b>							
Hovedst.	526	454	447	471	485	477	III
Flubergfj.	256	279	349	349	318	310	II
Landåsvtn.		323	294	309		309	II
<b>NO3 (<math>\mu\text{gN/l}</math>)</b>							
Hovedst.	392	317	278	339	351	335	
Flubergfj.	99	125	144	130	148	129	
Landåsvtn.		65	<10	31		34	
<b>Silisium (<math>\text{mgSiO}_2/\text{l}</math>)</b>							
Hovedst.	3,51	3,36	3,25	3,47	3,02	3,32	
Flubergfj.	3,40	2,97	3,04	3,23	3,04	3,14	
<b>pH</b>							
Hovedst.	7,2	7,3	7,4	7,1	7,3	7,3	I
Flubergfj.	7,1	7,2	7,3	7,1	7,2	7,2	I
Landåsvtn.		7,2	7,2	7,0		7,1	I
<b>Alkalitet (<math>\text{mmol/l}</math>)</b>							
Hovedst.	0,255	0,248	0,254	0,252	0,252	0,252	I
Flubergfj.	0,153	0,199	0,227	0,216	0,213	0,202	I
Landåsvtn.		0,207	0,221	0,231		0,220	I
<b>Turbiditet (F.N.U.)</b>							
Hovedst.	0,37	0,44	0,32	0,29	0,26	0,34	I
Flubergfj.	0,70	0,49	0,48	0,47	0,38	0,50	II
Landåsvtn.		1,10	1,10	1,40		1,20	III
<b>Kalsium (<math>\text{mg/l}</math>)</b>							
Hovedst.	6,62					6,62	
Flubergfj.	3,52					3,52	
Landåsvtn.		5,09				5,09	
<b>Konduktivitet (<math>\text{mS/m}</math>)</b>							
Landåsvtn.		3,75				3,75	
<b>Fargetall (<math>\text{mgPt/l}</math>)</b>							
Hovedst.	31	20	19	18	18	21	II
Flubergfj.	35	24	23	21	20	25	III
Landåsvtn.		31	27	25		28	III
<b>Siktedyp (m)</b>							
Hovedst.	8,5	7,6	7,4	8,8	8,6	8,2	I
Flubergfj.	5,3	6,6	6,1	7,2	6,1	6,3	I
Landåsvtn.		4,0	4,2	4,6		4,3	II
<b>E. coli på 1 m dyp (ant./100 ml)</b>							
Hovedst.	0	2	0	0	0	2	I
Flubergfj.	0	0	1	0	1	1	I
Landåsvtn.		0	5	0		5	II

\* 90 prosentiler

Tab. II. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Randsfjorden, St\_1 (hovedstasjonen)

Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2005	2005	2005	2005	2005
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	6	7	8	19	11
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>						
Chroococcus limneticus		.	.	.	0,1	.
Woronichinia compacta		.	.	.	.	0,2
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	0,0	0,1	0,2
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>						
Botryococcus braunii		.	.	1,4	0,7	.
Carteria sp. (l=6-7)		.	.	0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	.	.	.	0,1
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	0,7	0,6	0,5	0,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,3	.	0,2	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	0,6	0,5	2,3	1,8
Monoraphidium griffithii		.	.	0,6	.	0,1
Oocystis submarina v.variabilis		.	0,7	0,8	0,2	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.	.	.	0,3	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)		.	.	1,3	0,3	.
Selenastrum capricornutum		.	0,2	.	.	.
Sphaerocystis Schroeteri		.	.	0,2	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		.	.	0,2	0,1	0,1
Sum - Grønnalger		0,3	2,1	6,2	4,3	2,5
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>						
Bitrichia chodatii		.	.	0,4	.	.
Craspedomonader		0,2	.	1,1	1,2	0,2
Dinobryon borgei		.	0,2	.	0,1	0,0
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0,2	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	.	.	.	0,1
Kephyrion sp.		0,1	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		.	3,0	.	.	.
Mallomonas caudata		1,4	.	.	.	0,7
Mallomonas punctifera (M.reginae)		.	0,2	.	.	.
Mallomonas spp.		.	0,3	0,6	.	0,4
Ochromonas sp.		1,0	1,4	4,0	5,1	4,5
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		1,1	0,9	2,9	0,9	2,0
Pseudokephyrion sp.		.	.	.	0,1	.
Små chrysomonader (<7)		18,4	12,6	8,5	5,0	6,5
Store chrysomonader (>7)		6,0	3,4	4,3	2,6	6,0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		1,0	0,6	0,3	3,6	1,0
Ubest.chrysophyceae		.	0,2	.	0,1	0,4
Sum - Gullalger		29,5	22,9	22,0	18,6	21,8
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>						
Asterionella formosa		8,9	1,1	0,7	.	.

<i>Aulacoseira alpigena</i>	2,9	0,9	2,9	0,2	1,2
<i>Aulacoseira islandica</i> (morf.helvetica)	4,2	.	.	.	.
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	.	.	0,5
<i>Cyclotella comensis</i>	.	0,1	0,5	.	.
<i>Cyclotella comta</i> v.oligactis	.	.	0,2	.	.
<i>Cyclotella glomerata</i>	.	.	0,9	0,5	.
<i>Cyclotella radiosa</i>	1,0	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12 h=5-7)	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>Diatoma tenue</i>	1,0	.	.	.	.
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	22,0	8,6	0,2	1,1	1,7
<i>Fragilaria ulna</i> (morfotyp"acus")	1,3	.	.	.	.
<i>Fragilaria ulna</i> (morfotyp"angustissima")	1,9	.	.	.	.
<i>Fragilaria ulna</i> (morfotyp"ulna")	1,6	.	.	.	.
<i>Navicula</i> sp.	.	.	.	.	0,3
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	0,1	0,5	.	.	.
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1,0	.	.	.	0,3
Sum - Kiselalger	46,0	11,2	5,4	1,9	4,2
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>					
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	.	.	.	.	0,3
<i>Cryptomonas erosa</i> v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	.	.	1,1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2,1	2,0	0,7	1,3	1,3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	1,3	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	2,1	6,2	4,8	2,6	6,0
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-30)	11,0	3,6	0,8	0,9	1,8
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,7	1,4	1,4	0,6	0,7
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v.nannoplantica)	13,9	12,2	17,8	9,8	9,9
Ubest.cryptomonade ( <i>Chroomonas</i> sp.?)	1,1	0,8	0,8	0,2	0,5
Sum - Svelgflagellater	32,2	26,3	26,4	15,5	21,6
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>					
<i>Amphidinium</i> sp.	0,4	.	.	.	.
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	6,5	6,5	.	.
<i>Gymnodinium</i> cf.lacustre	3,1	0,5	0,5	0,7	0,3
<i>Gymnodinium</i> cf.uberrimum	2,9	.	.	2,9	.
<i>Gymnodinium helveticum</i>	4,4	2,4	.	9,6	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	0,2	.	.	0,5
<i>Peridinium</i> sp. (l=15-17)	1,0	.	.	.	0,7
<i>Peridinium umbonatum</i> (P.inconspicuum)	.	.	.	0,4	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	.	0,3	.
Sum - Fureflagellater	11,7	9,6	7,0	13,8	1,5
<b>Haptophyceae</b>					
<i>Chrysochromulina parva</i>	1,9	6,4	0,9	0,6	0,7
Sum - Haptophyceae	1,9	6,4	0,9	0,6	0,7
<b>My-alger</b>					
My-alger	18,9	17,4	10,5	8,2	10,5
Sum - My-alge	18,9	17,4	10,5	8,2	10,5
Sum totalt :	140,5	95,8	78,5	63,0	62,8



Tabell III. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Randsfjorden, St\_6 (Flubergfjorden)

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)				
	År	2005	2005	2005	2005
	Måned	6	7	8	9
	Dag	6	7	8	19
Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>					
<i>Chroococcus limneticus</i>	.	.	.	0,2	0,1
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>					
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	.	.	0,7
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	.	0,3	0,3	0,1	.
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> (genevensis)	.	0,1	.	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	0,6	0,3	.
<i>Kirchneriella</i> spp.	.	.	.	0,1	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0,3	0,4	2,0	2,3
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	.	.	0,1	0,1
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	.	0,1	0,4	0,2	.
<i>Pediastrum boryanum</i>	1,6	.	.	.	.
<i>Scenedesmus</i> sp. ( <i>Sc.bicellularis</i> ?)	.	0,4	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	.	0,2	.	0,2
Sum - Grønnalger	1,6	1,3	1,8	2,8	3,3
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>					
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	0,5	.	.
<i>Chromulina</i> sp. ( <i>Chr.pseudonebulosa</i> ?)	.	.	.	.	0,1
<i>Chrysococcus</i> sp.	0,2	.	.	.	.
<i>Chrysolykos skujai</i>	.	0,3	.	.	.
<i>Craspedomonader</i>	0,6	.	0,7	0,4	0,6
Cyster av <i>Chrysolykos skujai</i>	0,1	.	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	0,2	0,1	0,1	0,2	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0,7	2,4	.	0,2	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	0,2	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	4,3	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	0,2	2,8	.	0,4	.
<i>Dinobryon suecicum</i> v. <i>longispinum</i>	.	1,0	.	0,1	.
<i>Kephyrion litorale</i>	0,1	0,9	.	.	.
<i>Kephyrion</i> sp.	0,5	0,2	.	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i> (v. <i>parvula</i> )	.	1,3	0,9	0,6	2,1
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	0,5	0,5	.
<i>Mallomonas</i> spp.	1,1	1,3	1,0	0,2	.
<i>Ochromonas</i> sp.	4,4	3,0	3,9	3,5	6,1
<i>Ochromonas</i> sp. (d=3.5-4)	5,2	3,7	2,5	2,1	1,9
Små chrysomonader (<7)	20,8	26,4	7,1	5,2	9,7
<i>Spiniferomonas</i> sp.	.	0,4	.	.	.
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	.	.	.	0,1	0,1
Store chrysomonader (>7)	11,2	8,6	3,9	2,6	4,3
<i>Synura</i> sp. (l=9-11 b=8-9)	2,8	1,1	.	.	.
Ubest.chrysomonade ( <i>Ochromonas</i> sp.?)	0,5	.	0,3	1,7	0,8
Ubest.chrysophyceae	0,8	.	0,2	0,1	0,1

<i>Uroglena americana</i>	.	6,8	.	.	.	.
Sum - Gullalger	49,8	64,6	21,6	17,8	25,8	
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>						
<i>Achnanthes</i> sp. (l=15-25)	0,4	.	.	.	0,2	
<i>Asterionella formosa</i>	3,0	0,6	0,4	0,1	.	
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,7	3,8	3,7	2,4	
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	0,3	.	.	
<i>Cyclotella comensis</i>	.	.	.	0,2	.	
<i>Cyclotella comta</i> v. <i>oligactis</i>	.	.	0,5	.	.	
<i>Cyclotella glomerata</i>	0,6	.	0,3	0,2	.	
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	0,2	1,0	0,4	
<i>Diatoma tenue</i>	0,3	.	.	.	.	
<i>Fragilaria</i> sp. (l=30-40)	.	1,1	.	.	.	
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	0,4	2,4	0,2	.	0,1	
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp"ulna")	1,6	.	.	.	.	
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	.	1,2	.	.	.	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	.	0,3	.	.	.	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1,0	.	.	.	.	
Sum - Kiselalger	7,2	6,3	5,7	5,2	3,1	
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,7	.	.	.	.	
<i>Cryptomonas curvata</i>	.	.	.	.	0,9	
<i>Cryptomonas erosa</i> v. <i>reflexa</i> (Cr.refl.?)	.	.	.	1,1	0,4	
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	.	1,0	3,2	1,0	
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	0,1	.	.	.	.	
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	0,2	2,4	4,3	9,1	8,1	
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-30)	2,0	0,5	0,4	0,8	2,3	
<i>Katablepharis ovalis</i>	1,2	5,0	1,0	0,8	0,8	
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v. <i>nannoplantica</i> )	0,8	3,0	9,5	16,5	18,1	
Ubest.cryptomonade ( <i>Chroomonas</i> sp.?)	0,1	0,8	2,6	1,5	1,0	
Ubest.cryptomonade (l=6-8) <i>Chro.acuta</i> ?	0,2	0,5	0,2	.	0,2	
Sum - Svelgflagellater	5,3	12,1	19,1	33,1	32,7	
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>						
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	0,6	0,8	0,8	1,8	1,0	
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>uberrimum</i>	2,9	.	.	.	.	
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	0,9	0,2	.	0,2	.	
<i>Peridinium</i> sp. (l=15-17)	2,6	.	.	0,7	.	
<i>Peridinium umbonatum</i> ( <i>P.inconspicuum</i> )	3,0	.	.	.	0,5	
Sum - Fureflagellater	10,1	1,1	0,8	2,7	1,5	
<b>Haptophyceae</b>						
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,4	0,9	0,1	0,0	0,1	
Sum - Haptophyceae	0,4	0,9	0,1	0,0	0,1	
<b>My-alger</b>						
My-alger	33,6	22,0	9,3	11,7	13,7	
Sum - My-alge	33,6	22,0	9,3	11,7	13,7	
Sum totalt :	108,0	108,3	58,3	73,5	80,3	

Tabell IV. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Landåsvatn

Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2005	2005	2005
	Måned	7	8	9
	Dag	7	8	19
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>				
Anabaena lemmermannii		13,8	3,1	.
Tychonema bourrellyi		.	3,5	.
Woronichinia naegeliana		.	1,6	3,2
	Sum - Blågrønnalger	13,8	8,2	3,2
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>				
Botryococcus braunii		2,1	4,2	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	3,2	.
Dictyosphaerium pulchellum		.	.	1,0
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		2,7	0,8	.
Gloeotila sp.		23,9	.	.
Oocystis parva		.	0,7	.
Staurodesmus indentatus		1,4	3,5	.
Teilingia granulata		0,7	1,4	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		0,3	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		1,3	3,0	.
	Sum - Grønnalger	32,3	16,8	1,0
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>				
Bitrichia chodatii		1,4	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		.	.	0,3
Craspedomonader		3,3	.	1,1
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii		6,5	0,1	.
Dinobryon crenulatum		.	0,4	2,6
Dinobryon divergens		.	1,2	.
Løse celler Dinobryon spp.		.	0,9	.
Mallomonas caudata		396,9	630,0	15,0
Mallomonas spp.		2,7	7,0	1,3
Ochromonas sp.		.	5,0	8,6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		4,7	2,7	5,7
Pseudokephyrion sp.		.	0,2	0,3
Små chrysomonader (<7)		50,3	10,5	17,7
Spiniferomonas sp.		.	.	0,4
Stichogloea doederleinii		.	0,9	.
Store chrysomonader (>7)		17,2	6,9	16,4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	.	0,4
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)		3,2	.	.
Uroglena americana		2,4	.	.
	Sum - Gullalger	488,6	665,8	69,9

<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>				
Asterionella formosa	64,1	13,1	4,2	
Cyclotella comta v. oligactis	8,0	2,3	.	
Cyclotella glomerata	1,1	.	1,1	
Diatoma tenuis	.	.	0,3	
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	0,1	0,6	
Fragilaria sp. (l=40-70)	21,5	0,2	0,2	
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	0,8	.	.	
Rhizosolenia longiseta	185,5	7,0	.	
Tabellaria fenestrata	9,2	.	.	
Tabellaria flocculosa	4,3	.	.	
Sum - Kiselalger	294,5	22,7	6,2	
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>				
Cryptaulax vulgaris	.	.	0,3	
Cryptomonas cf. erosa	70,0	50,9	41,5	
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	10,1	3,6	2,5	
Cryptomonas marssonii	3,5	5,1	8,6	
Cryptomonas pyrenoidifera	.	6,4	.	
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	3,6	1,3	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	19,2	30,1	3,6	
Cyathomonas truncata	2,4	.	.	
Katablepharis ovalis	9,5	8,3	0,2	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	20,7	8,9	27,0	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	20,7	6,4	7,2	
Sum - Svelgflagellater	156,1	123,2	92,3	
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>				
Ceratium hirundinella	26,0	.	6,5	
Gymnodinium cf. lacustre	7,4	3,7	0,6	
Gymnodinium cf. uberrimum	26,4	227,7	69,3	
Gymnodinium helveticum	6,4	6,4	1,6	
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6,4	6,4	1,0	
Peridinium sp. (l=15-17)	.	16,5	1,0	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,1	20,7	.	
Ubest.dinoflagellat	1,9	0,7	2,4	
Sum - Fureflagellater	75,5	282,0	82,4	
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>				
Trachelomonas volvocina	0,7	2,6	2,6	
Sum - Øyealger	0,7	2,6	2,6	
<b>Haptophyceae</b>				
Chrysochromulina parva	126,5	1,9	.	
Sum - Haptophyceae	126,5	1,9	0,0	
<b>My-alger</b>				
My-alger	42,0	19,2	22,4	
Sum - My-alge	42,0	19,2	22,4	
Sum totalt :	1229,9	1142,4	280,1	

**Tabell V.** Krepssdyrplankton i Randsfjorden st. 1 i 2005, mg tørrvekt pr. m<sup>2</sup> (0-20 m).

	06.06.2005	07.07.2005	08.08.2005	19.09.2005	11.10.2005	Middelv.
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>						
<i>Calanoida:</i>						
Limnocalanus macrurus	69,1	0,0	0,0	0,0	0,0	13,8
Hetercope appendiculata	4,2	79,2	260,1	18,5	0,0	72,4
Eudiaptomus gracilis	32,9	123,2	314,4	24,9	45,4	108,2
Sum Calanoida	106,2	202,4	574,5	43,4	45,4	194,4
<i>Cyclopoida:</i>						
Mesocyclops leuckarti	8,0	1,0	5,1	7,8	5,8	5,5
Thermocyclops oithonoides	0,6	1,2	19,0	1,4	0,3	4,5
Cyclops scutifer	38,5	90,3	13,7	3,5	2,4	29,7
Sum Cyclopoida	47,1	92,5	37,8	12,7	8,5	39,7
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>						
Leptodora kindtii	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Diaphanosoma brachyurum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Holopedium gibberum	5,7	84,3	42,4	0,0	2,2	26,9
Daphnia galeata	5,3	73,2	150,2	46,7	29,5	61,0
Daphnia cristata	0,4	9,2	0,0	0,0	0,0	1,9
Bosmina longispina	3,2	354,6	165,3	25,2	18,8	113,4
Polyphemus pediculus	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1
Sum Cladocera	15,6	521,8	357,9	71,9	50,5	203,5
Sum krepssdyrplankton	168,9	816,7	970,2	128,0	104,4	437,6

**Tabell VI.** Krepssdyrplankton i Flubergfjorden i 2005, mg tørrvekt pr. m<sup>2</sup> (0-20 m).

	06.06.2005	07.07.2005	08.08.2005	19.09.2005	11.10.2005	Middelv.
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>						
<i>Calanoida:</i>						
Limnocalanus macrurus	2,0	12,9	17,1	12,3	169,7	42,8
Hetercope appendiculata	7,1	90,1	146,6	106,5	41,2	78,3
Eudiaptomus gracilis	0,5	52,3	319,7	163,9	456,6	198,6
Sum Calanoida	9,6	155,3	483,4	282,7	667,5	319,7
<i>Cyclopoida:</i>						
Mesocyclops leuckarti	0,9	8,8	21,1	3,3	4,8	7,8
Thermocyclops oithonoides	0,8	0,8	10,2	3,4	1,7	3,4
Cyclops scutifer/Megacyclops spp.	30,8	6,9	42,5	0,1	0,5	16,2
Sum Cyclopoida	32,5	16,5	73,8	6,8	7,0	27,3
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>						
Leptodora kindtii	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Diaphanosoma brachyurum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Holopedium gibberum	4,6	98,9	40,6	22,8	17,2	36,8
Daphnia galeata	1,1	91,7	110,4	58,6	125,7	77,5
Daphnia cristata	3,6	288,3	1346,2	70,1	345,1	410,7
Bosmina longispina	45,2	329,9	240,1	166,5	285,9	213,5
Polyphemus pediculus	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Sum Cladocera	54,5	809,8	1737,3	318,0	773,9	738,7
Sum krepssdyrplankton	96,6	981,6	2294,5	607,5	1448,4	1085,7