

**Tilstandsundersøkelse og
flerbruksvurdering av
Kørelen
i Fjell og Sund i Hordaland**



**Geir Helge Johnsen
og
Atle Kambestad**

Rådgivende Biologer AS
INSTITUTT FOR MILJØFORSKNING

Rapport nr. 44, mars 1991.



Rapportens tittel:

Tilstandsundersøkelse og flerbruksvurdering av
Kørelen i Fjell og Sund i Hordaland

Forfattere:

dr.philos. Geir Helge Johnsen

cand.scient. Atle Kambestad

Oppdragsgiver:

Fjell Kommune
5353 Straume

Sund Kommune
5382 Skogsvåg

Oppdraget gitt:

9.mai 1990

Arbeidet utført:

Mai 1990 -
Mars 1991

Rapport dato:

23.mars 1991

Rapportsammendrag:

Kørelen ble undersøkt med hensyn på drikkevannskvalitet og økosystemsammensetning i løpet av 1990-91. Den er næringsfattig, og kun det sørligste bassenget er særlig påvirket av næringssalttilførsler. De tre sør-østlige bassengene er imidlertid bakteriologisk belastet, og har vært uegnet som drikkevarin. Selv om en del av kildene til utslippen nå er avsnørt, vil det gi store helsemessige fordeler å flytte drikkevannsinntaket lengre ut i Kørelen, ettersom det vil kunne gi en mer jevnt god vannkvalitet og større sikkerhet mot katastrofeartete utslipps. Kørelens store volum gjør den lite påvirkelig av små, diffuse utslipps, slik at det bør kunne tolereres en del fritidsaktiviteter som padling og sportsfiske.

Emneord:

Drikkevannsforsyning
Bakteriologisk belastning
Innsjøøkosystemanalyse

Subject items:

Water supply
Hygenic loading
Lake ecosystem analysis

Bredsgården, Bryggen, 5003 BERGEN
Telefon: 05 - 31 02 78
Telefax: 05 - 31 62 75



FORORD

Rådgivende Biologer har i løpet av 1990-1991 på oppdrag fra Fjell og Sund kommuner foretatt en ferskvannsbiologisk undersøkelse av Kørelen. Målsettingen med arbeidet har vært å vurdere forurensningsgrad ut fra forventet naturtilstand, diskutere egnethet som hoveddrikkevannskilde for området, vurdere risikoen ved å la kloakkledningen gå gjennom drikkevannsbassenget og diskutere egnethet for enklere former for fritidsaktivitet i tillegg til utnyttelsen som drikkevannskilde. Kørelen benyttes i dag som drikkevannskilde for Eidesjøen vassverk, samtidig som en kloakkledning går gjennom det samme bassenget.

Det er utført fire omfattende feltbefaringer, og i tillegg er analyseresultatene fra årsoversiktene fra Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland for Eidesjøen vassverk fra 1989 og 1990 brukt som grunnlag for vurderingen.

Undersøkelsen er utført av dr.philos. Geir Helge Johnsen og cand.scient. Atle Kampestad. De vannkjemiske og bakteriologiske prøvene er analysert av Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland. Algeprøvene er undersøkt av cand.scient. Jorun Karin Egge og dyreplanktonet er undersøkt av dr.philos. Jarl Giske.

Rådgivende Biologer vil få takke miljøvernrådgiver Åge Landro i Sund kommune for et nært og godt samarbeide under hele undersøkelsen, samt utlån av båt med påhengsmotor under feltbefaringene. Videre takkes Anna Walde ved Næringsmiddeltilsynet for godt og fleksibelt samarbeide og for velvillig tilrettelegging av tilleggsinformasjon.

Rådgivende Biologer takker for oppdraget.

Bergen, 22. mars 1991.



SAMMENDRAG

Kørelen er en stor innsjø, beliggende på Sotra vest for Bergen. Arealet er 2.8 km², og vannets oppholdstid er i gjennomsnitt 3 år. Kørelen ble undersøkt med hensyn på drikkevannskvalitet og økosystemsammensetning ved fire tidspunkt i løpet av mai 1990 til februar 1991. Undersøkelsen var konsentrert om de fem største bassengene. Det ble tatt vannprøver for analyse av bakteriologi, algeplankton, algenæringsalter, surhet og en del andre fysikalske og kjemiske parametere. Dessuten ble det målt siktedyper, oksygenkonsentrasjoner og temperatur i vannsøylene ved bassengenes dypeste punkter. Det ble også foretatt hovtrekk for analyse av dyreplanktonssamfunnet.

Kørelen må karakteriseres som næringsfattig, både med grunnlag i den biologiske og i den kjemiske sammensetning. Det var relativt små mengder algeplankton ved undersøkelsestidspunktene, og næringssaltkonsentrasjonene, som lå rundt 5 µg totalfosfor og 220 - 330 µg totalnitrogen, er ikke høye nok til å gi store, uheldige algeoppblomstringer. Heller ikke den teoretisk beregnede næringssalttilførselen overstiger den antatte recipientkapasiteten til Kørelen. Det var imidlertid en tydelig variasjon mellom de forskjellige bassengene, der bassenget ved Eidesjøen stort sett hadde høyest konsentrasjoner av både alger og næringssalter. Dette bassenget har mer bosetting i nedslagsfeltet enn de andre, og har også mottatt en del tilsig fra kloakkoverløp.

Oksygenforholdene var gode i alle basseng, og aldri lavere enn 7.3 mg O₂/liter i bunnvannet. Store volum og lite organisk forurensing gjør at det ikke er fare for oksygenvinn og sulfidproduksjon i bunnvannet. Kørelen har imidlertid surt vann, med pH-verdier mellom 5.4 og 5.8. Ledningsevnen er relativt høy (6.6 ms/m i snitt).

Kørelen er belastet med kloakktiflørsler, og inneholder periodevis betydelige mengder fekale bakterier. Igjen er det det sørligste bassenget som er mest utsatt, med opp til 18 termostabile, koliforme bakterier pr. 100 ml. i vannprøvene under undersøkelsen, og hvor det i 1989 ble målt opp til 100 pr. 100 ml. I bassengene i nord-vest er forholdene betydelig bedre. Der ble det kun unntaksvis observert termostabile koliforme bakterier, og aldri mer enn 3 pr. 100 ml.

Kørelen er i utgangspunktet særdeles godt egnet som drikkevannskilde. Den har et for laverliggende strøk sjeldent klart vann, og faren for uheldige algeoppblomstringer eller oksygenvinn er liten. Det store volumet gjør at innsjøen har stabil vannkvalitet. Også de kjemisk/fysikalske parametriene oppfyller kravet til god vannkvalitet, bortsett fra at innsjøen har litt for lave pH-verdier.

Imidlertid har de bakteriologiske forhold vært utilfredsstillende, og særlig i bassenget ved Eidesjøen, hvor det kommunale drikkevannsinntaket er. Hovedkilden til kloakkutslippene er imidlertid nå sannsynligvis tettet. Dessuten ble inntaket til Eidesjøen vassverk senket ned under temperatursprangskillet etter gulsottepidemien i høst, slik at en kan forvente en bedring i drikkevannskvaliteten, men det vil fremdeles være en del diffuse tilførsler fra bebyggelsen rundt de sør-østligste bassengene. Det anbefales derfor å flytte inntaket til basseng 4 (figur 1), hvor det er lavest innhold av bakterier, stort volum og god avstand til bebyggelse og vei. Inntaket bør ligge under sprangskillet, på 20-30 meters dyp, men likevel minst 15 meter over bunnen.

De nord-vestre deler av Kørelen er unike i opplevelsessammenheng, med trange sund, mange bassenger og uberoet natur. Det vil derfor være behov for å nytte området til fritidsaktiviteter som padling, fisking mm., og dette behøver ikke å komme i særlig konflikt med drikkevannsinteressene. Innsjøens volum er så stort at små diffuse utslipper fra slik fritidsaktivitet vil fortynnes sterkt. Dessuten foregår slik aktivitet hovedsaklig i sommermånedene, når det øverste vannlaget som mottar disse tilførslene er delvis adskilt fra bunnvannet med en sterk tetthetsforskjell.



INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	3
SAMMENDRAG	4
INNHOLDSFORTEGNELSE	5
Liste over figurer	6
Liste over tabeller	6
VURDERING OG KONKLUSJONER	7
Tilstand	7
Egnethet som drikkevannskilde	8
Egnethet for båtsport og fiske	10
LOKALITETSBE SKRIVELSE	11
Morfologi og vannutskifting	11
Teoretisk næringssaltbelastning	13
TILSTANDSBESKRIVELSE	15
Bakteriologisk belastning	15
Temperatur	16
Oksygenkonsentrasjoner og -forbruk	17
Ledningsevne	18
Kjemisk/fysisk drikkevannskvalitet	18
Næringsrikhet	19
Siktedyp	20
Alger	21
Dyreplankton	22
Fisk	23
HENVISNINGER	24
VEDLEGG 1: Metoder og bakgrunn	26
VEDLEGG 2: Enkeltresultatene	34



LISTE OVER FIGURER

Figur	side
1: Dybdekart over Kørelen	12
2: Vollenweider-diagram for Kørelen.	14
3: Bakteriologisk belastning i Kørelen klassifisert etter SFTs kriterier	15
4: Næringsrikhet i Kørelen klassifisert etter SFTs kriterier	19
5: Mengde og sammensetning av algeplankton i Kørelen sommeren 1990	21
6: Sammensetning av dyreplankton i Kørelen sommeren 1990	22

LISTE OVER TABELLER

Tabell	side
1: Surhetsmålinger på nettet og i råvannet til Eidesjøen vassverk	8
2: Tarmbakterieinnhold i drikkevannet fra Eidesjøen vassverk 1989 og 1990	9
3: Morfometriske data for de fem hovedbassengene av Kørelen	11
4: Hydrologiske data for de fem hovedbassengene av Kørelen	11
5: Teoretisk anslåtte årlige tilførsler av fosfor og nitrogen til Kørelen	13
6: Månedlige bakteriologiske prøver fra 1989 av råvannet til Eidesjøen vassverk	16
7: Månedlige bakteriologiske prøver fra 1990 av råvannet til Eidesjøen vassverk	16
8: Overflatetemperatur og dybde for temperatursprangskikt i de fem bassengene	17
9: Oksygenforbruk og mengde nedbrutt karbon i de fem bassengene sommeren 1990	17
10: Siktedyd målt i Kørelens fem basseng sommeren 1990	20
11: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra basseng 1	34
12: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra basseng 2	34
13: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra basseng 3	35
14: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra basseng 4	35
15: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra basseng 5	36
16: Temperatur-og oksygenprofiler i Kørelens basseng 1	37
17: Temperatur-og oksygenprofiler i Kørelens basseng 2	38
18: Temperatur-og oksygenprofiler i Kørelens basseng 3	39
19: Temperatur-og oksygenprofiler i Kørelens basseng 4	40
20: Temperatur-og oksygenprofiler i Kørelens basseng 5	41
21: Antall alger pr. liter og mengde alger pr. liter i basseng 1	42
22: Antall alger pr. liter og mengde alger pr. liter i basseng 2	43
23: Antall alger pr. liter og mengde alger pr. liter i basseng 3	44
24: Antall alger pr. liter og mengde alger pr. liter i basseng 4	45
25: Antall alger pr. liter og mengde alger pr. liter i basseng 5	46
26: Prosentvis sammensetning av krepsdyreplankton i de fem bassengene	47



VURDERING OG KONKLUSJONER

TILSTAND

Kørelen er næringsfattig og har liten biologisk produksjon. Både mengden og artsammensetningen av algeplankton gjenspeiler en næringsfattig innsjø, dog med innslag av arter som også er vanlige i middels næringsrike systemer (mesotrofe). Også de lave konsentrasjonene av fosfor- og nitrogen-næringsaltene og de teoretiske vurderinger av næringssaltilførsler i forhold til recipientkapasiteten, tilsier at det ikke er fare for store, uheldige algeoppblomstringer.

Den lave biologiske produksjonen i Kørelen og de små tilførslene av organisk materiale fra omgivelsene, tilsier at det ikke er fare for oksygensvinn i bunnvannet med påfølgende produksjon av giftig sulfid. De lave verdiene av kjemisk oksygenforbruk og høye verdier av oksygeninnhold underbygger dette. De store volumene av dypvann gjør også at Kørelen ikke er ømfintlig for en moderat økning i tilførsler av organisk materiale.

Dyreplanktonet er typisk for en næringsfattig innsjø med et relativt høyt press fra planktonspisende fisk. Kørelen har ørret, ål, stingsild og en tett bestand røye. Særlig røye spiser mye dyreplankton, og det er nok denne bestanden som i hovedsak styrer dynamikken i økosystemet i Kørelen. Innsjøens evne til selvrensing er proporsjonal med mengde av og størrelse på det algespisende dyreplanktonet, og dette blir vanligvis redusert i takt med økende tetthet av planktonspisende fisk. Selvrenseevnen vil altså kunne bedres ved at en beskatter fiskebestandene sterkere. Kørelens dyreplanktonbestand er imidlertid middels god i dag, og næringstilførselen for lav til at det er hensiktmessig med utfiskingstiltak for å redusere fare for uheldige algeoppblomstringer.

Kørelen er i moderat til liten grad påvirket av tilførsler fra menneskelig aktivitet. Størst påvirkning ble funnet i de sør-østligste bassengene, og liten eller ikke påvisbar påvirkning i de ytterste bassengene. Når det gjelder bakteriologisk forurensning var den sterkest i bassenget ved Eidesjøen, og de tre sør-østligste bassengene får alle karakteristikk forurensningsgrad 2 (1 = best, 4 = dårligst) i SFT's (1990) klassifiseringssystem. Det samme mønsteret gjør seg gjeldende for innhold av algenæringsalter i de undersøkte bassengene, og dette forklarer hvorfor det tidvis er høyere algemengde i området ved Eidesjøen enn i de andre bassengene.

Variasjonen mellom bassengene kan forklares ved at bosettingen og gårdsbrukene er koncentrert rundt de tre sør-østligste, og at vannet har så lang oppholdstid her. Det meste av algenæringsaltene som slippes ut, bindes i den biologiske produksjon og sedimenteres før de når neste basseng. Bakteriene fra kloakk og jordbruk har begrenset levetid, og vil vanligvis ikke utgjøre noen heiserisiko i Kørelen andre steder enn i det bassenget utsliippet er i.

Innsjøen har relativt surt vann med pH-verdier ned mot 5.5 i de nord-vestligste bassengene, og noe høyere i de sør-østligste. Dette er likevel i overkant av hva en ellers finner i regionen, og utgjør sannsynligvis foreløpig ikke noen trussel mot fiskebestandene i innsjøen. Kørelens beliggenhet med kort avstand til havet gir luftbare tilførsler av salter, noe de relativt høye ledningsevnemålingene viser, og dette gir bedret bufferefavn mot påvirkninger fra sur nedbør.



EGNETHET SOM DRIKKEVANNSKILDE

Kørelen er i utgangspunktet særdeles godt egnet som drikkevannskilde. Den er en av få kystnære innsjøer som har lavt innhold av humus, og har derfor vann som er klart og appetittvekkende. Den har dessuten et meget stort volum og en middels god balanse i næringskjedene, slik at det ikke er fare for raske, uforutsette reduksjoner i vannkvalitet. Tilrenningen til Kørelen er på kun 636 liter pr. sekund i gjennomsnitt, men det store arealet fører til at innsjøen har stor magasinkapasitet som drikkevannsreservoar, dvs. at vannstandsreduksjonen ved drikkevannsuttak i tørkeperioder vil være liten.

De vannkjemiske data viser også at vannet har god drikkevannskvalitet. Når det gjelder de fysiske forholdene som turbiditet, fargetall og innhold av forskjellige metaller, er kvaliteten av type "god drikkevannskvalitet". Det eneste en kan sette fingeren på, er noe lave pH-verdier. Vannet er for surt i forhold til hva som anbefales for god drikkevannskvalitet, men har heller noe høyere pH-verdier enn det en ofte finner i drikkevannskilder på Vestlandet. Dessuten har vannet på drikkevannsnettet fra Kørelen vanligvis hatt pH-verdier flere tideler over det som er i råvannet (tabell 1). Surt vann gir ofte problemer med tæring på vannforsyningsnettet, men Eidesjøen vassverk har hovedsaklig plastledninger, og ikke betong- eller jernrør.

	J	F	M	A	M	J	A	S	O	N
pH på nettet 1989	6,2	-	-	6,0	-	5,8	-	-	-	6,1
pH i råvann 1990	-	-	-	-	-	-	5,9	5,9	-	-
pH på nettet 1990	-	6,0	5,9	5,8	6,2	6,1	6,1	6,4	6,2	6,2

TABELL 1: Surhetsmålinger på nettet (Pollen skole) og i råvannet til Eidesjøen vassverk (Walde & Ulvesæter 1990; 1991).

Et vanlig problem i drikkevann er at aluminiumsinnholdet ofte øker i takt med forsuringen. Dette kan gi problemer med økt fare for presenilitet hos brukerne av drikkevannet (Vogt 1986). Aluminiumskonsentrasjonene i drikkevannet fra Kørelen (ved Pollen skole) ble undersøkt av Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland ved tre tidspunkt høsten 1990, og var da 59, 61 og 63 µg/l (Walde og Ulvesæter 1991). Dette er vanlige verdier for den søre delen av Vestlandet, og godt under den grense på 100 µg/l som vanligvis benyttes som kriterier for godt drikkevann.

Vannet i Kørelens sør-østligste bassenger er imidlertid påvirket av utslipp, og er derfor ikke egnet som drikkevann uten forbehandling. Innholdet av tarmbakterier har periodevis vært meget høyt. Dette har også vært påpekt fra Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland i deres årsrapporter (Walde og Ulvesæter 1990). Særlig området ved Eidesjøen er utsatt for bakteriologisk forurensing, og dette bassenget er i dag benyttet som drikkevannskilde for Eidesjøen vassverk. Råvannskvaliteten var fram til høsten 1990 mindre god og karakterisertes som "ikke tilrådelig drikkevannskvalitet" i følge Statens Institutt for Folkehelse sitt vurderingssystem (SIFF 1987).

Eidesjøen vannverk hadde frem til høsten 1990 inntak på 10 - 12 meters dyp helt sør ved Eide. Vannet blir desinfisert med UV-stråling, men resultatet har vært noe ujevnt i perioder (tabell 2), sannsynligvis sammenfallende med tidspunkt når bakteriekonsentrasjonen i råvannet har vært særlig høy.



POLLEN SKOLE	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Koliforme 1989	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	15	-
Termostabile 1989	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	-
Koliforme 1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Termostabile 1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TABELL 2: Koliforme og termostabile koliforme bakterier (antall/100 ml) i vannet på ledningsnettet til Eidesjøen vassverk, etter UV-behandling (Walde & Ulvesæter 1990; 1991).

Gjennom bassenget ved drikkevannsinntaket går det en kloakkledning, og i forbindelse med denne er det kummer i nærheten av breddene til Kørelen. En av disse var underdimensjonert og flommet over i nedbørsrike perioder. Dette var sannsynligvis hovedårsaken til de tidvis meget høye konsentrasjonene av fekale bakterier i bassenget ved Eidesjøen.

Høsten 1990 var det en gulsottepidemi i området, og drikkevannet fra Eidesjøen vassverk ble trukket frem som den sannsynlige årsak til spredningen av denne. De månedlige vannprøver fra Pollen skole i denne perioden ga ingen indikasjon på at ikke UV-anlegget fungerte tilfredsstillende, men desinfeksjonen kan ha vært utilstrekkelig i perioder mellom tidspunktene for de månedlige analysene.

I etterkant av gulsottepidemien ble drikkevannsinntaket flyttet noe lengre fra land, og senket til ca 35 meters dyp. Kloakkanlegget ble i tillegg utbedret, slik at vannkvaliteten vil være mer stabilt god i fremtiden.

Tiltakene iverksatt høsten 1990 i etterkant av gulsottepidemien har øyensynlig hatt en positiv virkning på vannkvaliteten i bassenget ved Eidesjøen, og derved også på råvannet til Eidesjøen vassverk. Tilkørslene til Kørelen er altså redusert, samtidig som drikkevannsinntaket nå ligger stabilt under temperatursprangskillet. Høsten 1990 lå inntaket over sprangskillet, og tok inn "overflatevann" hvor kloakkutslippene i hovedsak renner inn. Dersom Fjell og Sund kommuner i tillegg gjennomfører kloakksanering av de begrensete områder som i dag har tilsig til Kørelen (basseng 2 og 3), vil vannkvaliteten ytterligere bedres.

Selv om kloakkledningsnettet ved Eidesjøen nå er utbedret, vil det alltid være knyttet en viss risiko til kloakkavløpssystem som går ved eller gjennom en drikkevannskilde, særlig i tilknytning til kummer og koblinger, og der en er avhengig av pumper for å videreføre kloakken. Det er faktisk større risiko ved kloakkavløpssystem som går på land nær en drikkevannskilde, enn de ledninger som eventuelt går i selve bassenget.

Dersom det ikke er mulig å finne en annen og bedre løsning på avløpssiden, vil vi anbefale at hovedinntak til vassverket flyttes lengre ut i Kørelen. Dette vil redusere muligheten for konflikt med kloakktilkørslene. Uhell med feks. tankbiler på veien langs basseng 1 vil også kunne medføre problem for drikkevannsforsyningen slik det er i dag. Risikoen for konflikt av dette slag vil minimaliseres ved en flytting av inntaket utover i Kørelen.

Resultatene fra denne undersøkelsen viser at det beste stedet å ha inntak til drikkevannsanlegg er basseng 4 (figur 1). Her er påvirkningen fra menneskelige aktiviteter betydelig mindre, og avstanden til vei, kloakkledning, gjødselkjellere etc. større, slik at en vil ha god tid til å treffe tiltak ved eventuelle



katastrofeartete utslipp. De trange sundene mellom bassengene egner seg godt til å avstenge overflatetilknyttete forurensninger som for eksempel olje, fettholdige væsker mm. Dessuten har basseng 4 stort volum, slik at det er lite påvirkelig av små punktutslipp. Den store dybden gir også gode valgmuligheter for inntaksdyp. Basseng 3 vil ikke være like godt egnet for drikkevannsinntak, fordi bunnvolumet her er lite, slik at en etter en tid vil kunne dra ned det opprinnelige overflatelaget til inntaket.

Den mest stabile vannkvaliteten får en vanligvis ved inntak i bunnvannet, dvs. under temperatursprangskillet. En bør imidlertid ikke komme for nær bunnen, ettersom det vil gi fare for inntak av slam eller oksygenfattig vann i perioder. I Kørelen vil inntak på 20 - 30 meters dyp være ideelt, forutsatt at det fremdeles er minst 15 meter ned til bunnen. Grunnen til at en bør unngå inntak over temperatursprangskillet, er at det er her mesteparten av tilsigene blander seg, i tillegg til at algeveksten utelukkende foregår i det øvre, opplyste lag.

EGNETHET FOR BÅTSPORT OG FISKE

De nord-vestre deler av Kørelen er unike i opplevelsessammenheng, med trange sund, mange bassenger og uberørt natur. Det vil derfor være behov for å nytte området til fritidsaktiviteter som padling, fisking mm., og dette behøver ikke å komme i særlig konflikt med drikkevannsinteressene. Innsjøens volum er så stort at små diffuse utslipp fra slik fritidsaktivitet vil fortynnes sterkt. Dessuten foregår slik aktivitet hovedsaklig i sommermånedene, når det øverste vannlaget som mottar disse tilførslene er delvis adskilt fra bunnvannet med en sterk tetthetsforskjell. Eventuelle små, diffuse utslipp i forbindelse med fritidsaktiviteter vil derfor i svært liten grad påvirke drikkevannskvaliteten. Økning i punktutslipp fra hytter og lignende bør imidlertid unngås.

Det har vært vanlig å forby fiske i offentlige drikkevannsreservoarer, hovedsaklig for å redusere faren for bakteriologisk forurensing. Kørelen er imidlertid så stor at slik påvirkning fra sportsfiskere vil være neglisjerbar på grunn av fortynningseffekten. Kørelen har store fiskeressurser som bør kunne utnyttes. En reduksjon av fiskebestandene, og da særlig den planktonspisende røyen, vil faktisk kunne gi en vannkvalitetsgevinst ved at den algespisende dyreplanktonbestanden blir styrket.

I forbindelse med planene for et ferie-/aktivitetssenter utenfor Kørelen, er det aktuelt å benytte innsjøen til enklere former for fritidsaktiviteter som kanopadling etc. Innsjøens fysiske egnethet for ulike båttyper er vurdert til type C (turpadling dvs. kano, kajakk og mindre seilbåter (i henhold til retningslinjer gitt av SFT (1989). Tilrettelegging for bruk av Kørelen til båtsport av type C er klassifisert til klasse 2 (brukbart tilrettelagt/ enkelt å tilrettelegge). Vurderingen baserer seg på eksisterende tilkomst syd i basseng 1 og mulighet for godt tilkomst både i basseng 2 og 3.

Kørelen er vurdert til naturverdi klasse 2 (klasse 1 angir størst verdi og 4 lavest). Vurderingen baserer seg på innsjøens mange bassenger og trange sund, som gir innsjøen en høy opplevelsесverdi. Stort sett hele området rundt Kørelen er urørt uten særlige tekniske og landskapsmessige inngrep, men da innsjøen er benyttet som drikkevannskilde, kan vi ikke gi den høyeste naturverdiklasse.

Friluftsloven av 28.juni 1957 lovfester almennhetens rett til ferdsel på annens eiendom slik denne retten har vært utviklet gjennom alle tiders bruk og sedvane. Regler gjelder i første rekke ferdsel i utmark og innmark, på sjøen og i vassdrag, bading, landsetting og fortøyning av båt samt rasting og telting. Friluftsloven stiller krav om hensynsfull og varsom adferd på annens grunn, og gir rett til å vise bort folk som opptrer hensynsløst og volder skade. I områder med stor utfart kan kommunen fastsette adferdsregler, bla. for å opprettholde ro og orden og verne dyre- og planteliv.



LOKALITETSBEKRIVELSE

Kørelen ligger på Sotra vest for Bergen, på grensen mellom Fjell og Sund kommuner. Høyden over havet er 4 meter og den har UTM-koordinater (km-rute for utløp) 32 V KM 7989. Utløpsbekken er ca 40 meter lang og ligger nord i innsjøen.

MORFOLOGI OG VANNUTSKIFTING

Kørelen er en stor innsjø på omtrent 2.8 km^2 , med et samlet volum på nesten 60 millioner m^3 (Christensen 1973). Den består av en rekke bassenger som er delvis adskilte med trange sund og/eller grunne terskler. Det foreligger et detaljert dybdekart over innsjøen (figur 1), samt en rekke morfometriske data for de fem hovedbassengene (tabell 3).

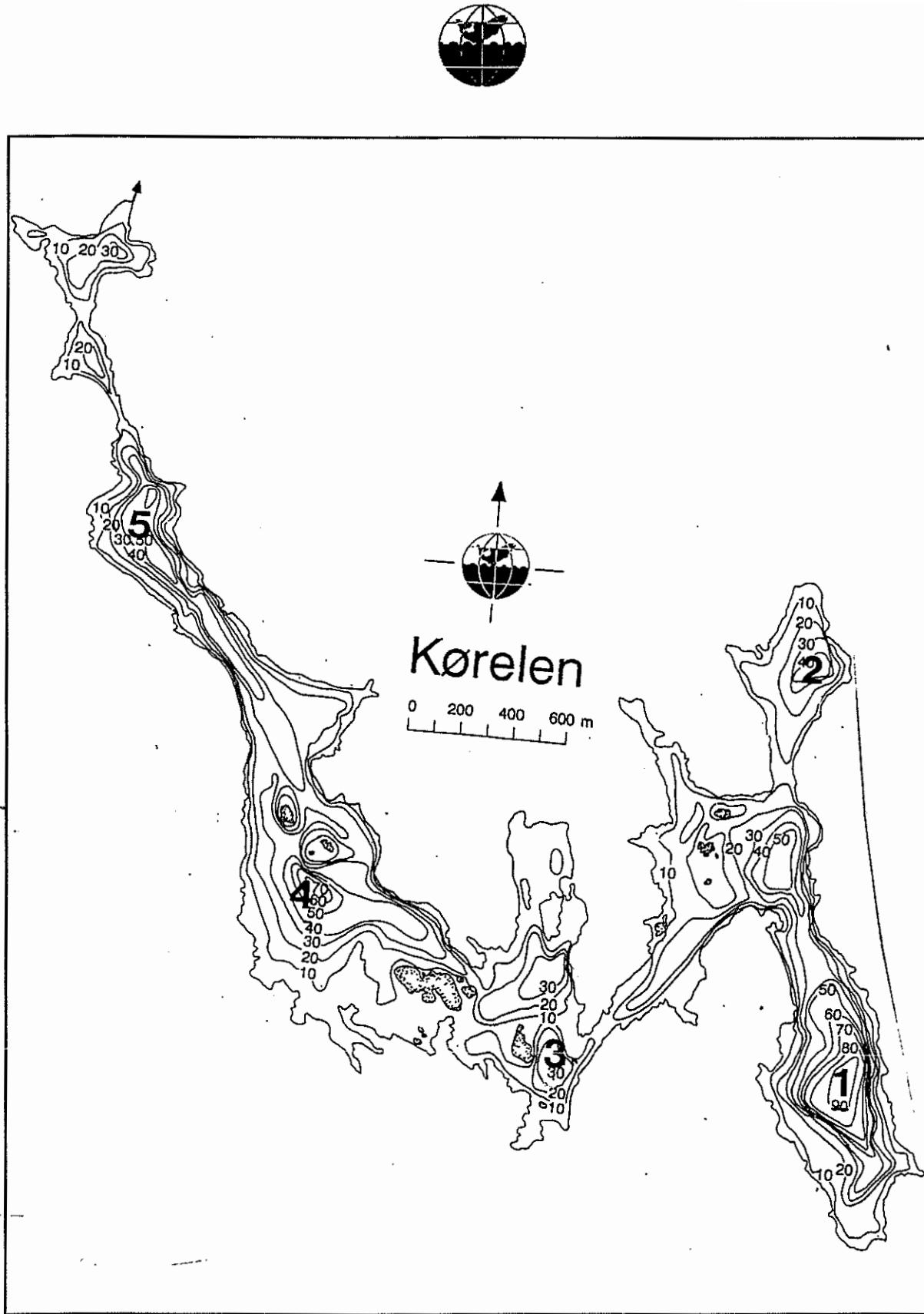
BASSENG	AREAL (da)	VOLUM (m^3)	DYBDE (m)	NEDSLAGSFELT (da)
1	956	24.410.000	90	4.100
2	185	3.169.000	40	940
3	416	4.959.000	30	1.240
4	1.082	24.175.000	70	10.652
5	157	1.954.000	50	1.250
SAMLET	2.776	58.667.000	90	18.182

TABELL 3: Arealer, volumer, dybder og areal av nedslagsfelt til de fem hovedbassengene av Kørelen (fra Christensen 1973). Bassengnummereringen er angitt på figur 1.

I følge avrenningskart for Norge (NVE 1987) har områdene rundt Kørelen en gjennomsnittlig årlig avrenning på 35 liter/sekund/km². Dette er benyttet som grunnlag for beregning av de hydrologiske data for Kørelens fem bassenger. Disse er presentert i tabell 4.

BASSENG	Årlig tilrenning	Vannutskifting	Oppholdstid	Hydro. bel.
1	4.525.000 m^3	0.19 x/år	5.39 år	1.10 m/år
2	5.563.000 m^3	1.75 x/år	0.57 år	5.92 m/år
3	6.932.000 m^3	1.40 x/år	0.72 år	5.59 m/år
4	18.689.000 m^3	0.77 x/år	1.30 år	1.75 m/år
5	20.069.000 m^3	10.27 x/år	36 dager	16.06 m/år
SAMLET	20.069.000 m^3	0.34 x/år	3 år	7.2 m/år

TABELL 4: Tilrenning (kumulativt beregnet utover mot utløpet), vannutskifting, oppholdstid og hydrologisk belastning ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{år} = \text{m}/\text{år}$) for de fem hovedbassengene av Kørelen. Bassengnummereringen er angitt på figur 1.



FIGUR 1: Dybdekart over Kørelen (fra 1:5000 utgangspunkt utlevert av Sund kommune) med stasjonsinntegning for prøvetakingen i de fem bassengene.



De fem bassengene har vidt forskjellige vannutskiftingsforhold. Basseng 1 har den desidert laveste vannutskiftingen med en normal oppholdstid på 5,4 år for vannet, mens det grunne basseng 5 ved utløpet har gjennomsnittlig 10,3 vannutskiftinger årlig. Forskjellene skyldes både større tilrenning og det lille volumet i det ytterste bassenget.

TEORETISK BEREGNET NÆRINGSTILFØRSEL

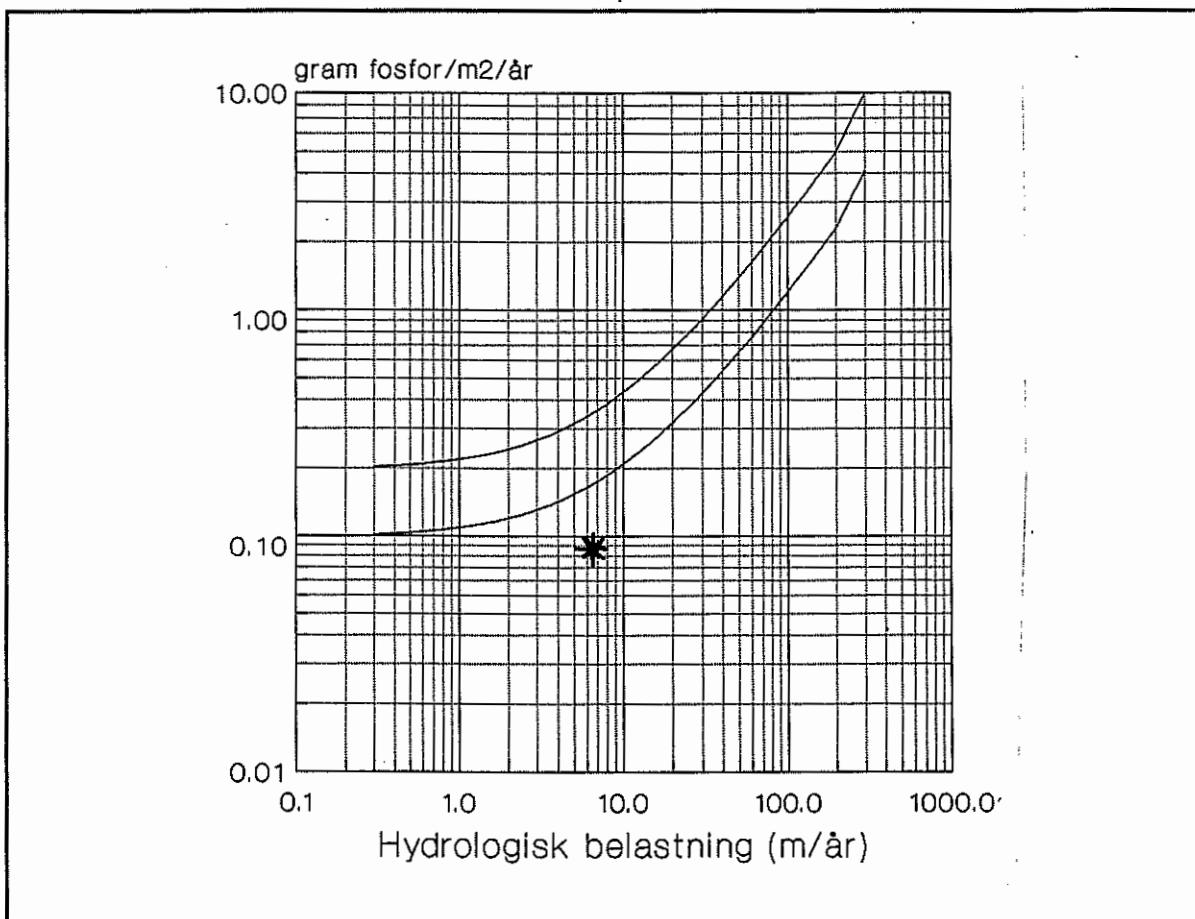
Kørelen ligger i et område med sparsom bebyggelse, og den alt overveiende delen av nedslagsfeltet er karrig lynghei, myr og fjellknauser. Det drenerer noen få hus samt noen dekar jordbruksareal (gressmark) til basseng 2 og 3, mens kloakken fra bebyggelsen ved Hammersland går i tett ledning gjennom Kørelen og ut i sjøen. Videre kan det drenere en del til det overliggende Storavatn før basseng 4 og 5 og til Klokkarvatn før basseng 3. Dette er i liten grad tatt hensyn til i den påfølgende vurdering, da mye av disse tilførslene vil forbli i de to respektive innsjøene.

Et teoretisk anslag over næringssaltilførslene tilsier at det årlig tilføres 240 kg fosfor og 9570 kg nitrogen til Kørelen (tabell 5). Vurderes tilførslene av næringssalter (målt som mengde fosfor) i forhold til "hydrologisk belastning" (som er forholdet mellom innsjøens middeldyp og vannmassenes omsetningstid), vil Kørelen i henhold til Vollenweiders klassifikasjon (Vollenweider 1976), være i det næringsfattige området, uten fare for å komme inn i en eutrofieringsprosess. Fosfortilførselen utgjør 0,09 g fosfor pr. m², og hydrologisk belastning for hele Kørelen er 7,2 m/år, og sammenhengen mellom de to er vist i figur 2.

KILDE FOR TILFØRSEL	"ANTALL"	MENGDE FOSFOR (kg)	MENGDE NITROGEN (kg)
Skog	ca. 0.5 km ²	5	100
Dyrket mark	ca. 0.5 km ²	100	3250
Lynghei, fjell og myr	ca. 16 km ²	100	2500
Annet areal	ca 1.2 km ²	10	250
Nedbør på innsjøen	2.8 km ²	10	3350
Personer spredt bosatt	ca. 30 personer	15	120
SAMLET		240 kg	9.570 kg

TABELL 5: Teoretisk anslatte årlige tilførsler av fosfor og nitrogen til Kørelen. Forutsetningene for anslagene er angitt i vedlegg 1.

Tilførslene virker imidlertid forskjellig på de enkelte bassengene, fordi mengden av næringen som forblir i systemet er en funksjon av vannets oppholdstid i bassenget (Vollenweider 1976,- se formel i vedlegg 1). Dette vil påvirke det biologiske produksjonspotensialet i de enkelte bassengene fordi det ved store tilførsler kan føre til akkumulering av næring i systemet. Av næringen som tilføres basseng 1, vil hele 70% av fosforet forbli i bassenget, mens bare 43 % av fosforet som tilføres basseng 2 forbli i det bassenget. Samlet for hele Kørelen vil 63 % av den tilførte fosformengden forbli i innsjøen.



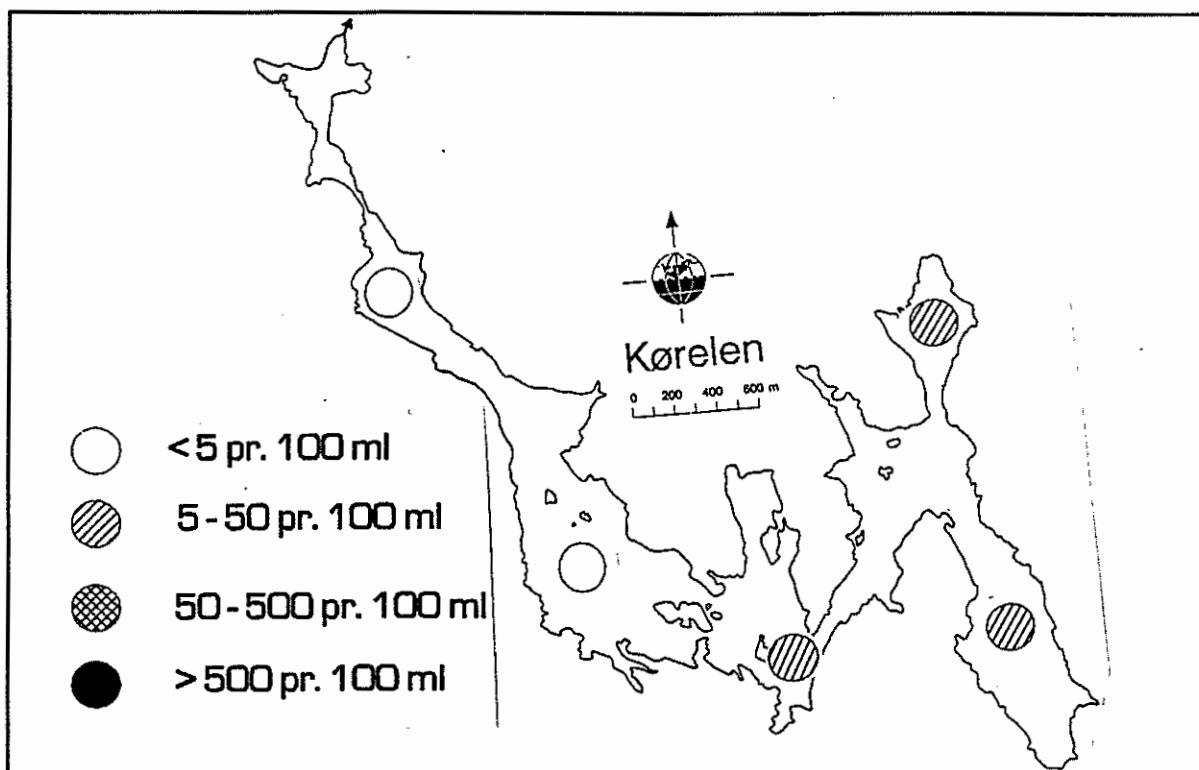
FIGUR 2: Vollenweider-diagram for Kørelen (*). Diagrammet viser sammenhengen mellom næringsbelastning (mengde tilført fosfor pr. m^2 pr. år) oppover og hydrologisk belastning (forholdet mellom innsjøens middeldyp og vannets omsetningstid, m^3 pr. m^2 pr. år = m pr. år). Området under nederste kurve representerer stabilt næringsfattige system, området mellom kurvene representerer eutrofierende system og området over den øverste kurven representerer næringsrike, overbelastede system.



TILSTANDSBESKRIVELSE

BAKTERIOLOGISK BELASTNING

Vannprøvene fra Kørelen viste at innsjøen i undersøkelsesperioden var påvirket av kloakktiførsel. Bare basseng 4 og 5 hadde laveste forurensningsgrad vurdert i forhold til SFTs klassifikasjonssystem (SFT 1989), - med under 5 termostabile koliforme bakterier pr 100 ml (vedlegg 2, tabell 11-15). I basseng 1 til 3 var forurensningsgraden 2 (figur 3). Mest forurensning ble observert i prøvene fra juli, og basseng 1 skilte seg ut som det mest belastede.



FIGUR 3: Bakteriologisk belastning i Kørelens fem undersøkte basseng i 1990-1991. Til vurdering av forurensningsgrad er benyttet SFTs (1989) system med fire klasser, der 1 = minst forurensset, og 4 er mest forurensset. Enkeltallene fra vannprøvene er presentert i vedlegg 3, tabell 11-15.

I basseng 1 i Kørelen ligger det en kloakkledning fra bebyggelsen på Hammersland. Selve ledningen er tett, men i forbindelse med denne er det en trykkum ved Tveita, som sommeren 1990 dessverre ikke var tett. I nedbørsrike perioder hadde ikke systemet kapasitet til å ta unna tilførselen av overvann og kloakk, slik at det fra den nevnte kummen var noe tilførsel av kloakk til Kørelen. Dette ble imidlertid utbedret sent på høsten 1990, slik at en kan forvente en bedring i den bakteriologiske forurensningssituasjonen i Kørelen.

Også de månedlige vannprøvene fra råvannet til Eidesjøen vassverk viser at innholdet av fekale bakterier periodevis er meget høyt (tabell 6 og 7).



Parameter	Enhet	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Totalantall bakt.	ant/ml	56	91	40	42	260	240	60	500	150	97	330	120
Koliforme bakt.	ant/100ml	7	6	7	5	1	4	2	110	33	6	20	4
Termostab.kolif.bakt	ant/100ml	1	4	5	0	1	2	1	100	17	7	6	0

TABELL 6: Månedlige bakteriologiske prøver gjennom 1989 fra råvannet til Eidesjøen vassverk (basseng 1 i Kørelen). Fra Årsoversikt 1989, Eidesjøen vassverk (Walde & Ulvesæter 1990).

Parameter	Enhet	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Totalantall bakt.	ant/ml	200	130	45	270	60	31	630	600	80	500	45	50
Koliforme bakt.	ant/100ml	11	10	7	10	100	11	120	58	16	18	0	3
Termostab.kolif.bakt	ant/100ml	7	1	0	2	0	0	8	42	4	15	1	1

TABELL 7: Månedlige bakteriologiske prøver gjennom 1990 fra råvannet til Eidesjøen vassverk (basseng 1 i Kørelen). Fra Årsoversikt 1990, Eidesjøen vassverk (Walde & Ulvesæter 1991).

TEMPERATUR

Overflatetemperaturen varierte lite mellom de fem undersøkte bassengene i Kørelen (tabell 8). I den varme perioden sommerstid var bassengene 4 og 5 kjøligere enn de andre, mindre eksponerte andre bassengene. Dypvannstemperaturene lå i den skiktede perioden på mellom 5.3 °C i basseng 1 og 6.6 °C i basseng 5 (vedlegg 2, tabell 16-20).

De fleste av de undersøkte fem bassengene ligger åpent til langs en nord-syd akse, og er derfor utsatt for vindpåvirkning. Dette gjenspeiles i dybden for temperatursprangskillet i bassengene sommeren 1990, der det minst vindeksponerte basseng 2 alltid hadde den grunneste skikningen, mens bassengene 3-4-5, som ligger langs den nevnte nord-syd aksen, hadde den dypeste skikningen (tabell 8). Den økende dybden for skikningen utover sommeren er en del av den naturlige dynamikken i temperaturskikningen i innsjøer.



BASSENG	21.mai 1990		10.juli 1990		13.september 1990	
	Overflate	Skiktning	Overflate	Skiktning	Overflate	Skiktning
Basseng 1	13,8	8 m	15,0	11 m	14,5	15 m
Basseng 2	13,0	7 m	15,1	10 m	14,3	12 m
Basseng 3	13,6	8 m	14,9	14 m	14,4	16 m
Basseng 4	12,4	8 m	14,6	13 m	14,3	16 m
Basseng 5	10,8	9 m	14,5	12 m	14,3	16 m

TABELL 8: Overflatetemperatur (i $^{\circ}\text{C}$) og ca. dybder for temperatursprangskillet i Kørelens fem undersøkte basseng sommeren 1990. Bassengnummerering er angitt i figur 1.

OKSYGENKONSENTRASJONER OG OKSYGENFORBRUK

Det ble ikke observert oksygenfrie forhold i dypvannet i noen av de fem undersøkte basseng i Kørelen sommeren 1990 (vedlegg 2, tabell 16-20). Oksygenkonsentrasjonene var gode i hele vannsøylen, i alle basseng og ved alle undersøkelsestidspunkt. Størst svinn ble observert i dypvannet i basseng 3 da det i september ble målt 7.3 mg O_2 /liter.

Det aktuelle oksygenforbruket i dypvannet (under 15 meters dyp) var ikke særlig høyt i Kørelen sommeren 1990. Det varierte mellom 0.6 mg O_2 pr. liter pr. måned i basseng 4 og 5 og 0.9 mg O_2 pr. liter pr. måned i basseng 3 (tabell 9). Det aktuelle oksygenforbruket gjenspeiler mengden organisk materiale som brytes ned i dypvannet, og dette kommer fra både eksterne tilførsler og fra den biologiske produksjon i overflatelaget.

Dersom man antar at forbrukt oksygen har gått med til å bryte ned organisk karbon til karbondioksyd (CO_2), tilsvarer de observerte verdiene en mengde nedbrutt karbon i hvert basseng i størrelsesorden 3 - 7 g karbon/ m^2/mnd (tabell 9). Med en biologisk aktiv sesong på 6 måneder årlig, forventes ved naturlige, ikke påvirkede forhold, en månedlig algeproduksjon pr. måned i Kørelen på anslagsvis 5 gram karbon pr. m^2 (Rensvik 1983). Dette samsvarer med det som er nedbrutt, slik at en kan anta at den eksterne tilførselen er liten,- bortsett fra i basseng 1 der nedbrytingen tilsvarer nærmere 7 gram karbon/ m^2 .

BASSENG	Månedlig oksygenforbruk	Mengde karbon nedbrutt mai - september	Nedbrutt karbon / m^2
Basseng 1	0.7 mg $\text{O}_2/\text{l/mnd}$	6,41 tonn/mnd.	6,71 g/ m^2/mnd
Basseng 2	0.7 mg $\text{O}_2/\text{l/mnd}$	0,83 tonn/mnd.	4,50 g/ m^2/mnd
Basseng 3	0.9 mg $\text{O}_2/\text{l/mnd}$	1,67 tonn/mnd.	4,01 g/ m^2/mnd
Basseng 4	0.6 mg $\text{O}_2/\text{l/mnd}$	5,44 tonn/mnd.	5,03 g/ m^2/mnd
Basseng 5	0.6 mg $\text{O}_2/\text{l/mnd}$	0,44 tonn/mnd.	2,81 g/ m^2/mnd

TABELL 9: Oksygenforbruk målt i de fem bassengene i Kørelen sommeren 1990, og omregnet til mengde nedbrutt karbon og nedbrutt karbon pr. kvadratmeter innsjøareal. Bassengnummerering er angitt i figur 1.



Kjemisk oksygenforbruk (KOF) i vannprøvene fra Kørelens fem bassenger lå i gjennomsnitt på rundt 2 mg O₂/l (vedlegg 2, tabell 11-15). Dette er lave verdier, karakteristisk for lavproduktive og lite humuspåvirkede innsjøer. Kørelen synes derfor ikke å være påviselig belastet med organisk materiale, og forurensningsgrad vil således være 1,- ikke avvik fra forventet naturtilstand.

LEDNINGSEVN

Med en ledningsevne på i gjennomsnitt 6.6 mS/m, er ikke Kørelen like ionefattig som de fleste andre innsjøer på Vestlandet. Årsaken er sannsynligvis luftbårne salter fra sjøen utenfor. Ledningsevnen var vanligvis høyere i dypvannet enn i overflatevannet, noe som kan skyldes frigjøring og resirkulering av næringssalter og materiale i dypvannet, og et biologisk forbruk av næringen i overflatevannet. Det er imidlertid ikke saltvann eller rester av slikt på dypet i Kørelen.

KJEMISK/FYSISK DRIKEVANNSKVALITET

Kørelen har relativt lave konsentrasjoner av metallene jern (Fe), kobber (Cu) og sink (Zn). De målte konsentrasjonene er alle langt under grensene til "god drikkevannskvalitet" (SIFF 1987). Disse grensene er 0.1 mg/l for både jern og kobber, og 0.3 mg/l for sink. Alle enkeltmålingene er samlet i vedlegg 2, tabell 11-15. Fargetallet varierte mellom 5 og 15 mg Pt/l, hvilket også er innenfor grensen til "god drikkevannskvalitet".

Vannet i Kørelen er imidlertid stabilt surt, med avtagende verdier fra i gjennomsnitt pH på 5.8 i basseng 1 til i gjennomsnitt 5.5 i basseng 5. Dette er "ikke tilrådelig drikkevannskvalitet" dersom vannet ikke gjennomgår en videre behandling før det sendes på nettet (SIFF 1987). Surheten har muligens økt litt de senere år, ettersom det 25.juni og 10. oktober 1974 ble målt henholdsvis pH 6.1 og 5.8 på 0.5 meters dyp i Kørelen (Raddum 1975), men datamaterialet fra den gang er for tynt til å trekke bastante konklusjoner.

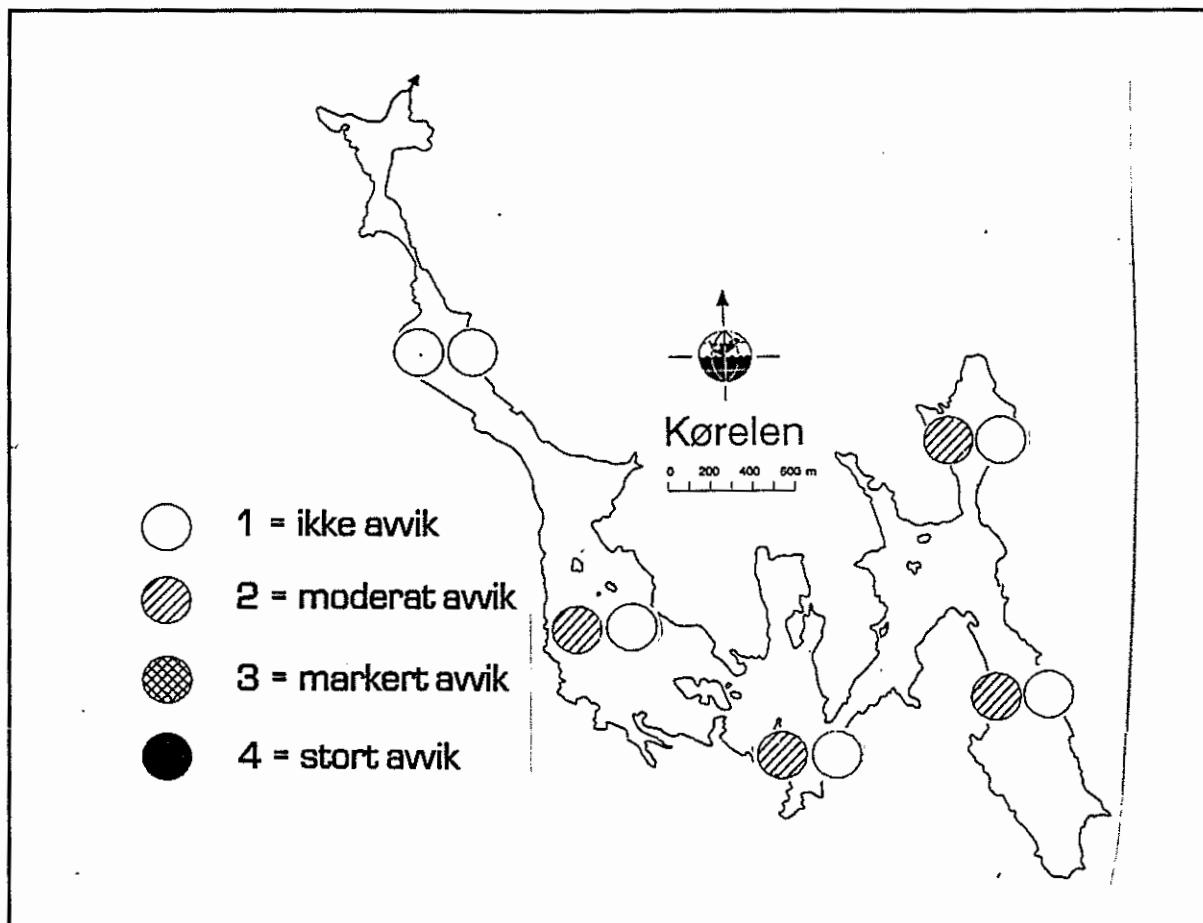
Turbiditeten målt i vannprøvene fra Kørelen er lav og vanligvis under 0.5 F.T.U., og tilfredsstiller kravet for "god vannkvalitet". Vintermålingene var imidlertid for et par av stasjonene uvanlig høye.



NÆRINGSRIKHET

Kørelen er næringsfattig,- alle basseng hadde fosforkonsentrasjoner på rundt 5 µg/l eller lavere. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i basseng 1. Dette tilsvarer tilstandsklasse I i SFTs klassifikasjonssystem (SFT 1989), og eventuelle avvik fra forventet naturtilstand er ubetydelige. Kørelen er således ikke påviselig belastet med næringssalter fra tilrenning. Ingen deler av Kørelen har dermed høyere forurensningsgrad enn 1 (laveste) mhp. fosfor.

Nitrogenkonsentrasjonene avtok jevnt fra i gjennomsnitt 330 µg/l i basseng 1 til gjennomsnittlig 220 µg/l i basseng 5 (figur 4 og tabell 11-15 i vedlegg 2). Dette tilsvarer tilstandsklasse II for de fire første bassengene, med forurensningsgrad 2 (moderat avvik fra forventet naturtilstand). Basseng 5 har konsentrasjoner rundt forventet naturtilstand, og er derfor ikke forurenset i samme grad (forurensningsgrad 1) som de øvrige bassengene. Basseng 1 er mest belastet.



FIGUR 4: Næringsrikhet i Kørelen i forhold til forventet naturtilstand, vurdert med SFTs klassifikasjonssystem for ferskvann. Symbolene til venstre representerer tilstandsklasse for nitrogen og symbolene til høyre representerer tilstandsklasse for fosfor.



SIKTEDYP

Siktedypet var høyt i Kørelen sommeren 1990 (tabell 10). Målingene tyder på at det er lite partikler og innhold av humus i innsjøen. Siktedypsmålingene plasserer Kørelen i tilstandsklasse I (best siktedyp) i henhold til SFTs klassifisering (SFT 1989). Det gode siktedypet tyder på lav biologisk produksjon og liten humuspåvirkning. Dette gjenspeiles også i den lave observerte turbiditeten.

Sesongvariasjonen i siktedypet i Kørelen (tabell xx), med lavest siktedyp i mai og høyest i juli, forklares ut fra den biologiske dynamikken gjennom sommeren. I mai er det oppblomstringstid for algeplankton og følgelig redusert sikt. Midtsommers er det oppblomstring av store dyreplanktonformer som filtrerer vannet for algeplankton, og skaper en klarvannsfase. Om høsten er det ikke uvanlig at algeplanktonet påny kan blomstre opp, etter at fisk har redusert dyreplanktonbestandene i løpet av sommeren. Denne dynamikken er klassisk og omtalt i detalj i Sommer mfl. (1986).

BASSENG	21.mai 1990	10.juli 1990	13.september 1990
Basseng 1	8,5 m	8,1 m	8,9 m
Basseng 2	7,3 m	9,5 m	9,1 m
Basseng 3	7,9 m	10,5 m	9,2 m
Basseng 4	8,0 m	11,1 m	9,6 m
Basseng 5	8,0 m	10,2 m	9,0 m

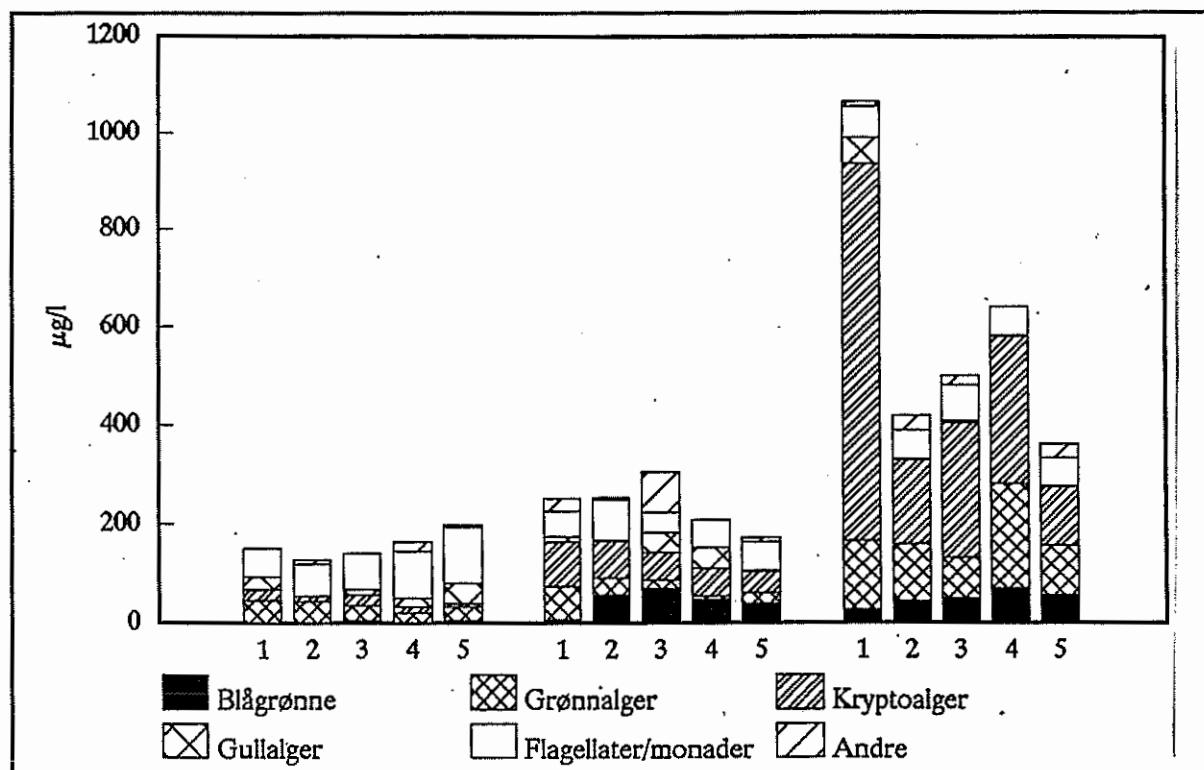
TABELL 10: Siktedyp målt med en 20 cm hvit secchi-skive i Kørelens fem undersøkte basseng ved tre tidspunkt sommeren 1990. Bassengnummerering er angitt i figur 1.



ALGER

Mengdene algeplankton i Kørelen var lave, med mindre enn 0.4 g/m^3 (eller $400 \mu\text{g/l}$) på alle stasjonene i både mai og juli. I september var det noe mer, med i overkant av 1 g/m^3 (eller $1000 \mu\text{g/l}$) i basseng 1 (figur 5). Disse mengdene gjenspeiler næringsfattige (oligotrofe) forhold, hvilket samsvarer godt med både næringssaltmålingene og siktedyprsmålingene omtalt foran.

Algetypene som ble funnet i Kørelen representerer også typer som er vanlige under næringsfattige forhold, men dominans av Chryptomonas, slik det var i alle bassengene og særlig i september (figur 5), er mer vanlig i middels næringsrike system (mesotrofe). Det samme må kunne sies om innslaget av blågrønnalgen Merismopedia i juli og september, selv om denne ofte forekommer under næringsfattige forhold.



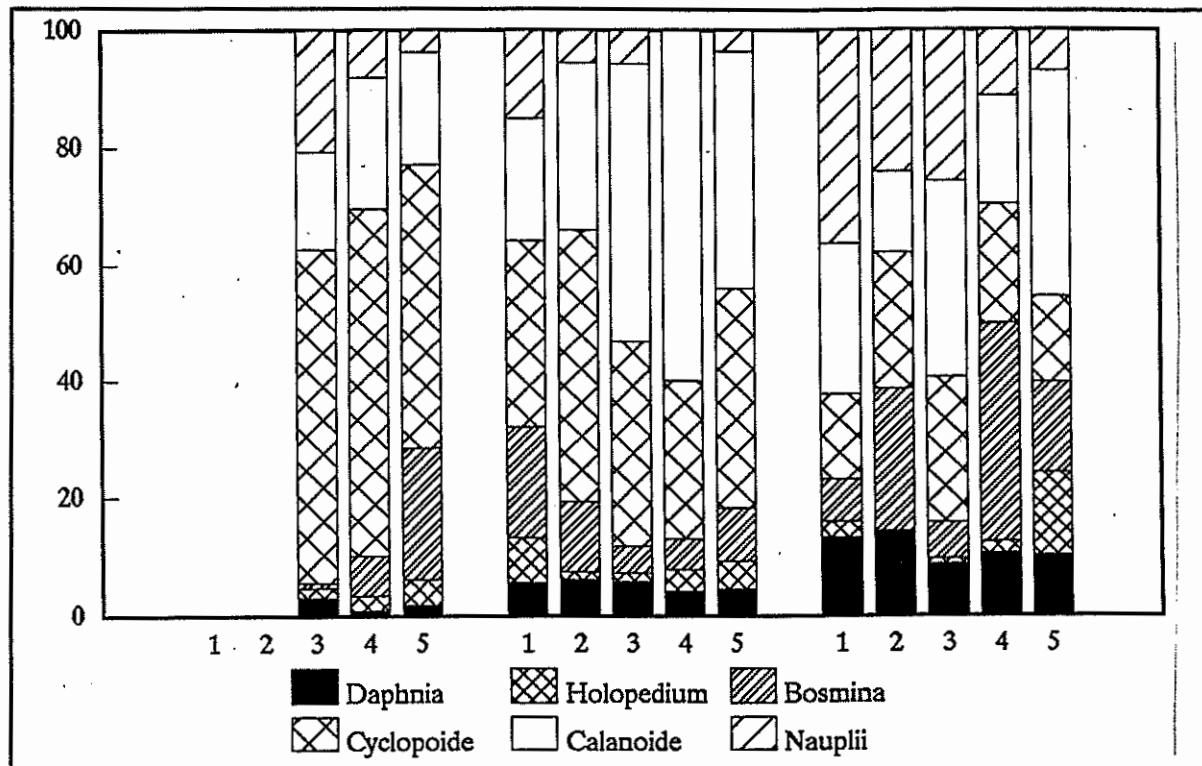
FIGUR 5: Algesammensetning og algemengder i de fem undersøkte bassengene (1-5) i Kørelen på tre tidspunkt sommeren 1990. Mer detaljerte opplysninger om arter og mengder er gitt i vedlegg 2, tabell 21-25. Bassengnummerering er angitt i figur 1.

Det var liten variasjon i algemengde og algesammensetning mellom de fem bassengene (figur 5), noe en heller ikke burde forvente ut fra den gode kontakten mellom bassengene. Det eneste markerte avviket er den vesentlig høyere algemengden i basseng 1 i forhold til de andre i september. Dette har sin årsak i større tilførsler av næringssalter til dette bassenget.



DYREPLANKTON

Sammensetningen av krepsdyreplanktonet i Kørelen gjenspeiler også en heller næringsfattig innsjø. Vannloppene Holopedium gibberum, Bosmina longispina og Daphnia galeata er representanter for slike. Ellers viser dominansen av hoppekreps midtsommers (figur 6) at innsjøen har en relativt tett bestand av planktonspisende fisk.



FIGUR 6: Prosentvis sammensetning av krepsdyreplanktonet i Kørelens fem undersøkte basseng (1-5) på tre tidspunkt sommeren 1990. Prøvene fra basseng 1 og 2 i mai mangler da innsamlingsredskapen gikk tapt. Bassengnummerering er vist i figur 1.

Det var liten variasjon mellom de fem bassengene i sammensetning av dyreplanktonet, men juliprøvene inneholdt adskillig større mengder enn prøvene fra de to andre innsamlingstidspunktene. Dette er et utslag av den normale sesongdynamikken i dyreplanktonbestandene (Sommer mfl. 1986), og gjenspeiles også i det gode siktedyret som ble målt i juli.



FISK

Fiskebestandene er ikke undersøkt som del av denne undersøkelsen, men følgende opplysninger er presentert av Nordland (1983) : Kørelen er overbefolket med røye og ørret, og det forekommer ål, sjørret og stingsild i innsjøen. Røyefisket bør kunne utvikles. Bestanden av røye er i dag for stor, og kvaliteten på fisken for dårlig. Utfisking må til, og klarer en å redusere bestanden slik at den er i balanse med næringsgrunnlaget, bør en kunne forvente en varig avkastning på 1.5 - 2 tonn røye årlig (6-8 kg/ha). Innsjøen produserer også en god del ål,- trolig opp mot 500 kg årlig, som bør kunne høstes ved utløpet.

I tillegg kan en anta at det i de seinere år har gått en del oppdrettslaks opp fra sjøen om sommeren og høsten. Disse har neppe etablert en laksebestand i Kørelen, da gytemulighetene og oppvekstmulighetene i bekker/elver er ytterst begrenset. I stillestående vann blir lakseyngel utkonkurrert av ørret og røye.



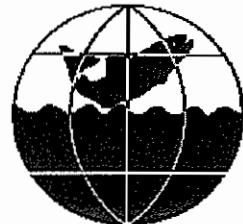
HENVISNINGER

- ANDERSEN, S., G.H.JOHNSON & K.Y.BØRSHEIM 1989.
Changes in seasonal succession of plankton in lake Kvernvatn, compared to the PEG-model.
Arch.Hydrobiol. 115, sidene 401-415.
- BROOKS, J.L. & S.I.DODSON 1965.
Predation, body size and composition of zooplankton.
Science 150, sidene 28-30.
- CHRISTENSEN 1973.
KØRELEN. Fysikalisk-kjemiske undersøkelser av vannet med kvalitetsbedømmelse. 1973.
Dr.Svanøes Kjemiske Laboratorium, Bergen, 26 sider.
- HRBACEK, J. m.fl. 1961.
Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and
the intensity of metabolism of the whole plankton association.
Verh.Internat.Verein.Limnology XIV, sidene 192-195.
- IBREKK, H.O. 1988
Beregning av forurensingstilførsler til sjøområder. Forenklet metode.
LENKA-metode nr. 9.3, 20 sider.
- NORDLAND, J. 1983.
Ferskvassfiskeressursane i Hordaland.
Hordaland Fylkeskommune, Direktoratet for Vilt og Ferskvassfiske, Fylkesmannen i Hordaland,
272 sider.
- NVE 1987.
Avrenningskart over Norge. Referanseperiode 1.9.1930 - 31.8.1960.
NVE. Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, Kartblad nr. 1.
- RADDUM, G.G. 1975.
Ferskvanns-inventeringer på Sotras sydlige del sommaren 1974.
Universitetet i Bergen, LFI, 47 siders stensil.
- RENSVIK, H. 1983
Vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer og elver.
NIVA-rapport 1667, 75 sider.
- SFT 1989.
Vannkvalitetskriterier for ferskvann.
Statens Forurensningstilsyn.
- SIFF 1987.
Kvalitetsnormer for drikkevann.
Statens Institutt for Folkehelse, 72 sider.



- SOMMER, U., Z.M.GLIWICZ, W.LAMPERT & A.DUNCAN 1986.
The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.
Arch.Hydrobiol. 106, sidene 433-471.
- UNDHEIM, G. 1989
Utprovning av tiltak mot arealavrenning i Rogaland.
Handlingsplan mot landbruksforurensinger, rapport nr. 5.
- VOGT, T. 1986.
Vannkvalitet og helse. Analyse av mulig sammenheng mellom aluminium i drikkevann og aldersdemens.
Sosiale og Økonomiske studier 61, Statistisk Sentralbyrå, Oslo - Kongsvinger, 77 sider.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1976
Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication.
Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 33, sidene 53-83.
- WALDE, A. & H.ULVESÆTER 1990.
Eidesjøen vassverk - Årsoversikt 1989.
Notat fra Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland.
- WALDE, A. & H:ULVESÆTER 1991.
Eidesjøen vassverk - Årsoversikt 1990.
Notat fra Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland.
- ZARET, T.M. 1981.
Predation and freshwater communities.
Yale University Press.

Vedlegg:



VEDLEGG 1: Bakgrunn og metoder

METODEBESKRIVELSE side 27

ENKELTPARAMETRENE side 28

VURDERINGSSYSTEMENE .. side 30

VEDLEGG 2: Enkeltresultatene

VANNKJEMISKE ANALYSER ... side 34

Tabell 11 - 15

TEMPERATUR- OG OKSYGENMÅLINGER ... side 37

Tabell 16 - 20

ALGEPLANKTON ... side 42

Tabell 21 - 25

DYREPLANKTON ... side 47

Tabell 26



VEDLEGG 1: METODER OG BAKGRUNN

Undersøkelsen av Kørelen baserer seg på innsamling av et bredt materiale bestående av mange parametre som så er vurdert i forhold til flere typer systemer. Vi skal her omtale:

- 1) innsamlings- og bearbeidingsprosedyrer,
- 2) de enkelte parametrene og deres betydning, og
- 3) de benyttede vurderingssystem

INNSAMLING

Undersøkelsen baserer seg på fire feltbefaringer til Kørelen i løpet av perioden mai 1990 til og med februar 1991. Biologiske parametre ble samlet inn ved de tre første tidspunktet.

VANNKJEMI OG BAKTERIOLOGI

Ved alle innsamlingstidspunktene ble det tatt vannprøver fra overflatevannet i de fem bassengene i Kørelen, samt fra dypvannet i samtlige basseng. Bakteriologi ble ved de tre første befaringene kun analysert fra overflatevannet, mens vannkjemiske forhold ble analysert i samtlige prøver fra innsjøen.

De vannkjemiske prøvene er filtrert gjennom en $90 \mu\text{m}$ duk for å hindre større organismer som dyreplankton etc å påvirke måleresultatet. Tilstedeværelse av dyreplankton i slike prøver ville gi ujevne og høye måleresultater.

Disse prøvene ble analysert for både vannkjemiske og bakteriologiske parametre ved Næringsmiddeltilsynet for Bergen og omland, hvor de ble levert samme dag som prøvetakingen. Her er norsk standard benyttet ved analyseringen, der slike finnes.

SIKTEDYP

Siktedyd ble målt ved de tre første befaringene ved det dypeste punkt i hvert av innsjøens fem basseng, med en 20 cm matt, hvit Secchi-skive.

TEMPERATUR OG OKSYGENMENGDE

Temperatur og oksygenkonsentrasjoner ble målt i hele vannsøylen ved det dypeste punkt i innsjøens fem basseng ved hver prøvetaking. Til målingene er brukt et YSI Model 58 instrument med nedsenkbar sonde.

TEORETISK NÆRINGSSALTBELASTNING

I våre beregninger av næringssalttilførsler til Kørelen har vi basert oss på følgende forutsetninger, sammenfattet av Ibrekk (1988) som et ledd i LENKA-kartleggingsarbeidet:

- 1) Skog på Vestlandet tilfører vassdraget ca. 7 kg fosfor (P) og 200 kg nitrogen (N) pr. km^2 pr. år.
- 2) Dyrket mark på Vestlandet tilfører vassdraget ca. 200 kg P og 6500 kg N pr. km^2 pr. år.



- 3) Fjell, myr og lysthei på Vestlandet tilfører vassdraget 6 kg P og 150 kg N pr. km² pr. år.
- 3) Nedbør direkte på vannoverflaten tilfører ca. 30 kg P og 1200 kg N pr. km² pr. år.
- 4) Personer "produserer" 0.73 kg P og 4.38 kg N pr. år, og vi har antatt en rensegrad for spredt bebyggelse for P på 25% og en rensegrad for N på 10%.

ALGEPLANKTON OG DYREPLANKTON

Biologiske forhold ble undersøkt i innsjøens fem basseng ved de tre prøvetakingene i mai, juli og i september. Hver gang ble kvantitative algeprøver blandet fra de seks øverste metrene. Prøvene ble fiksert med Lugols løsning, og oppbevart kaldt på mørke medisinske flasker. Før telling ble fem milliliter av prøven sedimentert i 48 timer, og prøvene ble så talt i omvendt mikroskop. Algene er bestemt til gruppe og slekt, størrelsesmålt og volumberegnet. Tellingene og volumberegningene gir tilsammen et godt mål på mengde og type alger i innsjøen.

Dyreplankton ble samlet inn kvalitativt med en planktonhov på 30 cm i diameter og med en maskevidde på 90 µm. Denne ble senket ned til 30 meters dyp, og fanget dyr både på vei ned og opp. Prøvene ble fiksert på 10% formalinløsning. Bearbeiding av prøvene ble gjort ved å artsbestemme minimum 200 krepsdyreplankton i hver prøve. Dyrne er bestemt til gruppe og art. Videre er de største dyrene lengdemålt for å kunne vurdere størrelsessammensetningen, samtidig som en skjønnsmessig har vurdert "mengden" krepsdyreplankton til stede.

DE ENKELTE PARAMETRENE

TEMPERATUR OG OKSYGENMENGDE

De målte vertikale temperaturprofiler forteller om skikningsforholdene i innsjøen, som setter hele rammen for den biologiske dynamikken og omsetningen av næring i innsjøsystemet. Videre vil oksygenkonsentrasjonene i dypvannet gjenspeile den organiske belastningen systemet utsettes for, enten fra egen produksjon i innsjøen eller fra eksterne kilder. Stor organisk belastning gir seg således utslag i et høyt målbart oksygenforbruk i perioder med skikning av vannmassene.

FARGETALL

Angir farge på vannet som mg Pt/l, og høye verdier antyder feks. humuspåvirkning. Det finnes dessverre ennå ikke noe fullgodt klassifiseringssystem for fargetall, men det inngår i en estetisk vurdering av drikkevannskvalitet.

SURHETSGRAD

Surhetsgrad uttrykker balansen mellom syre og base i vannet, angitt som pH. pH er den negative logaritmen til H⁺-ionekonvensjonen. Månedlige målinger i vannprøver er ikke noe fullgodt utgangspunkt for vurdering av forsuringssituasjonen, da pH kan variere relativt mye over kort tid. Månedlige prøver kan således være for sjeldne til at de fanger opp eventuelle ekstremesituasjoner. For nøyere vurdering av dette i vassdrag anbefales biologiske indikatorer.



Surhetsgraden påvirkes også av biologisk aktivitet i en innsjø. Høy algeproduksjon forbruker mye CO₂, noe som påvirker pH via bikarbonat-buffersystemet. I høyproduktive system er således pH-verdier på 9 - 10 ikke uvanlig på solrike sommerdager. På tilsvarende måte, bare omvendt, vil høy biologisk aktivitet i dypere vannmasser produsere CO₂, med påfølgende forskyvning av pH til surere verdier.

TURBIDITET

Turbiditet angir mengden små partikler i vannmassene som kan reflektere hvitt lys. Vanligvis er partikkellinnholdet lavt i norske vassdrag, fra 0.5 til 1.0 F.T.U. (Formazin Turbidity Unit), eller enda lavere. Humuspåvirkning kan gi høyere verdier.

I innsjører vil den naturlige plantepunktonproduksjonen gi høyere verdier. Vi har derfor tatt prøver både i de øvre produktive vannlag og i de dypere vannmassene, for å skille dette fra hverandre. En vil forvente et godt samsvar mellom turbiditet og siktedypt i innsjøen, og dersom partiklene er av organisk opprinnelse,- også et godt, men motsatt samsvar med kjemisk oksygenforbruk.

KONDUKTIVITET

Dette er et mål for vannets evne til å lede elektrisk strøm, og er ved lave saltholdigheter et godt mål på mengden salter tilstede i vannet. Ledningsevne er en viktig parameter for å undersøke skikningsforhold i vannmassene i systemer som er påvirket av sjøvann. Dessuten er høy ledningsevne en indikator på at vannet har gode bufferegenskaper, og således er motstandsdyktig overfor påvirkning av sur nedbør.

PERMANGANATTALL

Angir kjemisk oksygenforbruk (KOF) uttrykt ved mengde av oksydasjonsmiddelet kaliumpermanganat (KMnO₄) som medgår pr. liter vann. Høye verdier forteller om mye organisk materiale, og dette kan være både i oppløst og i partikulær form. Permanganattall må deles på 3.95 for å få verdiene for oksygenforbruk (mg O/l).

Naturlig tilførsel av organiske forbindelser til et innsjøsystem kan komme fra myr (humusstoffer), vegetasjonen rundt og langs tilførselselvene, samt fra produksjonen i selve innsjøen. I sterkt humuspåvirkede systemer vil det være stor variasjon i verdiene, hvor 10 - 15 mg O/l ikke behøver å være uvanlig.

Organiske forurensninger stammer vanligvis fra kloakk, jordbruksaktivitet eller fra utslipper fra treforedlingsbedrifter.

NÆRINGSSALTER

Nitrogen og fosfor utgjør de viktigste grunnstoffene for planteveksten i våre vann og vassdrag. Oftest vil planteveksten i ferskvann være proporsjonal med mengde tilgjengelig fosfor, men forholdet mellom næringssaltene kan også være med å påvirke sammensetningen av algesamfunnet.



Plantene tar opp fosfor vesentlig som ortofosfat, men dette omsettes så raskt i systemet at det har vist seg ehnsiktsmessig å måle den totale mengden fosfor i innsjøene. Næringsrikhet er et sentralt klassifikasjonsgrunnlag for tilstanden i innsjøer, og gjenspeiler de samlede tilførsler, både naturlige fra nedslagsfeltet og fra tilsig av avløpsvann og gjødsel fra landbruksaktivitet.

SIKTEDYP

Reflekterer både farge og partikkellinnhold i vannet, og vil således variere sterkt gjennom året, avhengig av både algemengde i innsjøen og variasjon i partikkelmengde i tilrenningsvannet. Gjennomsnittsverdier fra større måleserier gjennom en hel sesong gir et godt grunnlag for vurdering av endring i algemengde og balanse i økosystemet.

BAKTERIOLOGI

Innhold av tarmbakterier gir informasjon om tilførsler av kloakkvann og avrenningsvann fra jordbruksvirksomhet. Naturlig skal det ikke være *Escherichia coli* (eller termotolerante koliforme bakterier) i en 100 ml vannprøve. Denne bakterien er således en hensiktsmessig indikator for fekal forurensing. Bakterien formerer seg ikke i naturlige vannforekomster, den har en halveringstid (temperaturavhengig) på ca ett døgn, og vil således alltid være tilført vannforekomsten.

Også andre koliforme bakterier finnes i kloakkvann/ekskrementer, og disse inngår i klassifikasjons-system for vannkvalitet og for vurdering av drikkevannskvalitet. Sykdomsfremkallende (patogene) bakterier kan også forekomme i kloakk, men er vanskelig å påvise grunnet svært lave koncentrationer. Koliforme bakterier brukes derfor som indikator på at det kan finnes sykdomsfremkallende bakterier.

ALGEPLANKTON

Algeplanktonet i en innsjø vil variere naturlig gjennom sommersesongen der mengde og forløp av sammensetningen av typer avhenger av både næringssaltkonsentrasjon og beitepress fra dyreplanktonet. For vurdering av algeplanktonets mengde og sammensetning i forhold til næringsrikhet av innsjøen, finnes det enkle systemer.

DYREPLANKTON

Dyreplanktonets sammensetning, størrelse og mengde gir et godt mål på innsjøenes egen- renseevne, da individ og typer har en varierende effektivitet når det gjelder å kontrollere og beite ned algene. Det finnes godt dokumenterte og enkle vurderingssystem for dette.

VURDERINGSSYSTEM BENYTET

SFTs VANNKVALITETSKRITERIER FOR FERSKVANN

Statens Forurensningstilsyn (SFT 1989) har utarbeidet et omfattende system for vurdering av vannkvalitet i ferskvannssystemer. Dette er bygget opp rundt et solid erfaringsmateriale fra norske forhold, og baserer seg på at alle målinger skal relateres til en FORVENTET NATURTILSTAND. Avviket mellom den OBSERVERTE TILSTAND og den forventede naturtilstand blir så klassifisert som FORURENSNINGSGRAD.



Naturtilstandene og de observerte tilstandene er oppdelt i TILSTANDSKLASSER rangert fra 'I' til 'IV', der 'I' er laveste ("reneste") og 'IV' er den høyeste ("saftigste") klassen. Forurensningsgraden angir forskjellen mellom de to tilstandene etter et tilsvarende firedele system, nummerert fra 1 til 4.

Forurensningsgrad 1 = Lite eller ikke påvisbart avvik fra naturtilstanden.

Det opprinnelige økosystem er intakt. Klassen inneholder både næringsfattige, humøse og middels næringsrike vannforekomster.

Forurensningsgrad 2 = Moderat avvik fra naturtilstanden.

Moderat endring i produksjon av plankton, begroing og bunndyr. Liten endring i livsvilkårene for laksefisk. Mikroorganismer (bakterier) kan være tilstede i betydelige mengder.

Forurensningsgrad 3 = Markert avvik fra naturtilstanden.

Organismesamfunnets artssammensetning og produksjonsvilkår er vesentlig endret. Kan være mye heterotrofe organismer (bakterier, sopp og protozoer) tilstede. Reproduksjon av laksefisk er sterkt begrenset. Vannet er hygienisk sett utilfredsstillende.

Forurensningsgrad 4 = Stort avvik fra naturtilstanden.

Økosystemet er helt ute av balanse. Gjerne dominans av blågrønnalger og heterotrofe organismer. Oksygenmangel forekommer. Laksefisk forekommer *vanligvis* (vår tilføyelse) ikke.

Et slikt klassifiseringssystem er etablert for mange parametre som inngår i ferskvannsbiologiske undersøkelser, og gir et verdifullt sammenligningsgrunnlag for enhver undersøkelse. I tillegg er det utarbeidet opplegg for hvordan prøvene bør samles inn, for hyppigheten av innsamlingene, og for databearbeidelse og tolkning av resultatene mot de aktuelle klassifiseringssystem.

VOLLENWEIDERS VURDERING AV BELASTNING

Vollenweider (1976) presenterte et stort materiale av innsjøer der sammenhengen mellom vannutskifting og næringssaltskifte ble koblet mot den generelle tilstanden i innsjøene. Han satte så opp grenseverdier for både "akseptabel" og "kritisk" fosforbelastning på innsjøene.

Vurderingene i dette systemet gjøres ut fra et "Vollenweider-diagram", der HYDROLOGISK BELASTNING føres langs x-aksen, og NÆRINGSSALTBELASTNING langs y-aksen. Hydrologisk belastning er forholdet mellom vannets middeldyp og omsetningstid for vannmassene (middeldyp = volum/areal, omsetningstid = volum/tilrenning pr. år), og har benevning meter/år. Næringssaltsbelastningen uttrykkes som tilførsel av fosfor pr. kvadratmeter innsjøoverflate, fordi den totale produksjon i innsjøen er relatert til de øverste metrene av vannsøylen,- altså overflaten heller enn volumet.

Systemet er i hovedsak utviklet for store og dype innsjøer, og ikke basert på norsk erfaringsmateriale. Fortolkningene må derfor vurderes som det de er,- grove indikasjoner på tingenes tilstand, og således gir de verdifull informasjon.

Vollenweider (1976) utviklet også en formel for hvor store andeler av fosfortilførselen som holdes tilbake i innsjøene (fosfor-retensjon). Dette er en funksjon av vannets oppholdstid i innsjøen, og er interessant når det er snakk om å vurdere omfang av indre gjødsling og akkumulering av næring i en innsjø.



$$R = \frac{1}{1 + \sqrt{1/T_w}}$$

LIGNING 1: Vollenweiders (1976) formel for beregning av fosforretensjon i innsjøer. R = tilbakeholdelsen av fosfor og T_w = vannets opholdstid i år.

SIFFs KRITERIER FOR DRIKKEVANN

Statens Institutt for Folkehelse har utarbeidet retningslinjer (SIFF 1987) for vannkvalitet for drikkevann mht. bakteriologi og et bredt spekter av kjemiske og estetiske parametre som går på graden av bruksmessige forhold i tillegg til de hygieniske forhold. Klassifiseringen er tredelt, med gitte normer for de enkelte klassene:

- | | |
|-------------------------------|---|
| God vannkvalitet: | Betegner vann som er helsemessig betryggende og bruksmessig tilfredsstillende. Ved valg av grenseverdier er det tatt hensyn til mulig framtidig utvikling i vannkilden. |
| Mindre god vannkvalitet: | Betegner vann som er helsemessig betryggende, men ikke alltid fullt ut bruksmessig tilfredsstillende. |
| Ikke tilrådelig vannkvalitet: | Betegner vann som enten ikke er helsemessig betryggende eller bruksmessig tilfredsstillende. Slik vannkvalitet kan ikke nytties til drikkevann uten nærmere vurdering av hvilke bruksmessige parametre som overskrides. Helserelaterte parametre skal ikke overskrides. |

OKSYGENFORBRUK I DYPVANN

Tilførsel av organisk materiale til dypvannet i innsjøer, - det være seg fra naturlig tilførsel fra nedslagsfeltet eller fra egenproduksjon i vannmassene, eller fra kloakk-, jordbruks- eller industrielle utslipp, gir grunnlag for oksygenforbrukende nedbrytingsprosesser i vannmassene. Da de øverste vannmassene i innsjøer hele tiden tilføres oksygen via kontakten med luft ved overflaten, vil disse nedbrytingsprosessene kun være mulige å registrere med oksygenforbruk i dypvannet.

Rådgivende Biologer har utarbeidet et system for beregning av slikt oksygenforbruk og vurdering av dets omfang. Dette er godt egnet i innsjøer med stabil temperaturskikting i vannmassene gjennom sommerhalvåret (mai-november) eller om vinteren under eventuell is.

VURDERING AV ALGEPLANKTONETS SAMMENSETNING OG MENGDE

Algемengde, sammensetning av algetyper og sesongforløp av algetyper gjennom sommerhalvåret avhenger av næringstilførsel og mengdeforholdet mellom de tre viktige næringssaltene, - nitrogen, fosfor og silisium. Sammenhengen mellom næringsrikhet og algesammensetning har vært kjent av økologer gjennom mange år, og utallige systemer har vært utarbeidet for å kvantifisere denne sammenhengen. NIVA (Renvik 1983) har tilpasset en del av disse systemene til norske forhold, og presentert en sammenheng mellom ulike parametre og næringsrikhet for klassifisering av vannkvalitet. Systemet omhandler enkelte algetyper, maksimum algevolum, gjennomsnittlig algevolum i vekstperioden og næringssaltkonsentrasjoner.



Plankton-økologi-gruppen (PEG) innen det Internasjonale Biologiske Program (IBP) har utviklet et modellopplegg for planktonutsessjon i innsjøer gjennom vekstperioden, og beskriver algesamfunnet og dets utvikling som en funksjon av næringstilgang og betepress fra dyreplankton (Sommer m.fl. 1986).

VURDERING AV DYREPLANKTON-SAMMENSETNING

Det er en klar sammenheng mellom de typene av dyreplankton som finnes i et system og mengden fisk i innsjøen (Hrbacek m.fl. 1961; Brooks & Dodson 1965). I systemer med mye planktonspisende fisk, er det ikke bare færre dyreplankton generelt, men det er også andre og mindre typer som dominerer. I fravær av fisk, vil ofte store vannlopper kunne dominere. Dyreplanktonssammensetningen gjenspeiler således både mengde fisk og typer fisk som er tilstede i et system (Zaret 1981).

Store *Daphnia* (vannlopper) som *D. magna* finnes bare i fisketomme og gjerne middels næringrike små lokaliteter, mens *D. longispina* finnes i større innsjøer med moderate bestander av planktonspisende fisk. Ørret-insnøer på Vestlandet har ofte denne vannloppen i varierende mengde. I systemer med tettere bestander av fisk, og da gjerne med røye (*Salvelinus alpinus*), vil det være den mindre *D. galeata* som dominerer. I Innsjøer med store bestander av små fisk,- gjerne trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), vil det meste av de store krepsdyreplanktonformene være borte, og de mindre hjuldylene (rotatoria) dominerer systemet totalt.

Videre er det kjent at store vannlopper heller ikke trives i næringrike systemer med store mengder blågrønnalger. Dette fordi disse algene kan tette til filtreringsystemet hos dyrene, slik at de får problem med fødeopptaket, samtidig som eventuelle giftproduserende alger også hemmer fødeopptaket hos dyrene. Det er da vanlig at vannloppene søker ned på dypere vann med lavere næringstilbud og dårlige vekstbetingelser med det til følge at bestandene blir små og forsvinner.

VURDERING AV BALANSE I ØKOSYSTEMET

De til nå beskrevne vurderingssystem har omhandlet ett eller til nivå i næringkjedene i ferskvannsøkosystemene og hvordan det ene kan påvirke/påvirkes av det andre. Slike interaksjoner forplanter seg i næringkjedene og i økosystemet, og kan ha stor betydning for den samlede vannkvalitet i en innsjø. De fem aktuelle nivå er:

- 1) Næringssalter tas opp av
- 2) Algeplankton, som spises av
- 3) Dyreplankton, som spises av
- 4) Små, planktonspisende fisk,- som spises av
- 5) Store rovfisk

Dersom denne kjeden er i noenlunde balanse, vil ikke algene kunne blomstre uhemmet, fordi det alltid er effektive dyreplankton som kan kontrollere dem. Dersom nivå 5 mangler, vil altfor mange småfisk kunne fjerne dyreplanktonet, slik at algene slipper uhemmet til. Det samme vil kunne skje dersom nivå 1 er for stort,- dyreplanktonet greier ikke kontrollere algene, som i tillegg vil kunne domineres av "uspiselige" alger som blågrønnalger.

Et balansert system er således i stand til å takle en større næringssaltbelastning og likevel opprettholde en god vannkvalitet, i motsetning til et ubalansert system som fort vil kunne bli dominert av store algeoppblomstringer med innslag av blågrønnalger.



VEDLEGG 2: ENKELTRESULTATENE

Bakteriologiske, kjemiske og fysiske parametere

KØRELEN BASSENG 1		21.mai		10.juli		13.sept.		14.febr.	
PARAMETER	ENHET	O	D	O	D	O	D	O	D
Totalt bakterier	ant/ml	25	-	320	-	70	-	50	55
Koliforme bakterier	ant/100ml	1	-	20	-	50	-	0	1
Termostabile koliforme	ant/100ml	0	-	18	-	7	-	0	1
Fargetall	mg Pt/l	15	15	5	5	15	15	10	10
Surhet	pH	5,8	5,7	5,8	5,7	5,9	5,6	5,8	5,7
Turbiditet	F.T.U	0,25	0,35	0,27	0,36	0,51	0,5	0,32	0,45
Konduktivitet	mS/m	6,3	6,6	5,9	6,8	6,6	7,4	7,1	6,2
Total-nitrogen	µg/l	390	427	112	135	327	347	453	468
Total-fosfor	µg/l	<5	<5	4	3	12	7	*	*
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	7,3	7,0	6,9	14,4	8,4	6,5	8,4	8,4
Jern	µg/l	<20	20	<10	<10	<30	<30	<50	<50
Kobber	µg/l	<10	10	<10	10	<10	<10	<30	<30
Sink	µg/l	20	10	10	<10	10	10	<30	<30

TABELL 11: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra undersøkelsene av basseng 1 i Kørelen 1990-1991. O = overflate og D = dypvann. *) Analysemangel for fosforprøvene.

KØRELEN BASSENG 2		21.mai		10.juli		13.sept.		14.febr.	
PARAMETER	ENHET	O	D	O	D	O	D	O	D
Totalt bakterier	ant/ml	100	-	1060	-	90	-	45	50
Koliforme bakterier	ant/100ml	0	-	10	-	6	-	0	1
Termostabile koliforme	ant/100ml	0	-	14	-	6	-	0	0
Fargetall	mg Pt/l	15	15	5	10	15	15	10	10
Surhet	pH	5,8	5,7	5,8	5,6	5,8	5,5	5,7	5,7
Turbiditet	F.T.U	0,40	0,35	0,28	0,31	0,37	0,30	0,37	0,38
Konduktivitet	mS/m	6,4	6,6	5,7	6,7	6,0	7,8	6,6	5,7
Total-nitrogen	µg/l	312	353	105	131	352	392	435	403
Total-fosfor	µg/l	<5	<5	3	3	6	6	*	*
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	8,2	8,9	7,5	6,9	7,8	7,8	10	7,1
Jern	µg/l	<20	20	<10	<10	<30	<30	<50	<50
Kobber	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<30	<30
Sink	µg/l	10	10	<10	<10	10	10	<30	<30

TABELL 12: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra undersøkelsene av basseng 2 i Kørelen 1990-1991. O = overflate og D = dypvann. *) Analysemangel for fosforprøvene.



Bakteriologiske, kjemiske og fysiske parametre

KØRELEN BASSENG 3		21.mai		10.juli		13.sept.		14.febr.	
PARAMETER	ENHET	O	D	O	D	O	D	O	D
Totalt bakterier	ant/ml	120	-	290	-	290	-	40	110
Koliforme bakterier	ant/100ml	1	-	11	-	3	-	0	5
Termostabile koliforme	ant/100ml	0	-	7	-	1	-	0	0
Fargetall	mg Pt/l	15	15	5	5	15	15	10	10
Surhet	pH	5,6	5,5	5,7	5,5	5,7	5,4	5,5	5,6
Turbiditet	F.T.U	0,45	0,40	0,36	0,28	0,31	0,34	0,80	0,44
Konduktivitet	mS/m	6,8	6,7	6,1	5,9	6,7	7,1	7,1	6,1
Total-nitrogen	µg/l	265	360	122	117	320	321	440	181
Total-fosfor	µg/l	<5	<5	3	3	7	7	*	*
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	7,3	7,0	6,3	6,6	6,8	6,2	6,5	7,8
Jern	µg/l	<20	20	<10	<10	<30	<30	<50	<50
Kobber	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<30	<30
Sink	µg/l	10	10	<10	<10	20	10	<30	<30

TABELL 13: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra undersøkelsene av basseng 3 i Kørelen 1990-1991. O = overflate og D = dypvann. *) Analysemangel for fosforprøvene.

KØRELEN BASSENG 4		21.mai		10.juli		13.sept.		14.febr.	
PARAMETER	ENHET	O	D	O	D	O	D	O	D
Totalt bakterier	ant/ml	95	-	70	-	110	-	60	45
Koliforme bakterier	ant/100ml	0	-	2	-	2	-	3	1
Termostabile koliforme	ant/100ml	0	-	1	-	0	-	0	0
Fargetall	mg Pt/l	15	15	10	10	15	15	10	10
Surhet	pH	5,6	5,5	5,6	5,5	5,7	5,5	5,6	5,5
Turbiditet	F.T.U	0,35	0,50	0,31	0,28	0,49	0,83	0,31	0,28
Konduktivitet	mS/m	6,7	7,1	6,3	6,4	6,8	7,6	6,2	6,4
Total-nitrogen	µg/l	334	357	126	121	276	411	147	164
Total-fosfor	µg/l	<5	<5	3	3	6	9	*	*
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	7,0	8,9	6,3	5,3	6,5	7,5	8,1	6,8
Jern	µg/l	<20	<20	<10	30	<30	<30	<50	<50
Kobber	µg/l	<10	10	<10	10	<10	10	<30	<30
Sink	µg/l	10	20	<10	<10	10	20	<30	<30

TABELL 14: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra undersøkelsene av basseng 4 i Kørelen 1990-1991. O = overflate og D = dypvann. *) Analysemangel for fosforprøvene.



Bakteriologiske, kjemiske og fysiske parametre

KØRELEN BÄSSENG 5		21.mai		10.juli		13.sept.		14.febr.	
PARAMETER	ENHET	O	D	O	D	O	D	O	D
Totalt bakterier	ant/ml	215	-	50	-	130	-	60	30
Koliforme bakterier	ant/100ml	0	-	3	-	0	-	0	0
Termostabile koliforme	ant/100ml	0	-	3	-	1	-	0	0
Fargetall	mg Pt/l	15	15	10	10	15	15	10	10
Surhet	pH	5,6	5,4	5,5	5,5	5,6	5,4	5,5	5,6
Turbiditet	F.T.U	0,30	0,35	0,27	0,30	0,40	0,36	0,52	1,5
Konduktivitet	mS/m	6,8	6,8	6,3	6,2	6,8	7,1	6,9	5,9
Total-nitrogen	µg/l	244	296	109	132	291	349	173	168
Total-fosfor	µg/l	<5	<5	2	5	7	6	*	*
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	8,2	8,2	6,9	31	7,1	6,2	10	7,1
Hern	µg/l	<20	<20	<10	10	<30	<30	<50	<50
Kobber	µg/l	<10	20	<10	<10	<10	<10	<30	<30
Sink	µg/l	10	10	<10	<10	10	20	<30	<30

TABELL 15: Vannkjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra undersøkelsene av basseng 5 i Kørelen 1990-1991. O = overflate og D = dypvann. *) Analysemangel for fosforprøvene.



Temperatur og oksygen i basseng 1

Dybde	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept. 1990		14.febr. 1991	
	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen
0 m	13,8	10,3	15,0	10,0	14,5	9,6	0,7	14,0
1 m	13,8	10,3	15,0	9,9	14,5	9,5	1,7	13,6
2 m	13,7	10,3	15,0	9,7	14,5	9,5	2,1	12,5
3 m	13,7	10,5	15,0	9,7	14,5	9,5	2,4	12,1
4 m	13,7	10,7	15,0	9,7	14,5	9,5	2,5	11,9
5 m	13,6	10,8	15,0	9,7	14,5	9,5	2,7	11,8
6 m	13,6	10,8	15,0	9,7	14,5	9,5	2,7	11,8
7 m	13,4	10,9	15,0	9,7	14,5	9,5	2,8	11,8
8 m	8,8	12,4	15,0	9,7	14,5	9,4	2,8	11,7
9 m	8,0	12,9	15,0	9,8	14,5	9,3	2,9	11,7
10 m	7,7	12,9	14,9	9,8	14,5	9,3	3,0	11,7
11 m	-	-	11,8	10,8	14,5	9,3	3,0	11,7
12 m	7,1	13,0	9,7	11,3	14,5	9,3	3,1	11,7
13 m	-	-	8,3	11,8	14,5	9,3	3,1	11,6
14 m	-	-	7,4	12,0	14,5	9,3	3,2	11,6
15 m	6,7	13,1	7,2	12,1	9,0	10,6	3,2	11,6
16 m	-	-	7,0	12,1	7,4	11,0	3,2	11,6
17 m	6,6	13,1	-	-	7,1	11,1	3,3	11,6
20 m	6,3	13,3	6,4	12,1	6,5	11,3	3,3	11,6
25 m	6,0	13,3	5,9	12,1	5,9	11,3	3,4	11,5
30 m	5,7	13,6	5,6	12,1	5,6	11,4	3,4	11,4
35 m	5,6	13,7	5,5	12,1	5,5	11,4	3,5	11,4
40 m	5,5	14,0	5,4	12,2	5,4	11,5	3,5	11,3
45 m	5,4	14,0	5,3	12,2	5,3	11,5	3,5	11,2
60 m	-	-	-	-	5,3	10,8	-	-
80 m	5,3	12,3	5,3	9,3	5,3	10,2	3,5	11,0

TABELL 16: Temperatur-og oksygenprofiler målt ved dypeste punkt i Kørelens basseng 1 1990 - 1991.



Temperatur og oksygen i basseng 2

Dybde	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept. 1990		14.febr. 1991	
	temp.	oksygen	temp.	oksygem	temp.	oksygen	temp.	oksygen
0 m	13,0	10,4	15,1	9,7	14,3	9,2	0,8	14,0
1 m	13,2	10,1	15,1	9,8	14,4	9,2	1,7	12,9
2 m	13,1	10,0	15,1	9,8	14,4	9,2	2,2	12,8
3 m	13,0	10,0	15,0	9,7	14,4	9,2	2,4	12,6
4 m	12,8	10,3	15,0	9,8	14,4	9,2	2,5	12,2
5 m	11,0	10,7	15,0	9,6	14,4	9,2	2,6	12,2
6 m	10,2	11,4	15,0	9,7	14,4	9,2	-	-
7 m	8,8	11,8	14,7	9,9	14,4	9,2	-	-
8 m	7,8	12,1	14,7	9,9	14,4	9,2	-	-
9 m	7,4	12,3	14,0	10,0	14,4	9,2	-	-
10 m	7,1	12,5	11,8	10,8	14,4	9,2	2,9	12,0
11 m	-	-	9,4	11,7	14,4	9,2	-	-
12 m	6,9	12,7	8,0	11,8	10,9	10,2	-	-
13 m	-	-	7,5	12,0	8,3	10,7	-	-
14 m	-	-	7,2	12,0	7,2	10,7	-	-
15 m	6,6	12,7	6,9	12,0	6,9	10,7	3,0	11,8
16 m	-	-	6,7	12,0	6,9	10,6	-	-
17 m	6,4	12,8	6,5	11,8	6,6	10,6	-	-
20 m	6,2	13,0	6,1	11,8	6,0	10,3	3,1	11,8
25 m	5,7	13,0	5,6	11,4	5,6	10,1	3,1	11,8
30 m	5,5	13,0	5,5	11,1	5,5	9,6	3,2	11,7
35 m	5,5	12,8	5,4	10,7	5,4	9,0	3,2	11,4

TABELL 17: Temperatur-og oksygenprofiler målt ved dypeste punkt i Kørelens basseng 2 1990 - 1991.



Temperatur og oksygen i basseng 3

Dybde	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept. 1990		14.febr. 1991	
	temp.	oksygen	temp.	oksygem	temp.	oksygen	temp.	oksygen
0 m	13,6	10,4	14,9	9,9	14,4	9,2	1,2	13,7
1 m	13,6	10,5	14,9	9,9	14,4	9,3	2,3	13,5
2 m	13,6	10,6	14,9	9,8	14,4	9,3	2,4	13,2
3 m	13,5	10,9	14,9	9,7	14,4	9,3	2,5	13,0
4 m	13,4	11,1	14,9	9,8	14,4	9,3	2,7	12,6
5 m	13,3	11,3	14,9	9,7	14,4	9,3	2,9	12,3
6 m	13,3	11,3	14,9	9,7	14,4	9,3	-	-
7 m	13,3	11,3	14,9	9,7	14,4	9,3	-	-
8 m	10,7	12,1	14,9	9,7	14,4	9,3	-	-
9 m	9,6	12,1	14,8	9,6	14,4	9,3	-	-
10 m	9,4	12,9	14,8	9,6	14,4	9,3	3,0	12,2
11 m	-	-	14,8	9,7	14,4	9,3	-	-
12 m	7,3	13,3	14,5	9,7	14,4	9,3	-	-
13 m	-	-	13,0	10,1	14,4	9,3	-	-
14 m	-	-	12,1	10,5	14,4	9,3	-	-
15 m	6,7	13,3	9,2	11,3	14,0	9,2	3,1	12,2
16 m	-	-	8,3	11,4	9,5	9,9	-	-
17 m	6,5	13,4	7,9	11,4	8,6	10,1	-	-
20 m	6,4	13,4	7,4	11,5	7,9	10,2	3,2	12,0
25 m	6,2	13,4	6,4	11,0	6,5	9,5	3,2	12,0
30 m	6,2	13,4	6,1	9,7	6,1	7,3	3,3	11,8

TABELL 18: Temperatur-og oksygenprofiler målt ved dypeste punkt i Kørelens basseng 3 1990 - 1991.



Temperatur og oksygen i basseng 4

Dybde	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept. 1990		14.febr. 1991	
	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen
0 m	12,4	10,7	14,6	9,8	14,3	9,7	1,2	13,5
1 m	12,4	10,7	14,6	9,9	14,3	9,6	2,0	13,5
2 m	12,4	10,7	14,6	9,9	14,3	9,6	2,5	13,0
3 m	12,4	11,0	14,6	9,9	14,3	9,6	2,7	12,8
4 m	12,6	11,1	14,5	9,9	14,3	9,6	2,8	12,8
5 m	12,4	11,2	14,5	10,0	14,4	9,5	2,8	12,9
6 m	12,4	11,3	14,5	9,9	14,4	9,5	-	-
7 m	11,9	11,4	14,5	9,9	14,4	9,5	-	-
8 m	9,5	12,1	14,5	9,9	14,4	9,5	-	-
9 m	9,2	12,4	14,5	9,8	14,4	9,5	-	-
10 m	8,2	12,6	14,5	9,7	14,4	9,5	2,9	12,7
11 m	-	-	14,5	9,9	14,4	9,5	-	-
12 m	7,1	13,2	13,8	10,0	14,4	9,5	-	-
13 m	-	-	11,9	10,6	14,4	9,5	-	-
14 m	-	-	9,4	11,4	14,4	9,5	-	-
15 m	6,8	13,5	8,6	11,4	14,2	9,5	3,0	12,6
16 m	-	-	8,3	11,4	9,2	10,1	-	-
17 m	6,6	13,7	8,0	11,6	8,5	10,3	-	-
20 m	6,5	13,9	7,7	11,8	8,1	10,5	3,1	12,6
25 m	6,4	13,9	7,1	11,9	7,2	10,8	3,2	12,6
30 m	6,1	14,1	6,2	12,1	6,3	11,1	3,2	12,6
35 m	5,9	14,3	5,8	12,1	5,9	11,1	3,2	12,6
40 m	5,7	14,4	5,7	12,0	5,7	11,1	3,2	12,6
45 m	5,6	14,4	5,6	11,9	5,6	10,9	3,2	12,6
55 m	5,4	11,7	5,4	9,3	5,4	10,4	3,2	12,6

TABELL 19: Temperatur-og oksygenprofiler målt ved dypeste punkt i Kørelens basseng 4 1990 - 1991.



Temperatur og oksygen i basseng 5

Dybde	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept. 1990		14.febr. 1991	
	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen	temp.	oksygen
0 m	10,8	11,1	14,5	10,1	14,3	9,5	1,6	14,7
1 m	10,8	11,3	14,5	10,1	14,3	9,5	2,4	13,9
2 m	10,9	11,4	14,5	10,1	14,3	9,6	2,8	13,4
3 m	10,9	11,5	14,4	10,0	14,3	9,6	2,9	13,2
4 m	10,8	11,6	14,4	10,0	14,3	9,6	2,9	13,1
5 m	10,6	11,6	14,5	10,1	14,3	9,6	2,9	13,1
6 m	10,5	11,7	14,5	10,1	14,3	9,6	-	-
7 m	10,3	11,7	14,5	10,1	14,3	9,6	-	-
8 m	10,0	11,8	14,5	10,1	14,3	9,6	-	-
9 m	9,1	12,1	14,4	10,1	14,3	9,6	-	-
10 m	8,5	12,2	11,7	10,8	14,3	9,6	2,9	13,4
11 m	-	-	11,0	11,0	14,3	9,6	-	-
12 m	7,5	12,4	9,8	11,2	14,3	9,6	-	-
13 m	-	-	9,3	11,4	14,3	9,5	-	-
14 m	-	-	8,5	11,6	14,3	9,5	-	-
15 m	6,8	12,6	8,3	11,7	14,3	9,5	3,0	13,5
16 m	-	-	-	-	10,2	10,3	-	-
17 m	6,6	12,7	7,8	11,8	8,6	10,5	-	-
20 m	6,5	12,8	7,6	11,9	8,0	10,7	3,0	13,5
25 m	6,4	12,8	7,3	11,9	7,6	10,9	3,1	13,6
30 m	6,4	12,8	7,1	11,9	7,2	10,9	3,1	13,7
35 m	6,3	12,4	6,9	11,8	6,9	10,9	3,1	13,7
40 m	6,2	12,0	6,6	11,7	6,6	10,7	3,1	13,8
45 m	6,1	12,0	6,6	11,7	6,6	10,3	3,1	13,9

TABELL 20: Temperatur-og oksygenprofiler målt ved dypeste punkt i Kørelens basseng 5 1990 - 1991.



Algeprøver fra basseng 1

ALGETYPE	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept.1990	
	antall	volum	antall	volum	antall	volum
GRØNNALGER (Chlorophyceae)						
<u>Chlorogonium</u> sp.	0	0	0,03	0,9	0	0
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0,18	16,2	0	0	0	0
<u>Lobomonas</u> sp.	0,03	2,0	0	0	0	0
<u>Chlorella</u> sp.	0,14	12,6	0,02	1,5	1,67	125
<u>Ankistrodesmus</u> sp.	0,25	12,5	1,02	51	0,27	14
Chlorophyceae indet.	0	0	0,05	13	0	0
KRYPTOALGER (Cryptophyceae)						
<u>Rhodomonas</u> sp.	0,02	3,0	0,29	44	0,15	23
<u>Cryptomonas</u> sp.	0,03	19,0	0,0084	42	0,0346	750
Cryptophyceae indet.	0	0	0,0042	5,9	0	0
GULLALGER (Chrysophyceae)						
<u>Ochromonas</u> sp.	0,11	12,4	0	0	0,3	54
<u>Dinobryon</u> sp.	0,11	13,6	0,14	9,1	0	0
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)						
<u>Peridinium</u> sp.	0	0	0,0004	19	0,0002	9,4
EUGLENOIDER (Euglenophyceae)						
<u>Trachelomonas</u> sp.	0	0	0,02	5,4	0	0
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)						
<u>Merismopedia</u> sp.	0	0	1,58	6,3	6,25	25
FLAGELLATER OG MONADER						
Flagellater 5-10 μ m	0,18	11,7	0,1	7	0,22	25
Flagellater < 5 μ m	4,42	17,7	3,63	21	3,95	24
Monader 5-10 μ m	0,28	14,2	0,04	7,2	0	0
Monader < 5 μ m	3,79	15,2	3,0	18	2,69	16

TABELL 21: Antall alger pr. liter (i millioner celler) og mengde alger pr. liter (i millioner μm^3) i basseng 1 i Kørelen 1990.



Algeprøver fra basseng 2

ALGETYPE	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept.1990	
	antall	volum	antall	volum	antall	volum
GRØNNALGER (Chlorophyceae)						
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0,15	17,0	0	0	0,02	9,8
<u>Euastrum</u> sp.	0,02	10,0	0	0	0	0
<u>Chlorella</u> sp.	0,05	3,7	0	0	1,17	88
<u>Ankistrodesmus</u> sp.	0,24	12,0	0,68	34	0,34	17
<u>Chlorogonium</u> sp.	0	0	0,02	0,6	0,03	0,9
KRYPTOALGER (Cryptophyceae)						
<u>Rhodomonas</u> sp.	0	0	0	0	0,19	29
<u>Cryptomonas</u> sp.	0,03	6,0	0,0152	76	0,0284	142
Cryptophyceae indet.	0,03	3,4	0	0	0	0
GULLALGER (Chrysophyceae)						
<u>Dinobryon</u> sp.	0,08	1,2	0,024	1,6	0,03	2
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)						
<u>Peridinium</u> sp.	0	0	0	0	0,0006	28
Dinophyceae indet.	0,03	5,0	0	0	0	0
EUGLENOIDER (Euglenophyceae)						
<u>Trachelomonas</u> sp.	0	0	0,02	5,4	0	0
Euglenophyceae indet.	0	0	0	0	0,02	3,6
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)						
<u>Merismopedia</u> sp.	0,13	4,0	13,87	55	10,37	42
FLAGELLATER OG MONADER						
Flagellater 5-10 μ m	0,42	42,0	0,19	21	0,20	23
Flagellater < 5 μ m	2,53	10,1	4,74	28	3,63	22
Monader 5-10 μ m	0,07	4,0	0,05	9	0,09	0,9
Monader < 5 μ m	2,21	8,8	3,76	23	2,05	12

TABELL 22: Antall alger pr. liter (i millioner celler) og mengde alger pr. liter (i millioner μm^3) i basseng 2 i Kørelen 1990.



Algeprøver fra basseng 3

ALGETYPE	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept.1990	
	antall	volum	antall	volum	antall	volum
KISELALGER (Bacillariophyceae)						
<u>Navicula</u> sp.	0,04	3,0	0	0	0	0
GRØNNALGER (Chlorophyceae)						
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0,03	3,0	0	0	0	0
<u>Lobomonas</u> sp.	0,07	6,0	0	0	0	0
<u>Chlorella</u> sp.	0,05	5,0	0,10	7,5	0,32	24
<u>Ankistrodesmus</u> sp.	0,29	15,0	0,20	10	0,23	12
Chlorophyceae indet.	0,59	2,0	0	0	0,25	45
KRYPTALGER (Chrysophyceae)						
<u>Rhodomonas</u> sp.	0	0	0,02	3	0,08	12
<u>Chryptomonas</u> sp.	0	0	0,0106	53	0,0524	262
Chrysophyceae indet.	0,20	20,0	0	0	0	0
GULLALGER (Chrysophyceae)						
<u>Dinobryon</u> sp.	0,19	12,0	0,036	41	0,07	4,6
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)						
<u>Peridinium</u> sp.	0	0	0	0	0,0004	19
Dinophyceae indet.	0,02	0,1	0,02	84	0	0
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)						
<u>Merismopedia</u> sp.	0	0	16,73	67	12,10	49
FLAGELLATER OG MONADER						
Flagellater 5-10 μ m	0,33	39,0	0,22	25	0,31	35
Flagellater < 5 μ m	5,37	21,5	5,53	33	2,51	15
Monader 5-10 μ m	0	0	0,02	3,6	0,11	20
Monader < 5 μ m	3,16	12,6	6,16	37	0,72	4,3

TABELL 23: Antall alger pr. liter (i millioner celler) og mengde alger pr. liter (i millioner μm^3) i basseng 3 i Kørelen 1990.



Algeprøver fra basseng 4

ALGETYPE	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept.1990	
	antall	volum	antall	volum	antall	volum
GRØNNALGER (Chlorophyceae)						
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0,01	1,0	0,02	1,8	0	0
<u>Pleurococcus</u> sp.	0,03	5,0	0	0	0	0
<u>Chlorogonium</u> sp.	0	0	0,02	0,6	0	0
<u>Chlorella</u> sp.	0,05	2,7	0	0	2,39	179
<u>Ankistrodesmus</u> sp.	0,18	9,0	0,03	1,5	0,25	13
Chlorophyceae indet.	0	0	0,01	1,8	0,32	22
KRYPTOALGER (Chryptophyceae)						
<u>Rhodomonas</u> sp.	0	0	0	0	0,03	4,5
<u>Chrytomonas</u> sp.	0,02	13,0	0,0114	57	0,059	295
GULLALGER (Chrysophyceae)						
<u>Dinobryon</u> sp.	0,06	3,0	0,045	2,9	0,03	2
<u>Mallomonas</u> sp.	0,02	15,0	0,02	40	0	0
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)						
Dinophyceae indet.	0,02	18,0	0	0	0	0
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)						
<u>Merismopedia</u> sp.	0	0	11,78	47	16,68	67
FLAGELLATER OG MONADER						
Flagellater 5-10 μ m	0,47	70,0	0,15	16,9	0,27	31
Flagellater < 5 μ m	2,52	10,0	3,48	21	2,13	13
Monader 5-10 μ m	0	0	0	0	0,07	7,9
Monader < 5 μ m	3,79	15,2	3,00	18	1,29	7,9

TABELL 24: Antall alger pr. liter (millioner celler) og mengde alger pr. liter (millioner μm^3) i basseng 4 i Kørelen i 1990.



Algeprøver fra basseng 5

ALGETYPE	21.mai 1990		10.juli 1990		13.sept.1990	
	antall	volum	antall	volum	antall	volum
KISELALGER (Bacillariophyceae)						
Diatome indet.	0,02	4,0	0	0	0	0
GRØNNALGER (Chlorophyceae)						
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0,03	3,4	0,02	1,8	0,03	2,7
<u>Pleurococcus</u> sp.	0,03	5,0	0	0	0	0
<u>Chlorella</u> sp.	0,11	10,0	0,02	1,5	0,05	3,8
<u>Ankistrodesmus</u> sp.	0,17	8,5	0,32	16	0,15	7,5
<u>Chlorogonium</u> sp.	0	0	0,05	1,5	0	0
Chlorophyceae indet.	0	0	0	0	0,49	88
KRYPTOALGER (Cryptophyceae)						
<u>Rhodomonas</u> sp.	0	0	0	0	0,03	4,5
<u>Cryptomonas</u> sp.	0,01	6,0	0,0086	43	0,023	115
Cryptophyceae indet.	0,01	1,0	0	0	0	0
GULLALGER (Chrysophyceae)						
<u>Dinobryon</u> spp.	0,48	41,0	0,044	2,9	0,03	2
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)						
<u>Peridinium</u> sp.	0	0	0,0002	9,5	0	0
Dinophyceae indet.	0	0	0	0	0,03	27
EUGLENOIDER (Euglenophyceae)						
Euglenophyceae indet.	0,01	4,0	0	0	0	0
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)						
<u>Merismopedia</u> sp.	0	0	9,41	38	13,37	54
FLAGELLATER OG MONADER						
Flagellater 5-10 μ m	0,39	68,7	0,22	25	0,23	26
Flagellater < 5 μ m	5,37	21,5	2,89	17	2,36	14
Monader 5-10 μ m	0,07	10,5	0	0	0,12	13
Monader < 5 μ m	3,48	14,0	2,72	16	0,49	2,9

TABELL 25: Antall alger pr. liter (millioner celler) og mengde alger pr. liter (millioner μm^3) i basseng 5 i Kørelen i 1990.



Dyreplankton

TYPER DYREPLANKTON	21.mai 1990					10.juli 1990					13.september 1990				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
VANNLOPPER:															
<u>Daphnia galeata</u>	-	-	3	1	2	6	6	7	4	5	13	14	9	11	11
<u>Bosmina longispina</u>	-	-	1	7	22	18	12	4	5	8	7	24	6	38	15
<u>Holopedium gibberum</u>	-	-	2	3	4	8	1	1	4	5	3	0	1	2	14
<u>Bythotrephes longim.</u>	-	-	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Chydoridae indet.	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
HOPPEKREPS:															
<u>Eudiaptomus gracilis</u>	-	-	17	22	19	21	28	47	60	40	26	14	33	18	38
<u>Cyclops scutifer</u>	-	-	57	59	49	32	47	35	27	38	15	24	25	20	15
Nauplier	-	-	20	8	4	15	6	6	2	4	36	24	26	11	7

TABELL 26: Prosentvis sammensetning av krepsdyreplankton fra 30 meter lange vertikale hovtrekk ved det dypeste punkt i de fem bassengene av Kørelen ved tre tidspunkt sommeren 1990.