



År: 2006

Høgskolen i Telemark

Tittel: Endringer i vannkjemi og krepsdyrfauna i Lifjellområdet, Telemark, 1979 – 2005.

**Forfattere/
Studentnr.:** Jens Kristian Hvalgård/ 001380
Kristian Dahl/ 001357

Fagkode: 4317
Oppgavetype: Mastergradsoppgave
Studiepoeng: 2*60

Studium: 2-årig mastergradsstudium i natur-, helse- og miljøvern

Konfidensiell: Nei



Avdeling for allmennvitenskaplege fag

Hallvard Eikas plass, 3800 Bø

Summary

The main objective of this investigation was to study changes in water chemistry and the crustacean community of a sample of lakes in the Lifjell Mountains, Telemark County, southern Norway, summer 2005. A similar investigation was conducted in 1979 (Spikkeland 1980) and provides the basis of comparison for this investigation.

The study sites varied considerably with regards to vegetation, topography and altitude. The bedrock, mainly quartzite, is primarily covered by a shallow soil layer, while lower-lying areas consist of a more continuous soil layer of greater thickness. Samples were collected in June /July, August and August/September. Water samples and pelagic crustaceans were collected from the pelagic zone. Littoral crustaceans were collected along the shoreline from vegetation and substrate of varying character. Detrended Correspondence Analysis (DCA) and test of hypotheses were used to examine possible changes since 1979.

All study sites showed a significant increase in levels of organic material ($P < 0.001$). This was partial due to liming, though climatic changes may have been of some importance. A rise in pH ($P = 0.014$) was recorded in almost all study sites, and was probably a result of liming and reduction of long-range transport of acid emissions. Like Spikkeland's (1980) results, the study site samples showed low or no buffer capacity, with poor ability to resist acidification. However, limed lakes showed a slight improvement in alkalinity. The highest concentrations of aluminum were recorded in lakes with $\text{pH} < 6.0$. This is related to the solubility of aluminum which is strongly pH-dependant. A great amount of reactive aluminum was not synonymous with correspondingly high concentrations of labile-aluminum. This was due to high concentrations of organic material that can form complex bonds with aluminum. Concentrations of ions in the lakes were generally low, though relatively high concentrations of sodium (0.90-1.50 mg/l) were recorded in some lakes, possibly a result of marine salt deposits. A rise in concentrations of calcium ($P = 0.042$) were observed, particularly in limed lakes, while magnesium levels were lower ($P = 0.042$), probably due to long-term influence of acid precipitation.

In all, 46 species were recorded including 31 cladocerans and 15 copepods. Spikkeland (1980) found 36 crustaceans including 25 cladocerans and 11 copepods. The number of species was highest in lowland lakes. The number of pelagic and pelagic littoral species in lakes was

found to vary from 3 to 9 in both studies. *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Cyclops scutifer* and *Heterocope saliens* were, as in Spikkeland (1980), the most common pelagic crustaceans recorded.

Differences in species number between 2005 and 1979 were most visible in the littoral community. The number of littoral species in 2005 varied from 12 to 23, and in 1979 from 7 to 19. Rised levels of organic material and an increase in pH seem to be of importance for species richness and the presence of acid-sensitive species. The littoral community was mainly dominated by *Bosmina longispina*, and in some cases *Polyphemus pediculus* and *Alonopsis elongata*. Among copepods, *Heterocope saliens* and *Eucyclops serrulatus* were the most common. In Spikkeland (1980) *Bosmina longispina*, *Alonopsis elongata*, *Chydorus sphericus* and *Polyphemus pediculus* were the most common littoral crustaceans recorded. Six of the species recorded in 2005 were considered to be acid sensitive including *Mixodiaptomus laciniatus* which was found in 3 lakes, and whose presence often indicates improved water quality due to increased pH. Records of other acid-sensitive species, e.g. *Ophryoxus gracilis* and *Eucyclops macrurus* in low-land lakes, are considered to be a result of changes in concentrations of organic material rather than changes in pH.

The DCA-ordination on species data of 2005 and 1979 resulted in a strong correlation between the first axis and the two environmental variables altitude ($r = 0.91$) and temperature ($r = -0.78$). This axis was correlated with species number ($r = -0.68$) in lakes, indicating a relationship between altitude, temperature and species number. The second axes was correlated to pH ($r = -0.62$), indicating a relationship between pH and increased species number. This was most visible in limed lakes. Results of the DCA-ordination on exclusively 2005 data suggested that organic material ($r = -0.76$), in addition to altitude ($r = 0.85$) and temperature ($r = -0.80$), was of importance for species number. The second axis was strongly correlated to pH ($r = 0.71$), a relationship that seemed to be associated with species composition.

Sammendrag

Denne mastergradsoppgaven går ut på å studere endringer i vannkvalitet og krepsdyrfauna i Lifjellområdet som ligger i Telemark fylke i Sør-Norge, og ble utført sommeren 2005. En liknende undersøkelse ble gjort i 1979 (Spikkeland 1980), og danner grunnlaget for denne undersøkelsen.

De undersøkte lokalitetene viser stor variasjon i vegetasjon, topografi og høyde over havet. Berggrunnen i området er dominert av næringsfattig kvartsitt. Det undersøkte området består hovedsaklig av bart fjell og et skrint løsmassedekke, mens enkelte lavereliggende lokaliteter har tykkere, og mer sammenhengende løsmasser. Prøvetakingen foregikk i periodene juni/juli, august og august/september. Vannprøver og pelagiale håvtrekk ble gjort på det åpne vannspeilet. Ved innsamling av littorale krepsdyr ble det lagt vekt på representativitet fra ulike vegetasjonstyper og bunnforhold. For å studere endringene siden 1979 ble det brukt hypotesetester og Detrended Correspondence Analysis (DCA).

Konsentrasjonen av organisk stoff i lokalitetene viste en signifikant økning ($P < 0,001$). Dette tilskrives til dels kalking og til dels en mulig endring i klimatiske forhold. Økning i pH ($P = 0,014$) ble registrert i tilnærmet samtlige lokaliteter, noe som skyldtes kalking og reduksjon i langtransportert forurensing. Lifjellområdet har, sammenliknet med resultatene fra Spikkeland (1980), fortsatt lav bufferkapasitet, med liten eller ingen motstandsevne mot forsuring. Kalka vann viste en moderat bedring i alkalitet. De høyeste konsentrasjonene av aluminium ble observert i lokaliteter med $\text{pH} < 6,0$, noe som henger sammen med at løseligheten til aluminium er sterkt avhengig av pH. Høy konsentrasjon av reaktivt aluminium var ikke synonymt med høy konsentrasjon av labilt aluminium. Dette skyldtes høy konsentrasjon av organisk materiale som danner kompleksbindinger med aluminium. Ioneinnholdet i Lifjellområdet var generelt lavt med unntak av natriuminnholdet som var relativt høyt i enkelte lokaliteter. Påvirkning av sjøsalter kan være av betydning. Konsentrasjonen av kalsium var høyere i 2005 ($P = 0,042$), spesielt i kalka vann. Innholdet av magnesium i lokalitetene var lavere i 2005 ($P = 0,042$). Dette skyldtes trolig langtidspåvirkning av sur nedbør.

Det ble totalt registrert 46 krepsdyrarter (31 arter vannlopper og 15 arter hoppekreps) i 2005. Spikkeland (1980) påviste 36 arter (25 arter vannlopper og 11 arter hoppekreps). De høyeste

artsantallene ble observert i lavereliggende lokaliteter. Antall pelagiale og pelagiallittorale arter i lokalitetene varierte mellom tre og ni begge år. Både i 2005 og 1979 var *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Cyclops scutifer* og *Heterocope saliens* de vanligste krepsdyrartene i pelagialen.

Forskjellen i artsantall i littoralen mellom 2005 og 1979 var større enn i pelagialen. I 2005 varierte artsantallet i littoralen mellom 12 og 23, mens det i 1979 varierte mellom sju og 19. Økningen i innholdet av organisk materiale og bedringen i pH ser ut til å være faktorer som kan ha hatt betydning for artsantallet og forekomsten av forsuringfølsomme arter. I hovedsak ble littoralsamfunnet i 2005 dominert av *Bosmina longispina*, men i enkelte tilfeller kunne også *Polyphemus pediculus* og *Alonopsis elongata* dominere littoralen. Blant hoppekrepsene var *Heterocope saliens* og *Eucyclops serrulatus* de vanligste artene. I Spikkeland (1980) var *Bosmina longispina*, *Alonopsis elongata*, *Chydorus sphericus* og *Polyphemus pediculus* de vanligste artene i littoralen. I 2005 ble det registrert seks krepsdyrarter som regnes for å være forsuringfølsomme. Enkelte av disse funnene, for eksempel *Mixodiaptomus laciniatus* som ble påvist i tre lokaliteter, er regnet som en indikator på bedret vannkvalitet i form av økt pH. Andre funn, for eksempel *Ophryoxus gracilis* og *Eucyclops macrurus* i lavereliggende lokaliteter, knyttes i større grad til endringer i konsentrasjonen av organisk materiale enn til endringer i pH.

DCA-ordinasjonene for artsdata fra 2005 og 1979 viste at høyde over havet ($r = 0,91$) og temperatur ($r = -0,78$) korrelerte med 1. akse. Denne akse korrelerte negativt med artsantall ($r = -0,68$), noe som betyr at de ovennevnte parameterne i stor grad var viktig i forbindelse med artsantallet i lokalitetene. Akse 2 som korrelerte med pH ($r = -0,62$) indikerte en økning i artsantall. Dette var spesielt tydelig i kalka lokaliteter. I DCA-ordinasjonen med kun sammenslåtte data fra 2005 viste også innhold av organisk materiale seg som en faktor som kunne påvirke artsantallet ($r = -0,76$) i tillegg til høyde over havet ($r = 0,85$) og temperatur ($r = -0,80$). Akse 2 korrelerte godt med pH ($r = 0,71$). Det er imidlertid vanskelig å avgjøre hva 2. akse beskriver, men det kan se ut som den sier noe om artssammensetning.

Forord

Denne mastergradsoppgaven på 2*60 studiepoeng er utført ved Høgskolen i Telemark, Bø, institutt for natur-, helse- og miljøvern fag i forbindelse med avslutningen av vårt 2-årige mastergradsstudium i natur-, helse- og miljøvern fag. Oppgaven oppstod etter initiativ fra Gunnar Halvorsen (NINA), Bjørn Walseng (NINA), Synne Kleiven (HiT) og Arne Lande (HiT). Oppgaven ble valgt på grunn av interesse for limnologi og muligheten for et interessant og lærerikt feltarbeid.

Førsteamanuensis Synne Kleiven har vært veileder under arbeidet. Hun har vært til god hjelp gjennom arbeidet med oppgaven. Takk skal du ha.

Under arbeidet med krepsdyrmaterialet har våre eksterne veiledere Forsker II Gunnar Halvorsen (NINA) og Forsker II Bjørn Walseng (NINA) vært svært hjelpsomme i forbindelse med artsbestemming, litteratur og kvalitetssikring av det krepsdyrfaglige. Vi har under arbeidet hatt en god dialog med disse. Dette har vært lærerikt. Takk skal dere ha.

I forbindelse med de vannkjemiske analysene har Overingeniør Bjørn G. Steen og Laboratorieingeniør Ragnhild Lie gitt oss den nødvendige opplæringen og hjelpen for gjennomføring av analysene. De har også bistått underveis med kjemirelaterte spørsmål. Dette har vært nyttig for oss. En stor takk skal dere ha.

Flere på bygget har under prosessen vært involvert på ulike måter i vårt arbeid, og skal ha vår største takk. Førsteamanuensis Arne Lande har underveis bidratt med limnologiske innspill og nyttige tips. Avdelingsingeniør Frode Bergan har bistått i forbindelse med tilrettelegging for både felt- og laboratoriearbeid, og har generelt vært svært hjelpsom. Avdelingsingeniør Ralph I. Stålberg har bistått med kart og GPS kompetanse, mens Høgskolelærer Hans Petter Høie har vært hjelpsom med excel-relaterte spørsmål. Førsteamanuensis Per Chr. Hagen har gitt gode råd og veiledet i forbindelse med statistiske analyser, mens Førsteamanuensis Arvid Odland har hjulpet oss med DCA-analysene. Førsteamanuensis Howard E. Parker har bidratt med engelskspråklig veiledning i forbindelse med summary.

Enkelte personer har gjort feltarbeidet enklere og mer behagelig for oss. Atle Bjørge har på vegne av Seljord Fiskeforening lånt oss hytte ved Store Tjorbutjørne. Tor Tveiten har lånt oss

båten sin i Gavlesjø, mens Mari Tveitan har lånt oss nøkkel til bommen ved Stamtjørn.
Hjertelig takk skal dere ha.

Også medstudenter har bidratt. Lars Berg Holtan skal ha hjertelig takk for korrekturlesing og generell språklig veiledning. Eirik Ørsland og Ingunn H. Selnes skal ha takk for nyttig faglig samarbeid gjennom hele prosessen. Til slutt skal Lise Brekke, mor til Gorm og kjæreste til Kristian ha en stor takk for korrekturlesing, og ikke minst for sin gode innsats som alenemor i travle perioder.

Bø i Telemark, juni 2006

Kristian Dahl

Jens Kristian Hvalgård

Innholdsfortegnelse

Summary	1
Sammendrag	3
Forord	5
Innholdsfortegnelse	7
1 Innledning	10
2 Områdebeskrivelse	11
2.1 Geologi	12
2.2 Vegetasjon	12
2.3 Klima	12
2.4 Lokalteter	14
2.4.1 Stamtjørn	14
2.4.2 Gavlesjø	15
2.4.3 Dam 1	15
2.4.4 Reskjemvatnet	15
2.4.5 Dam 2	15
2.4.6 Skåråfjellholmen	16
2.4.7 Store Tjorbutjørn	16
2.4.8 Øvre Tvitjørn	17
2.4.9 Slåkåvatnet	17
2.4.10 Goddalstjørna	17
2.4.11 Hurumskardtjørna	18
3 Materiale og metode	19
3.1 Feltarbeid	19
3.1.1 Vannkjemi	19
3.1.2 Krepsdyr	20
3.2 Laboratoriearbeid	20
3.2.1 Konservering og lagring	21
3.2.2 Analyser	21
3.2.3 Artsbestemming av krepsdyr	22
3.3 Beregninger og statistiske analyser	23
3.3.1 Syrenøytraliserende kapasitet (ANC)	23
3.3.2 Ionebalanse	23

3.3.3	Konduktivitet.....	24
3.3.4	Detrended Correspondence Analysis (DCA).....	24
3.3.5	Hypotesetester.....	24
3.3.6	Parvis t-test.....	24
3.3.7	Wilcoxons test for parvise observasjoner.....	25
3.3.8	Korrelasjon.....	25
3.4	Avvik fra metode i Spikkeland (1980).....	25
3.5	Feilkilder.....	25
4	Resultat og diskusjon.....	27
4.1	Vannkjemi.....	27
4.1.1	Temperatur.....	28
4.1.2	Siktedyp, egenfarge og fargetall.....	29
4.1.3	Konduktivitet.....	32
4.1.4	Oksygen.....	33
4.1.5	pH.....	34
4.1.6	Alkalitet.....	35
4.1.7	ANC.....	37
4.1.8	Jern og mangan.....	38
4.1.9	Aluminium.....	39
4.1.10	Kalsium og magnesium.....	40
4.1.11	Natrium og kalium.....	42
4.1.12	Klorid og sulfat.....	44
4.1.13	Total fosfor.....	46
4.1.14	Fosfat.....	47
4.1.15	Total nitrogen.....	48
4.1.16	Nitrat.....	49
4.1.17	Ammonium.....	49
4.1.18	TOC.....	50
4.1.19	Ionesammensetning.....	51
4.2	Krepsdyr.....	52
4.2.1	Pelagialsamfunnet.....	54
4.2.2	Littoralsamfunnet.....	55
4.2.3	Enkeltlokaliteter.....	56
4.2.4	DCA-analyse.....	61

4.2.5	Forsuringsfølsomme arter	64
5	Sammenfattet diskusjon	68
6	Konklusjon	70
7	Litteraturliste	71
8	Vedlegg	81

1 Innledning

I 1980 ga Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer ved Universitetet i Oslo ut rapporten ”Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene på Lifjell, Telemark 1979”. Rapporten ble utarbeidet i forbindelse med at Lifjell var blant de 10-års-vernede vassdrag som var vernet mot kraftutbygging fram til 1983. Denne omhandler blant annet vannkjemiske- og krepsdyrundersøkelser i ni lokaliteter i Lifjellområdet, og ble laget for å klarlegge naturvitenskapelige interesser (Spikkeland 1980). Forøvrig er vassdragene på Lifjell i dag varig vernet mot kraftutbygging etter verneplan 3 med ett unntak, Grunnåi i nordvestre del av området (Kleiven et al. 2002).

Det har trolig skjedd en endring i Lifjellområdet siden 1979 med tanke på at deler av området er kalket (Fylkesmann i Telemark 2005) og den langtransporterte forurensningen er kraftig redusert (SFT 2002). Problemstillingen i denne oppgaven er derfor å undersøke lokalitetens tilstand med hensyn på vannkjemi og krepsdyr, og studere hvilken effekt kalking og reduksjon i sur nedbør har hatt i Lifjellområdet siden 1979.

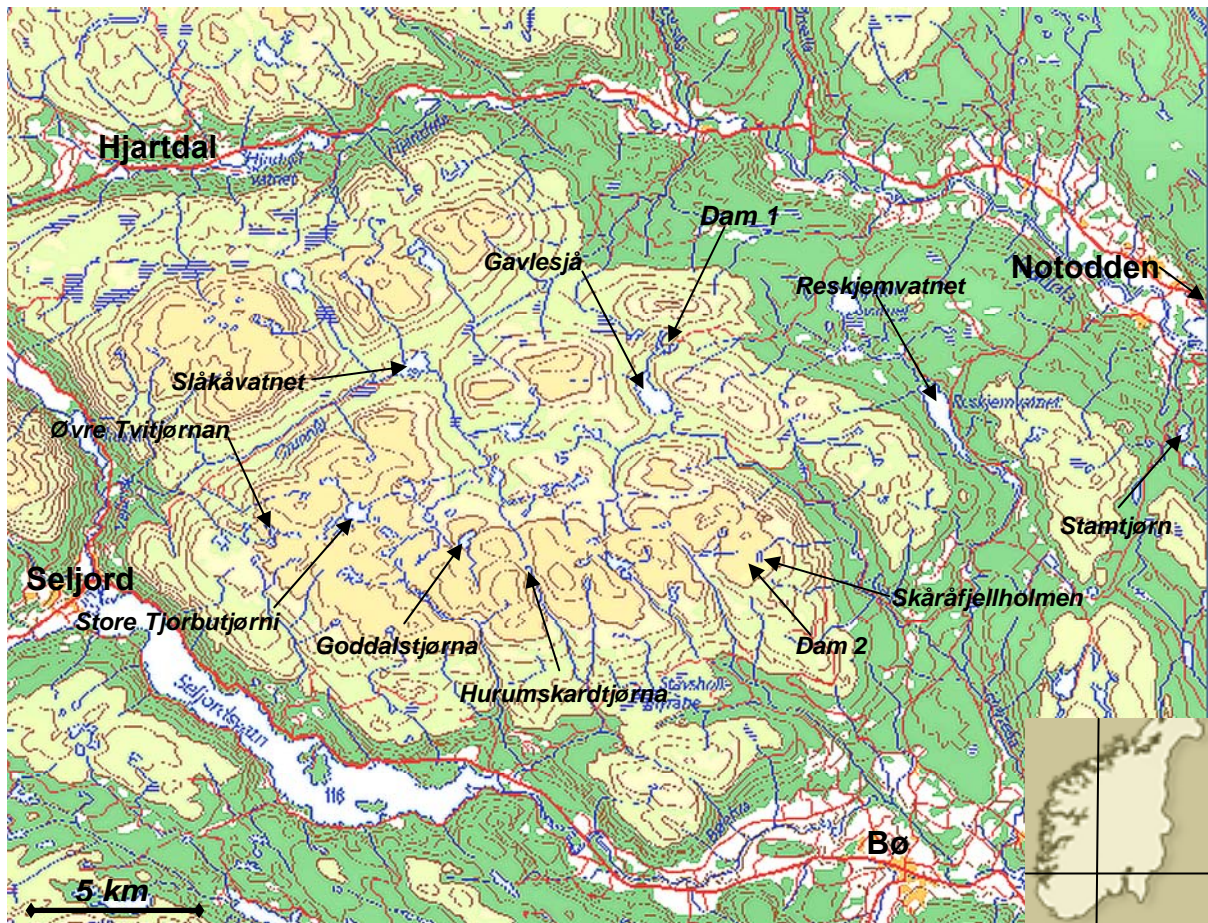
Det er gjort relativt mange undersøkelser av ulike vann i Lifjellområdet, spesielt på selve Lifjell (over 900 moh.). Bortsett fra Spikkeland (1980) er det få som legger stor vekt på krepsdyr. Studier av vannkjemi og effekter av kalking/forsuring er imidlertid godt dekket. Kleiven et al. (2002) har på bakgrunn av undersøkelser på Lifjell sett på effekter av kalking på fjellvann. Det er også gjort liknende arbeid i ulike hovedoppgaver ved Høgskolen i Telemark, Bø (Kobbevik et al. 1998, Danielsen & Ellingsen 2000, Telstø 2000). Vannkjemi og forsuringsproblematikk er også beskrevet i større nasjonale undersøkelser i blant annet Norge (Skjelkvåle et al. 1997a) og Finland (Kauppi et al. 1990).

Liknende krepsdyrundersøkelser har blitt gjort i andre områder. I Lyngdalsvassdraget ble det gjort krepsdyrundersøkelser før og etter kalking (Walseng & Bongard 2001). Noe av det samme er gjort i Store og Lille Hovvatn (Halvorsen 2004) og i Stora Härsjön (Appelberg et al. 1990). Parallelt med denne undersøkelsen ble det gjennomført et tilsvarende studie i Sjøvatnområdet i Telemark (Selnes & Ørslund i trykk).

2 Områdebeskrivelse

Lifjellområdet befinner seg i de fem kommunene Hjartdal, Seljord, Bø, Sauherad og Notodden i Telemark fylke i Sør-Norge (Figur 1). Området er avgrenset av Seljordsvatnet, Bøelva, Heddalsvatnet og Heddøla/Hjartdøla. Arealet utgjør ca. 600 km² (Jansen 1982).

Lifjellområdet har svært variert topografi. Høydeforskjellen mellom de 11 lokalitetene er stor, og varierer fra Stamtjørn som ligger 257 moh. til Dam 2 som ligger 1080 moh. Det høyeste punktet på Lifjell er Mælefjell på vestsiden (1415 moh.). De høytliggende områdene (over 700-800 moh.) er svært kupert, og har få veier og hytteområder. I de lavereliggende områdene finnes det imidlertid enkelte hytteområder og veier.



Figur 1: Lokalitetenes beliggenhet i Lifjellområdet (Statens kartverk 2006).

2.1 Geologi

Lokalitetene ligger i et område som er dominert av kvartsitt. Dette er en hard, skifrig og svært næringsfattig bergart. I de lavereliggende områdene forekommer andre bergarter.

Berggrunnen i de nordøstlige strøka domineres av finkornet granittisk gneis. Dette er en relativt næringsfattig bergart, men det finnes enkelte mindre kalksteinsoner i området.

Lokaliteten Stamtjørn ligger i overgangen til dette området og er dermed eneste lokalitet utenfor området som er dominert av kvartsitt. I de sørlige delene av Lifjellområdet er det smale ganger med amfibolitt og de lavereliggende områdene domineres av middelskornet granittisk gneis (Dons & Jorde 1978).

Lifjellområdet består i hovedsak av bart fjell og et tynt usammenhengende dekke av løsmasser. Mektigheten på løsmassene er fra 0 til 1 meter. Enkelte strøk har dypere avsetninger der morenematerial dominerer. Noen lokaliteter har et mer sammenhengende løsmassedekke enn andre. De registrerte løsmassetypene i det aktuelle området er bunnmorene, dødismorene og elveavsetninger (Jansen 1982).

2.2 Vegetasjon

De store topografiske forskjellene i Lifjellområdet fører til en variert vegetasjon. Årsakene til dette er i hovedsak klimatiske faktorer som vind, temperatur og fuktighet. Under marin grense (ca. 150 moh.) finnes det frodig løvskog og urterik granskog. I disse områdene er det også mye dyrka mark. Fra marin grense og opp til 800 – 870 moh. er det ulike typer av barskog som dominerer. Over barskogsgrensa ligger fjellbjørkeskogen. Denne danner skoggrensa som ligger 880 - 1080 moh. Områder høyere enn dette ligger i den alpine regionen, også kalt snaufjellet. Den øverste vegetasjonssonen på Lifjell er mellomalpin sone, som starter i 1250 – 1300 meters høyde (Hofsten & Wassvik 1980).

2.3 Klima

Nedbørsdataene er hentet fra målestasjon 32200 på Lifjell. Denne ligger i Bø kommune, 354 moh. og måler kun nedbør. Normalverdien for perioden 1961–1990 på Lifjell er 1020 mm i året. Nedbøren for 2005 lå ca. 10 % under normalen. Nedbørsmengden i de månedene innsamlingen av prøvene ble gjort skilte seg noe fra normalen. I juni og juli lå nedbøren over

det som er vanlig for denne tiden. For august og september var nedbørmengden betydelig lavere enn det som er normalen for disse månedene (Tabell 1) (Meteorologisk institutt 2006). Avrenningskart utarbeidet av NVE (1987) viser at avrenningen øker fra 10 l/s km² i Bø (50 moh.) til 45 l/s km² i de områdene som ligger høyest på Lifjell. Det er derfor grunn til å anta at nedbørmengden i de høyestliggende lokaliteten er vesentlig større enn det som måles på nedbørstasjonen.

Tabell 1: Variasjon i nedbør (mm) på Lifjell i perioden juni til september 2005 sammenliknet med normalen for perioden 1961-1990 (Meteorologisk institutt 2006)

	Juni	Juli	August	September
Nedbør 2005 (mm)	93,5	119,9	78,5	58,5
Normalen (mm)	79,0	102,0	116,0	115,0
Avvik (%)	18,4	17,5	-38,3	-49,1

Temperaturen i Lifjellområdet varierer mye på grunn av de store høydeforskjellene. Middelttemperaturen 200 moh. er for januar -7,3°C og for juni 15,9°C. Middelttemperaturen i de samme periodene 1000 moh. er -10,8°C og 11,3°C (Hofsten & Wassvik 1980). Dominerende vindretning i Lifjellområdet er nordvest i vintermånedene. Ellers i året er vindretningen hovedsakelig sør (Johannessen 1977).

2.4 Lokalteter

Den enkelte lokalitet blir her nærmere beskrevet med beliggenhet (Norges geologiske oppmåling 1984, 1985, 1986 og 1999), vegetasjon (Hofsten & Wassvik 1980), kvartærgeologi (Jansen 1982), morfometriske data og kalkingsinformasjon (Fylkesmann i Telemark 2005, vedlegg 1) (Tabell 2).

Tabell 2: Geografiske og morfometriske data og kalkingsstatus for de ulike lokalitetene. Data er hentet fra Spikkeland (1980), Norges geologiske oppmåling (1984, 1985, 1986 og 1999), Odden (1988), Danielsen og Ellingsen (2000), Digitale kart fra Lifjellområdet behandlet i Arcview 3.3 og Fylkesmann i Telemark (2005).

	Største målte dyp (m)	H.o.h (m)	Areal (daa)	Oppholdstid (år)	Nedbørsfelt (km ²)	Kalka
Stamtjørn	23	257	130	*	*	Nei
Gavlesjø	20	672	739	1,6	5,12	Ja
Dam 1	2,3	700	2	*	*	Nei
Reskjemvatnet	24,7	260	1024	1,14	42,3	Nei
Dam 2	1,0	1080	0,4	*	*	Nei
Skåråfjellholmen	6,6	1049	30	*	*	Ja
Store Tjorbutjørn	15,3	1061	295	0,57	3,64	Ja
Øvre Tvitjørn	7,7	997	43	0,28	1,61	Ja
Slååvatnet	13,3	690	427	*	*	Nei**
Goddalstjørna	15	998	136	0,47	1,39	Nei
Hurumskardtjørna	14,5	1044	14	*	5,1	Nei

* data mangler **Det er kalka lenger opp i vassdraget

2.4.1 Stamtjørn

Kartblad Notodden 1714 III UTM 32V NL
1229 9912

Vannet ligger ca. 3 km vest for Heddalsvatnet i Notodden kommune. Dominerende vegetasjon i nedbørsfeltet er barskog med middels til lav bonitet (Bilde 1). Rundt vannet er det spredt hyttebebyggelse med veier og stier.



Bilde 1: Stamtjørn er et eksempel på lavereliggende vann i Lifjellområdet som er dominert av barskog i nedbørsfeltet (Foto: Hvalgård).

2.4.2 Gavlesjø

Kartblad Gransherad 1614 II UTM 32 V MM 9640 0026

Vannet ligger øverst i Årmoddalen på østsiden av Lifjell i Notodden kommune. Vegetasjonen i området består av fattigmyr og barskog med lav bonitet. Ellers finnes det innslag av fattig fjellbarskog, myr og myrskog, edelløvsskog og gjødslet beite. Hele vestsiden av vannet er dekket av en sammenhengende morene, vesentlig bunnmorener. I denne morenen er det vifteformede elveavsetninger.

2.4.3 Dam 1

Kartblad Gransherad 1614 II UTM 32 V MM 9604 0159

Dammen ligger 1 km nord for Gavlesjø mellom Himingtjørnane i Notodden. Området domineres av fattig fjellbarskog. Lokaliteten ligger i et område med hyttebebyggelse, høyspentledninger og kjerrevei.

2.4.4 Reskjemvatnet

Kartblad Gransherad 1614 II UTM 32 V
NM 0468 0004

Dette er det største vannet i undersøkelsen, og ligger i lavlandet (Bilde 2). Det ligger 16 km fra Bø sentrum på grensen mellom Bø og Notodden kommune. Omkringliggende områder domineres av barskog fra lav til høy bonitet. I områdene nord og øst for vannet er det hyttebebyggelse, og Reskjemveien ligger nordøst for vannet. I den nordlige enden er det en morene som strekker seg ned mot vannet.



Bilde 2: Reskjemvatnet er et eksempel på lavereliggende vann i Lifjellområdet (Foto: Dahl).

2.4.5 Dam 2

Kartblad Bø 1613 I UTM 32 V ML 9918 9507

Dammen ligger nordøst for Gleksefjellet ca. 2,5 km fra parkeringsplassen på Jønnbu i Bø kommune. Dominerende vegetasjonstype er rishei og lavhei. Området er ikke utbygget, men er et av de mest benyttede turområdene på Lifjell.

2.4.6 Skåråfjellholmen

Kartblad Bø 1613 I UTM 32 V ML 9956 9542

Vannet ligger ca. 600 m nordøst for Gleksefjellet og ca. 2,5 km fra parkeringsplassen på Jønnbu i Bø kommune (Bilde 3). Vegetasjonen omkring er dominert av rishei og lavhei. Ellers er det innslag av fattigmyr. Området er ikke utbygget, men er et av de mer benyttede turområdene på Lifjell.



Bilde 3: Skåråfjellholmen med omkringliggende områder er et typisk eksempel på en høyfjellslokalitet i Lifjellområdet (Foto: Hvalgård).

2.4.7 Store Tjorbutjørne

Kartblad Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML 8730 9666

Vannet ligger ca. 3,5 km fra parkeringsplassen på Grimås i Grunningsdalen i Seljord kommune. Dominerende vegetasjonstyper er rishei, lavhei og fattigmyr. Lokaliteten er brukt som turområde. Nordvest for vannet ligger det en dødismorene.

2.4.8 Øvre Tvitjørn

Kartblad Hjørtedal 1614 III UTM 32 V ML 8496 9612

Vannet ligger i øvre del av tregrensa ca. 1 km fra parkeringsplassen på Grimås i Grunningsdalen i Seljord kommune. Dominerende vegetasjonstype i området er rishei og lavhei med noe innslag av gran (*Picea abies*) og nedbørsmyr (Bilde 4). Bortsett fra en relativt trafikkert sti langs vannet er området lite menneskepåvirket.



Bilde 4: Øvre Tvitjørn er et eksempel på vann i den øvre delen av tregrensa (Foto: Hvalgård).

2.4.9 Slåkåvatnet

Kartblad Hjørtedal 1614 III UTM 32 V MM 8918 0109

Vannet ligger ca. 13 km inn i Grunningsdalen i Hjørtedal kommune. Slåkåvatnet er omgitt av et belte med fattigmyr med innslag av fattig fjellbarskog og barskog med lav bonitet. Ellers finnes det et mindre område gjødslet beite og utbredt hyttebebyggelse, spesielt på nordsiden. Nord, vest og sør for vannet ligger det dødismorener og på østsiden ligger det en esker. Det er også to elveavsetninger i området.

2.4.10 Goddalstjørna

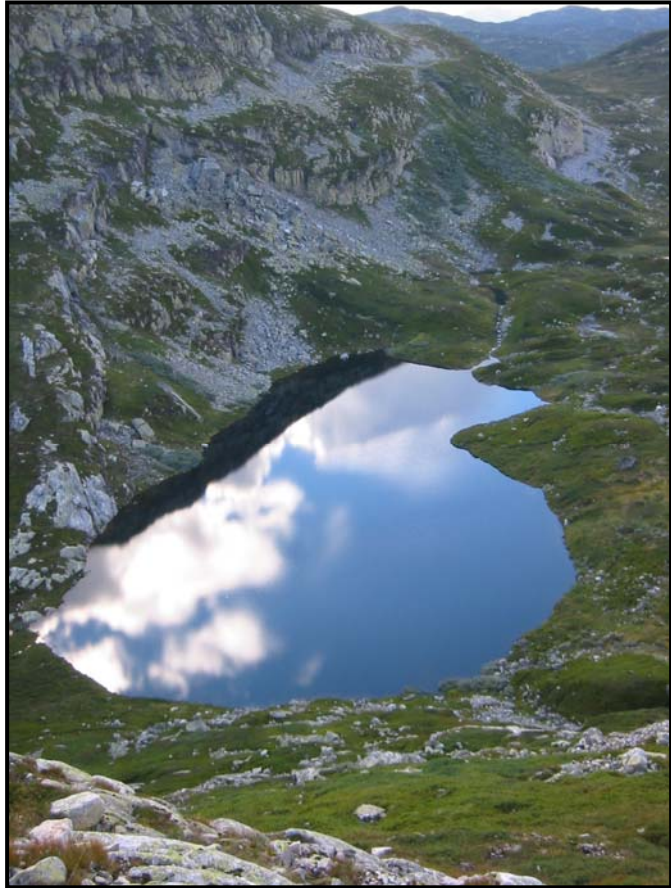
Kartblad Hjørtedal 1614 III UTM 32 V ML 9094 9603

Vannet ligger ca. 2 km sør-sørvest for Sunnstul og 2 km nord for Troganatten i Notodden kommune. Rishei er den dominerende vegetasjonstypen. Ellers i området finnes det innslag av vierkratt og høystaudeeng. Området er i liten grad påvirket av mennesker. Vannet ligger i overgangen mellom en bunnmorene og en dødismorene.

2.4.11 Hurumskardtjørna

Kartblad Bø 1613 I UTM 32 V ML
9264 9501.

Vannet ligger mellom Jøronnatten og Troganatten i Notodden kommune (Bilde 5). Rishei er dominerende i området. Ellers finnes det innslag av fattigmyr. Området er i liten grad påvirket av mennesker. Nordvest for vannet ligger det en dødismorene.



Bilde 5: Hurumskardtjørna mellom Jøronnatten og Troganatten i Notodden kommune (Foto: Hvalgård).

3 Materiale og metode

Det ble tatt prøver i tre perioder, henholdsvis i periodene juni/juli, august og august/september 2005. Videre i oppgaven vil disse prøvetakingsdatoene bli referert til som henholdsvis 1. periode, 2. periode og 3. periode (Tabell 3).

Tabell 3: Oversikt over lokalitetene med deres forkortelser, prøvetakingsdatoer og tilhørende prøvetakingsperioder i 2005.

Lokaliteter 2005 (forkortelser)	1. Periode	2. Periode	3. Periode
Stamtjørn (Stmtj)	27. jun.	1. aug.	29. aug.
Gavlesjø (Gvlsj)	28. jun.	1. aug.	29. aug.
Dam 1 (Dam1)	28. jun.	1. aug.	29. aug.
Reskjemvatnet (Rskjvt)	27. jun.	1. aug.	2. sep.
Dam 2 (Dam2)	29. jun.	3. aug.	30. aug.
Skåråfjellholmen (Skfjhl)	29. jun.	3. aug.	30. aug.
Store Tjørbutjørn (STjotj)	1. jul.	5. aug.	1. sep.
Øvre Tvitjørn (ØTvitj)	1. jul.	5. aug.	1. sep.
Slåkåvatnet (Slkvt)	1. jul.	7. aug.	1. sep.
Goddalstjørna (Gdaltj)	3. jul.	7. aug.	5. sep.
Hurumskardtjørna (Hursktj)	3. jul.	7. aug.	5. sep.

3.1 Feltarbeid

3.1.1 Vannkjemi

Vannprøvene ble tatt ute på det åpne vannspeilet. Kartreferanse for prøvetakingspunkt er gitt i vedlegg 2. For lokaliteter tilgjengelig med bil ble det brukt kano. Der dette ikke var mulig ble det brukt lånt båt, eller oppblåsbar gummibåt. Det ble tatt prøver på 1 meter og så nær bunnen som mulig. Vannprøvene ble hentet opp med en vannhenter (med samme prinsipp som Ruttner vannhenteren) på 1,5 liter med innebygget termometer. Metodene for parameterne målt i felt er som følger:

- Temperaturen (°C) ble lest av og notert med det samme vannhenteren ble tatt opp av vannet.
- Siktedyp (m) ble målt med secciskive (diameter 20 cm) ved å senke skiva ned til det dyp der skiva akkurat synes.

- Egenfarge på vannet ble bestemt ved halvparten av siktedypet. Fargebetegnelsene blå, grønnlig blå, grønn, grønnlig gul, gul og brun ble anvendt.
- pH ble målt i felt etter Norsk Standard (NS) 4720 (1979) og bruksanvisningen til apparatet WTW Microprocessor pH Meter, pH 95.
- Konduktivitet (mS/m) ble målt i felt etter NS- International Organization for Standardization (ISO) 7888 (1993) og bruksanvisningen til apparatet WTW LF 320 Conductivity Meter. Apparatet ble kalibrert før hver prøvetakingsperiode.

Vann til analyse av aluminium (Al) ble oppbevart på 100 ml plastflasker. Vann til analyse av totalt organisk karbon (TOC) og ekstra vann i tilfelle uforutsette hendelser ble oppbevart på 250 ml plastflasker. Vann til resterende analyser (pH på lab, alkalitet (mmol HCO₃⁻/l), fargetall (mg Pt/l), sulfat (SO₄²⁻), klorid (Cl⁻), total fosfor, fosfat (PO₄³⁻), total nitrogen, nitrat (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) og metaller) ble oppbevart på 500 ml plastflasker. Prøvetaking til analyse av oksygen ble gjort i henhold til NS 4734 (1988). Prøver til analyse av total fosfor og total nitrogen ble oppbevart på 100 ml glassflasker og konservert med 1 ml 4 M svovelsyre (H₂SO₄) i henhold til NS 4725 (1984) for total fosfor og NS 4743 (1993) for total nitrogen.

3.1.2 Krepsdyr

Alle prøvene, både pelagiale og littorale, ble tatt med nylonhåv med maskevidde 100 µm. Håven til pelagialtrekk målte 25 cm i diameter og 54 cm i dybde (dybdemålet er lengden på den filtrerende delen av håven). Håven til littoraltrekk målte 20 cm i diameter og 46 cm i dybde. Pelagialprøvene ble samlet inn med to parallelle vertikale håvtrekk fra bunn til overflaten på samme sted som de vannkjemiske prøvene. Littoralprøvene ble samlet med håvtrekk i strandsonen. Kartreferanser for pelagiale og littorale håvtrekk er gitt i vedlegg 2. Det ble vektlagt å dekke ulike vegetasjonstyper og bunnforhold i lokaliteten. Krepsdyra ble oppbevart på 100 ml glassflasker og tilsatt ca. 2 ml fytotfix (lugols løsning). Utover dette ble mengden fytotfix tilpasset mengden dyr og substans i prøva.

3.2 Laboratoriearbeid

Reaktivt og ikke-labilt aluminium ble analysert på laboratoriet ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). De resterende fysiske/kjemiske analysene ble utført på laboratoriet ved Høgskolen i Telemark, Bø, med veiledning av fagpersonell ved institutt for natur-, helse- og miljøvern. Følgende parametre ble analysert: pH, alkalitet, oppløst oksygen, fargetall,

fosfat, total fosfor, ammonium, nitrat, total nitrogen, totalt organisk karbon, klorid, sulfat, jern (Fe), mangan (Mn), kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) og kalium (K).

3.2.1 Konservering og lagring

Vann til analyser av kalium, kalsium, magnesium, mangan, jern og natrium ble filtrert gjennom 0,45 µm membranfilter (ME25) og lagret på 100 ml syrevaska (HNO₃), brune medisinflasker. Disse ble konserverert med 1 ml 7 M salpetersyre (HNO₃), og lagret mørkt og kjølig. Vann til analyser av fosfat, nitrat og ammonium ble filtrert gjennom 0,45 µm membranfilter (ME25). Disse ble konserverert med 1 ml 4 M svovelsyre (H₂SO₄), og lagret mørkt og kjølig. Vann til analyse av totalt organisk karbon, sulfat og klorid ble fryst uten konservering. De konserverte krepsdyrprøvene ble oppbevart mørkt og kjølig. Prøver med mye krepsdyr og substans ”bruker” fytotfix. Derfor ble alle prøvene sjekket to ganger i løpet av høsten, og tilsatt mer fytotfix ved behov.

3.2.2 Analyser

De vannkemiske analysene ble gjort etter standarder gitt i Tabell 4.

Tabell 4: Analyser på laboratoriet av de ulike parameterne med standarden, instrumentet og eventuelle avvik som er benyttet.

Parameter	Standard	Instrument	Avvik
Fargetall	NS 4787 (1988)	Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 20	
Oppløst oksygen	NS 4734 (1988)	Mettler DL 25 Titrator	
pH	NS 4720 (1979)	Radiometer PHM 82 standard pH meter	
Alkalitet	NS 4754 (1981). Alikalitet 0,7 mmol HCO ₃ ⁻ /l ble korrigert etter Henriksen (1982).	Mettler DL 25 Titrator	0,0100 M HCl
Metaller	NS 4770 (1994)	Perkin Elmer, Atomic Absorption Spectrometer AAS 3100	
Jern og mangan	NS 4770 (1994) og NS 4773 (1994)	Perkin Elmer, Atomic Absorption Spectrometer AAS 3100	
Reaktivt og ikke-labilt aluminium	Basert på Dougan & Wilson (1974) og Røgeberg & Henriksen (1985). Metoden er tilpasset ferskvann, spesielt for sur nedbør-prøver.	to-kanals Skalar Autoanalysator fra 1992	

Parameter	Standard	Instrument	Avvik
Kalsium og magnesium	NS 4770 (1994) og NS 4776 (1994)	Perkin Elmer, Atomic Absorption Spectrometer AAS 3100	
Natrium og kalium	NS 4770 (1994) og NS 4775 (1994)	Perkin Elmer, Atomic Absorption Spectrometer AAS 3100	
Klorid	NS 4756 (1982)	Mettler DL 25 Titrator	0,0100 M AgNO ₃
Sulfat	FIA applikasjon ASTN 15/84	FIA Tectator 5042 Detector og FIA 5012 Analyser	
Total fosfor	NS 4725 (1984)	Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 20	
Fosfat	NS 4724 (1984)	Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 20	
Total nitrogen	Oppslutning og koking følger NS 4743 (1993). Analysen følger brukermanual "Quickstart Manual for the FIALab-2500 System". Fargereaksjon med sulfanilamide (N-1- naftyletylendiamin dihydroklorid)	FIA lab 2500 og autosamplere, AIM 3000	
Nitrat	Brukermanual "Quickstart Manual for the FIALab-2500 System". Fargereaksjon med sulfanilamide (N-1- naftyletylendiamin dihydroklorid)	FIA lab 2500 og autosamplere, AIM 3000	
Ammonium	NS 4746 (1975) og Löfgren & Grundström (1986)	Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 20	
Totalt organisk karbon	Følger intern metode og brukermanual basert på applikasjon "O. I. Analytical manual". Oksidasjon med natriumperoksoedisulfat (Na ₂ S ₂ O ₈)	Total Organic Carbon Analyser fra O. I. Analytical	

3.2.3 Artsbestemming av krepsdyr

Fytofixløsningen ga en gulbrun farge på prøvene. For å lette telling og bestemming av individer ble størsteparten av fytofixløsningen tatt ut. Den oppkonsentrerte prøven ble overført til en målesylinder og tilsatt vann opp til 100 ml. Prøven ble homogenisert og

fraksjoner på 20 ml ble tatt ut og fordelt ut i et tellebrett med fire renner à 5 ml pr. renne. 200 individer ble bestemt til artsnivå i tellerennene ved bruk av stereolupe av type Carl Zeiss Jena Technival. Forstørrelsene 16X, 25X og 50X ble brukt. Dersom ikke stereolupe var tilstrekkelig for bestemming ble individene lagt opp på objektglass i Kaisers glyserolgelatin for mikroskopi og bearbeidet for bestemming i mikroskop av type Olympus CH-2 med forstørrelsene 40X, 100X, 400X og 1000X. Juvenile vannlopper ble telt så lenge artsbestemming var mulig. Copepoditter av hoppekreps ble telt og bestemt til orden cyclopoida eller calanoida. Naupliene ble telt i tillegg til de 200, men ikke bestemt til orden. Videre ble resten av prøven gjennomgått for registrering av arter som ikke var blant de 200 telte individene. Artsbestemmingen ble gjort ved hjelp av Sars (1903, 1918, 1993), Enckell (1980), Flöbner (2000) og Dussart & Defaye (2001). Nomenklaturen for vannloppene følger Flöbner (2000) og hoppekrepsene følger Dussart & Defaye (2001). Kompetansen til de eksterne veilederene Gunnar Halvorsen og Bjørn Walseng fra NINA har også blitt brukt, spesielt i den innledende fasen av arbeidet. Bilder av individer som var vanskelig å artsbestemme ble sendt per e-post til veilederne for artsbestemmelse. Til fotografering ble det brukt et digitalkamera av typen Olympus Camedia C-4040 zoom med mikroskopadapter.

3.3 Beregninger og statistiske analyser

3.3.1 Syrenøytraliserende kapasitet (ANC)

I beregningen av ANC ble deteksjonsgrensen brukt som verdi for nitratkonsentrasjoner lavere enn denne. Dette gjaldt for Slåkåvatnet, Skåråfjellholmen og Dam 1. Siden nitrat ikke ble analysert i 1979 ble nitratkonsentrasjonene for tilsvarende perioder fra 2005 brukt i beregningen av ANC for 1979.

ANC er beregnet ut i fra mg/l omregnet til milliekvivalenter (mekv/l):

$$\text{ANC} = \sum([\text{basekationer}]) - \sum([\text{sterke syrers anioner}])$$

$$\text{ANC} = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-])$$

3.3.2 Ionebalanse

Ionebalansen er beregnet ut i fra ionekonsentrasjoner i µg/l omregnet til mikroekvivalenter (µekv/l).

$$\sum[\text{kationer}] = \sum[\text{anioner}]$$

$$\sum([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Fe}^{2+}] + [\text{NH}_4^+]) = \sum([\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{Organiske anioner}])$$

der organiske anioner er beregnet med likningen

$$\text{organiske anioner} = 4,7 - 6,87 * (-0,322 * \text{TOC})$$

Likningen er basert på empiriske data fra tidligere norske undersøkelser (Skjelkvåle et al. 1997a).

3.3.3 Konduktivitet

Omregning fra K18 til K25 følger NS-ISO 7888 (1993).

3.3.4 Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Krepsdyrmaterialet ble analysert med Detrended Correspondence Analysis (DCA) i programmet CANOCO (ter Braak & Smilauer 2002). Ordinasjon er gjort på vekta data etter prosentvis forekomst av artene. Forekomsten er delt i henholdsvis klasse 1 (<1 %), 2 (1-10 %) og 3 (>10 %). DCA-analysene ble gjennomført med ”default” innstillinger, med unntak av ”downweighting of rare species”. DCA går ut på å knytte sammensetningen av arter i et samfunn til miljøvariabler (ter Braak & Smilauer 2002). DCA arrangerer artslistene slik at lokaliteter med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatet plottes i et aksekors, mens lokaliteter med ulik artssammensetning blir liggende lengre fra hverandre i plottet. Siden forskjeller i artssammensetning mellom lokalitetene gjenspeiler forskjeller i miljøet, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler (Walseng & Bongard 2001).

3.3.5 Hypotesetester

Hypotesetesting er en statistisk metode for å ta stilling til hypoteser på grunnlag av resultater fra et forsøk eller en undersøkelse (Hagen 2003). Det ble benyttet tosidig hypotesetest for å undersøke om det var signifikant forskjell mellom de ulike parameterne fra 1979 og 2005. I testene ble det brukt signifikansnivå 0,05. Hypotesetestene for de ulike parameterne ble utført på gjennomsnittet av de tre prøvetakingsperiodene med statistikkprogrammet Minitab (2000).

3.3.6 Parvis t-test

Parvis t-test er en parametriske test som forutsetter normalfordeling og lik varians (Hagen 2003). Denne ble foretrukket framfor Wilcoxon's test for parvise observasjoner, men ble kun benyttet i et fåtall av tilfellene siden dataene sjelden oppfylte testens forutsetninger.

3.3.7 Wilcoxon's test for parvise observasjoner

Wilcoxon's test for parvise observasjoner er en ikke-parametrisk test, og er derfor mer "robust". Eneste forutsetning er at den ene observasjonen kan trekkes fra den andre (Hagen 2003). Det var derfor i hovedsak denne testen som ble brukt.

3.3.8 Korrelasjon

Korrelasjon er en måte å beskrive en eventuell sammenheng mellom to stokastiske variabler (Hagen 2003). I oppgaven er dette blitt brukt for å studere sammenhengen mellom ulike parametere. Betydningen av korrelasjonskoeffisienten (r) er gitt i Tabell 5 og ligger til grunn for vurderingen av korrelasjonsanalysene.

Tabell 5: Betydning av korrelasjonskoeffisienten (r) (etter Fowler et al. 1998)

Korrelasjonskoeffisient (r) (positiv eller negativ)	Betydning
0,00 – 0,19	Svært svak korrelasjon
0,20 – 0,39	Svak korrelasjon
0,40 – 0,69	Moderat korrelasjon
0,70 – 0,89	Sterk korrelasjon
0,90 – 1,00	Svært sterk korrelasjon

3.4 Avvik fra metode i Spikkeland (1980)

1. Datagrunnlaget i 2005 var større, med tre prøvetakingsperioder, mot to i 1979.
2. I 2005 ble vannprøver og pelagiale krepsdyr samlet inn ute på det åpne vannspeilet i samtlige lokaliteter. I 1979 ble prøver fra 4 lokaliteter tatt på samme måte, mens prøver fra dammer (2) og vanskelig tilgjengelig fjellokaliteter (3) ble tatt fra land med horisontale håvtrekk.
3. Spikkeland (1980) benyttet håv med maskevidde 90 μm . I 2005 ble det brukt håv med maskevidde 100 μm .

3.5 Feilkilder

1. Generelle individuelle forskjeller i innsamlingsteknikk kan være en feilkilde i forbindelse med innsamling av littorale krepsdyr.
2. Vind og sol kan ha påvirket målingene av siktedyp.
3. I lokaliteter med største dyp >20 meter ble prøvetakingen av bunnvannet gjort på 20 meter.

4. Av praktiske årsaker ble pH-meteret kalibrert på laboratoriet kvelden før hver prøvedato. For Store Tjorbutjørne, Øvre Tvitjørne, Slåkavatnet, Goddalstjørne og Hurumskardtjørne ble apparatet kalibrert to dager før prøvedato på grunn av overnatting i felt før prøvetaking.
5. Autotitratoren registrerte ikke ekvivalenspunktet i prøver med svært lavt kloridinnhold. I disse tilfellene ble ekvivalenspunktet regnet ut manuelt ved hjelp av den deriverte titerkurven.

4 Resultat og diskusjon

4.1 Vannkjemi

Primærdata for vannkjemien er gitt i vedlegg 4. Parameterne fargetall, siktedyp, oksygen, pH, alkalitet, jern, mangan, total fosfor, total nitrogen og TOC ble blant annet klassifisert og diskutert i forhold til SFT sin ”Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann” (Andersen et al. 1997) (vedlegg 3). Prøvetakingsmetodikken i Andersen et al. (1997) er ikke fulgt på alle punkt. Prøvetakingsfrekvensen og antall prøvedyp er færre. Likevel blir klassifiseringen brukt for å sette resultatene inn i en større sammenheng, og for å få en objektiv vurdering av vannparameterne.

I Spikkeland (1980) foreligger det resultater fra parameterne pH, konduktivitet, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, jern sulfat, klorid, oksygen, vannfarge, egenfarge og siktedyp. De ovennevnte resultatene vil bli sammenliknet og diskutert i forhold til resultatene fra 2005. Det ble også testet om det var signifikant forskjell mellom 1979 og 2005 med hypotesetestene parvis t-test og Wilcoxon's test for parvise observasjoner (Tabell 6).

Goddalstjørna og Hurumskardtjørna er utalatt fra hypotesetestene. Grunnen til dette er at de ikke var med i Spikkeland (1980), og passet derfor ikke inn i de parvise testene.

De resterende parametrene ANC, mangan, aluminium, total fosfor, fosfat, total nitrogen, nitrat, ammonium og TOC ble kun analysert i 2005, og diskuteres og presenteres derfor uten videre tilknytning til 1979. Videre ble det ikke tatt pelagiale prøver fra Dam 1, Dam 2, Skåråfjellholmen, Store Tjørbutjørne og Øvre Tvitjørnan i 1979.

Parameterne temperatur, fargetall, siktedyp, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, total fosfor, total nitrogen, nitrat, ammonium og TOC blir presentert med aritmetisk gjennomsnitt. Oksygen, pH, alkalitet og ANC blir presentert med minimumsverdier. Jern, mangan og aluminium blir presentert med maksimumsverdier. For konduktivitet, natrium, kalium, nitrat og ammonium blir også median brukt i diskusjonen.

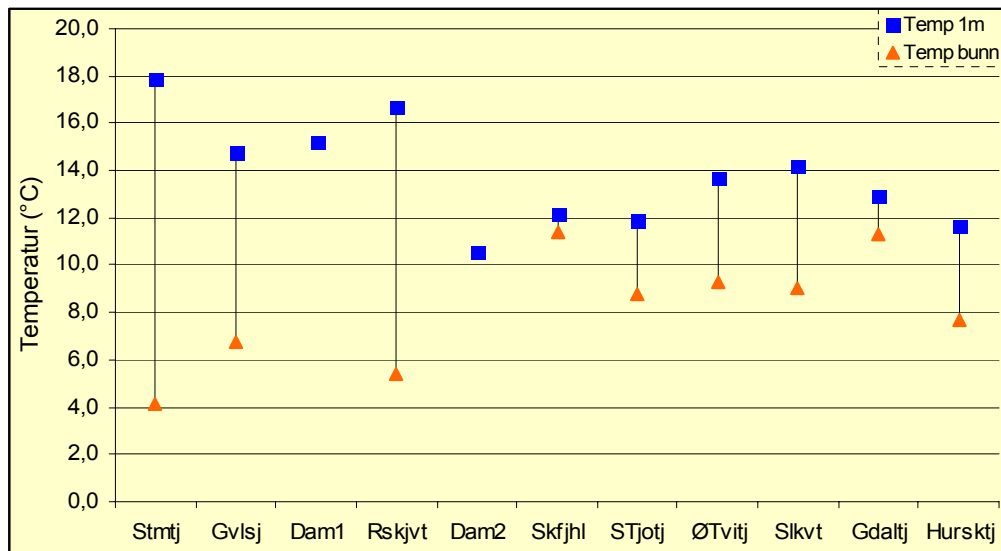
Tabell 6: Oversikt over hypotesetester med testing av ulikhet ved signifikansnivå $P=0,05$ for parametere målt/beregnet i 1979 og 2005.

Parameter	Hypotesetest	Signifikant ved:	Påstår 1979≠2005 ved $P<0.05$
Siktedyp (m)	Parvis t-test	$P = 0,004$	Ja
Fargetall (mg Pt/l)	Parvis t-test	$P = 0,000$	Ja
K 25 (mS/m)	Parvis t-test	$P = 0,000$	Ja
O ₂ -metn (%) overflate	Parvis t-test	$P = 0,660$	Nei
pH	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,014$	Ja
Alkalitet (mmol/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,418$	Nei
ANC ($\mu\text{ekv/l}$)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,155$	Nei
Ca (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,042$	Ja
Mg (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,042$	Ja
Na (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,009$	Ja
K (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,033$	Ja
Cl (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,013$	Ja
SO ₄ (mg/l)	Wilcoxons test for parvise observasjoner	$P = 0,097$	Nei

4.1.1 Temperatur

Temperaturen påvirker vannets massetetthet og er derfor svært viktig i forbindelse med sirkulasjon og lagdeling i vannmassen (Økland og Økland 1998).

Parameteren blir presentert med gjennomsnittlige overflate- og bunntemperaturer siden flere lokaliteter hadde lagdeling i vannmassen. De to dammene er grunne, og temperaturen ble derfor kun målt i overflaten. Gjennomsnittstemperaturen i overflatevannet varierte fra 10,6 °C i Dam 2 til 17,9 °C i Stamtjørn (Figur 2). De høyeste temperaturene ble målt i de lavereliggende lokalitetene (257-700 moh.), med overflatetemperaturer som varierte fra 14,2-17,9 °C. De laveste temperaturene ble målt i de høyereliggende lokalitetene (997-1080 moh.), med overflatetemperaturer mellom 10,6-13,7 °C. Overflatetemperaturen i de undersøkte lokalitetene korrelerte negativt med høyde over havet ($r = -0,95$). Lokalitetene viste høyest overflatetemperatur i 1. og 2. periode, og lavest i 3. periode. I sistnevnte periode viste alle lokalitetene bortsett fra Stamtjørn, Gavlesjø og Reskjemvatnet tendens til omrøring.



Figur 2: Gjennomsnittlig temperatur (°C) i overflate- og bunnvann i lokalitetene i Lifjellområdet 2005.

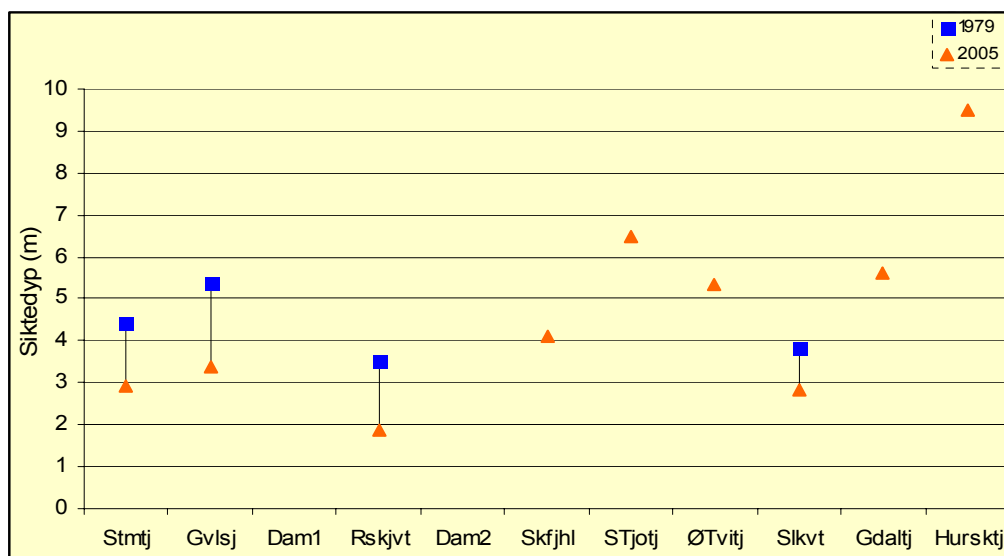
Gjennomsnittstemperaturen i bunnvannet varierte fra 4,2 °C i Stamtjørn til 11,4°C i Skåråfjellholmen (Figur 2). Skåråfjellholmen viste liten temperaturforskjell i overflate- og bunnmålingene, og har derfor i liten grad lagdeling i vannmassen. Årsaken til dette er trolig at den er relativt grunn (6,6 m) og vindpåvirket. Ifølge Wetzel (2001) er det vanlig at vann grunnere enn 5-7 meter sirkulerer i lengre perioder eller kontinuerlig. De resterende lokalitetene utenom dammene viste ulik grad av lagdeling i vannmassene. Stamtjørn har den mest markante med 17,9 °C i overflaten og 4,2 °C i bunnvannet, noe som tyder på stagnerende bunnvann. Grunnen til at det kalde vannet legger seg på bunnen er at massetettheten hos vann er størst ved 4 °C (Brönmark & Hanson 2005). Vanntemperaturene i 2005 skiller seg svært lite fra vanntemperaturene i 1979. Målingene fra 1979 er utelatt fra figuren siden temperatur er en parameter som varierer mye med metrologiske forhold slik som vind og sol i prøvetakingsperiodene.

4.1.2 Siktedyp, egenfarge og fargetall

Felles for disse parameterene er at de gir informasjon om innhold av partikulært og løst materiale i vannet (Nicholls 1984).

Gjennomsnittlig siktedyp varierte fra 1,9 meter i Reskjemvatnet til 9,5 meter i Hurumskardtjørna (Figur 3). Dammene er grunne, og har siktedyp til bunnen. De er derfor utelatt fra diskusjonen og figuren. Reskjemvatnet, med siktedyp på 1,9 meter, kommer i tilstandsklasse ”dårlig”. Reskjemvatnet viser også høyt fargetall (81 mg Pt/l) samt gul farge på vannet ved alle prøvedatoene i 2005. Dette viser at Reskjemvatnet er blant de mest

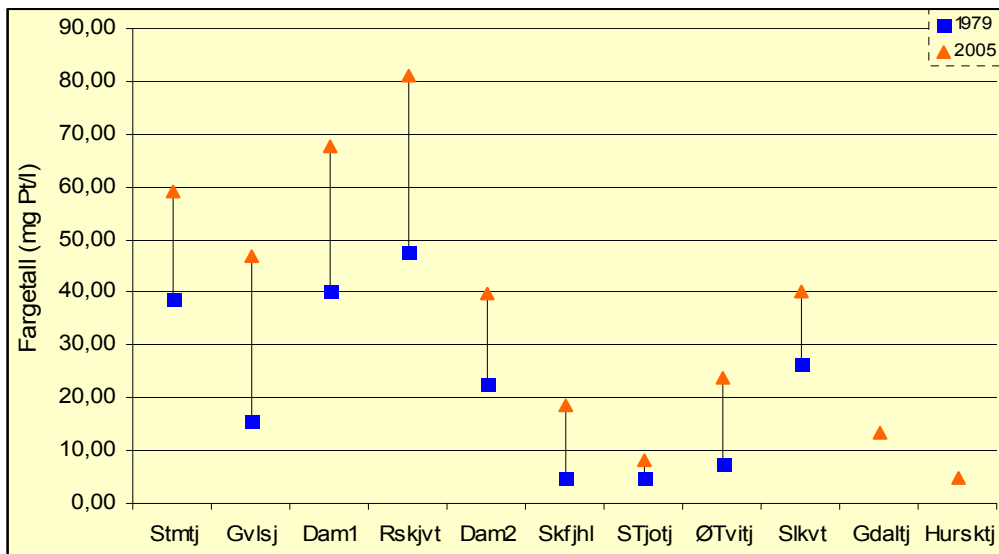
humuspåvirkede av de undersøkte lokalitetene, noe som også TOC-konsentrasjonene i 2005 (8 mg/l) antyder. Stamtjørn, Gavlesjø og Slåkåvatnet har siktedyp fra 2,8 til 3,4 meter, som tilsvarer tilstandsklasse ”mindre god”. De største siktedypene (5,3-9,5 m) ble målt i Store Tjorbutjørni, Øvre Tvitjørnan, Goddalstjørna og Hurumskardtjørna som alle ligger ca. 1000 moh. Disse lokalitetene sammen med Skåråfjellholmen (siktedyp 4,1 m) kommer alle i tilstandsklassene ”meget god” og ”god”, og hadde gjennom hele prøvetakingsperioden en grønnlig egenfarge. Dette kan bety at disse lokalitetene hadde lite til moderat mengde oppløst organisk stoff. I de øvrige vanna var vannets egenfarge oftest gul eller brun, noe som i følge Økland & Økland (1998) er et tegn på humuspåvirkning. Parvis t-test viser signifikant forskjell mellom siktedyp i 1979 og 2005 ($P = 0,004$). Kun siktedyp fra Stamtjørn, Gavlesjø, Reskjemvatnet og Slåkåvatnet er testet på grunn av manglende målinger i 1979. Endringene i siktedypet kan sees i sammenheng med høye TOC-konsentrasjoner (>5 mg/l) og økningen i fargetall som indikerer økt humusinnhold i lokalitetene. Økning av humusinnhold i nordiske vann er også observert av Löfgren et al.(2003) i perioden 1990-1999.



Figur 3: Gjennomsnittlig siktedyp (m) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980). Dam 1 og 2 er utelatt fra figuren siden disse er grunne, og viste siktedyp til bunnen.

De elleve lokalitetene viste stor variasjon i fargetall med gjennomsnittskonsentrasjoner fra 5 mg Pt/l i Hurumskardtjørna til 81 mg Pt/l i Reskjemvatnet (Figur 4), hvor sistnevnte lokalitet dekkes av tilstandsklassen ”meget dårlig”. Gavlesjø, Stamtjørn og Dam 1 viste konsentrasjoner fra 47 til 68 mg Pt/l, og dekkes av tilstandsklassen ”dårlig”. De laveste fargetallene ble funnet i de høyereliggende lokalitetene Hurumskardtjørna, Goddalstjørna og

Store Tjorbutjøerni med fargetall mellom 5 og 13 mg Pt/l. Disse lokalitetene dekkes av tilstandsklassen ”meget god”.



Figur 4: Gjennomsnittlig fargetall (mg Pt/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

Fargetallene fra 2005 var høyere enn fargetallene fra 1979 (Figur 4). Parvis t-test viser signifikant forskjell mellom fargetall i 1979 og 2005 ($P < 0,001$). Noe av det samme ble vist i perioden 1990 til 1999 da det ble målt en signifikant økning av humusinnhold sørøst i Norge og sør i Sverige (Löfgren et al. 2003). Økningen i fargetall fra 1979 til 2005 i de kalka lokalitetene kan knyttes til at kalking kan gi utslag i mindre utfelling av humus (Wilander et al. 1995) og økt primærproduksjon (Larsson 1995). Löfgren et al. (2003) antyder at klimatiske langtidsvariasjoner er en viktig faktor i forhold til humusinnholdet. Det pekes på at mer nedbør vil gi høyere utlekking av humus og at dette igjen påvirker humuskonsentrasjonen. Lokalitetene ble klassifisert i oligo-, meso- og polyhumøse innsjøer etter fargetall (Tabell 7). Antall lokaliteter i klassen polyhumøse innsjøer har økt fra én til fire, noe som også viser en økning av humusinnholdet siden 1979.

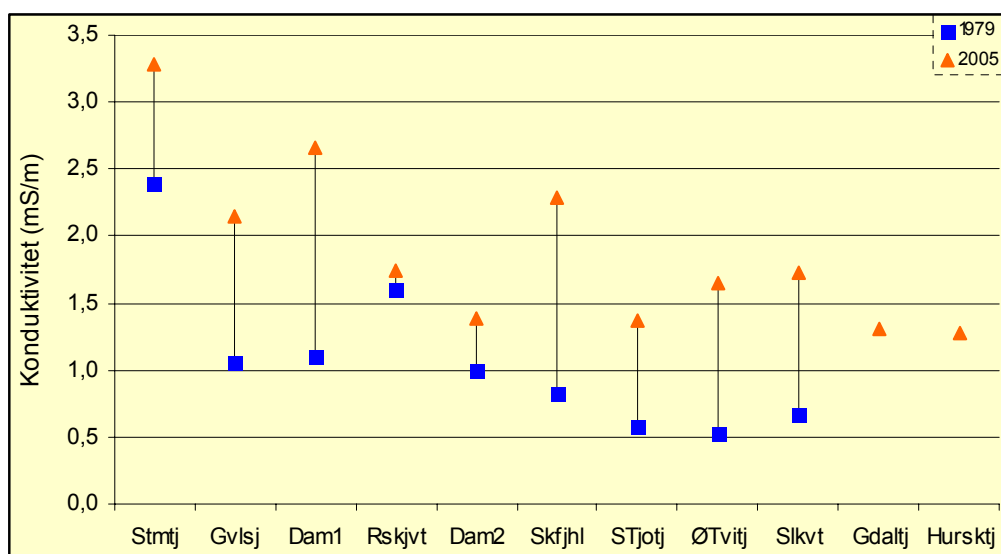
Tabell 7: Klassifisering av lokalitetenes humusinnhold i 1979 og 2005, i henholdsvis oligo-, meso- og polyhumøse vann, med hensyn på vannfargen (etter Økland & Økland 1998).

Klasser	Vannfarge Pt (mg/l)	Lokaliteter (Årstall)
Oligohumøse	<15	Gvlsj (79), Skfjhl (79), STjotj (05, 79), ØTvitj (79), Gdaltj (05), Hursktj (05)
Mesohumøse	15-45	Stmtj (79), dam1 (79), Dam2 (79, 05), Skfjhl (05), ØTvitj (05), Slkvt (05, 79)
Polyhumøse	>45	Stmtj (05), Gvlsj (05), dam1 (05), Rskjvt (05, 79)

4.1.3 Konduktivitet

Konduktivitet gjenspeiler mengden oppløste ioner i vannet (Økland & Økland 1998).

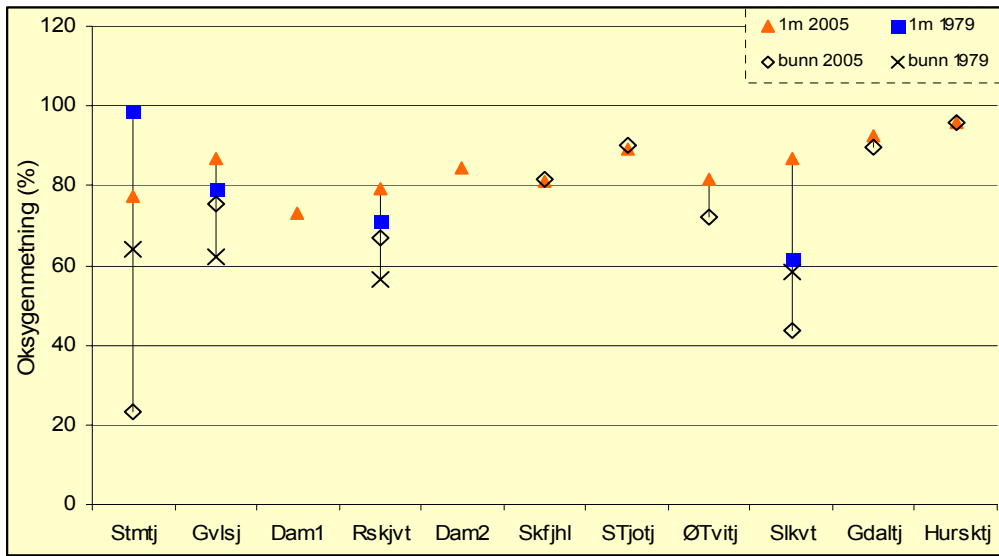
Gjennomsnittlig konduktivitet i 2005 varierte fra 1,31 mS/m i Goddalstjørna til 3,3 mS/m i Stamtjørn (Figur 5). Medianen for Lifjellområdet på 1,78 mS/m samsvarer godt med medianen for Sørlandet på 1,74 mS/m (Skjelkvåle et al. 1997a). Med unntak av Stamtjørn, Slåkåvatnet og Reskjemvatnet viste alle lokalitetene nedgang i konduktivitet i løpet av de tre prøveperiodene. En tendens for alle vannene er at de laveste verdiene ble observert i 3. periode. Dette kan trolig forklares med at områder med lav konduktivitet, som Lifjellområdet, kan bli påvirket av økt biologisk opptak utover sommeren (Økland & Økland 1998). Konduktiviteten var høyere i 2005 enn i 1979 (Figur 5). Parvis t-test viser signifikant forskjell mellom konduktiviteten i 1979 og 2005 ($P < 0,001$). Økning i konduktivitet over tid har også blitt observert i Målsjøen i Sør-Trøndelag over en periode på 30 år, som en følge av økt innhold av kalsium og organisk stoff (Schartau et al. 2005). Dette kan ses i sammenheng med utviklingen i Lifjellområdet der både fargetall og kalsium har økt signifikant siden 1979. De kalka lokalitetene har alle hatt en klar økning i konduktivitet. Dette kan forklares med at økningen i fargetall i de kalka lokaliteter kan føre til økt primærproduksjon (Larsson 1995), som igjen fører til økt mikrobiologisk aktivitet. Mikrobiell nedbryting av organisk materiale fører til frigjøring av ioner, som gir utslag i økt konduktivitet (Gahnström 1995). Dam 1 har relativt høy konduktivitet, som trolig henger sammen med lav pH (4,6). I sure lokaliteter vil H^+ -konsentrasjonen bidra til den målte konduktivitet (Økland & Økland 1998).



Figur 5: Gjennomsnittlig konduktivitet (mS/m) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

4.1.4 Oksygen

Vannets innhold av oksygen virker inn på kjemiske og biologiske prosesser og påvirker indirekte løseligheten av viktige plantenæringsstoff (Økland & Økland 1998). Med tanke på viktigheten av denne parameteren, presenteres den med de laveste målingene i lokalitetene. Det blir også skilt mellom oksygenmetning i overflate- og bunnvann. Grunnen til dette er at det på bakgrunn av temperaturen kan sies å være sommerstagnasjon i enkelte lokaliteter.



Figur 6: Minimumsmetning av oksygen (%) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

Oksygenmetningen i overflatevannet varierte fra 73 % i Dam 1 til 96 % i Hurumskardtjørna (Figur 6). De fleste av lokalitetene hadde over 80 % oksygenmetning, og kommer derfor i tilstandsklasse ”meget god”. Stamtjørn, Reskjemvatnet og Dam 1 hadde metningsgrad like under 80 % (73-79 %), og kommer derfor i tilstandsklasse ”god”. Parvis t-test viste ingen signifikant forskjell i oksygenmetning i overflaten mellom 1979 og 2005 ($P = 0,660$). Testen ble kun utført på de fire lokalitetene Stamtjørn, Gavlesjø, Reskjemvatnet og Slåkvatnet på grunn av manglende data fra 1979. Lokalitetenes oksygeninnhold varierte i større grad i bunnvannet, med oksygenmetning fra 23 % i Stamtjørn til 96 % i Hurumskardtjørna (Figur 6). Stamtjørn skilte seg ut med kun 23 % metning i bunnvannet, som tilsvarer tilstandsklasse ”dårlig”. Slåkvatnet hadde 44 % metning i bunnvannet og kommer derfor i tilstandsklasse ”mindre god”. Reskjemvatnet, Øvre Tvitjørn og Gavlesjø dekkes av tilstandsklasse ”god” med metningsgrad fra 67 % til 75 %. De resterende lokalitetene hadde oksygenmetning over 80 % i bunnvannet. På grunn av stor variasjon og manglende data fra 1979, kunne ikke oksygenmetningen i bunnvannet testes statistisk. Det ble observert temperaturer ned mot 4 °C

i bunnvannet i Stamtjørn. Dette kan tyde på at det var sommerstagnasjon i vannet (Brönmark & Hansson 2005). Grunnen til det lave oksygeninnholdet i bunnvannet kan være bakteriell nedbrytning av organisk materiale i overgangen mellom bunnsedimentet og vannet (Wetzel 2001). En annen mulig årsak kan være at vårsirkulasjonen hadde uteblitt fra Stamtjørn. Dette kalles delvis meromiksis, og er knyttet til klimatiske og morfometriske forhold (Økland & Økland 1998). Stamtjørn er relativt dyp, og lite vindutsatt. Det kan derfor tenkes at vannmassen ikke sirkulerte før sommerstagnasjonen ble etablert, som en følge av rask oppvarming og lite vind. Sirkulasjon i vannmassene er en viktig faktor i forbindelse med innblanding av oksygen (Maitland 1978), og mangel på sirkulasjon mellom vinterstagnasjon og sommerstagnasjon kan derfor ha ført til at bunnvannet ikke har fått tilført oksygen.

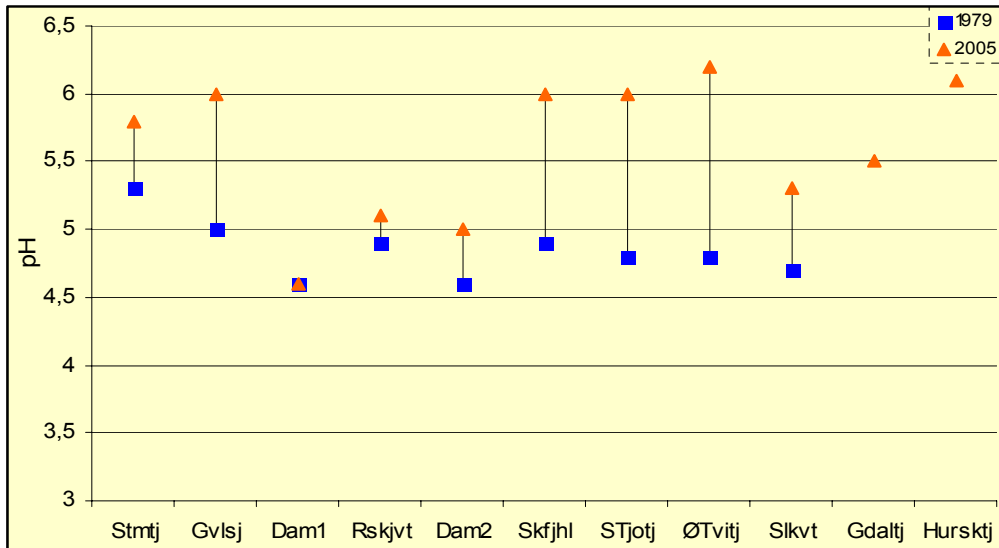
Skåråfjellholmen, Store Tjorbutjørn og Hurumskardtjørna hadde alle enkeltmålinger med høyere oksygenmetning på bunnen enn i overflaten. Dette kan forklares med at temperaturen i overflaten øker gjennom sommeren, noe som fører til at overflatevannet ikke kan holde på like mye oksygen som bunnvannet. Bunnvannet er fortsatt kaldt og inneholder like mye oksygen. Dette kalles en ortograd oksygenkurve og er en sterk indikator på at de aktuelle lokalitetene er oligotrofe (Wetzel 2001).

4.1.5 pH

pH er et mål på vannets surhet (Skjelkvåle et al. 1997a). Surhetsgraden defineres som den negative logaritmen til H^+ -aktiviteten (Økland & Økland 1998). Siden lav pH kan være svært skadelig for ulike organismer, blant annet i forhold til reproduksjonsevnen (Brönmark & Hanson 2005), blir den presentert med de laveste verdiene for hver lokalitet.

pH-verdiene varierte fra 4,6 i Dam 1 til 6,2 i Øvre Tvitjørn (Figur 7). Kun Dam 1 hadde pH under 5,0. De resterende lokalitetene hadde pH mellom 5,0 og 6,2. Lokalitetene varierer derfor fra tilstandsklasse ”meget dårlig” til ”god”. I 1979 hadde Stamtjørn og Gavlesjø høyest pH med 5,3 og 5,0 og dekket av tilstandsklasse ”dårlig”. De resterende lokalitetene hadde alle pH under 5,0 og blir derfor klassifisert som ”meget dårlig”. Det ble observert en generell økning i pH i perioden fra 1979 til 2005. Dette underbygges av Wilcoxon's test for parvise observasjoner som viser signifikant forskjell mellom pH i 1979 og 2005 ($P = 0,014$). Bedringen i pH har trolig flere årsaker, bl.a. reduksjon i langtransportert forurensning med hovedvekt på svoveldioksid (SFT 2002). Kalking er også en viktig faktor når det gjelder bedring av pH. Det har blitt kalket over flere år i lokalitetene Gavlesjø, Store Tjorbutjørn,

Øvre Tvitjørnan og Skåråfjellholmen (vedlegg 1). Disse er blant lokalitetene med størst økning i pH. Slåkåvatnet er ikke kalket direkte, men det er kalket lenger opp i vassdraget. Dette er trolig en viktig årsak til bedringen i pH i denne lokaliteten (Figur 7).



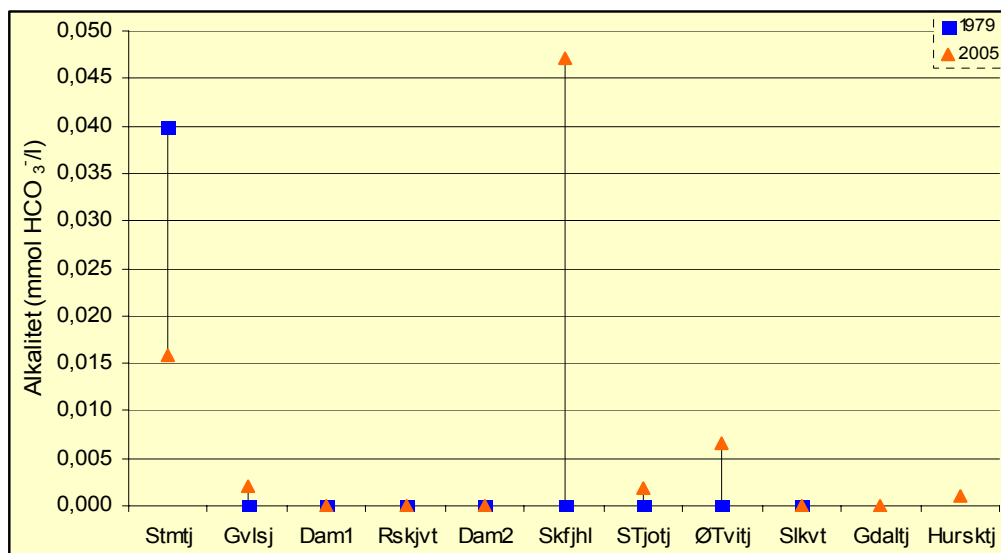
Figur 7: Laveste observerte pH i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

Dam 1 har vist minst bedring i pH siden 1979. Noe av grunnen til dette kan være at den delvis er omgitt av myraktige kanter med torvmose (*Sphagnum* sp.). Slik vegetasjon langs bredden kan gi pH ned mot 4 og lavere. Grunnen til dette er det aktive kationebytte i celleveggene hos torvmosen (Brönmark & Hansson 2005). Reskjemvatnet har kun hatt en marginal bedring i pH. Dette skyldes trolig den store andelen av myr lenger opp i vassdraget. Humussjøer (TOC ≥ 5 mg/l) slik som Reskjemvatnet (TOC = 8 mg/l) er surere enn klarvannssjøer (Kortelainen & Mannio 1990). De organiske syrene kan bufre mot endring i pH, og kan føre til at pH forblir uendret (Kroglund et al. 1994). På grunn av forekomsten av organiske syrer er mange humussjøer sure også i områder der nedbøren er lite sur (Kortelainen & Mannio 1990). Laveste målte pH-verdi i Hurumskardtjørna var 6,1 som tilsvarer tilstandsklasse ”god”. pH 6,1 er relativt høyt med tanke på at lokaliteten ikke er kalket, og kan forklares med lokale forekomster av amfibolitt (Kobbevik et al. 1998). Gjennomsnittelig pH i Hurumskardtjørna i perioden 1980-97 var 5,6 (Kleiven et al. 2002), altså lavere enn minimums-pH i 2005. Dette kan tyde på en betydelig bedring i vannkvaliteten med tanke på pH.

4.1.6 Alkalitet

Alkalitet brukes ofte som et mål på innholdet av karbonat og hydrogenkarbonat (Kristiansen 1984), og den kan forstås som den mengden syre som kan tilsettes før vannets bufferkapasitet

overskrides (Økland & Økland 1998). Muligheten for forsuring er derfor størst ved lave alkalitetsverdier. Som en følge av dette blir alkalitet presentert med de laveste målte verdiene i lokalitetene i 1979 og 2005.



Figur 8: Laveste observerte alkalitet (mmol HCO₃⁻/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

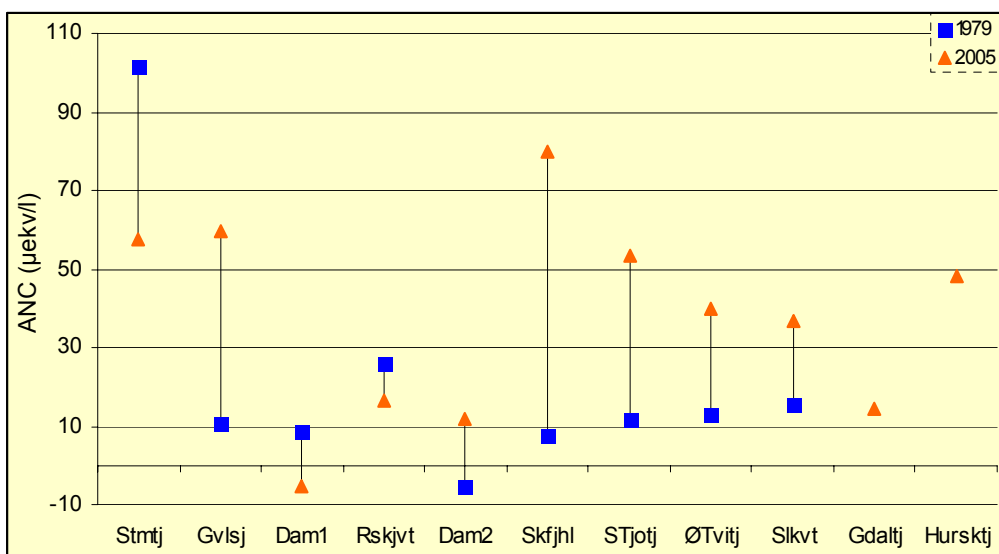
Flere av lokalitetene hadde ikke målbar alkalitet, mens Skåråfjellholmen hadde høyest alkalitet med 0,047 mmol HCO₃⁻/l i (Figur 8). Motstandsdyktigheten mot forsuring var generelt svært lav. Om lag halvparten av lokalitetene viste ingen bufferevne, altså tilstandsklasse ”meget dårlig”. Den andre halvparten blir dekket av tilstandsklassene ”mindre god” og ”dårlig”. Wilcoxon's test for parvise observasjoner viser ingen signifikant forskjell for alkalitet mellom 1979 og 2005 (P = 0,418). Gavlesjø, Skåråfjellholmen, Store Tjorbutjørn og Øvre Tvitjørn viser i ulik grad økning i alkalitet fra 1979. Denne økningen kan settes i sammenheng med at disse lokalitetene er kalket, siden økt alkalitet (bikarbonat) er en primæreffekt av kalking (Wilander et al. 1995). I 1979 var det kun Stamtjørn som viste alkalitet >0. Hovedgrunnen til dette var trolig at Stamtjørn hadde høyere konsentrasjoner av kalsium og magnesium enn de andre lokalitetene. En mulig årsak til disse konsentrasjonene kan være at Stamtjørn ligger i overgangen til et område med granittisk gneis med enkelte mindre kalksteinsoner (Dons & Jorde 1978). Høyt innhold av mineralstoffer er et tegn på høyt innhold av hydrogenkarbonater (Kristiansen 1984). I Norge skyldes alkaliteten i ferskvann normalt hydrogenkarbonater av kalsium og magnesium (Spikkeland 1980). Stamtjørn hadde lavere alkalitet i 2005 enn i 1979. Dette kan ses i sammenheng med at kalsium og magnesium

også var lavere i 2005. Nedgangen i konsentrasjonen av kalsium og magnesium i Stamtjørn er vanskelig å forklare. En mulig årsak kan være at det ble løst ut mer mineraler fra de noe mer næringsrike bergartene i dette området i 1979 da nedbøren var betraktelig surere (SFT 2002). Ettersom nedbøren ble mindre sur kan det tenkes at graden av forvitring i området ble redusert.

I 2005 hadde fem av de ni undersøkte lokalitetene fra 1979 en viss bufferevne. De to ukalka lokalitetene Goddalstjørna og Hurumskardtjørna viste ulik evne til å motstå forsuring. Goddalstjørna hadde ingen bufferevne ved noen av prøvetakingene. Hurumskardtjørna har minimumsverdi på 0,0010 mmol HCO₃⁻/l, og snittverdi på 0,0067 mmol HCO₃⁻/l. Dette kan komme av at Hurumskardtjørna ligger i et område med næringsrike amfibolitter (Kobbevik et al. 1998). Gjennomsnittsalkaliteten for Goddalstjørna og Hurumskardtjørna i perioden 1980-97 var henholdsvis 0,05 mmol HCO₃⁻/l og 0,04 mmol HCO₃⁻/l (Kleiven et al. 2002). Dette tyder på at alkaliteten har avtatt de seinere år.

4.1.7 ANC

ANC er et beregnet mål på hvor godt et vann kan motstå forsuring, og er definert som en løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer (Skjelkvåle et al. 1997a). På grunnlag av en empirisk sammenheng mellom ANC og forsuringfølsomme organismer er det i Norge satt en kritisk verdi på 20 µekv/l for evertebrater og fisk (Kroglund et al. 1994). Derfor blir denne parameteren presentert med laveste målte verdi fra hver lokalitet.

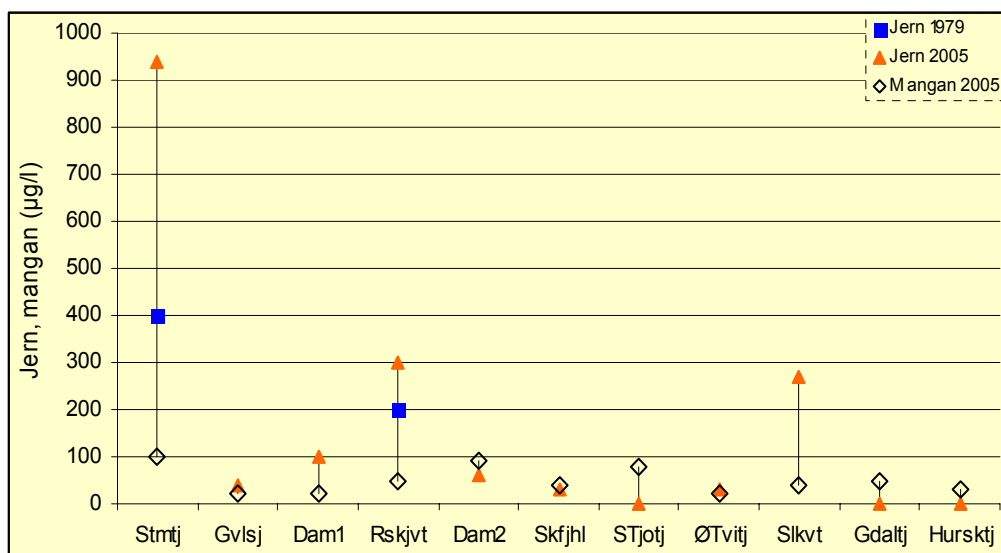


Figur 9: Minimumsverdier for ANC (µekv/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

Det var stor spennvidde mellom verdiene av ANC i den enkelte lokalitet, fra -5,4 $\mu\text{ekv/l}$ i Dam 1 til 79,8 $\mu\text{ekv/l}$ i Skåråfjellholmen (Figur 9). Dam 1 viser imidlertid høyere verdier i juli og august (47 $\mu\text{ekv/l}$ og 21 $\mu\text{ekv/l}$). I hovedsak ligger verdiene for 2005 over verdiene fra 1979, men Wilcoxon's test for parvise observasjoner viser ingen signifikant forskjell mellom ANC i 1979 og 2005 ($P = 0,115$). Fire av elleve lokaliteter hadde laveste ANC-verdi under kritisk nivå på 20 $\mu\text{ekv/l}$ (Figur 9). Dette betyr at de vannkjemiske forholdene i lokalitetene er ugunstig, og kan forårsake skader på ulike organismegrupper. Variasjonen i ANC-verdiene for hver lokalitet var mindre i 1979 enn i 2005. Sju av ni lokaliteter hadde laveste observerte ANC-verdier i 1979 under den kritiske grensen på 20 $\mu\text{ekv/l}$. Av disse er fem kalka siden 1979, og viser markant økning i ANC. Stamtjørn viste markant nedgang i ANC siden 1979. Forklaringene blir som for alkalitet.

4.1.8 Jern og mangan

Mengden jern i naturlig oksygenholdig vann, og oksidasjonsraten mellom Fe^{2+} til Fe^{3+} bestemmes hovedsaklig av pH, redokspotensialet og temperatur (Wetzel 2001). Vann med høyt innhold av humus har ofte høyere konsentrasjoner av jern og mangan (Kjensmo 1967). Jern og mangan har betydning for det akvatiske miljø både som mikronæringsstoff (moderate mengder) og giftstoff (store mengder) (Salbu 1984). Med tanke på giftigheten blir konsentrasjonene presentert med den høyeste målingen i hver lokalitet.



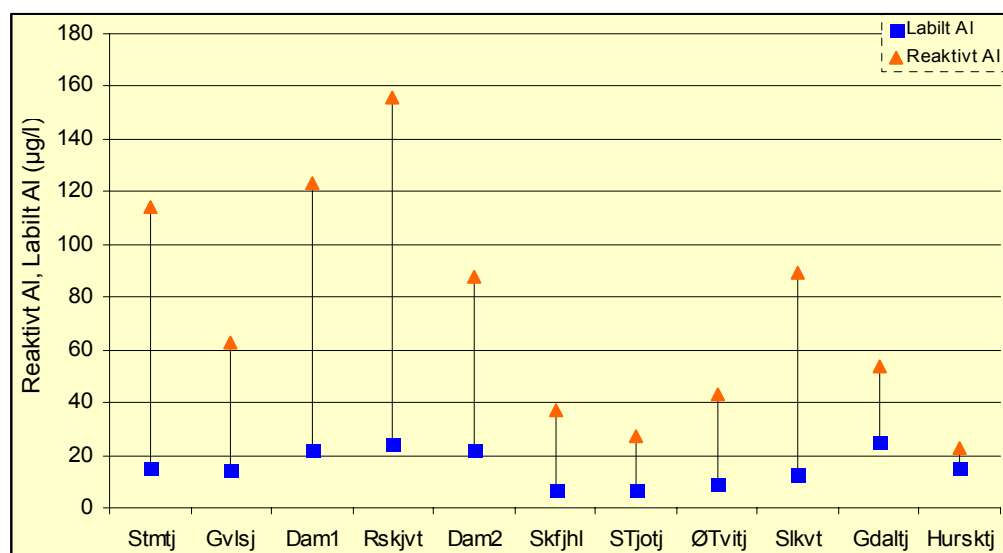
Figur 10: Maksimumskonsentrasjon av jern ($\mu\text{g/l}$) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980) og av mangan ($\mu\text{g/l}$) 2005.

Konsentrasjonene av jern og mangan i de 11 lokalitetene er generelt lave. Konsentrasjonene av jern varierte mellom $<30 \mu\text{g/l}$ i lokalitetene med lavest konsentrasjoner til $940 \mu\text{g/l}$ i Stamtjørn, og for mangan varierte konsentrasjonene mellom $<20 \mu\text{g/l}$ i lokalitetene med lavest konsentrasjoner til $100 \mu\text{g/l}$ i Stamtjørn. Lokalitetene Stamtjørn, Reskjemvatnet og Slåkåvatnet skilte seg ut med noe høyere konsentrasjoner av jern (Figur 10). Høye konsentrasjoner av dette metallet kan skyldes utvasking fra myrer i området (Spikkeland 1979). Flere studier viser at det er en sammenheng mellom konsentrasjonen av jern og humusinnhold (Kjensmo 1967, Cole 1994). Stamtjørn og Reskjemvatnet er blant lokalitetene med høyest fargetall (55 og 84 mg Pt/l) og TOC-konsentrasjoner ($8,44$ og $8,47 \text{ mg/l}$), som indikerer høyt innhold av humus. Dette kan være årsaken til de noe høyere jern- og mangankonsentrasjonene i disse lokalitetene. De høyeste konsentrasjonene av jern og mangan ble observert nær bunnen i Stamtjørn. Årsaken til dette er trolig at jern og mangan diffunderer ut fra sedimentet ved reduserte forhold (Kjensmo 1967). Oksygenmetningen i bunnvannet i Stamtjørn er lav (23%), noe som kan føre til utlekkasje av jern fra sediment til bunnvann. Med hensyn på jernkonsentrasjon havner Stamtjørn, Reskjemvatnet, Slåkåvatnet og Dam 1 i tilstandsklasse ”meget dårlig”, ”dårlig” og ”mindre god”. Resterende lokaliteter dekkes av tilstandsklassene ”meget god” og ”god”. Stamtjørn hadde de høyeste mangankonsentrasjoner, og havner i tilstandsklasse ”dårlig”. Dam 2, Store Tjorbutjørn, Reskjemvatnet og Goddalstjørna dekkes av tilstandsklasse ”mindre god”, mens resterende havner i tilstandsklasse ”god”. Av lokalitetene i 1979 var det kun Stamtjørn og Reskjemvatnet som hadde målbare konsentrasjoner av jern. Mangan ble også målt i 1979, men konsentrasjonene var for lave, og kunne ikke påvises.

4.1.9 Aluminium

Aluminium kan foreligge både labilt (uorganisk) og ikke-labilt (organisk bundet) (Økland & Økland 1998). Reaktivt aluminium er den totale mengden aluminium i vannmassen. Siden aluminium kan forekomme som giftige fraksjoner, brukes de maksimale konsentrasjonene fra hver lokalitet i presentasjonen.

Mengden reaktivt aluminium varierte fra $23 \mu\text{g/l}$ i Hurumskardtjørna til $156 \mu\text{g/l}$ i Reskjemvatnet (Figur 11). De høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium ble målt i Dam 1, Dam 2, Reskjemvatnet og Goddalstjørna med konsentrasjoner mellom $22 \mu\text{g/l}$ og $25 \mu\text{g/l}$. Resten av lokalitetene hadde konsentrasjoner mellom $7 \mu\text{g/l}$ og $15 \mu\text{g/l}$. Det var sterk negativ korrelasjon mellom pH og labilt aluminium i Lifjellområdet ($r = -0,75$).



Figur 11: Maksimalt innhold av reaktivt- og labilt aluminium (µg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005.

De høyeste konsentrasjonene av aluminium forekom i lokaliteter med pH <6. Dette kan forklares med at løseligheten av aluminium er avhengig av pH (Wilander et al. 1995). Ved forsurening er det tydelig at mengden labilt aluminium øker når pH senkes til 6 eller lavere (Skjelkvåle et al. 1997a, Lydersen & Löfgren 2000, Bjerke & Halvorsen 2005).

Lokaliteter med høyt innhold av reaktivt aluminium hadde ikke tilsvarende høyt innhold av labilt aluminium. Årsaken til dette er sannsynligvis det høye innholdet av organisk materiale (TOC) i lokaliteter med høyt innhold av reaktivt aluminium. Høyt innhold av TOC indikerer høy konsentrasjon av organiske syrer (humus). Dette medfører at mesteparten av det reaktive aluminiumet blir kompleksbundet til organiske anioner (Faafeng et al. 1998).

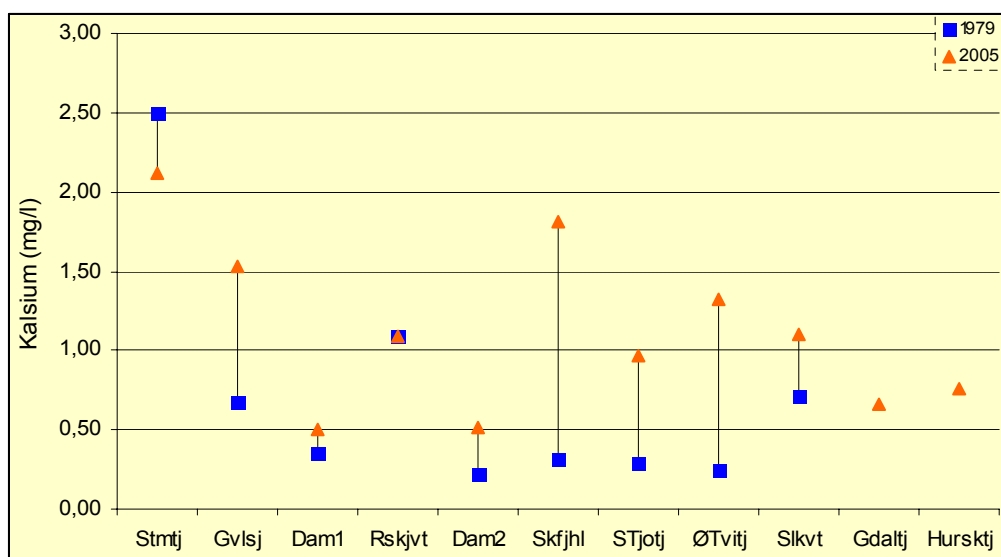
Konsentrasjoner over 50 µg/l regnes som akutt toksisk for fisk og er dermed hoveddødsårsaken for vannlevende organismer i forsurede vassdrag (Faafeng et al. 1998). Samtlige av de undersøkte lokalitetene i Lifjellområdet hadde betydelig lavere innhold av labilt aluminium enn 50 µg/l.

4.1.10 Kalsium og magnesium

Kalsium er et viktig næringsstoff for makrovegetasjon, de fleste alger, og i varierende mengder for dyr. Magnesium er et viktig plantenæringsstoff og tar også del i oppbyggingen av klorofyll (Økland & Økland 1998).

Gjennomsnittlig innhold av kalsium i lokalitetene varierte fra 0,51 mg/l i Dam1 til 2,12 mg/l i Stamtjørn. Fem av de 11 lokalitetene hadde gjennomsnittlige kalsiumkonsentrasjoner under 1

mg/l (Figur 12). Dette anses som lavt (Skjelkvåle et al. 1997b). Median for Lifjellområdet (1,09 mg/l) i 2005 var noe høyere enn median for Sørlandet (0,62 mg/l) (Skjelkvåle et al. 1997a). Det noe høyere innholdet av kalsium i lokalitetene på 1,00-2,12 mg/l er likevel lave i europeisk sammenheng (Skjelkvåle et al. 1997b). Wilcoxon's test for parvise observasjoner viste signifikant forskjell på innholdet av kalsium i 1979 og 2005 ($P = 0,042$).

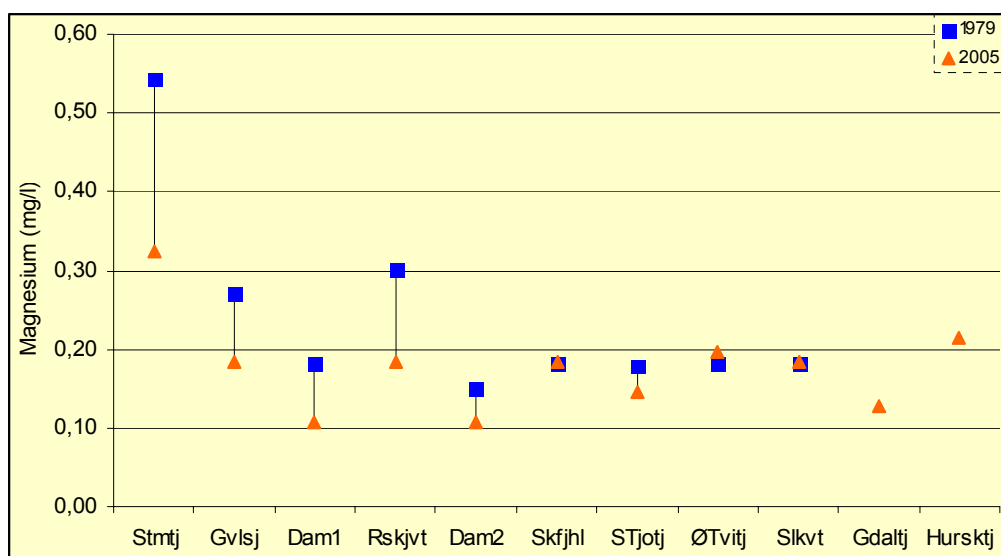


Figur 12: Gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

Gjennomsnittlig konsentrasjon av magnesium varierte fra 0,11 mg/l i de to dammene til 0,32 mg/l i Stamtjørn (Figur 13). Median for Lifjellområdet tilsvarte median for Sørlandet som er 0,18 mg/l (Skjelkvåle et al. 1997a). Konsentrasjonene målt i 1979 ligger generelt noe over innholdet av magnesium i lokalitetene i 2005 (Figur 13). Wilcoxon's test for parvise observasjoner viste signifikant forskjell i innholdet av magnesium i 1979 og 2005 ($P = 0,042$).

De relativt lave konsentrasjonene av kalsium og magnesium i Lifjellområdet skyldes lav forvittringshastighet i jordsmonnet i nedbørsfeltet. Videre skyldes dette at løsmassedekket er dominert av tungt forvitrbare bergarter, som for Lifjell er kvartsitt (Dons & Jorde 1978). I følge SFT (2001) har basekationene (blant annet kalsium og magnesium) de siste åra vist en svak nedgang i en del regioner fra Sørøstlandet til Sørvestlandet. Dette samsvarer godt med det som har skjedd i forhold til magnesium i Lifjellområdet. Dette kan trolig forklares med at den langtransporterte forurensningen fortsatte i en lenger periode etter 1979. Den avtok ikke i særlig grad før mot slutten av åttitallet og utover nittitallet (Skjelkvåle et al. 1997a). En av

konsekvensene av denne forsuringen er at det over tid skjer en utvasking av basekationer fra jordsmønnet. Etter lengre tids påvirkning av sur nedbør vil dermed innholdet av disse ionene reduseres (Saksgård & Schartau 2005). Grunnen til at kalsiumkonsentrasjonen i motsetning til magnesiumkonsentrasjonen har hatt en oppgang har trolig med kalking å gjøre. Gavlesjø, Skåråfjellholmen, Store Tjorbutjørn og Øvre Tvitjørn som alle er kalket (Fylkesmann i Telemark 2005), har hatt den største økningen av kalsium. Dette kan knyttes til at økning av kalsium er en primær effekt av kalking (Wilander et al. 1995). Det ukalka Stamtjørn ligger i overgangen til et område med granittisk gneis der det er enkelte mindre kalksteinsoner (Dons & Jorde 1978). Dette kan være en mulig årsak til at Stamtjørn har noe høyere konsentrasjoner av kalsium og magnesium enn de andre lokalitetene i 1979 og 2005.



Figur 13: Gjennomsnittlig magnesiumkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

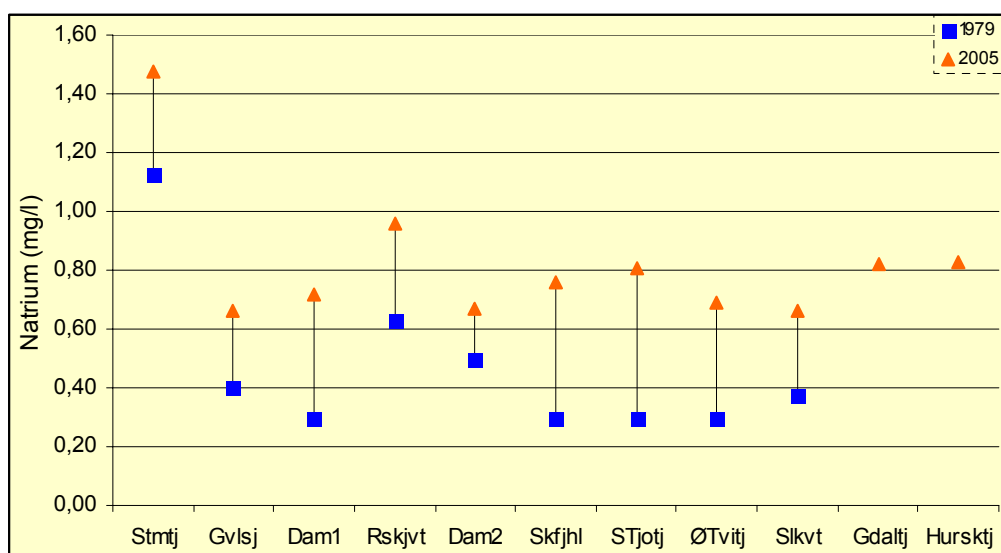
4.1.11 Natrium og kalium

Natrium er et viktig plantenæringsstoff, spesielt for enkelte arter av blågrønnalger. Natrium og kalium finnes i vevsvæske hos dyr og tar del i ionebyttemekanismer (Økland & Økland 1998).

Den gjennomsnittlige natriumkonsentrasjonen varierte fra 0,66 mg/l i Gavlesjø til 1,48 mg/l i Stamtjørn (Figur 14). Sammenliknet med medianen for Sørlandet (0,99 mg/l) (Skjelkvåle et al. 1997a) lå Lifjellområdet noe lavere med medianverdi 0,77 mg/l. Nivåene for natrium var noe høyere i Lifjellområdet enn i nasjonalparkene Femundsmarka, Rondane (Skjelkvåle et al.

1997b) og Hardangervidda (Skjelkvåle & Henriksen 1998). Grunnen til dette er trolig at Lifjell ligger nærmere sjøen, og kan lettere bli påvirket av sjøsalt som blir ført inn over land og avsatt med nedbør. Innholdet av sjøsalter i nedbøren påvirkes sterkt av meteorologiske forhold slik som pålandsvind og varierer derfor mye fra år til år (Aas et al. 2005).

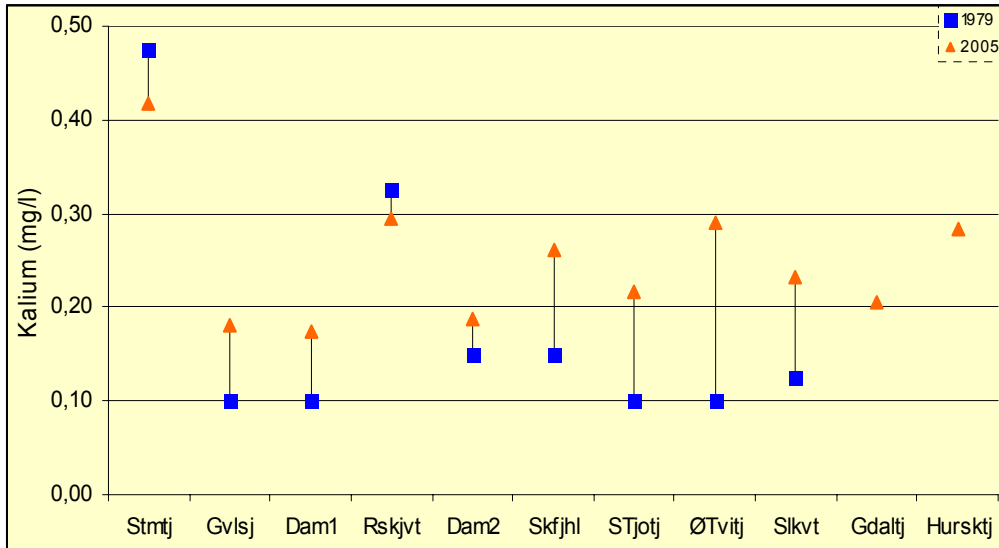
Sjøsalteffekten er av størst betydning i kystnære strøk, men områder fra 50 til 100 km fra kysten kan også rammes (Kroglund et al. 1994). Ved Wilcoxon's test for parvise observasjoner er det signifikant forskjell mellom innhold av natrium i 1979 og 2005 ($P = 0,009$). En mulig årsak er ekstremværet vinteren 2005 som blant annet rammet Agderkysten i form av stormen "Gudrun". Vinteren 2005 karakteriseres som en sjøsaltvinter (Hindar & Enge 2006). Med tanke på den relativt korte avstanden mellom Telemark og Agderfylkene, kunne det tenkes at Lifjellområdet var utsatt for noe sjøsaltpåvirkning på grunn av den sterke vinden. Det er imidlertid lite trolig at dette er årsaken siden kloridmålingene er signifikant lavere i 2005.



Figur 14: Gjennomsnittlig natriumkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

De gjennomsnittlige kaliumkonsentrasjonene varierte fra 0,17 mg/l i Dam 1 til 0,42 mg/l i Stamtjørn (Figur 15). Slåkåvatnet hadde i 3. periode henholdsvis 3,8 mg/l i overflaten og 4,8 mg/l nær bunnen. Årsaken til de ekstremt høye konsentrasjonene kan være målefeil, eller forurensing av prøven. Disse dataene blir derfor utelatt fra resultatene. Konsentrasjonene av kalium var høyere i 2005, og Wilcoxon's test for parvise observasjoner viste signifikant forskjell ($P = 0,033$). Samtlige målte konsentrasjoner lå under 1 mg/l med medianverdi på 0,23 mg/l som er noe høyere enn medianen for Sørlandet (0,11 mg/l).

Kaliumkonsentrasjonene i Lifjellområdet ligger på samme nivå som for nasjonalparkene Femundsmarka, Rondane (Skjelkvåle et al. 1997b) og Hardangervidda (Skjelkvåle & Henriksen 1998).

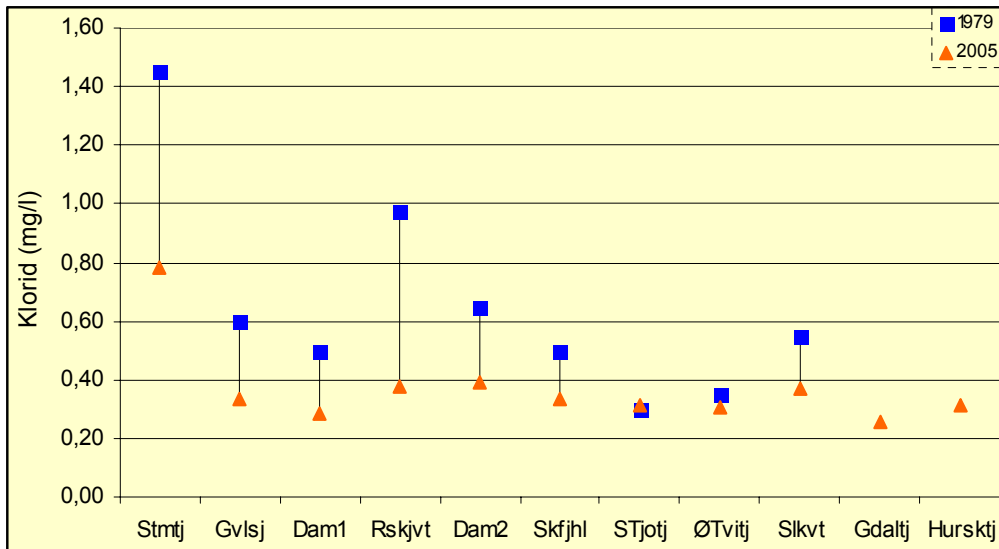


Figur 15: Gjennomsnittlig kaliumkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

4.1.12 Klorid og sulfat

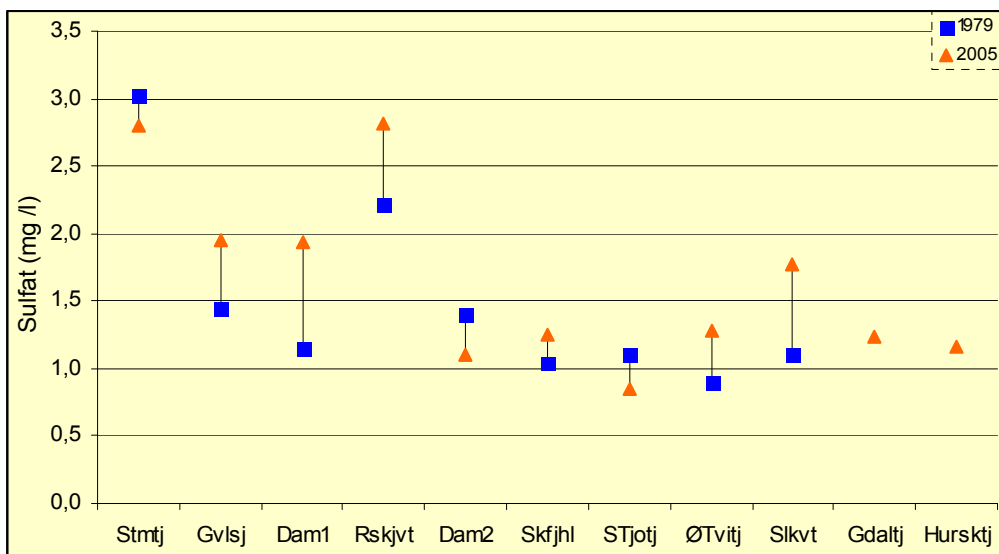
I områder med tungt nedbrytbare bergarter er atmosfærisk tilførsel den viktigste kilden til klorid og sulfat. I upåvirkede lokaliteter i innlandet er konsentrasjonen av klorid vanligvis mellom 0,3 mg/l og 3 mg/l og konsentrasjonen av sulfat vanligvis mellom 1 mg/l og 10 mg/l (Hongve 1984).

Gjennomsnittlig kloridkonsentrasjon i Lifjellområdet varierte fra 0,25 mg/l i Goddalstjørna til 0,79 mg/l i Stamtjørn (Figur 16). Kloridinnhold <1 mg/l er meget lavt, og typisk for innlandsstrøk i Norge (Skjelkvåle et al. 1997a). Konsentrasjonene av klorid var generelt noe høyere i 1979 enn i 2005 (Figur 16). Wilcoxon's test for parvise observasjoner viste signifikant forskjell mellom innholdet av klorid i 1979 og 2005 ($P = 0,013$). Nedgangen i klorid siden 1979 er vanskelig å forklare. Endring i sjøsaltpåvirkning kunne vært en mulig årsak, men på grunn av økningen i natriumkonsentrasjonene er dette lite trolig.



Figur 16: Gjennomsnittlig kloridkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

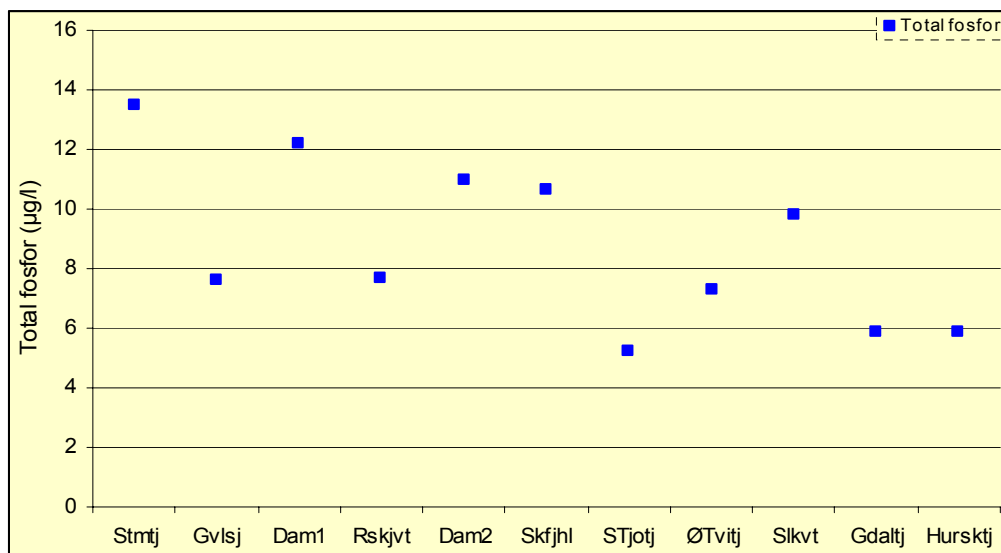
Gjennomsnittlig sulfatkonsentrasjon varierte fra 0,9 mg/l i Dam 2 til 2,8 mg/l i Stamtjørn og Reskjemvatnet. Sulfatkonsentrasjoner fra 0,6-2,0 mg/l regnes som lavt. Innsjøer uten påvirkning av sur nedbør har en bakgrunnskonsentrasjon av sulfat lavere enn 0,5-0,6 mg/l (Skjelkvåle et al. 1997b), noe som hovedsakelig skyldes geologiske forhold (Skjelkvåle et al. 1997a). Sulfatinnholdet i lokalitetene i Lifjellområdet er generelt noe høyere (Figur 17). Dette kan knyttes til tilførsel av sulfat fra nedbør og tørravsetninger (Skjelkvåle et al. 1997a). Wilcoxon's test for parvise observasjoner viste ikke signifikant forskjell mellom innholdet av sulfat i 1979 og 2005 ($P = 0,097$).



Figur 17: Gjennomsnittlig sulfatkonsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980).

4.1.13 Total fosfor

I Norge har halvparten av alle innsjøer fosforkonsentrasjoner ≤ 3 $\mu\text{g/l}$. Grunnen til de fosforfattige innsjøene er lav befolkningstetthet og at kun en beskjeden del av landarealet er dyrket mark (3 %) (Skjelkvåle et al. 1997a).



Figur 18: Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor ($\mu\text{g/l}$) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av total fosfor i lokalitetene varierte fra 5,3 $\mu\text{g/l}$ i Store Tjorbutjørne til 13,5 $\mu\text{g/l}$ i Stamtjørn (Figur 18). Dam 2, Dam 1 og Stamtjørn hadde det høyeste innholdet av fosfor med konsentrasjoner fra 11 til 13,5 $\mu\text{g/l}$ og kommer derfor i tilstandsklasse ”mindre god”. Store Tjorbutjørne, Goddalstjørna og Hurumskardtjørna hadde alle fosforkonsentrasjoner under 7 $\mu\text{g/l}$ og havner derfor i tilstandsklasse ”meget god”. De resterende lokalitetene dekkes av tilstandsklasse ”god”. Over 90 % av alle norske innsjøer hører hjemme i tilstandsklassene ”god” og ”meget god” (Skjelkvåle et al. 1997a).

Grunnen til at Stamtjørn, Dam 1 og Dam 2 kom i tilstandsklasse ”mindre god” kan blant annet forklares med deres høye TOC konsentrasjoner. Det er en klar tendens at fosforkonsentrasjoner øker med økende innhold av organisk materiale (Skjelkvåle et al. 1997a). Det er sterk positiv korrelasjon mellom innholdet av TOC og total fosfor i lokalitetene ($r = 0,74$). Det generelt lave innholdet av fosfor i Lifjellområdet kan forklares med liten påvirkning fra landbruksområder, og de klimatiske og topografiske forholdene. Mye nedbør, høy avrenning og liten kontakttid med jord bidrar til å holde konsentrasjonen av fosfor på et lavt nivå (Telstø 2000). Dette resulterer i at samtlige lokaliteter blir klassifisert som oligo- og

mesotrofe (Tabell 8). I tillegg er kvartsitten, som er den dominerende bergarten på Lifjell, lite løselig og næringsfattig (Rognerud 1981).

Tabell 8: Klassifisering av lokalitetenes trofigrad i 2005 i henholdsvis ultraoligo-, oligo-, meso-, eu og hypereutrofe vann med hensyn på total fosfor (etter Wetzel 1983).

Trofigrad	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Lokaliteter
Ultraoligotrof	<5	
Oligotrof	5 – 10	Gvlsj, Rskjvt, STjotj, ØTvitj, Slkvt, Gdaltj, Hursktj
Mesotrof	10 – 30	Stmtj, Dam1, Dam2, Skfjhl
Eutrof	30 – 100	
Hypereutrof	>100	

4.1.14 Fosfat

Fosfor blir tatt opp i organismer som fosfat, som er den eneste uorganiske formen for fosfor som er viktig for organismer (Brönmark & Hansson 2005).

Deteksjonsgrensen i fosfatanalysen var $2 \mu\text{g/l}$. Alle konsentrasjoner under $2 \mu\text{g/l}$ blir derfor satt til $<2 \mu\text{g/l}$. Nitrat blir derfor ikke presentert i figur. Kun tre enkeltprøver viser fosfatkonsentrasjoner over $2 \mu\text{g/l}$. Dette gjelder Store Tjorbutjørne med $9,8 \mu\text{g/l}$, Hurumskardtjørna med $4.5 \mu\text{g/l}$ og Stamtjørn med $7 \mu\text{g/l}$.

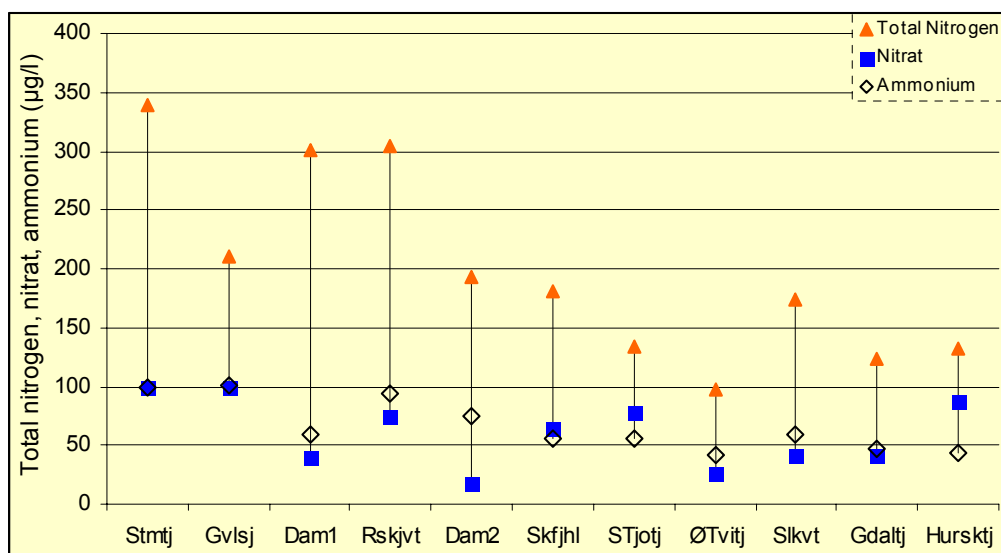
I Store Tjorbutjørne var fosfatmengden høyere enn mengden total fosfor. Årsaken til dette var trolig forurensning av prøven. At Hurumskardtjørna hadde høye konsentrasjoner av fosfat i en av vannprøvene er vanskelig å forklare. Konsentrasjonen kan være reell siden den ikke er spesielt høy, men på grunnlag av at det ikke ble observert økning av andre parametere som skulle tilsi at fosfatmengden skulle øke, er det mest sannsynlig at prøven var forurenset. Det er større grunn til å tro at det høye innholdet av fosfat i Stamtjørn er riktig. En mulig årsak kan være de lave oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet, som kan tyde på at det er anaerobe forhold i bunnsedimentene. I oksygenfritt miljø vil treverdige jern reduseres til toverdige, og i denne prosessen vil bundet fosfat frigjøres (Økland & Økland 1998). En tidligere undersøkelse i Lifjellområdet, der blant annet Hurumskardtjørna og Goddalstjørna ble undersøkt, viste tilsvarende fosforkonsentrasjoner som i 2005 (Kleiven et al. 2002).

4.1.15 Total nitrogen

Nitrogenkonsentrasjonen i innsjøer varierer fra ca. 100 µg/l til over 6000 µg/l.

Nitrogeninnhold fra om lag 100 µg/l til 1500 µg/l kan forekomme i sjøer naturlig.

Konsentrasjoner over 1500 µg/l forekommer bare i forurensede lokaliteter (Brønnmark & Hanson 2005).



Figur 19: Gjennomsnittlige konsentrasjoner av total nitrogen, nitrat og ammonium (µg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005.

Det gjennomsnittlige innholdet av total nitrogen var lavt i alle lokalitetene, med konsentrasjoner fra ca. 100 µg/l i Øvre Tvitjørn til 340 µg/l i Stamtjørn (Figur 19). Kun Stamtjørn, Dam 1 og Reskjemvatnet har nitrogenmengder noe over 300 µg/l og kommer derfor i tilstandsklasse ”god”. De resterende lokalitetene dekkes av tilstandsklasse ”meget god”. Kleiven et al. (2002) registrerte at innholdet av total nitrogen i innsjøer på Lifjell varierte mellom 190 µg/l og 320 µg/l. Det er derfor ikke grunn til å tro at det har skjedd store endringer på Lifjell de seinere åra med tanke på nitrogeninnhold. Menneskelig tilførsel av nitrogen er liten i Lifjellområdet. Derfor kan de lave konsentrasjonene av nitrogen knyttes til atmosfærisk tilførsel (Skjelkvåle et al. 1997a). En annen årsak er at flere av lokalitetene ligger i et fjellområde. Områder som dette har ofte liten tilførsel av nitrogen på grunn av høy avrenning, kombinert med tynt og usammenhengende jorddekke og lite vegetasjon (Skjelkvåle et al. 1997a). Årsaken til de relativt høye konsentrasjonene av nitrogen i Stamtjørn, Dam 1 og Reskjemvatnet (Figur 19) i forhold til resten av lokalitetene, har trolig sammenheng med at disse ligger i skogsområder. I slike områder vil bidraget fra organisk materiale som brytes ned være større enn i fjellområder. Når proteiner fra planter brytes ned

er ammonium et av de viktigste produktene. I et aerobt miljø blir ammonium omdannet til nitrat og det kan vaskes ut i innsjøen med nedbør (Maitland 1978).

4.1.16 Nitrat

I naturlige oligotrofe ferskvann er nitrat den uorganiske nitrogenforbindelsen som opptrer i høyest konsentrasjon (Brönmark & Hanson 2005).

De høyeste nitratkonsentrasjonene er målt i Stamtjørn og Gavlesjø med gjennomsnitt på 99 µg/l, mens den laveste er målt i Dam 2 med gjennomsnitt på 18 µg/l (Figur 19). Medianen for de elleve undersøkte lokalitetene i Lifjellområdet var 58,0 µg/l. Dette samsvarer godt med resultatene til Telstø (2000), der medianen for nitrat på Lifjell var 65,5 µg/l. Medianen for Sørlandet var imidlertid noe høyere med 81 µg/l (Skjelkvåle et al. 1997a). Til tross for nedgang i tilførselen av svovelforbindelser fra atmosfæren de senere årene har ikke tilførselen av nitrogen vist klare tegn til nedgang. Det ble registrert en signifikant økning av nitrat på Lifjell fra 1980 til 1999. Resultatene fra 2005 tyder på, som tidligere nevnt, at mengdene holder seg stabile. Dette indikerer at nitreringen bidrar til fortsatt forurening på Lifjell (Telstø 2000).

4.1.17 Ammonium

I oligotrofe vann forekommer kun lave konsentrasjoner av ammonium. Årsaken til dette er det høye oksygeninnholdet i slike vann (Brönmark & Hanson 2005). Nitrogenet forekommer da i vesentlig høyere oksidasjonstrinn (Økland & Økland 1998).

De høyeste gjennomsnittsverdiene for ammonium ble observert i Reskjemvatnet, Stamtjørn og Gavlesjø med konsentrasjoner fra 94 til 101 µg/l. De resterende lokalitetene har ammoniumkonsentrasjoner mellom 40 og 60 µg/l med Dam 2 som eneste unntak (75 µg/l) (Figur 19). Medianen for konsentrasjonen av ammonium i Lifjellområdet (58,0 µg/l) var noe høyere enn medianen for Sørlandet (40 µg/l) (Skjelkvåle et al. 1997a).

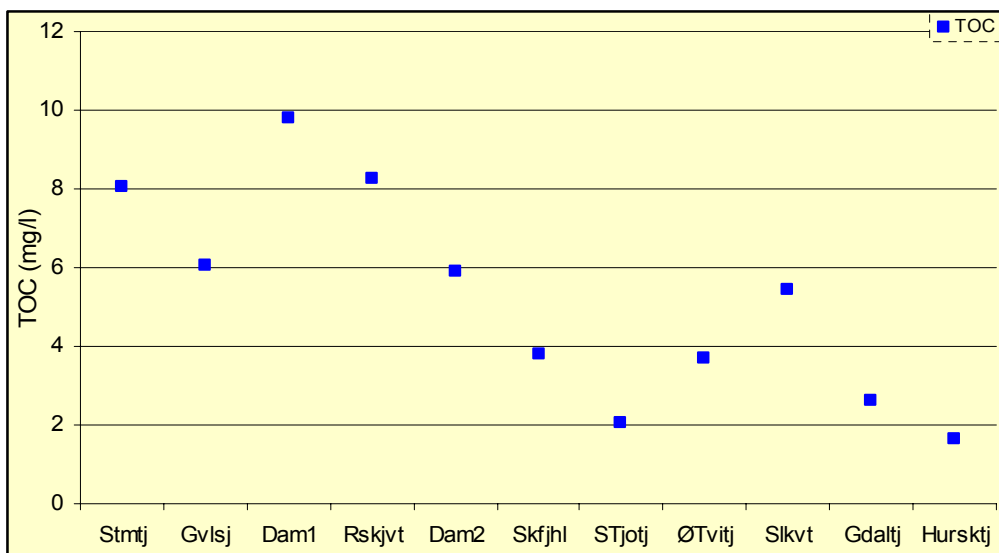
De høye konsentrasjonene i Gavlesjø, Reskjemvatnet, og spesielt Stamtjørn, kan knyttes til reduserte forhold i bunnsedimentene. Årsaken er at det vil det skje en opphopning av ammonium i vannet fordi den bakterielle nitrifikasjonen som oksiderer ammonium til nitritt vil avta. En annen mulig forklaring kan være at oksygenrike forhold i overgangssonen mellom vannmassen og bunnsedimentet medfører at store deler av ammoniumet adsorberes til

partiklene i bunnsedimentet. Ved reduserte forhold er sedimentets adsorpsjonskapasitet lavere, og dette kan føre til at ammonium kan lekke ut til vannmassene (Wetzel 2001).

4.1.18 TOC

Innholdet av den totale mengden organisk materiale i vann uttrykkes ved TOC-konsentrasjonen i vannmassen. Tilførselen av organisk stoff i form av humusstoffer påvirkes i hovedsak av klima, topografien i nedbørsfeltet og lokaliseringen av organiske kilder (Löfgren et al. 2003).

De gjennomsnittlige TOC-konsentrasjonene i lokalitetene varierte fra 1,62 mg/l i Hurumskardtjørna til 9,8 mg/l i Dam 1 (Figur 20). Stamtjørn, Reskjemvatnet og Dam 1 hadde det høyeste innholdet av TOC med konsentrasjoner fra 8,1 mg/l til 9,8 mg/l, noe som tilsvarer tilstandsklasse ”dårlig”. Gavlesjø hadde også høy gjennomsnittlig TOC-konsentrasjon, noe som er grunnet én enkelt måling på 8,9 mg/l. Resterende målinger i Gavlesjø lå mellom 5 og 6 mg/l. Store Tjorbutjørni og Hurumskardtjørna er lokalitetene med lavest TOC-innhold, henholdsvis 2,0 og 1,6 mg/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse ”meget god”. Goddalstjørna har også lave konsentrasjoner av organisk materiale (3 mg/l) og kommer i tilstandsklasse ”god”. De resterende lokalitetene dekkes av tilstandsklasse ”mindre god” (4 – 6 mg/l).



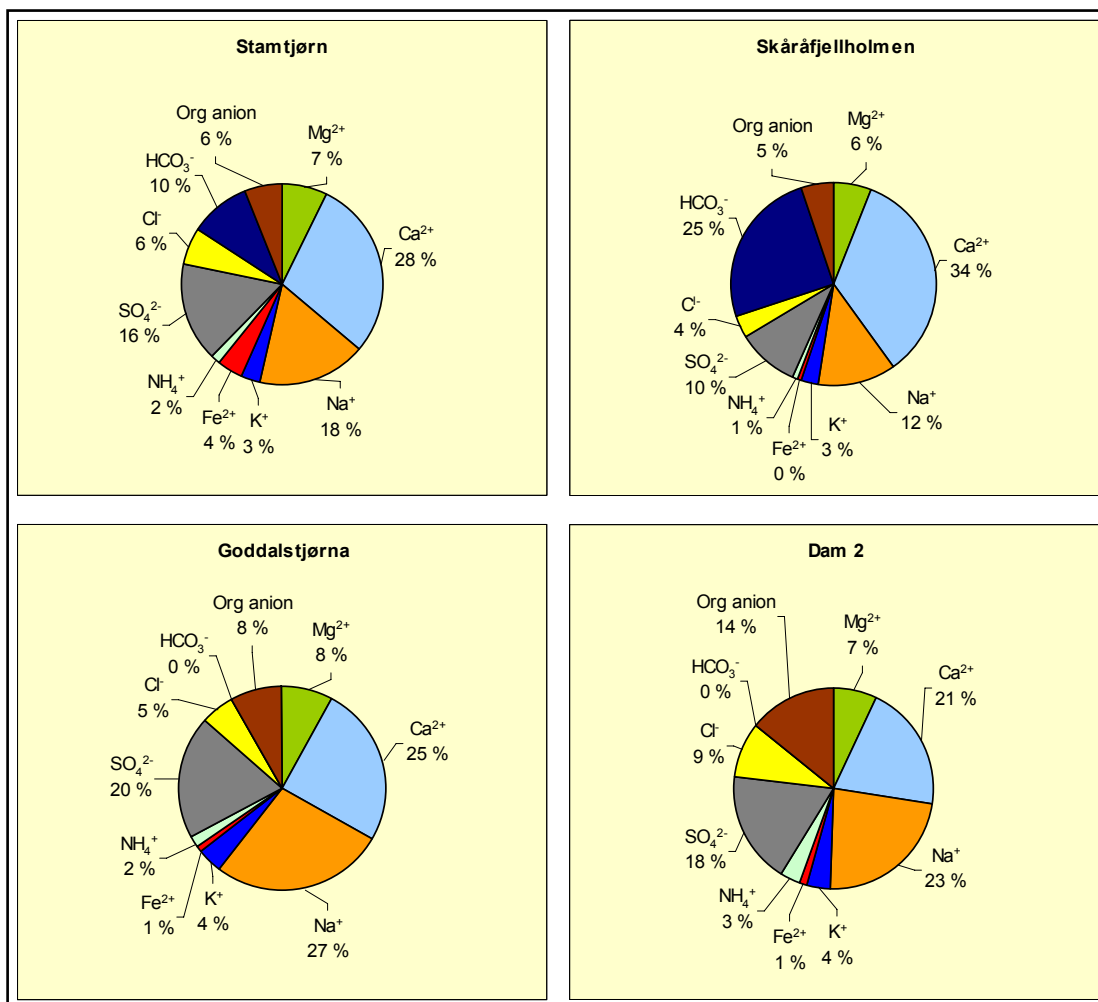
Figur 20: Gjennomsnittlig TOC-konsentrasjon (mg/l) i lokalitetene i Lifjellområdet 2005.

Det ser ut til at det går et skille mellom lokaliteter over og under tregrensa. Lokaliteter i skogsområder viste høye TOC-konsentrasjoner, mens høyereliggende vann viste lave TOC-konsentrasjoner. Dette bekreftes med sterk negativ korrelasjon mellom TOC og høyde over

havet ($r = -0,73$). Grunnen til dette er trolig den lave andelen av skog og myr i høyereliggende områder (Skjelkvåle et al. 1997a). Unntaket var Dam 2 som ligger høyest over havet, og hadde samtidig relativt høyt innhold av TOC i forhold til de andre lokalitetene. Årsaken til dette er trolig at Dam 2 har et lite volum, noe som gjør at små mengder organisk materiale vil påvirke TOC-konsentrasjonen mye (Wetzel 2001). En annen mulig forklaring kan være at det ikke ble observert noen gjennomstrømning i denne lokaliteten, noe som kan ha ført til en oppkonsentrering av organisk materiale.

4.1.19 Ionesammensetning

Ioneinnholdet i vann bestemmes av bergrunnen og løsmassene i nedbørsfeltet, kjemiske og biologiske prosesser i vannforekomsten, og tilførsel via luft og nedbør (Wetzel 2001).



Figur 21: Prosentvis ionesammensetning i Stamtjørn, Goddalstjørna, Skåråfjellholmen, og Dam 2.

I størsteparten av lokalitetene var kationsammensetningen $Ca^{2+} > Na^{+} > Mg^{2+} > K^{+}$. Denne sammensetningen avviker noe fra normalen i global sammenheng med $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} > K^{+}$

(Økland & Økland 1998, Wetzel 2001). I enkelte tilfeller var andelen Na^+ større eller lik andelen Ca^{2+} . Dette var gjeldene i Goddalstjørna (Figur 21), Hurumskardtjørna, Dam 1 og Dam 2 (Figur 21). Sammensetningen av anioner varierte i større grad. Hovedregelen var SO_4^{2-} som det dominerende anionet, mens HCO_3^- , Cl^- og organiske anioner (org anion) fantes i varierende andeler. Unntak fra hovedregelen var Skåråfjellholmen (Figur 21) og Øvre Tvitjørn som hadde stor andel bikarbonat. Andelen kalsium var også høy i disse, og dette, sammen med stor andel bikarbonat kan settes i sammenheng med kalkingsaktiviteten i lokalitetene, siden økt innhold av bikarbonat og kalsium er en primæreffekt av kalking (Wilander et al. 1995).

Figur 21 viser ionesammensetningen i fire ulike lokaliteter, henholdsvis et lavtliggende vann (Stamtjørn), et ukalka høyfjellsvann (Goddalstjørna), et kalka høyfjellsvann (Skåråfjellholmen) og en dam (Dam 2). Figuren viser noe av variasjonen i ionesammensetningen i Lifjellområdet. De øvrige lokalitetenes ionesammensetning er gitt i vedlegg 5.

I naturlig vann skal det være en likevekt mellom kationer og anioner. Ionebudsjettet i denne undersøkelsen (vedlegg 5) viser imidlertid ikke likevekt mellom kationer og anioner. Det er i hovedsak mer kationer enn anioner. Dette er vanskelig å forklare. En mulig årsak til dette kan være unøyaktige analyser.

4.2 Krepsdyr

Denne undersøkelsen tar for seg krepsdyr (Crustacea) innenfor orden vannlopper (Cladocera) og underklasse hoppekreps (Copepoda). Totalt i 2005 og 1979 ble det registrert 49 krepsdyrarter fordelt på 33 arter vannlopper og 16 arter hoppekreps. Artenes forekomst i de enkelte lokalitetene i 2005 og 1979 er gitt i Tabell 9. Fullstendig oversikt over registrerte arter i den enkelte lokalitet og periode finnes i vedlegg 6.

I 2005 ble det registrert 46 arter (31 arter vannlopper og 15 arter hoppekreps), mens Spikkeland (1980) registrerte 36 krepsdyrarter (25 arter vannlopper og 11 arter hoppekreps) i 1979. Det registrerte artsantallet per lokalitet varierte fra 15 til 29 i 2005 og fra 8 til 23 i 1979 (Figur 22). Stamtjørn hadde det største artsantallet begge år, med 29 arter i 2005 og 23 i 1979. Dam 2, Skåråfjellholmen, Goddalstjørna og Hurumskardtjørna hadde færrest arter i 2005 med

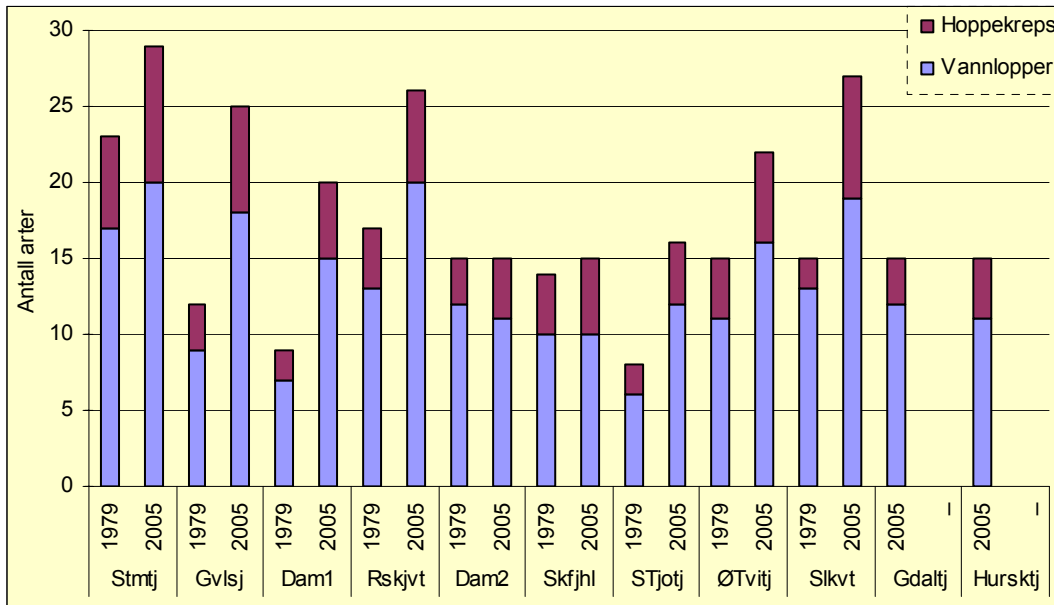
15 arter, mens Store Tjorbutjørne var artsfattigst i 1979 med totalt 8 registrerte arter. Grunnen til det lave artsantallet i Store Tjorbutjørne er trolig at det ikke foreligger littoralprøver fra 1979, siden littoralprøver regnes som en viktig bidragsyter til artsdiversiteten i en innsjø (Walseng et al. i trykk). Samtlige lokaliteter hadde flere arter i 2005 enn i 1979, unntatt Dam 2 som hadde 15 arter begge år. Den observerte økningen i artsantall siden 1979 skyldtes ikke de to nye lokalitetene i undersøkelsen, Goddalstjørna (15 arter) og Hurumskardtjørna (15 arter), som var blant lokalitetene med lavest artsantall.

Generelt er artsfattige krepsdyrsamfunn tilknyttet lokaliteter med lav pH i kombinasjon med ugunstige klimatiske forhold og lave TOC-konsentrasjoner (SFT 2002). I høyereliggende lokaliteter ble det registrert 15 eller 16 arter, mens det i lokaliteter under tregrensa ble påvist 19 til 29 arter. At artsantallet synker med høyde over havet er tidligere blitt observert i andre områder (Sfenthourakis 1992, Hessen et al. 2006,) og i Lifjellområdet i 1979 (Spikkeland 1980). Dette var også resultatet av DCA-ordinasjonen som indikerte at artsantallet ble påvirket av høyde over havet, temperatur og innhold av organisk materiale, der de to sistnevnte har en sammenheng med, og i stor grad blir bestemt av førstnevnte. Nedgangen i artsantall med høyde over havet bør derfor ses i sammenheng med faktorene som blir bestemt i større eller mindre grad av høyde over havet.

Innsjøareal har tidligere blitt beskrevet som en av faktorene som påvirker artsrikdommen i et vann (Hobæk et al. 2002). De høye artsantallene i Reskjemvatnet og Gavlesjø kunne derfor ha sammenheng med at disse har stort areal. Imidlertid er det i andre undersøkelser i seinere tid blitt vist at produktiviteten i innsjøen er av større betydning for innsjøens artsrikdom enn innsjøstørrelse (Hessen et al. 2006, Walseng et al. i trykk). Det foreligger imidlertid ikke noe direkte mål på produktivitet i denne undersøkelsen.

Den mest markante økningen i artsantall ble observert i de kalka lokalitetene Slåkåvatnet og Gavlesjø, med henholdsvis 12 og 13 flere arter i 2005. Slåkåvatnet får tilført vann fra kalka lokaliteter, mens Gavlesjø er direkte kalka. Slåkåvatnet har, som andre kalka lokaliteter, forflyttet seg nedover langs 2. akse i DCA-plottet (Figur 24), men Gavlesjø viser ikke dette. Generelt blir det registrert flere krepsdyrarter etter kalking når pH har stabilisert seg på et høyere nivå (Degerman et al. 1995). Endringer i vannkjemi i blant annet Gavlesjø og Slåkåvatnet ble undersøkt av Telstø (2000) i 1999. pH-målingene i 2005 viste at Gavlesjø har

hatt stabil pH siden 1999. Det er derfor nærliggende å tro at økningen i artsantall i Gavlesjø skyldes bedring i pH siden 1979 på tross av lokalitetens forflytning i DCA-plottet (Figur 24).



Figur 22: Totalt antall registrerte krepsdyrarter i lokalitetene i Lifjellområdet 1979 (Spikkeland 1980) og 2005 fordelt på vannlopper og hoppekreps.

Pelagial- og littoralsamfunnet er studert og kommentert hver for seg. Littoralsamfunnet hadde et rikere artsinventar enn pelagialsamfunnet. Dette kan knyttes til større nisjevariasjon i littoralsonen enn i pelagialsonen som regnes som mer homogen (Walseng et al. i trykk). En rekke arter som regnes for å ha en tilknytning til littoralsonen ble registrert fåtallig i pelagialprøvene, mens et fåtall arter som regnes for å være tilknyttet pelagialsonen ble registrert i littoralsonen. Dette er en vanlig situasjon i norske innsjøer (Walseng et al. i trykk). I kommentarene til pelagialsamfunnet og littoralsamfunnet vil sanne littorale arter være utelatt fra artsantallet i pelagialen, og sanne planktoniske arter utelatt fra artsantallet i littoralen.

4.2.1 Pelagialsamfunnet

Det registrerte artsantallet for planktoniske og planktonlittorale krepsdyr varierte fra tre til ni i begge åra. Det laveste artsantallet (3) i 2005 ble imidlertid registrert i det ukalka Hurumskardtjørna som er en av de nye lokalitetene i 2005. Det ble i 1979 registrert færrest arter i dammene (3). I Dam 1 ble det i 2005 registrert dobbelt så mange arter, mens artsantallet i Dam 2 hadde økt med én art. Det påviste artsantallet i Stamtjørn var høyt begge år (9), noe som kan skyldes at lokaliteten ligger i lavlandet (Nilssen 1976, Sfenthourakis 1992, Hessen et al. 2006). Reskjemvatnet hadde også ni registrerte arter begge år, noe som her

kan ha sammenheng med at dette er den største av lokalitetene og, som Stamtjørn, ligger i lavlandet. I de høyereliggende vanna var det registrerte artsantallet fire eller fem i 1979, mens det varierte fra fem til sju i 2005. *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* var de vanligste vannloppene i pelagialen i Lifjellområdet i begge åra. Disse ble registrert i samtlige lokaliteter og *Bosmina longispina* var i de fleste tilfeller totalt dominerende, eller kodominerende. *Bosmina longispina* er den vanligste vannloppen i Norge, og er registrert i nesten alle lokaliteter i Sør-Norge (Walseng & Bongard 2001). *Holopedium gibberum* var mest tallrik i de høyereliggende lokalitetene, og dette samsvarer godt med at den er regnet for å være indikator på oligo-mesotrofe forhold (Mäemets et al. 1996). Blant hoppekrepsene var *Cyclops scutifer* og *Heterocope saliens* de vanligste i begge åra. Mengden av disse varierte imidlertid mellom lokalitetene. Størst tetthet av *Cyclops scutifer* ble i 2005 registrert i de lavereliggende lokalitetene, og i de ukalka høyfjellslokalitetene Goddalstjørna og Hurumskardtjørna. I 1979 var *Cyclops scutifer* i enkelte tilfeller tallrik i Stamtjørn og Gavlesjø. *Heterocope saliens* forekom i større mengder i 2005 enn i 1979. Arten var tallrik i de høyereliggende kalka lokalitetene, men var fåtallig i lavlandet og i de ukalka vanna. I tre vann var *Mixodiaptomus laciniatus* tallrik i 2. og 3. innsamlingsperiode. Tidligere undersøkelser på Lifjell har vist liknende pelagialsamfunn, med *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* som de vanligste krepsdyrartene (Kleiven & Lande 2005).

4.2.2 Littoralsamfunnet

Antall påviste littorale og planktonlittorale arter varierte fra 12 til 23 i 2005 og fra fem til 19 i 1979. Stamtjørn og Reskjemvatnet hadde flest registrerte arter med 23 i 2005 og henholdsvis 19 og 10 i 1979. Dam 1 hadde desidert lavest artsantall i 1979 (5), mens den i 2005 var blant de med flest arter (17). Gavlesjø var blant de med lavest artsantall i 1979 (9), men hadde sammen med Slåkåvatnet 22 registrerte arter i 2005. Det ble ikke observert markant lavere artsantall i littoralen i de ukalka høyfjellsvanna Hurumskardtjørna og Goddalstjørna. Tvert imot kunne disse ha like mange, eller flere arter enn de kalka høyfjellslokalitetene Store Tjørbutjørni og Skåråfjellholmen.

Littoralsamfunnet var i de fleste tilfeller dominert av *Bosmina longispina*. I Stamtjørn var imidlertid *Polyphemus pediculus* den dominerende arten, mens *Alonopsis elongata* og *Pylyphemus pediculus* dominerte i Hurumskardtjørna. *Bosmina longispina* var vanlig også i 1979, men var den gang mindre dominerende. Blant de cyclopoide hoppekrepsene var

Eucyclops serrulatus den vanligste i littoralen, men ble kun registrert fåtallig. *Eucyclops serrulatus* var sjelden i 1979 og ble kun registrert i Reskjemvatnet. *Heterocope saliens* var den vanligste calanoide hoppekrepsen i 2005, og ble påvist i moderate mengder i enkelte vann. I 1979 var arten mindre vanlig og ble aldri registrert i større mengder. Vannloppene *Sida crystallina*, *Alonopsis elongata*, *Holopedium gibberum* og hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* kunne i enkelte lokaliteter være tallrike. *Alonopsis elongata* var vanlig i begge år, men opptrådte i større mengder i 1979 og dominerte samfunnet i enkelte høyereliggende vann. Hoppekrepsen *Diacyclops nanus*, som forekom i små mengder i mange av vanna i 1979, var mindre vanlig i 2005 og ble funnet i kun to lokaliteter.

4.2.3 Enkeltlokaliteter

Stamtjørn

Denne lokaliteten hadde flest registrerte arter begge år med 29 arter (20 arter vannlopper og ni arter hoppekreps) i 2005 og 23 arter (17 arter vannlopper og seks arter hoppekreps) i 1979. Av disse forekom 11 arter kun i 2005, mens fem forekom kun i 1979 (Tabell 9). De to forsuringfølsomme artene *Bosmina longirostris* og *Eucyclops denticulatus* som forekom i 1979, manglet i 2005. Imidlertid ble andre forsuringfølsomme arter som *Ophryoxus gracilis* og *Eucyclops macrurus* registrert. I 2005 var *Bosmina longispina* og *Diaphanosoma brachyurum* dominerende i pelagialen mens *Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* fantes i moderate mengder. I 1979 ble pelagialen dominert av *Bosmina longispina* og cyclopoide copepoditter, sannsynligvis *Cyclops scutifer*. I littoralen var *Polyphemus pediculus* den dominerende arten i 2005. Littoralen i 1979 var mindre preget av at enkeltarter dominerte og flere arter, som *Alonella exigua*, *Alonella excisa* og *Mesocyclops leuckarti*, kunne være tallrike. *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata* og *Eurycercus lamellatus* fantes i moderate mengder.

Gavlesjø

Det ble påvist 25 arter (18 arter vannlopper og sju arter hoppekreps) i 2005 mot 12 arter (ni arter vannlopper og tre arter hoppekreps) i 1979. 14 arter ble kun funnet i 2005, mens én art forekom kun i 1979. Blant artene som kun ble påvist i 2005 eller kun i 1979, var ingen spesielt følsomme for forsuring (Tabell 9). *Bosmina longispina* var i 2005 den dominerende arten både i pelagialen og littoralen med unntak av 2. periode da *Holopedium gibberum* var dominerende. *Alonopsis elongata*, *Acanthodiaptomus denticornis* og *Heterocope saliens*

kunne i enkelte tilfeller være tallrike. *Bosmina longispina* var mindre dominerende i 1979. I littoralen var *Alonopsis elongata* tallrik, mens *Cyclops scutifer* og *Holopedium gibberum* kunne være tallrike både i pelagialen og littoralen i 1979.

Dam 1

Det ble påvist 19 arter (15 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) i 2005 og ni arter (sju arter vannlopper og to arter hoppekreps) i 1979. Samtlige arter registrert i 1979 ble også funnet i 2005 mens 10 arter forekom kun i 2005. Artene regnes som tolerante for surt vann (Tabell 9). I 2005 var *Bosmina longispina* og *Diaphanosoma brachyurum* de dominerende artene ved samtlige prøvedatoer. Blant hoppekrepsene var *Heterocope saliens* den vanligste arten. Den var tallrik i 1. periode, men fåtallig i 2. og 3. periode. *Bosmina longispina* var vanlig også i 1979, men ikke så tallrik som i 2005. I 1979 var *Diaphanosoma brachyurum* og *Sida crystallina* de dominerende artene.

Reskjørvatnet

Det ble registrert 26 arter (20 arter vannlopper og seks arter hoppekreps) i 2005 og 17 arter (13 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) i 1979. 11 av de 26 registrerte artene i 2005 ble ikke registrert i 1979. Av de to artene som manglet i 2005 er *Daphnia longispina* forsuringfølsom. De fleste artene som kun forekom i 2005 var survannstolerante, mens *Ophryoxus gracilis* og *Camptocercus rectirostris* regnes som forsuringfølsomme (Tabell 9). *Bosmina longispina* dominerte pelagialen og littoralen i 2005 ved alle prøvedatoer unntatt i 2. periode da *Diaphanosoma brachyurum* var tallrik. Dette ble forøvrig også observert i Dam 1. Situasjonen var noe av det samme i 1979 med *Bosmina longispina* som dominerende art i pelagialen og littoralen, men i littoralen kunne også *Scapholeberis mucronata* og *Polyphemus pediculus* være tallrik.

Tabell 9: Krepsdyrarter registrert i Lifjellområdet 1979 (Spikkeland 1980) og 2005 med grad av forsuringsfølsomhet (Aagaard et al. 2002).

Lokalitet År	Stmtj		Gvlsj		Dam1		Rskjvt		Dam2		Skfjhl		STjotj		ØTvitj		Slkvt		Gdaltj	Hursktj
	79	05	79	05	79	05	79	05	79	05	79	05	79	05	79	05	79	05	05	05
Vannlopper																				
Diaphanosoma brachyurum	x	x	x	x	x	x	x	x		x					x					
Latona setifera*																x				
Sida crystallina	x	x	x	x	x	x		x							x	x	x	x		
Holopedium gibberum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula	x	x				x	x	x				x						x		x
Daphnia cristata**	x	x														x				
Daphnia longispina*							x									x				
Scapholeberis mucronata	x		x	x		x	x	x	x								x	x		
Simocephalus vetula*																		x		
Bosmina longirostris**	x																			
Bosmina longispina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris		x				x	x	x	x	x	x				x	x	x	x		x
Ophryoxus gracilis**		x						x							x	x		x		
Streblocerus serricaudatus						x														
Acroperus harpae	x	x				x		x				x	x		x	x	x	x	x	x
Alona affinis	x	x				x		x	x	x			x		x	x		x	x	
Alona guttata				x		x									x					
Alona intermedia*						x														
Alona rustica		x				x								x		x	x			x
Alonella exigua*	x									x		x						x		
Alonella excisa	x	x				x	x		x	x	x			x	x			x	x	x
Alonella nana		x				x		x	x	x				x			x	x	x	x
Alonopsis elongata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris**		x						x												
Chydorus piger**																				x
Chydorus sphaericus	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eurycerus lamellatus	x					x		x	x	x	x					x	x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria		x																		
Pleuroxus truncatus	x	x																		
Rhynchotalona falcata				x	x				x									x	x	x
Polyphemus pediculus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bythotrephes longimanus*		x				x		x						x					x	
Leptodora kindti*							x	x												
Hoppekreps																				
Acanthodiptomus denticornis*	x	x				x														
Mixodiptomus laciniatus**													x		x					
Heterocope saliens		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
Macrocyclus albidus*		x						x												x
Macrocyclus fuscus	x	x													x					x
Eucyclops denticulatus**	x																			
Eucyclops macrurus**		x																		
Eucyclops serrulatus		x				x		x				x	x			x		x		x
Paracyclops affinis*									x											
Cyclops scutifer*	x	x	x	x			x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops viridis*	x	x						x								x				
Acanthocyclops capillatus						x													x	x
Acanthocyclops robustus							x			x					x	x			x	
Acanthocyclops vernalis							x			x	x	x								
Diacyclops nanus				x		x	x			x		x				x				x
Mesocyclops leuckarti*	x	x					x	x												
Antall arter vannlopper	17	20	9	18	7	15	13	20	12	11	10	10	6	12	11	16	13	19	12	11
Antall arter hoppekreps	6	9	3	7	2	4	4	6	3	4	4	5	2	4	4	6	2	8	3	4
Totalt antall arter	23	29	12	25	9	19	17	26	15	15	14	15	8	16	15	22	15	27	15	15

*Moderat forsuringsfølsom (Aagaard et al. 2002) **Forsuringsfølsom (Aagaard et al. 2002)

Dam 2

Det ble ikke påvist økning i artsantallet i denne lokaliteten som hadde 15 registrerte arter både i 2005 (11 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) og 1979 (12 arter vannlopper og tre arter hoppekreps). Imidlertid ble det funnet tre arter i 1979 som ikke ble registrert i 2005, blant annet den moderat forsuringfølsomme *Alonella exigua*. I 2005 ble disse ”erstattet” av tre nye arter, blant annet *Cyclops scutifer* som også regnes som moderat følsom for forsuring (Tabell 9). I 2005 var *Bosmina longispina* dominerende i 2. og 3. periode, mens *Holopedium gibberum* var tallrik i 1. periode. Sistnevnte var vanlig og ble funnet i alle håvtrekkene, men sjelden i store mengder. Ellers var *Chydorus sphaericus*, *Alonopsis elongata* og *Heterocope saliens* vanlige arter. I 1979 dominerte *Bosmina longispina* pelagialen alene eller sammen med *Holopedium gibberum*. Sistnevnte kunne også være tallrik i littoralen, men da med selskap av *Alonopsis elongata*, *Alonella exigua* og *Chydorus sphaericus*.

Skåråfjellholmen

Det ble påvist 15 arter (10 arter vannlopper og fem arter hoppekreps) i 2005 og 14 arter (10 arter vannlopper og fire hoppekreps) i 1979. Av disse forekom sju arter kun i 2005, mens seks forekom kun i 1979. Av artene som hadde forsvunnet siden 1979, og kommet til i 2005 var de fleste forsuringstolerante, men *Mixodiaptomus laciniatus* som ble funnet kun i 2005, bør nevnes som en mulig indikasjon på bedret vannkvalitet (Tabell 9). I 2005 dominerte *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* pelagialen. *Heterocope saliens* var vanlig, men i relativt små mengder. *Mixodiaptomus laciniatus* ble registrert i 2. og 3. periode, men var kun dominerende i 2. periode. Pelagialen i 1979 ble dominert av *Holopedium gibberum* mens *Alonopsis elongata* var mest tallrik i littoralen.

Store Tjorbutjørne

Det ble funnet 16 arter (12 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) i 2005 mot åtte arter (seks arter vannlopper og to arter hoppekreps) i 1979. Det ble påvist ni arter som forekom kun i 2005, mens én art forekom kun 1979. Som for Skåråfjellholmen var funnet av *Mixodiaptomus laciniatus* i 2005 interessant som mulig indikator på en bedret vannkvalitet. I tillegg ble den forsuringfølsomme arten *Ophryoxus gracilis* funnet (Tabell 9).

Krepsdyrsamfunnet har likhetstrekk med Skåråfjellholmen med *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina* og *Chydorus sphaericus* som vanlige vannlopper og *Heterocope saliens* og *Mixodiaptomus laciniatus* som vanlige hoppekreps. *Holopedium gibberum* dominerte pelagialen i 1979. Data for littorale arter i 1979 mangler.

Øvre Tvitjørnan

Det ble funnet 22 arter (16 arter vannlopper og seks arter hoppekreps) i 2005, og 15 arter (11 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) i 1979. 11 arter ble kun registrert i 2005, mens fire forekom kun i 1979. Av artene som kun ble registrert i 2005 var funnene av *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina*, *Ophryoxus gracilis* og *Mixodiaptomus laciniatus* de mest interessante i forbindelse med bedret vannkvalitet (Tabell 9). I 2005 var *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* tallrike i pelagialen. *Heterocope saliens* ble registrert i samtlige prøver, men var fåtallig i 2. og 3. periode. *Mixodiaptomus laciniatus* var den mest tallrike hoppekrepsen i pelagialen. *Bosmina longispina* var totalt dominerende i samtlige littoralprøver. I 1979 dominerte *Bosmina longispina* pelagialen i 1. periode, mens den littorale arten *Alonopsis elongata* var tallrik i pelagialen i 2. periode og i littoralen begge perioder.

Slåkåvatnet

Lokaliteten var blant de med flest arter i 2005 med 27 registrerte arter (19 arter vannlopper og åtte arter hoppekreps). Det påviste artsantallet var lavere i 1979 med 15 arter (13 arter vannlopper og to arter hoppekreps). 13 arter forekom kun i 2005. Av disse var *Ophryoxus gracilis* interessant i forbindelse med bedret vannkvalitet (Tabell 9). Pelagialen i 2005 ble dominert av *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina* med sistnevnte i klart flertall. Dette var også tilfellet i 1979, men da med en enda større andel *Bosmina longispina*. I littoralen i 2005 var *Bosmina longispina* klart dominerende i 1. periode, mens *Sida crystallina* dominerte i 2. og 3. periode. *Ophryoxus gracilis*, *Alonopsis elongata* og *Polyphemus pediculus* var i enkelte tilfeller tallrike i de to sistnevnte periodene. *Polyphemus pediculus* dominerte littoralsamfunnet i begge periodene i 1979. *Sida crystallina* og *Scapholeberis mucronata* fantes i moderate mengder henholdsvis 1. og 2. periode.

Goddalstjørna

Det ble registrert 15 arter (12 arter vannlopper og tre arter hoppekreps) i 2005. Samtlige unntatt *Cyclops scutifer* var survannstolerante (Tabell 9). *Holopedium gibberum* og *Cyclops scutifer* var dominerende i pelagialen i samtlige perioder. *Bosmina longispina* var det mest tallrike krepsdyret i littoralen, og dominerte sammen med *Alonopsis elongata*, *Holopedium gibberum* og *Polyphemus pediculus*. *Acanthocyclops capillatus* ble registrert i små mengder i 2. periode og i moderate mengder i 3. periode.

Hurumskardtjørna

Det ble påvist 15 arter (11 arter vannlopper og fire arter hoppekreps) i 2005. Ingen av artene regnes som forsuringsfølsomme (Tabell 9). Pelagialen ble dominert av *Bosmina longispina* og *Cyclops scutifer* i 1. periode, mens sistnevnte og *Holopedium gibberum* var mest tallrike 2. og 3. periode. Littoralen ble dominert av *Alonopsis elongata* og *Polyphemus pediculus* i 1. periode og *Alonopsis elongata* og copepoditter av *Eucyclops serrulatus* eller *Cyclops scutifer* i 2. og 3. periode. *Polyphemus pediculus* ble registrert i 1. og 3. periode, men var tallrik kun i 1. periode.

4.2.4 DCA-analyse

Sammenslåtte artsdata fra samtlige prøvetakingsperioder i 2005 ble analysert med DCA-ordinasjon. Det ble benyttet nedveiging av sjeldne arter med dominansklassene 1 (<1 %), 2 (1-10 %) og 3 (>10 %). DCA-ordinasjonen resulterte i at 35,3 % av variasjonen i artsdataene kunne forklares med 1. aksen (22,1 %) og 2. aksen. (13,2 %). Akselengdene var korte, noe som tyder på begrenset økologisk variasjon. Lengden til 1. aksen var 1,51 mens lengden til 2. aksen var 1,45. Det var sterk positiv korrelasjon mellom 1. aksen og høyde over havet ($r = 0,85$). Dette samsvarer godt med at temperaturen også korrelerte sterkt med 1. aksen ($r = -0,80$). Dette vises i lokalitetsplottet (Figur 23) der det går et skille midt på 1. aksen mellom lokalitetene over og under tregrensa. Dette samsvarer godt med at også fargetall ($r = -0,75$) og TOC ($r = -0,76$) korrelerte sterkt med 1. aksen. Sulfat korrelerte svært sterkt med 1. aksen ($r = -0,92$). Sulfatkonsentrasjonene var imidlertid lave (<3 mg/l), og korrelasjonen regnes som et resultat av god samvariasjon med høyde over havet, og hadde trolig liten innvirkning på artsdataene. Akse 2 korrelerte best med pH ($r = 0,71$), men også lokalitetenes areal var av betydning ($r = 0,67$). Det var en tendens at lokaliteter med lav pH lå nederst langs 2. aksen i plottet, og da med den sureste lokaliteten Dam 1 (pH 4,6) nederst. Gavlesjø og Goddalstjørna (pH 6,0 og pH 5,5) var de eneste lokalitetene som avvek i særlig grad fra dette mønsteret. De lå over alle de andre lokalitetene i plottet (Figur 23), noe pH-verdiene ikke skulle tilsi.

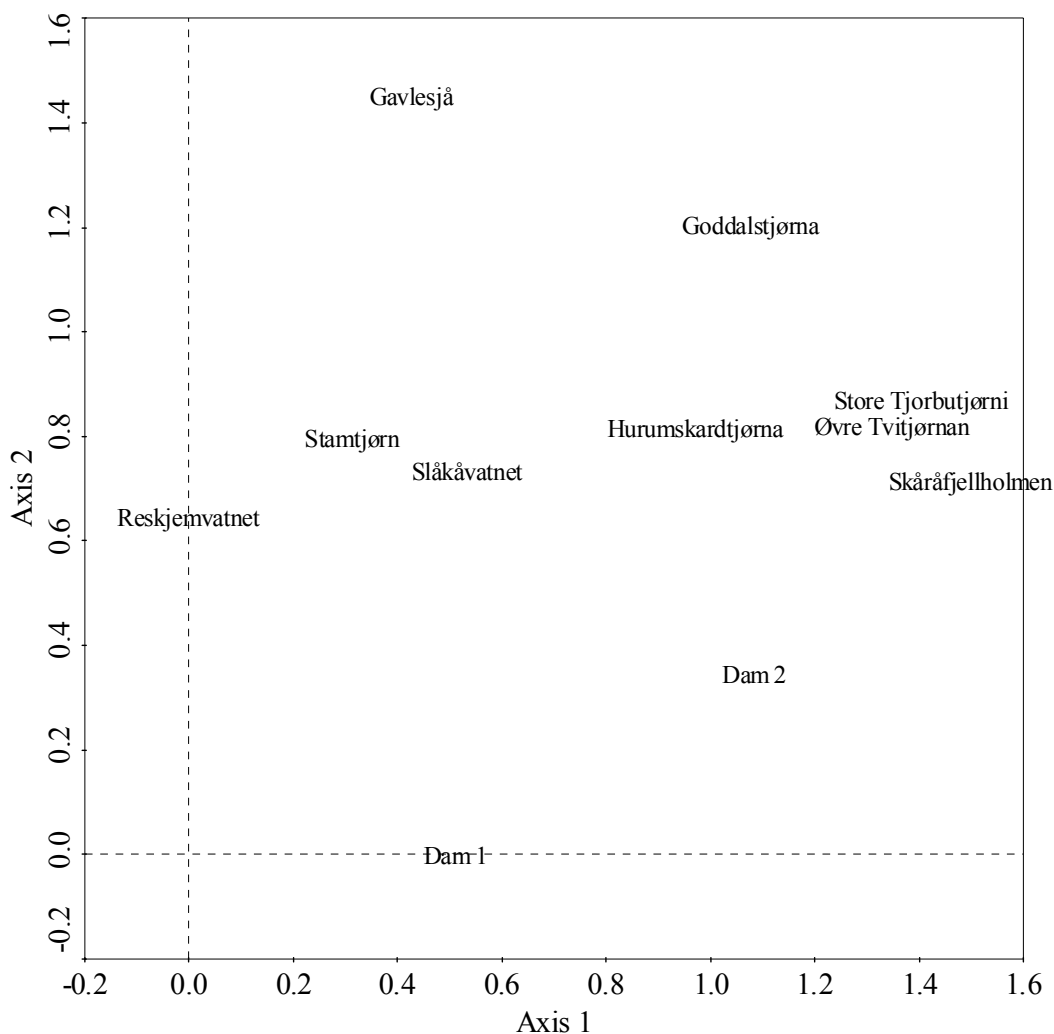
Det ble også gjort DCA-ordinasjon på artsdata fra både 2005 og 1979 med dominansklasser og nedveiging av sjeldne arter. Resultatet var at 25,2 % av variasjonen i artsdataene kunne forklares ut fra 1. aksen (16,4 %) og 2. aksen (8,8 %). Akselengdene var også her korte. Lengden til 1. aksen var 1,56 mens lengden til 2. aksen var 1,27. Også i denne DCA-ordinasjonen korrelerte 1. aksen sterkt med sulfat ($r = -0,87$), høyde over havet ($r = 0,91$) og temperatur ($r = -0,78$). Skillet mellom lokalitetene over og under tregrensa var mindre

markant, men det var likevel tydelig at det gikk en høydegradient langs 1. aksene. Lokalitetene Skåråfjellholmen, Øvre Tvitjørn, Store Tjorbutjørn og Slåkåvatnet forflyttet seg nedover langs 2. aksene fra 1979 til 2005 (Figur 24). Dette samsvarer med at pH korrelerte moderat negativt med 2. aksene ($r = -0,62$), siden samtlige av disse lokalitetene er kalka. Dette er sannsynligvis årsaken til forflytningen i plottet. Det kalka vannet Gavlesjø følger ikke denne trenden. Dette kan trolig forklares med at artssamfunnet besto i hovedsak av forsuringstolerante arter, noe som ikke gjenspeiler pH i dette vannet (pH 6,0).

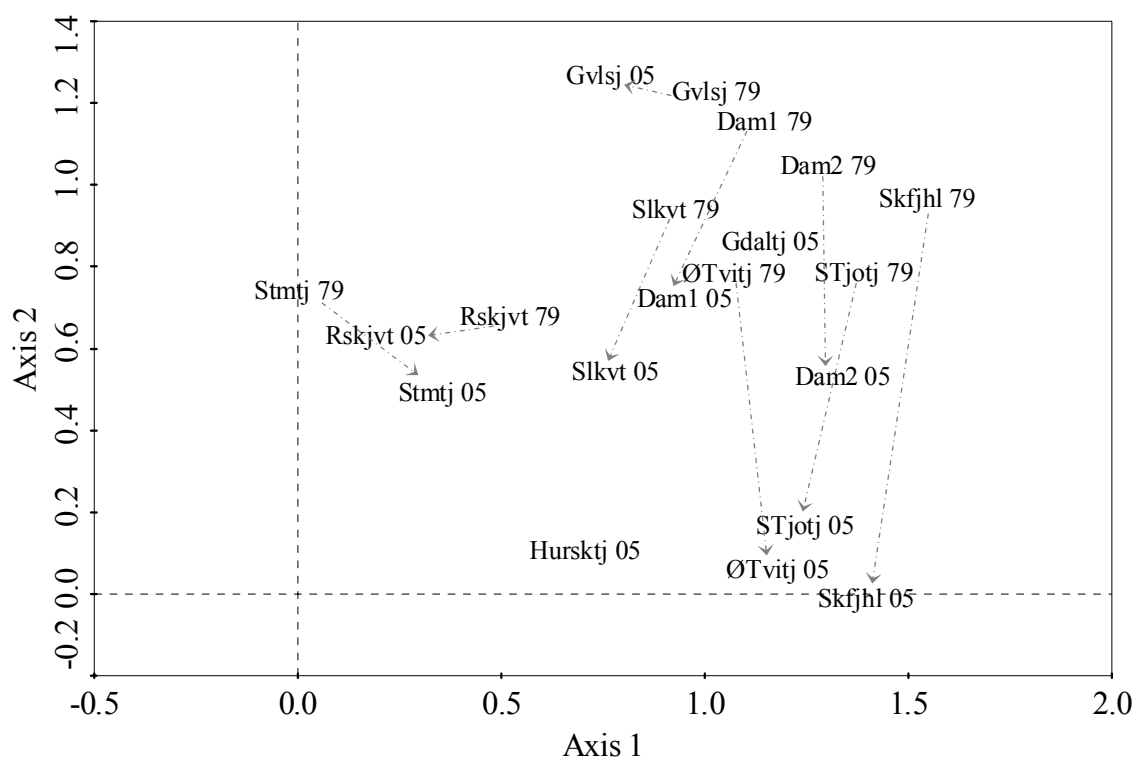
Samvariasjon mellom aksene og artsantall ble testet med korrelasjonsanalyse. Resultatet var at 1. aksene korrelerte negativt med artsantall både for sammenslåtte data fra 2005 ($r = -0,77$) og for data fra begge årene ($r = -0,68$). Korrelasjonene mellom 2. aksene og artsantall var svært svak ($r = -0,145$) ($r = -0,215$). Med tanke på at høyde over havet og temperatur korrelerte sterkt med 1. aksene i denne undersøkelsen, kan vi anta at disse er av stor betydning med tanke på det generelle artsantallet i den enkelte lokalitet. På grunnlag av at høyde over havet ikke har endret seg siden 1979, og temperatur i liten grad har endret seg kan ikke disse parameterne forklare økningen i artsantall siden 1979. Sulfat korrelerte sterkt negativt med 1. aksene ($r = -0,87$), men har trolig hatt liten innvirkning på artssammensetningen siden 1979, fordi det ikke ble observert signifikant forskjell mellom 1979 og 2005 ($P = 0,097$). Det er vanskelig å slå fast hva som var årsaken til økningen i artsantall. Det faktum at kalka lokaliteter i 2005 har flyttet seg nedover langs 2. aksene i plottet (Figur 24), og vekk fra de respektive lokalitetene i 1979, er imidlertid en indikasjon på at økningen i pH har vært av betydning for endringer i krepsdyrsamfunnene i disse lokalitetene. En stor endring i lokalitetene må sies å kunne være økningen i artsantall, og det er derfor sannsynlig at bedringen i pH har vært av betydning for denne økningen. En annen faktor som ser ut til å ha hatt betydning for den observerte økningen er organisk materiale. Fargetall korrelerte moderat med 1. aksene som reflekterte artsantall i DCA-ordinasjonen for data fra 1979 og 2005. Det ble registrert en signifikant økning i fargetall ($P = 0,001$) siden 1979, og det er derfor mulig at denne faktoren har spilt en rolle i lokalitetenes forflytning langs 1. aksene, og i forbindelse med økningen i artsantall.

Artsplottene i DCA-ordinasjonene er ikke entydige, men det er likevel mulig å trekke ut enkelte tendenser. I plottet for 2005 (vedlegg 7) lå de forsuringfølsomme artene lavt, og forholdsvis samlet, langs 2. aksene som korrelerte positivt med pH. Artsplottet for 1979 og 2005 (Figur 25) viste en spredning av de forsuringfølsomme artene langs 2. aksene som

korrelerte negativt med pH. Spesielt *Mixodiaptomus laciniatus* og i tillegg *Daphnia longispina*, *Ophryoxus gracilis* og *Daphnia cristata* plasserte seg langt ned i plottet, noe som indikerer at disse foretrekker relativt høy pH. Observasjonene i DCA-analysen kan tyde på at det er flere faktorer enn pH som påvirker utbredelsen av de forsuringfølsomme artene i denne undersøkelsen. Imidlertid er datamaterialet trolig for tynt til å trekke klare slutninger om artenes miljøpreferanser.



Figur 23: DCA-ordinasjon av krepsdyrsammensetningen i Lifjellområdet 2005 med lokalitetenes fordeling i forhold til 1. og 2. aksens.



Figur 24: DCA-ordinasjon av krepsdyrsammensetningen i Lifjellområdet 2005 og 1979 (Spikkeland 1980) med lokalitetenes fordeling i forhold til 1. og 2. akse. De stiplede pilene angir lokalitetenes forflytning i plottet fra 1979 til 2005.

4.2.5 Forsuringsfølsomme arter

Krepsdyrdata fra 2005 og 1979 i Lifjellområdet viser at 13 arter kun ble registrert i 2005, mens tre arter kun forekom i 1979. To av disse anses som forsuringsfølsomme, mens én regnes for å være relativt forsuringsfølsom. Seks av de 13 artene som bare ble funnet i 2005 regnes som forsuringsfølsomme, mens fem arter regnes som relativt forsuringsfølsomme (Tabell 9). I Lifjellområdet har forsuringsfølsomme arter blitt registrert både i lavereliggende humøse, og



Bilde 6: Vannloppen *Camptocercus rectirostris* (Foto: Hvalgård).

høyere liggende kalka lokaliteter. Flere undersøkelser i etterkant av kalking har vist at forsuringfølsomme krepsdyrarter har etablert seg (Walseng & Karlsen 2001, Walseng et al. 2001a, Walseng et al. 2001b, Walseng et al. 2003, Halvorsen 2004, Selnes & Ørslund 2006).

Ophryoxus gracilis og *Camptocercus rectirostris* (Bilde 6) ble registrert i Stamtjørn og Reskjemvatnet i 2005. *Eucyclops macrurus* ble kun funnet i Stamtjørn. Begge disse lokalitetene er lavtliggende og ukalka med pH henholdsvis 5,1 og 5,8. Funn av disse artene har tidligere blitt satt i sammenheng med kalking, f.eks. *Camptocercus rectirostris* i Lyngdalsvassdraget (Walseng & Bongard 2001), *Eucyclops macrurus* i Store Hovvatn (Halvorsen 2004) og *Ophryoxus gracilis* i Oppland (Gregersen 2002). Funnene av *Ophryoxus gracilis*, *Camptocercus rectirostris* og *Eucyclops macrurus* i de ukalka lavtliggende lokalitetene bør bare til en viss grad ses i sammenheng med den naturlige bedringen i pH. Årsaken til dette er funnene av forsuringfølsomme arter som *Daphnia longispina*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longirostris* og *Eucyclops denticulatus* i de samme lokalitetene i 1979. Disse funnene i 1979 gir en indikasjon på at vannkjemien også den gang var tilstrekkelig god for enkelte forsuringfølsomme arter. Andre undersøkelser viser også noe av det samme, der forsuringfølsomme arter har blitt registrert i forkant av kalking og i sure lokaliteter. I Örvallsjö i Sverige forekom to *Daphnia*-arter før kalking ved pH 5-5,5 (Hörnström et al. 1992), og i finske innsjøer ble arter av samme karakter funnet i sure lokaliteter (Sarvala & Halsinoja 1990). Hörnström et al. (1992) peker på muligheten for at andre forhold enn pH kan være avgjørende for disse artenes eksistens. Humusinnhold og aluminiumstoksisitet blir brukt som eksempler på slike forhold. Sarvala & Halsinoja (1990) peker også på høyt humusinnhold som årsak til at forsuringfølsomme arter kan overleve i sure lokaliteter. Funnlokalitetene til *Ophryoxus gracilis*, *Camptocercus rectirostris* og *Eucyclops macrurus* i 2005 er polyhumøse, og viste signifikant økning i fargetall siden 1979. Det er derfor sannsynlig at endringen i artsinventaret kan knyttes opp mot økningen i fargetall og høye konsentrasjoner av TOC. Endringer i artsinventar som en følge av økning i fargetall har tidligere blitt observert i to dammer i Åbjøravassdraget i Valdres (Walseng & Halvorsen 1987).

Mixodiaptomus laciniatus har siden 1979 etablert seg i de tre kalka høyfjellslokalitetene Skåråfjellholmen, Store Tjørbutjørn og Øvre Tvitjørn. I denne undersøkelsen viser arten tilhørighet til god pH. Den plasserte seg nederst langs 1. akse i DCA-ordinasjonen som korrelerte negativt med pH ($r = -0,62$) (Figur 25). Også i andre undersøkelser har

Mixodiaptomus laciniatus blitt registrert etter kalking (Kaste et al. 1999, Walseng 2004). Den er bare unntaksvis funnet ved lav pH, og er vurdert som en indikator på bedret vannkvalitet (Walseng 2004). I 2005 var den til tider dominerende. Liknende observasjoner er gjort etter kalking i andre fjellområder (Lindström 1992). I enkelte av de sistnevnte lokalitetene ble det påvist andre forsuringfølsomme arter som *Ophryoxus gracilis*, *Daphnia cristata* og *Daphnia longispina*. Sistnevnte som regnes for å være en sikker indikator på bedret vannkvalitet (Walseng & Bongard 2001), har blitt registrert i flere lokaliteter etter kalking (Appelberg et al. 1990, Hörnström et al. 1992, Walseng & Karlsen 2001). *Daphnia cristata* er som de fleste *Daphnia*-arter følsom for forsuring (Walseng & Bongard 2001), og har tidligere blitt registrert etter kalking (Appelberg et al. 1990, Hörnström et al. 1992, Walseng & Karlsen 2001). Øvre Tvitjørnan, Store Tjorbutjørni og Skåråfjellholmen har etter at kalkingen startet vist en tydelig bedring i pH, og funnene av de forsuringfølsomme artene kan derfor knyttes til bedret pH.



Figur 25: Artsplott for data fra 2005 og 1979 som viser artenes fordeling i forhold til 1. og 2. aksens.

5 Sammenfattet diskusjon

Det ble observert en økning i pH i både i kalka og ukalka lokaliteter. Dam 1 var imidlertid fortsatt sur (pH 4,6), noe som kan knyttes til forekomsten av torvmose (*Sphagnum* sp.) (Brönmark & Hansson 2005). Bedringen i pH var mest tydelig i kalka lokaliteter. Økning i pH etter kalking er en primæreffekt av kalking (Wilander et al. 1995), og er observert i flere undersøkelser (Appelberg et al. 1990, Hörnström et al. 1992, Kaste et al. 1999).

Motstandsdyktigheten mot forsurening i Lifjellområdet var generelt lav. Det ble ikke registrert noen signifikant økning i bufferkapasitet, men det var tendens til svak økning i kalka lokaliteter. Områdets dårlige bufferkapasitet er tidligere observert av Telstø (2000) og Kleiven et al. (2002), og skyldtes blant annet områdets næringsfattige bergart, kvartsitt (Dons & Jorde 1978). Bedringen i pH i ukalka lokaliteter har sammenheng med reduksjon i langtransportert forurensing (SFT 2002).

Bedringen i pH i de kalka vanna har resultert i funn av forsuringsfølsomme arter som *Mixodiptomus laciniatus*, *Ophryoxus gracilis*, *Daphnia cristata* og *Daphnia longispina*. Funn av forsuringsfølsomme arter etter kalking er tidligere registrert av Walseng et al. (2001b) og Lindström (1992). Videre har bedringen i pH i enkelte kalka lokaliteter trolig bidratt til en markant økning i artsantallet. Økning i artsantall er et vanlig resultat av økt pH (Appelberg 1995, Degerman et al. 1995).

Fargetall er en parameter som har økt signifikant i Lifjellområdet siden 1979. TOC, som ikke ble målt i 1979, viste i 2005 god samvariasjon med fargetall. Dette indikerer at økningen i fargetall reflekter økning av organisk materiale. Signifikant økning i fargetall er også observert i sørøstlige deler av Norge og sørvestlige deler av Sverige, og det antydes at dette har en sammenheng med økt utlekking av humus som en følge av langtidsvariasjoner i klima (Löfgren et al. 2003). Den observerte økningen av organisk materiale i lavereliggende, ukalka lokaliteter var trolig årsaken til funn av nye forsuringsfølsomme krepsdyrarter. I Stamtjørn (257 moh.) og Reskjemvatnet (260 moh.) ble det i 2005 registrert forsuringsfølsomme arter som *Eucyclops macrurus*, *Camptocercus rectirostris* og *Ophryoxus gracilis*. Funnene av disse kan i større grad knyttes til økning i innhold av organisk materiale framfor økning i pH. Dette begrunnes med at det ble registrert forsuringsfølsomme arter som *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina* og *Eucyclops denticulatus* i disse lokalitetene i 1979, noe som indikerer at de vannkemiske forholdene den gang var tilstrekkelig for forsuringsfølsomme arter. Funn av

forsuringsfølsomme arter i sure, humøse vann er tidligere gjort av Hörnström et al. (1992) og Sarvala & Halsinoja (1990).

DCA-ordinasjonen for artsdata fra 2005 og 1979 viste at høyde over havet ($r = 0,91$) og temperatur ($r = -0,78$) korrelerte med 1. akse. Denne akse korrelerte med artsantall ($r = -0,68$), noe som indikerer at de ovennevnte parameterne i stor grad er viktige i forbindelse med artsantallet i lokalitetene. Kalka lokaliteter i 2005 har flyttet seg nedover langs 2. akse i plottet (Figur 24), og vekk fra de respektive lokalitetene i 1979. Dette er en indikasjon på at økningen i pH har vært av betydning for endringer i krepsdyrfaunaen i disse lokalitetene. Disse endringene innebærer hovedsaklig økning i artsantall siden 1979. På grunnlag av økningen i innhold av organisk materiale og dens korrelasjon ($r = -0,50$) med 1. akse (reflekterer artsantall) kan det sies å være en sammenheng mellom økning i fargetall og økning i artsantall.

I DCA-ordinasjonen med kun sammenslåtte data fra 2005, viste også innholdet av organisk materiale seg som en faktor som kunne påvirke artssammensetningen og artsantallet. Akse 2 korrelerte godt med pH. Det er imidlertid vanskelig å avgjøre hva 2. akse beskriver, men det kan se ut som den sier noe om artssammensetningen. I andre undersøkelser der lokaliteter med ulik surhet er studert, er pH den parameteren som oftest korrelerer best med 1. akse, og gjenspeiler artssammensetningen i lokalitetene (Walseng & Bongard 2001, Walseng et al. 2003).

6 Konklusjon

Undersøkelsen har vist at vannkjemien og krepsdyrfaunaen i Lifjellområdet har endret seg siden 1979. Det ble registrert signifikant høyere pH i 2005 enn i 1979. Økningen var mest tydelig i kalka lokaliteter. Samtlige lokaliteter hadde en økning i innhold av organisk materiale (fargetall). Økningen i pH, og til dels økningen i innhold av organisk materiale, var trolig årsaken til den registrerte økningen i artsantall og funn av nye, forsuringsfølsomme krepsdyrarter i lokalitetene i Lifjellområdet.

7 Litteraturliste

Aagaard K., Bækken T. & Jonsson B. (red.). 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. –NINA Temahefte 21. 48pp., NIVA Inr 4590-2002.

Norsk institutt for naturforskning og Norsk institutt for vannforskning.

Aas W., Solberg S., Berg T., Manø S. & Yttri K.E. 2005. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, Atmosfærisk tilførsel. Rapport 929/2005. Statens forurensningstilsyn (SFT).

Andersen J.R., Bratli J.L., Fjeld E., Faafeng B., Grande M., Hem L., Holtan H., Krogh T., Lund V., Rosland D., Rosseland B.O. & Aanes K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Statens forurensningstilsyn (SFT).

Appelberg M., Ekström C. & Hörnström E. 1990. Stora Härsjön – Ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. Inform. Inst. Freshw. Res. 65: s. 44-53.

Appelberg M. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Gyslättsjön case study. – I: Henrikson L. & Brodin Y.W. (red.). 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin. s. 353-361.

Bjerke E.M.H. & Halvorsen H.G. 2005. Sure sidevassdragspåvirkning på Nidelvas mellomparti – med forslag til tiltak for bedring av vannkvaliteten. Masteroppgave. Høgskolen i Telemark avdeling Bø.

Brönmark C. & Hansson L.A. 2005. The Biology of Lakes and Ponds. Second Edition. Oxford University Press inc., New York.

Cole G.A. 1994. Textbook of Limnology. 4. edition. Illinois: Arizona State University.

Danielsen S. & Ellingsen E.K. 2000. Effekter av innsjøkalking på Lifjell i Telemark – En undersøkelse av tre kalka vann sammenliknet med et kalka, et ukalka og et naturlig bufret vann. Hovedoppgave. Høgskolen i Telemark avdeling Bø.

Degermann E., Henrikson L., Herrman J. & Nyberg P. 1995: The effects of liming on aquatic fauna. –I: Henrikson L. og Brodin. Y. W. (red.) 1995. Liming of Acidified Surface Waters: Springer Verlag, Berlin Heidelberg. s. 221-266.

Dons J.A. & Jorde K. 1978. Kartblad Skien 1:250000. Norges Geologiske Undersøkelser.

Dougan W.K. & Wilson A.L. 1974. The absorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and development of an improved method. – Analyst 1974, 99, 413 – 430.

Dussart B.H. & Defaye D. 2001. Introduction to the copepoda. Leiden: Backhuys Publishers.

Enckell P.H. 1980. Kräftdjur. Lund: Bokförlaget Signum.

Faafeng B., Lydersen E., Kjellberg G. & Bjerknes V. 1998. Miljøkonsekvenser av flom – flom og vannkvalitet. HYDRA-rapport nr. Mi01.

FIA applikasjon ASTN 15/84.

FIALab Quickstart Manual for the FIALab-2500.

Flößner D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Leiden: Backhuys Publishers.

Fowler J., Choen L. & Jarvis P. 1998. Practical Statistics for Field Biology. Second Edition. John Wiley & Sons, New York.

Fylkesmannen i Telemark 2005. Kalkingsdata fra Lifjell i perioden 1996-2004. miljøvernavdelinga, arkiv. Fylkesmann i Telemark.

Gahnström G. 1995. The effects of liming on microbial activity and the decomposition of organic material. –I: Henrikson L. og Brodin. Y. W. (red.) 1995. Liming of Acidified Surface Waters: Springer Verlag, Berlin Heidelberg. s. 179-189.

- Gregersen F. 2002. Evertebratundersøkelse i fem kalkede innsjøer i Oppland 2000. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen, Rapp. nr. 02/02, 25 s.
- Hagen P.C. 2003. Innføring i sannsynlighetsregning og statistikk. 4. utgave. J. W. Cappelens forlag as, Oslo.
- Halvorsen G. 2004. Planktoniske og littorale krepsdyr i Store og Lille Hovvatn. - I: Hindar A. (red.). 2004. Store og Lille Hovvatn i Aust-Agder – en samlerapport etter 25 år med forsøringsundersøkelser og kalking. DN-utredning 2004-1. Direktoratet for naturforvaltning.
- Henriksen A. 1982. Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten*, 38, 83-85.
- Hessen D.O., Faafeng B.A., Smith V.H., Bakkestuen V. & Walseng B. 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology* 87 (2): 433-443.
- Hindar A. & Enge E. 2006. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemi i vassdrag. NIVA-rapport lnr 5114-2006. Norsk institutt for vannforskning.
- Hobæk A., Manca M. & Andersen T. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta oecologica-international journal of ecology* 23 (3): 155-163.
- Hofsten J. & Wassvik H. 1980. Arealressursar for landbruket i Lifjellområdet, Telemark. Temakart. Målestokk 1:50 000.
- Hongve D. 1984. Sulfat, klorid. –I: Vennerød K, (red.). 1984. Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Oslo: Universitetsforlaget. s. 76-78.
- Hörnström E., Andersson P. & C. Ekström 1992. Tio Mellansvenska sjöar – Kalkningeffekter på plankton och vattenkemi. SNV Rapport 4048.
- Jansen I. J. 1982. Lifjellområdet – Kwartærgeologisk og geomorfologisk oversikt. Rapport 44/1982. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitet i Oslo.

Johannessen W. 1977. Vær og klimaforhold. –I: Gjessing J. (red.). 1977. Norges geografi. Oslo-Bergen-Tromsø. s. 61-126.

Kaste Ø., Brettum P., Kleiven E., Kroglund F., Oug E. & Walseng B. 1999. Store Finntjenn i Aust-Agder. Vannkemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking. NIVA rapport lnr 4046- 1999. Norsk institutt for vannforskning. 74 s.

Kauppi P.(red.), Anttila P., Karjalainen-Balk L., Kenttämies K., Kämäri J. & Savolainen I. 1990. Försurningen i Finland. HAPROSs sluttrapport. Miljöministeriet, miljövårdsavdelingen.

Kjensmo J. 1967. The Development and Some Main Features of "Iron-meromictic" Soft Water Lakes. Norway: University Blindern. Archiv f. Hydrobiologie, suppl. Bd. XXXII.

Kleiven S., Lande A. & Lande E. 2002. Effekter av kalking på fjellvann. Utredning 2002-4. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning.

Kleiven S. & Lande A. 2005. Effects of liming on phyto- and zooplankton communities in mountain lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29. s. 802-806.

Kobbevik I.K., Søberg E. & Søyland R. 1998. Effekter av kalking i norske høyfjellsvann. Et studie av fysiske, kjemiske og biologiske forhold i to kalkede og ett ukalket vann på Lifjell i Telemark. Hovedoppgave. Høgskolen i Telemark, Bø.

Kortelainen P. & Mannio J. 1990. Organic Acidity in Finnish Lakes. –I: Kauppi P.(red.), Anttila P., Karjalainen-Balk L., Kenttämies K., Kämäri J. & Savolainen I. 1990. Försurningen i Finland. HAPROSs sluttrapport. Miljöministeriet, miljövårdsavdelingen.

Kristiansen H. 1984. pH, alkalitet, konduktivitet. –I: Vennerød K, (red.). 1984. Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Oslo: Universitetsforlaget. s. 58-67.

Kroglund F., Hesthagen T., Hindar A., Raddum G.R., Gausen D. & Sandøy S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1994-10.

Larsson S. 1995. The effects of liming on aquatic flora. – I: Henrikson L. & Brodin Y.W. (red.). 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis: Springer Verlag, Berlin. s. 193-216.

Lindström T. 1992. Ikke sett. Zooplankton på Fulufjellet 1976-91. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottingholm (1992) 2: s. 35-68.

Lydersen E. & Löfgren S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? : en kunskapsöversikt och riskanalys. Rapport 5074. Naturvårdsverket.

Löfgren S. & Grundström R. 1986. Kurskompendium: Vatten-sedimentkemiska analyser. Limnologiska institutionen, Uppsala.

Löfgren S., Forsius M. & Andersen T. 2003. Vannfarge - Klima-indusert økning i vannfarge og humusinnhold i nordiske elver og innsjøer. Nordic council of Ministers brochure 12 pp. In Norwegian.

<http://www.ma.slu.se/IMA/Publikationer/brochure/Vannfarge.pdf>

<http://www.ma.slu.se/>

Maitland P.S. 1978. Biology of freshwaters. Edinburgh: Institute of Terrestrial Ecology.

Meteorologisk institutt. 2006. Klimadivisjonen, årsrapport døgnverdier av nedbør med statistikk fra nedbørsstasjon 32200 Lifjell 1957-2006.

Minitab 2000. Minitab statistical software. Release 13.0. Minitab INC.

Mäemets A., Timm M. & Noges T. 1996. Zooplankton of Lake Peipsi-Pihkva in 1909-1987. Hydrobiologia 338 (1-3): 105-112.

Nicholls M. 1984. Lys, siktedyp, turbiditet, farge. –I: Vennerød K, (red.). 1984.

Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Oslo: Universitetsforlaget. s. 46-57.

Nilssen J.P. 1976. Ikke sett. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. Pol. Arch. Hydrobiol. 23: 105-122.

Norges geologiske oppmåling 1984. Topografisk hovedkartserie – 711, statens kartverk, blad 1614 II Gransherad.

Norges geologiske oppmåling 1984. Topografisk hovedkartserie – 711, statens kartverk, blad 1614 III Hjartdal.

Norges geologiske oppmåling 1985. Topografisk hovedkartserie – 711, statens kartverk, blad 1613 IV Seljord.

Norges geologiske oppmåling 1986. Topografisk hovedkartserie – 711, statens kartverk, blad 1613 I Bø.

Norges geologiske oppmåling 1999. Topografisk hovedkartserie – 711, statens kartverk, blad 1714 III Notodden.

Norges standardiseringsforbund (NSF), Norsk standard (NS):

NS 4720 2. utg. feb 1979. Vannundersøkelse - Måling av pH.

NS 4724 2. utg. feb. 1984 Vannundersøkelse – Bestemmelse av fosfat.

NS 4725 3. utg. feb. 1984. Vannundersøkelse - Bestemmelse av total fosfor - Oppslutning med peroksoedisulfat.

NS 4734 2. utg. 1988. Vannundersøkelse – Bestemmelse av oppløst oksygen – Titrimetrisk metode.

NS 4743 2. utg. april 1993. Vannundersøkelse - Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksoedisulfat.

NS 4746 1. utg. aug. 1975. Vannundersøkelse - Bestemmelse av ammoniumnitrogen.

NS 4754 1. utg. mai 1981. Vannundersøkelse – Alkalitet – Potensiometrisk titrering.

NS 4756 1. utg. feb. 1982. Vannundersøkelse - Bestemmelse av klorid - Potensiometrisk titrering.

NS 4770 2. utg. feb. 1994. Vannundersøkelse - Bestemmelse av metaller ved atomabsorpsjons- spektrofotometri i flamme - Generelle prinsipper og retningslinjer.

NS 4773 2. utg. feb. 1994. Vannundersøkelse - Atomabsorpsjonsspektrometri i flamme - Spesielle retningslinjer for aluminium, bly, jern, kadmium, kobber, kobolt, krom, mangan, nikkel og sink.

NS 4775 2. utg. 1994. Vannundersøkelse - Atomabsorpsjonsspektrometri i flamme - Spesielle retningslinjer for natrium og kalium.

NS 4776 2. utg. feb. 1994. Vannundersøkelse - Atomabsorpsjonsspektrometri i flamme - Spesielle retningslinjer for kalsium og magnesium.

NS 4787 1. utg. feb. 1988. Vannundersøkelse - Bestemmelse av farge - Metode for spektrofotometrisk måling av absorbans ved 410 nm.

NS-ISO 7888 1. utg. nov. 1993. Vannundersøkelse - Bestemmelse av konduktivitet - (= EN 27888:1993).

NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avd. 8. kartblad. Norges Vassdrags- og Energiverk.

Odden A. 1988. Fiskestellsplan for Lifjell. Institutt for Naturanalyse, del av Telemarkforskning - Bø. Bø i Telemark.

O. I. Analytical. Intern metode og brukermanual basert på applikasjon ” O. I. Analytical manual”

Rognerud S. 1981. Vannkvaliteten i Telemark, en limnologisk undersøkelse. Arbeidsrapport. Telemark distriktshøgskole, Bø.

Røgeberg E.J.S. & Henriksen A. 1985. An automatic method for fractionation and determination of aluminium species in freshwater. – *Vatten* 1985, 41, s. 48-53.

Saksgård R. & Schartau A.K. 2005. Kjemisk overvåking av norske vassdrag – Elveserien 2004. – NINA Rapport 72. 59 s.

Salbu B. 1984. Aluminium, jern, mangan, tungmetaller. –I: Vennerød K, (red.). 1984. Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Oslo: Universitetsforlaget.

Sars G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen: Universitetet i Bergen.

Sars G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen: Universitetet i Bergen.

Sars G.O. 1993. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. (Engelsk versjon av Sars, G.O. 1861. Om de i Christiania's Omegn forekommende Ferskvandskrebsdyr). – Universitetet i Bergen.

Sarvala J. & Halsinajo S. 1990. Crustacean Zooplankton of Finnish Forest Lakes in Relation to Acidity and other Environmental Factors. –I: Kauppi P.(red.), Anttila P., Karjalainen-Balk L., Kenttämies K., Kämäri J. & Savolainen I. 1990. Försurningen i Finland. HAPROSS sluttrapport. Miljöministeriet, miljövårdsavdelingen.

Schartau A.K.L., Aagaard K., Jensen J., Bongard T., Saksgård R. & Reinertsen H. 2005. Målsjøen 30 år etter – forringelse av vannkvaliteten har ført til kaskadeeffekter på ferskvannssamfunnene. –I: Jonsson B. og Yoccoz N.G. (red.). 2005. Økosystemdynamikk: menneskelig påvirkning på biologisk mangfold. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001 – 2005.- NINA Temahefte 33. Norsk institutt for naturforskning. 89 s.

Sfenthourakis S. 1992. Altitudinal effect on species richness of oniscidea (Crustacea, Isopoda) on 3 mountains in Greece. *Global ecology and biogeography letters* 2 (5): 157-164.

SFT 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2000. SFT-rapport 834/01. TA-1830/2001. Statens forurensningstilsyn.

SFT 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2001. SFT – rapport 854/02, TA-1900/2002. Statens forurensningstilsyn.

Skjelkvåle B.L., Henriksen A., Faafeng B., Fjeld E., Traaen T.S., Lien L., Lydersen E. & Buan A.K. 1997a. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Rapport 677/96. Statens forurensningstilsyn (SFT).

Skjelkvåle B.L., Wright R. F. & Tjomsland T. 1997b. Vannkjemi, forurensningsstatus, og tålegrenser i nasjonalparker: Femundsmarka og Rondane. NIVA-rapport LNR 3646. Norsk institutt for vannforskning.

Skjelkvåle B.L. & Henriksen A. 1998. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. NIVA-rapport LNR 3895. Norsk institutt for vannforskning.

Spikkeland I. 1980. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene på Lifjell, Telemark 1979. Rapport 19/1980. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo.

Statens kartverk 2006. Norgesglasset. Med tillatelse fra ansvarlig redaktør Erland Røed.
Norgesglasset: <http://ngis2.statkart.no/norgesglasset/default.html>
Statens kartverk: <http://www.statkart.no/IPS/>

Telstø H. 2000. Endringer av vannkvalitet 1980 – 1999 på Lifjell i Telemark. Hovedoppgave. Høgskolen i Telemark, Bø.

ter Braak C.J.F. & Smilauer P. 2002. CANOCO Reference manual and Canodraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4,5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 pp.

Walseng B. & Halvorsen G. 1987. Vannkjemi og krepsdyr i Åbjøra- og Reinavassdraget, Oppland fylke. Vassdragsforsk 113.

Walseng B. & Bongard T. 2001. Invertebratundersøkelser i kalkete og ukalkete deler av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/99). NINA oppdragsmelding 707: 1-35. Norsk institutt for naturforskning.

Walseng B. & Karlsen L.R. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in SE Norway. *Water air and soil pollution* 130 (1-4): 1313-1318.

Walseng B., Halvorsen G. & Storeid S.E. 2001a. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450 (1-3): 159-172.

Walseng B., Langaker R.M., Brandrud T.E., Brettum P., Fjellheim A., Hesthagen T., Kaste Ø., Larsen B.M. & Lindström E.A. 2001b. The river Bjerkreim in SW Norway – Successful chemical and biological recovery after liming. *Water air and soil pollution* 130 (1-4): 1331-1336.

Walseng B., Yan N.D. & Schartau A.K. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canada Shield lakes. *Ambio* 32 (3): 208-213.

Walseng B. 2004. Zooplankton og littorale krepsdyr. –I: Direktoratet for naturforvaltning, 2004. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. Notat 2005-2.

Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. Second edition. Saunders College Publishing, Michigan State University.

Wetzel R.G. 2001. *Limnology, Lake and River Ecosystems*. 3. edition. Academic Press, San Diego.

Wilander A., Andersson P., Borg H. & Broberg O. 1995. The effects of liming on water chemistry – I: Henrikson L., Brodin Y.W. (red.). 1995. *Liming of Acidified Surface Waters. A Swedish Synthesis*. Springer. s. 125-170.

Økland J. & Økland K.A. 1998. *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø. Vett og viten*. 206s.

8 Vedlegg

1. Kalkingsaktivitet 1996-2004 (Fylkesmann i Telemark 2005).
2. Kartreferanser for pelagiale og littorale prøvetakingssteder.
3. Tilstandsklassifisering (SFT) av ferskvann.
4. Vannkemiske primærdata for de 11 undersøkte lokalitetene i 2005.
5. Ionebudsjett for de 11 undersøkte lokalitetene i 2005 og ionesammensetning for Gavelsjø, Dam 1, Reskjemvatnet, Store Tjorbutjørne, Øvre. Tvitjørnan, Hurumskardtjørna og Slåkåvatnet i 2005.
6. Primærdata for krepsdyrfunn i de 11 undersøkte lokalitetene i 2005.
7. DCA-artsplott for sammenslåtte data fra 2005.

Vedlegg 1

År	Prosjekt	TH - 08	TH - 08	TH - 08	TH - 08
	Forening	Bø Fiskelag	Lifjell Grunneierlag	Seljord JFF	Seljord JFF
	Vann-nummer	13672	13494	13621	13647
	Lokalitetnavn	Skåråfjellholmen	Gavlesjø	St. Tjorbutjørn	Øv. Tvitjørn
	Kartblad	1613-1	1614-2	1614-3	1614-3
	UTM	997-958	970-999	879-971	851-963
1996	Kalkmengde NK3 - tonn	3	17	9	3
1997	Kalkmengde NK3 - tonn	2	15	7	2
1998	Kalkmengde NK3 - tonn	1	15	4	2
1999	Kalkmengde NK3 - tonn	1	0	4	2
2000	Kalkmengde NK3 - tonn	1	10	4	2
2001	Kalkmengde NK3 - tonn	1	15	6	3
2002	Kalkmengde NK3 - tonn	1	10	4	2
2003	Kalkmengde NK3 - tonn	1	10	4	2
2004 brukt	Kalkmengde NK3 - tonn	1	10	4	2

Vedlegg 2

Prøvetakingspunkter	Kartblad	Kartreferanser
Stamtjørn Littoral	Notodden 1714 III UTM 32V NL	12089896
Stamtjørn Pelagial	Notodden 1714 III UTM 32V NL	12299912
Gavlesjø Littoral	Gransherad 1614 II UTM 32 V MM	96180088
Gavlesjø Pelagial	Gransherad 1614 II UTM 32 V MM	96400026
Dam 1	Gransherad 1614 II UTM 32 V MM	96040159
Reskjemvatnet Littoral	Gransherad 1614 II UTM 32 V NM	04910051
Reskjemvatnet Pelagial	Gransherad 1614 II UTM 32 V NM	04680004
Dam 2	Bø 1613 I UTM 32 V ML	99189507
Skåråfjellholmen Littoral	Bø 1613 I UTM 32 V ML	99459541
Skåråfjellholmen Pelagial	Bø 1613 I UTM 32 V ML	99569542
Store Tjorbutjørni Littoral	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	87139667
Store Tjorbutjørni Pelagial	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	87309666
Øvre Tvitjørnan Littoral	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	84829628
Øvre Tvitjørnan Pelagial	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	84969612
Slåkåvatnet Littoral	Hjartdal 1614 III UTM 32 V MM	88620072
Slåkåvatnet Pelagial	Hjartdal 1614 III UTM 32 V MM	89180109
Goddaltjørna Littoral	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	91059609
Goddaltjørna Pelagial	Hjartdal 1614 III UTM 32 V ML	90949603
Hurumskardtjørna Littoral	Bø 1613 I UTM 32 V ML	92699506
Hurumskardtjørna Pelagial	Bø 1613 I UTM 32 V ML	92649501

Vedlegg 3

Virkning av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "Mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7-11	11-20	20-50	>50
	Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	Total nitrogen, µg/l	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mg C/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Fargetall, mg Pt/l	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Oksygenmetn. %	>80	50-80	30-50	15-30	<15
	Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	Jern, µg Fe/l	<50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan, µg Mn/l	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0

Vedlegg 4

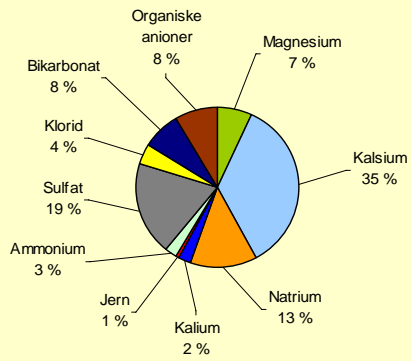
	Dato	Pdyp m	Temp °C	Sdyp m	Egenfarge	Farge mg Pt/l	K 25 mS/m	O ₂ % metn	pH felt	pH lab	Alk mmol/l	ANC µekv/l	Fe µg/l	Mn µg/l
Stamtjørn	27.6.	1,0	19,3	2,8	Gul	68	3,4	88	5,3	6,1	0,023	124	280	30,00
		13,0	4,2			76	2,0	41	6,0	5,8	0,046	143	940	80,00
	1.8.	1,0	19,1	2,8	Gul	50	4,5	77	6,5	6,6	0,040	168	210	60,00
		17,0	4,1			60	5,7	26	5,7	5,9	0,059	58	480	90,00
	29.8.	1,0	15,2	3,1	Brun	47	1,8	86	6,3	6,4	0,016	97	220	50,00
17,0		4,2			53	2,2	23	5,8	5,8	0,025	160	400	100,00	
Gavlesjø	28.6.	1,0	14,0	3,6	Gul	49	2,5	87	5,9	6,0	0,019	69	30	20,00
		20,0	6,5			44	2,5	82	5,8	6,0	0,023	62	40	20,00
		1.8.	1,0	16,8	3,7	Gul	46	2,7	88	6,6	6,4	0,018	90	<30
		20,0	7,0			49	3,0	77	6,2	6,2	0,022	59	30	20,00
		29.8.	1,0	13,5	2,8	Brun	47	1,2	90	6,7	6,5	0,014	67	<30
			20,0	6,8			47	1,1	75	6,1	6,0	0,002	91	30
Dam 1	28.6.	1,0	15,2	2	Brun	70	3,4	88	4,6	4,7	0,000	47	90	20,00
	1.8.	1,0	16,8	2	Gul	60	3,1	73	4,6	4,8	0,000	21	60	20,00
		29.8.	1,0	13,6	2,1	Brun	73	1,5	93	4,6	4,6	0,000	-5	100
Reskjemvatnet	27.6.	1,0	16,2	2,2	Gul	87	1,2	89	5,7	5,4	0,000	80	280	40,00
		20,0	5,6			77	1,4	76	5,6	5,2	0,000	46	300	40,00
		1.8.	1,0	18,9	1,5	Gul	80	2,6	79	4,8	5,6	0,000	17	220
		20,0	5,4			81	2,7	67	4,9	5,3	0,000	34	300	50,00
		2.9.	1,0	15,1	1,9	Gul	84	1,2	85	4,9	5,2	0,000	56	250
			20,0	5,2			76	1,3	71	4,8	5,1	0,000	58	280
Dam 2	29.6.	0,8	11,6	1	Gul	27	1,6	96	5,5	5,3	0,000	78	<30	90,00
	3.8.	0,8	13,5	1	Gul	45	1,5	85	4,6	5,0	0,000	13	<30	20,00
		30.8.	0,8	6,6	1	Gul	47	1,0	91	4,9	5,2	0,000	12	60
Skåråfjellholmen	29.6.	1,0	12,7	3,2	Grønnlig gul	16	3,0	81	6,5	6,0	0,048	90	<30	<20
		5,0	11,3			18	3,1	86	6,5	6,1	0,047	80	<30	20,00
		3.8.	1,0	14,2	5,5	Grønn	18	2,2	90	6,4	6,6	0,051	96	30
		6,0	13,5			18	2,2	82	6,0	6,4	0,051	106	<30	20,00
		30.8.	1,0	9,5	3,6	Grønn	20	1,7	83	6,8	7,1	0,102	160	30
			5,0	9,5			20	1,6	92	7,0	7,1	0,097	123	<30
Store Tjørbutjørn	1.7.	1,0	12,2	8,6	Grønn	8	1,8	89	6,3	6,2	0,005	56	<30	20,00
		10,0	7,3			9	2,0	90	6,3	6,0	0,004	53	<30	<20
		5.8.	1,0	13,3	5,8	Grønn	7	1,4	94	5,9	6,5	0,002	61	<30
		10,0	8,9			8	1,4	97	5,9	6,2	0,004	68	<30	20,00
		1.9.	1,0	10,2	5,1	Grønn	8	1,0	94	6,4	6,0	0,017	117	<30
			10,0	10,1			7	0,8	93	6,6	6,5	0,024	84	<30
Øvre Tvitjørn	1.7.	1,0	15,5	6,3	Grønnlig gul	22	2,1	82	6,2	6,4	0,014	60	<30	20,00
		6,0	7,7			24	2,1	86	5,9	Mangler	0,016	79	<30	20,00
		5.8.	1,0	14,3	5,2	Brun	19	1,5	92	6,0	6,3	0,006	40	<30
		6,0	9,8			22	1,8	72	6,1	6,2	0,025	155	30	20,00
		1.9.	1,0	11,2	4,5	Gul	28	1,2	92	6,8	6,7	0,056	81	30
			6,0	10,4			28	1,2	87	6,7	6,6	0,056	89	30
Slåkávatnet	1.7.	1,0	17,2	3,3	Gul	27	1,8	88	5,8	5,9	0,000	72	30	30,00
		11,0	7,6			44	2,4	61	5,4	5,3	0,000	61	<30	20,00
		7.8.	1,0	13,2	3	Gul	33	2,5	87	7,1	6,2	0,008	50	<30
		11,0	8,9			37	2,0	44	6,4	5,5	0,000	37	270	30,00
		1.9.	1,0	12,1	2,2	Gul	56	0,8	91	6,0	5,9	0,009	158	130
			11,0	10,7			45	0,9	69	5,9	5,9	0,008	174	170
Godalstjørna	3.7.	1,0	15,1	6,9	Grønn	13	1,8	92	5,3	5,5	0,000	86	<30	30,00
		6,0	11,0			14	2,2	90	5,4	5,5	0,000	50	<30	50,00
		7.8.	1,0	12,7	4	Grønnlig gul	12	1,4	93	7,0	6,0	0,000	77	<30
		5,0	12,3			13	1,4	91	6,8	5,6	0,000	15	<30	<20
		5.9.	1,0	10,9	6	Grønn	14	0,5	97	5,0	5,8	0,000	32	<30
			6,0	10,6			14	0,5	96	5,1	5,9	0,000	47	<30
Hurumskardtjørna	3.7.	1,0	12,8	10	Grønn	4	2,0	96	6,3	6,1	0,001	55	<30	30,00
		11,0	5,9			5	2,1	101	6,5	6,1	0,007	103	<30	30,00
		7.8.	1,0	12,0	7	Grønn	5	1,2	97	7,4	6,2	0,001	60	<30
		11,0	7,5			5	1,2	100	7,4	6,1	0,011	69	<30	<20
		5.9.	1,0	10,2	11,5	Grønn	5	0,6	98	5,7	6,3	0,012	50	<30
			11,0	9,6			5	0,7	96	5,7	6,2	0,007	48	<30

	Dato	Pdyp m	Ral µg/l	ILAI µg/l	Lal µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Tot. H mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Tot- P µg/l	PO ₄ ³⁻ µg/l	Tot- N µg/l	NO ₃ ⁻ µg/l	NH ₄ ⁺ µg/l	TOC mg/l	
Stamtjørn	27.6.	1,0	114	107	7	1,80	0,30	2,10	1,62	0,31	0,26	2,90	18,00	<2	425	57,00	145,5	9,33	
			13,0	102	87	15	2,20	0,35	2,55	1,38	0,56	0,26	2,90	11,25	<2	490	136,00	150,0	7,98
	1.8.	1,0	79	73	6	2,40	0,29	2,69	1,65	0,28	0,22	2,30	8,25	<2	345	26,00	62,0	8,15	
			17,0	101	90	11	2,20	0,34	2,54	1,27	0,34	2,60	3,30	12,75	<2	355	122,00	70,5	7,55
	29.8.	1,0	68	55	13	1,79	0,30	2,09	1,35	0,39	1,22	2,40	17,00	<2	195	92,00	84,5	7,84	
		17,0	112	107	5	2,30	0,36	2,66	1,58	0,63	0,15	3,00	13,75	7,0	230	160,00	82,0	7,57	
Gavlesjø	28.6.	1,0	61	47	14	1,25	0,18	1,43	0,91	0,26	0,42	2,00	5,75	<2	330	81,00	153,5	8,88	
			20,0	63	57	6	1,39	0,18	1,57	0,64	0,21	0,42	2,00	4,75	<2	245	102,00	155,0	5,41
	1.8.	1,0	55	53	2	1,98	0,17	2,15	0,63	0,17	0,25	2,20	4,75	<2	200	77,00	66,0	5,63	
			20,0	43	42	1	1,42	0,19	1,61	0,44	0,15	0,24	2,00	9,50	<2	220	103,00	88,0	5,43
	29.8.	1,0	53	52	1	1,52	0,20	1,72	0,41	0,15	0,30	1,80	13,75	<2	130	42,00	64,5	5,85	
		20,0	59	56	3	1,60	0,18	1,78	0,94	0,15	0,36	1,70	7,04	<2	140	188,00	80,0	5,22	
Dam 1	28.6.	1,0	118	99	19	0,81	0,10	0,91	1,03	0,27	0,32	2,10	9,00	<2	335	68,00	41,5	9,14	
	1.8.	1,0	83	69	14	0,27	0,11	0,38	0,69	0,2	0,24	1,40	11,00	<2	345	20,00	65,0	9,07	
	29.8.	1,0	123	101	22	0,44	0,11	0,55	0,44	0,05	0,30	2,30	16,50	<2	225	31,00	71,5	11,12	
Reskjervatnet	27.6.	1,0	156	141	15	1,50	0,20	1,70	0,93	0,43	0,28	2,60	8,25	<2	325	67,00	129,5	8,83	
			20,0	146	136	10	1,05	0,18	1,23	1,02	0,33	0,26	3,10	6,75	<2	495	122,00	140,0	8,33
	1.8.	1,0	120	105	15	0,98	0,17	1,15	0,71	0,22	1,06	2,50	7,25	<2	290	48,00	80,0	7,86	
			20,0	142	120	22	0,96	0,18	1,14	0,87	0,32	0,23	3,20	8,25	<2	295	97,00	101,0	7,89
	2.9.	1,0	145	121	24	1,00	0,19	1,19	1,07	0,21	0,18	2,70	8,75	<2	235	32,00	43,5	8,73	
		20,0	135	119	16	1,07	0,18	1,25	1,14	0,26	0,24	2,80	6,75	<2	190	80,00	69,0	7,90	
Dam 2	29.6.	0,8	45	40	5	0,66	0,12	0,78	1,18	0,23	0,42	0,50	8,25	<2	205	10,00	117,0	5,22	
	3.8.	0,8	41	46	-5	0,35	0,10	0,45	0,46	0,26	0,44	1,30	12,25	<2	260	<10	56,5	6,43	
	30.8.	0,8	88	66	22	0,54	0,10	0,64	0,36	0,07	0,32	1,50	12,50	<2	115	26,00	51,5	6,09	
Skåråfjellholmen	29.6.	1,0	33	27	6	1,25	0,18	1,43	1,01	0,24	0,38	1,20	8,50	<2	240	86,00	43,5	3,77	
			5,0	32	28	4	1,39	0,17	1,56	0,64	0,25	0,37	1,30	10,75	<2	255	18,00	41,5	4,02
	3.8.	1,0	37	30	7	1,56	0,16	1,72	0,7	0,3	0,38	1,10	12,00	<2	185	<10	68,0	3,71	
			6,0	34	30	4	1,88	0,17	2,05	0,61	0,25	0,39	1,10	6,50	<2	170	59,00	64,5	4,04
	30.8.	1,0	28	24	4	2,50	0,22	2,72	1,07	0,25	0,26	1,30	12,25	<2	99	83,00	58,5	3,56	
		5,0	25	26	-1	2,30	0,21	2,51	0,52	0,28	0,24	1,50	13,83	<2	140	54,00	62,5	3,64	
Store Tjørbutjørn	1.7.	1,0	22	20	2	0,84	0,13	0,97	0,65	0,34	0,40	1,00	4,25	<2	190	70,00	42,0	1,92	
			10,0	27	24	3	0,65	0,14	0,79	0,76	0,18	0,36	0,80	5,00	<2	190	92,00	45,0	1,98
	5.8.	1,0	27	21	6	0,80	0,13	0,93	0,84	0,12	0,38	0,80	1,75	<2	150	106,00	46,5	2,11	
			10,0	26	21	5	0,78	0,17	0,95	0,74	0,29	0,25	0,80	3,25	<2	130	67,00	54,5	2,34
	1.9.	1,0	17	10	7	1,76	0,16	1,92	0,8	0,14	0,25	0,70	8,75	9,8	59	54,00	90,5	1,88	
		10,0	19	13	6	0,99	0,15	1,14	1,04	0,23	0,24	1,00	8,50	<2	89	83,00	50,5	1,98	
Øvre Tvitjørn	1.7.	1,0	37	34	3	0,85	0,17	1,02	0,87	0,17	0,39	1,30	4,00	<2	120	52,00	35,0	3,39	
			6,0	36	35	1	1,23	0,19	1,42	0,77	0,2	0,25	1,40	5,50	<2	110	12,00	40,0	3,53
	5.8.	1,0	41	35	6	0,73	0,17	0,90	0,44	0,18	0,40	1,10	4,75	<2	120	12,00	49,0	3,84	
			6,0	43	38	5	2,08	0,19	2,27	1,05	0,99	0,30	1,30	7,00	<2	108	18,00	58,0	3,68
	1.9.	1,0	34	27	7	1,42	0,23	1,65	0,58	0,1	0,24	1,40	11,00	<2	67	23,00	37,0	3,78	
		6,0	33	24	9	1,64	0,23	1,87	0,41	0,1	0,24	1,20	11,50	<2	63	37,00	36,0	3,87	
Slåkvatnet	1.7.	1,0	46	41	5	1,37	0,16	1,53	0,61	0,16	0,25	1,60	5,00	<2	130	17,00	37,0	4,17	
			11,0	86	75	11	1,16	0,16	1,32	0,69	0,27	0,30	1,80	7,50	<2	300	70,00	75,5	5,29
	7.8.	1,0	43	38	5	0,95	0,23	1,18	0,78	0,26	0,98	1,40	12,50	<2	170	26,00	53,0	5,10	
			11,0	89	78	11	0,69	0,15	0,84	0,67	0,24	0,25	1,80	9,25	<2	200	51,00	103,5	4,75
	1.9.	1,0	82	75	7	1,32	0,21	1,53	0,57	3,8	0,18	2,00	11,50	<2	125	<10	42,5	6,64	
		11,0	81	68	13	1,10	0,19	1,29	0,67	4,8	0,24	2,00	13,00	<2	117	<10	45,0	6,65	
Godalstjørna	3.7.	1,0	40	33	7	1,23	0,12	1,35	0,97	0,2	0,24	1,20	4,50	<2	145	52,00	42,0	2,36	
			6,0	54	40	14	0,63	0,16	0,79	0,76	0,29	0,25	1,30	5,75	<2	120	83,00	46,5	2,61
	7.8.	1,0	53	36	17	0,87	0,13	1,00	1,06	0,17	0,31	0,90	5,75	<2	155	15,00	57,0	2,63	
			5,0	51	36	15	0,46	0,12	0,58	0,52	0,16	0,24	1,80	4,75	<2	105	39,00	51,0	2,57
	5.9.	1,0	49	24	25	0,37	0,12	0,49	0,77	0,18	0,24	1,30	4,50	<2	114	35,00	43,5	2,95	
		6,0	38	34	4	0,43	0,12	0,55	0,83	0,23	0,24	0,90	10,00	<2	100	26,00	43,0	2,71	
Hurumskardtjørna	3.7.	1,0	20	<5	15	0,69	0,20	0,89	0,73	0,23	0,25	1,20	4,00	<2	150	106,00	38,5	1,16	
			11,0	23	16	7	1,32	0,23	1,55	1,06	0,19	0,30	1,10	8,50	<2	240	100,00	27,0	1,64
	7.8.	1,0	17	13	4	0,74	0,20	0,94	0,88	0,17	0,41	1,10	4,50	<2	97	89,00	51,0	1,80	
			11,0	16	11	5	0,68	0,24	0,92	0,75	0,84	0,38	1,30	4,75	4,5	71	85,00	61,0	1,42
	5.9.	1,0	15	12	3	0,59	0,20	0,79	0,77	0,12	0,30	1,10	6,25	<2	83	63,00	38,5	1,77	
		11,0	12	11	1	0,53	0,21	0,74	0,78	0,15	0,24	1,20	7,25	<2	150	81,00	47,0	1,94	

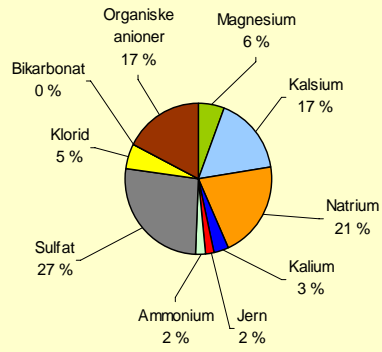
Vedlegg 5

	Dato	Dyp	Σkationer	Σanioner	Diff kat-an (µekv)	Diff kat-an (mekv)
Stamtjørn	27.6.	1,0	210,991	116,186	94,805	0,095
		13,0	254,904	136,429	118,475	0,118
	1.8.	1,0	233,509	117,228	116,281	0,116
		17,0	222,788	222,262	0,527	0,001
	29.8.	1,0	195,263	122,353	72,909	0,073
	17,0	248,098	113,098	135,000	0,135	
Gjennomsnitt			227,592	137,926	89,666	0,090
Gavlesjø	28.6.	1,0	133,003	96,670	36,333	0,036
		20,0	127,407	93,278	34,130	0,034
	1.8.	1,0	149,274	88,259	61,015	0,061
		20,0	115,419	86,986	28,434	0,028
	29.8.	1,0	118,624	77,699	40,925	0,041
	20,0	144,884	63,755	81,129	0,081	
Gjennomsnitt			131,435	84,441	46,994	0,047
Dam 1	28.6.	1,0	105,878	77,654	28,224	0,028
	1.8.	1,0	63,404	60,674	2,730	0,003
	29.8.	1,0	58,970	85,650	-26,680	-0,027
Gjennomsnitt			76,084	74,659	1,425	0,001
Reskjemvatnet	27.6.	1,0	159,963	86,264	73,698	0,074
		20,0	138,518	94,997	43,521	0,044
	1.8.	1,0	111,713	104,024	7,688	0,008
		20,0	125,084	95,270	29,814	0,030
	2.9.	1,0	128,809	85,305	43,504	0,044
		20,0	138,292	87,232	51,059	0,051
Gjennomsnitt			133,730	92,182	41,548	0,042
Dam 2	29.6.	0,8	107,578	38,500	69,079	0,069
	3.8.	0,8	56,558	58,402	-1,844	-0,002
	30.8.	0,8	57,627	58,422	-0,794	-0,001
Gjennomsnitt			73,921	51,774	22,147	0,022
Skåråfjellholmen	29.6.	1,0	130,741	97,128	33,613	0,034
		5,0	120,955	98,273	22,682	0,023
	3.8.	1,0	133,974	97,103	36,871	0,037
		6,0	145,377	98,836	46,541	0,047
	30.8.	1,0	200,104	149,314	50,790	0,051
		5,0	166,367	147,325	19,042	0,019
Gjennomsnitt			149,586	114,663	34,923	0,035
Store Tjorbütjørne	1.7.	1,0	92,984	45,956	47,028	0,047
		10,0	85,184	39,652	45,533	0,046
	5.8.	1,0	93,875	38,571	55,305	0,055
		10,0	96,610	37,539	59,070	0,059
	1.9.	1,0	145,459	47,693	97,767	0,098
		10,0	116,736	61,135	55,602	0,056
Gjennomsnitt			105,141	45,091	60,051	0,060
Øvre Tvitjørn	1.7.	1,0	101,607	64,656	36,951	0,037
		6,0	118,909	64,844	54,065	0,054
	5.8.	1,0	77,947	53,869	24,078	0,024
		6,0	194,706	294,402	-99,696	-0,100
	1.9.	1,0	120,693	104,727	15,966	0,016
		6,0	124,221	100,800	23,421	0,023
Gjennomsnitt			123,014	113,883	9,131	0,009
Slåkvatnet	1.7.	1,0	115,278	54,289	60,989	0,061
		11,0	113,227	62,328	50,900	0,051
	7.8.	1,0	110,918	80,370	30,548	0,031
		11,0	97,462	60,140	37,321	0,037
	1.9.	1,0	212,137	75,049	137,089	0,137
		11,0	231,010	75,669	155,341	0,155
Gjennomsnitt			111,996	67,974	44,022	0,044
Goddalstjørna	3.7.	1,0	121,961	41,680	80,280	0,080
		6,0	88,728	44,583	44,145	0,044
	7.8.	1,0	108,799	38,009	70,790	0,071
		5,0	63,440	54,624	8,816	0,009
	5.9.	1,0	69,919	45,053	24,866	0,025
		6,0	76,774	36,204	40,570	0,041
Gjennomsnitt			88,270	43,359	44,911	0,045
Hurumskardtjørna	3.7.	1,0	91,730	40,755	50,975	0,051
		11,0	138,329	46,484	91,845	0,092
	7.8.	1,0	99,908	44,126	55,783	0,056
		11,0	112,241	56,643	55,597	0,056
	5.9.	1,0	85,667	52,314	33,353	0,033
		11,0	85,169	48,204	36,964	0,037
Gjennomsnitt			102,174	48,088	54,086	0,054

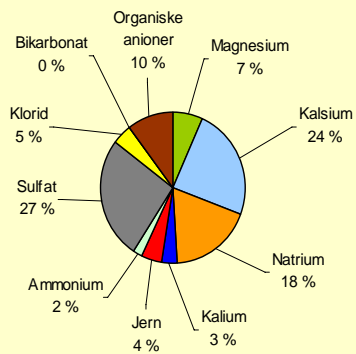
Gavlesjø



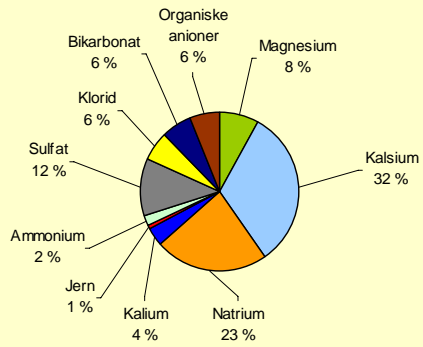
Dam 1



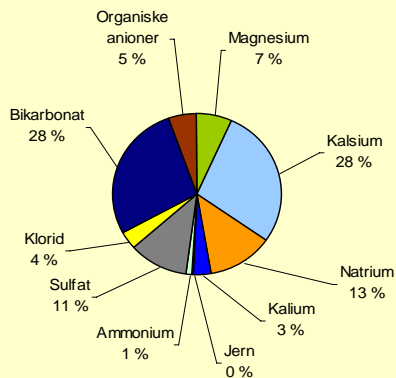
Reskjøvatnet



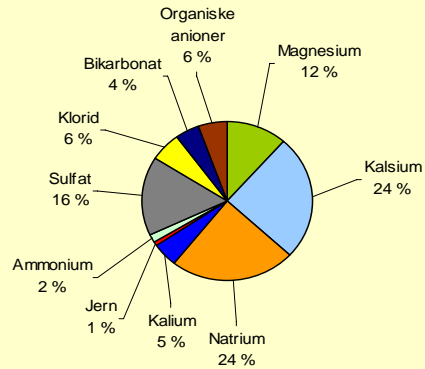
Store Tjørbotjørni



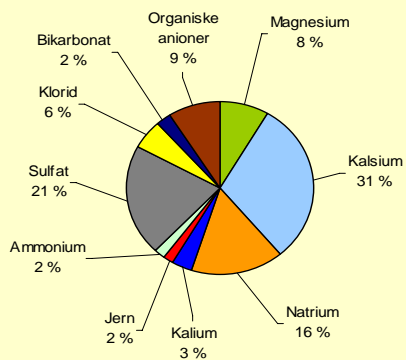
Øvre Tvitjørn



Hurumskardtjørna



Slåkvatnet



Lokalitet Dato Prøvested Vannlopper	Store Tjorbutjørn									Øvre Tvitjørn									
	1.7.			5.8.			1.9.			1.7.			5.8.			1.9.			
	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)T																			
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)										0							1		
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)													0	1				0	
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	44	5	3	43	3	6	31	12	3	74	4	2	130	2	3	27	1	0	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)																			
<i>Daphnia cristata</i> Sars										2			1				3		
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)													0				1		
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)																			
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)																			
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	30	10	14	80	10	19	87	24	33	62	128	67	4	180	184	78	193	197	
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)						1					1		3	0					
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars			1										2	1			0		
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)																			
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)		1	2														0		
<i>Alona affinis</i> (Leydig)													0						
<i>Alona guttata</i> Sars						1													
<i>Alona intermedia</i> Sars																			
<i>Alona rustica</i> Scott																	0		
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)		2			1														
<i>Alonella nana</i> (Baird)								1			0	2		1	1		2	0	0
<i>Alonopsis elongata</i> Sars		13	34		47	8		43	26		0	12		4	0		0	1	
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler																			
<i>Chydorus piger</i> Sars																			
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)		6	7		1			1				2	0	1			0	2	0
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)											1			1					
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Sars)																			
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)																			
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars																			
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)		1	17		17	2					2	60		1	0		0	0	
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig								0											
<i>Leptodora kindti</i> Focke																			
Hoppekreps																			
<i>Acanthodiptomus denticornis</i> (Wierz.)																			
<i>Mixodiptomus laciniatus</i> (Lillj.)				15	4	0	57	96	108				4	0	0	35			
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	0	0	0	1	5	3	3	1		3	7	23	4	4	5	2	0	1	
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)																		0	
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)			1																
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)																			
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)													0		0		0		
<i>Paracyclops affinis</i> Sars																			
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	19	1		2			1			4			0				0		
<i>Megacyclops viridis</i> (Jur.)																			
<i>Acanthocyclops capillatus</i> Sars																			
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars															1				
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fisch.)																			
<i>Diacyclops nanus</i> (Sars)																			
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)																			
Nauplie	257	163	396	46	28	8	21	25	38	140	12	14	0	4	0	16	2	0	
Calanoide copepoditter	100	100	118	58	14	8	20		24	53	52	30	47	1	3	3			
Cyclopoide copepoditter	7	2	3	1	2	4	1	3	3	2	7	0	10	1		49	3	1	
Antall individer telt (-naup)	200	141	200	200	104	52	200	181	197	200	200	200	200	200	200	200	200	200	

Lokalitet Dato Prøvested Vannlopper	Slåkåvatnet									Goddalstjørna								
	1.7.			7.8.			1.9.			3.7.			7.8.			5.9.		
	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T																		
Latona setifera (O.F.M.)																		
Sida crystallina (O.F.M.)		3	0		108	18		114	72									
Holopedium gibberum Zaddach	54			48	2	1	50			94	1		107	4		2	26	33
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)				0	1		0											
Daphnia cristata Sars																		
Daphnia longispina (O.F.M.)																		
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)					3													
Simocephalus vetula (O.F.M.)							0											
Bosmina longispina Leydig	141	184	180	143	0	8	147	3	3	16	148	31	7		14	15	23	41
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)		0		0	3	2	0	0	2									
Ophryoxus gracilis Sars		4	0		2	4	0	11	47									
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)																		
Acroperus harpae (Baird)		1			0		0	1	4					1				
Alona affinis (Leydig)						1									1			
Alona guttata Sars																		
Alona intermedia Sars																		
Alona rustica Scott											2			4				
Alonella excisa (Fischer)			0				0				1							
Alonella nana (Baird)	0		0				0					1		8			13	
Alonopsis elongata Sars		2	0		20	8		42	37		7	2		38	14		16	23
Camptocercus rectirostris Schoedler																		
Chydorus piger Sars	0		2			3												
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	0	0		6	4	2	2	6	15		9			1	8		1	
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)		1			5	4		12	9									1
Graptoleberis testudinaria (Sars)																		
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)																		
Rhynchotalona falcata Sars			0											2				
Polypheus pediculus (Leuck.)	0	3	15		41	45		1			2	5		20	5		5	4
Bythotrephes longimanus Leydig	0																	
Leptodora kindti Focke																		
Hoppekreps																		
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)																		
Mixodiptomus laciniatus (Lillj.)																		
Heterocope saliens (Lillj.)	0			1	0	1	0		1	0	4	0	2		1	3	2	1
Macrocyclus albidus (Jur.)						0	0	2	1									
Macrocyclus fuscus (Jur.)									1									
Eucyclops macrurus (Sars)																		
Eucyclops serrulatus (Fisch.)				0	2		0	1										
Paracyclops affinis Sars																		
Cyclops scutifer Sars	0			0			0			30	10	4	1			0		
Megacyclops viridis (Jur.)																		
Acanthocyclops capillatus Sars				0	0					0	1					0	1	
Acanthocyclops robustus Sars								2	1									
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)																		
Diacyclops nanus (Sars)				0	1													
Mesocyclops leuckarti (Claus)																		
Nauplie	0	0	0	2	10	2	1	5	5	142	110	148	829	5	0	1	0	5
Calanoide copepoditter	2			0		1				6	4	2						
Cyclopoide copepoditter	3	2	2	2	8	12	1	5	7	54		1	83	7	6	180	10	24
Antall individer telt (-naup)	200	200	200	200	200	109	200	200	200	200	189	46	200	85	49	200	98	126

Lokalitet	Hurumskardtjørna								
	3.7.			7.8.			5.9.		
	P	L1	L2	P	L1	L2	P	L1	L2
Dato									
Prøvested									
Vannlopper									
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T									
Latona setifera (O.F.M.)									
Sida crystallina (O.F.M.)									
Holopedium gibberum Zaddach	15	1	0	110	25	0	160	0	
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)				0	2		0	1	0
Daphnia cristata Sars									
Daphnia longispina (O.F.M.)									
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)									
Simocephalus vetula (O.F.M.)									
Bosmina longispina Leydig	83	3		13	2		5		
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)						2			10
Ophryoxus gracilis Sars									
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)									
Acroperus harpae (Baird)						28	0	9	7
Alona affinis (Leydig)									
Alona guttata Sars									
Alona intermedia Sars									
Alona rustica Scott									
Alonella excisa (Fischer)					12	24		12	21
Alonella nana (Baird)			4		7	6		12	17
Alonopsis elongata Sars		42	43		23	68		123	61
Camptocercus rectirostris Schoedler									
Chydorus piger Sars									
Chydorus sphaericus (O.F.M.)		3				7		3	26
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)		1			1	11		9	
Graptoleberis testudinaria (Sars)									
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)									
Rhynchotalona falcata Sars									
Polypheumus pediculus (Leuck.)		81	151					3	3
Bythotrephes longimanus Leydig									
Leptodora kindti Focke									
Hoppekreps									
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)									
Mixodiptomus laciniatus (Lillj.)									
Hetercope saliens (Lillj.)									
Macrocyclus albidus (Jur.)							0	0	2
Macrocyclus fuscus (Jur.)						3		4	1
Eucyclops macrurus (Sars)									
Eucyclops serrulatus (Fisch.)					0	1	0	6	2
Paracyclops affinis Sars									
Cyclops scutifer Sars	102			10	2		0		
Megacyclops viridis (Jur.)									
Acanthocyclops capillatus Sars									
Acanthocyclops robustus Sars									
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)									
Diacyclops nanus (Sars)									
Mesocyclops leuckarti (Claus)									
Nauplie	83	3	2	504	12	13	10	7	7
Calanoide copepoditter									
Cyclopoide copepoditter		1	2	67	21	48	35	18	50
Antall individer telt (-naup)	200	132	200	200	93	200	200	200	200

Vedlegg 7

