

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-8000702
Undernummer:	II
Løpenummer:	1521
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Biologisk begrunnet vurdering av saprobiering/eutrofi- ering i elver. Generelt om vurderingssystemer og an- vendelse på begroingsobservasjoner fra Nitelv-vassdraget 1976-1980.	Juli 1983
Forfatter(e):	Prosjektnummer:
Eli-Anne Lindstrøm	0-8000702
	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Romerike/Akershus
	Antall sider (inkl. bilag):
	62

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Statens forurensningstilsyn, SFT	H. Rensvik

Ekstrakt:

Rapporten omtaler mulighetene for å klassifisere virkningstypene saprobiering og eutrofiering i strømmende vann ved hjelp av begroingssamfunnene. Ved om-
talen av systemer for vannkvalitetsbedømmelse er hovedvekten lagt på sapro-
biesystemet. Fordi dette er utarbeidet og mest anvendt i stilleflytende
elver med høy grad av forurensning, er det ikke uten videre anvendbart i rene
hurtigstrømmende elver. I rapporten er sprobiesystemet anvendt på begro-
ingsobservasjoner fra Nitelv-vassdraget 1976-80. Resultatene viser at be-
hovet for justeringer og videreutvikling er til stede.

Biologi
1. Vannkvalitetsvurdering 1976-80
2. Saprobiering
3. Strømmende vann
4. Begroing
5. Nitelva

Romerike

Prosjektleder:

Eli-Anne Lindstrøm

Div. sjef:

Klaus Hovind

4 emneord, engelske:
1. Waterquality evaluation
2. Saprobification
3. Running water
4. Periphyton
5. River Nitelva

For administrasjonen:

J. F. Sanddal
Lars Oveim

ISBN 82-577-0665-5

0-800702

BIOLOGISK BEGRUNNET VURDERING AV SAPROBIERING/EUTROFIERING I ELVER
Generelt om vurderingssystemer og anvendelse på begroingsobserva-
sjoner fra Nitelv-vassdraget 1976-1980.

Juli 1983

Saksbehandler : Eli-Anne Lindstrøm

Medarbeider : Kai Sørensen

For administrasjonen :

J.E. Samdal

Lars N. Overrein

F o r o r d

I forbindelse med prosjektet "Vurderingssystem for vannkvalitet (0-80007)" ble undertegnede bedt om å gi et bidrag om eutrofiering/saprobiering i rennende vann. Dessuten ble det bedt om å foreslå måter å bedømme vannkvaliteten på i rennende vann, på grunnlag av begroingsorganismene. Det ble fra oppdragsgivers side (først Miljøverndepartementet, senere Statens forurensningstilsyn) lagt vekt på at resultatene av dyre- og planteundersøkelser i forbindelse med vannkvalitetsvurdering gis en konkret klassifiserbar form.

Ingeniør Kai Sørensen har gitt bidrag til avsnittet om biokjemiske observasjoner.

Fordi bidraget ble så omfattende, er det trykket som herværende rapport.

Juli, 1983

Eli-Anne Lindstrøm

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	4
2. HVILKE FYSISKE/FYSIKALSKE FAKTORER ER AV BETYDNING FOR BEGROINGS- SAMFUNNETS UTFORMING?	5
3. SYSTEMER FOR BIOLOGISK BEDØMMELSE AV EUTROFIERING/SAPROBIERING	9
3.1 Historikk	9
3.2 Saprobiesystemet	9
3.3 Noen kommentarer til saprobiesystemet	18
3.4 Andre systemer for biologisk vannkvalitetsbedømmelse	20
3.5 Biokjemiske observasjoner	23
4. ANDRE VIRKNINGSTYPER ENN EUTROFIERING/SAPROBIERING SOM KAN BEDØMMES VED BEGROINGSSAMFUNNET	25
4.1 Forgiftning	25
4.2 Forsurning	26
5. BEGROINGSUNDERSØKELSER I NITELVASSDRAGET	27
5.1 Biologisk overvåking 1976-1980	27
5.2 Kiselalgesamfunnet, september 1980	31
6. BIOLOGISK BEDØMMELSE AV VANNKVALITETSKLASSER	37
6.1 Generell kommentar	37
6.2 Erfaringer fra Nitelva	38
7. HVA SLAGS INFORMASJON ØNSKER VI Å FÅ VED BEDØMMELSE AV DE FAST- SITTENDE SAMFUNN I STRØMMENDE VANN? KAN DE UNDERSØKELSES- PROGRAMMER SOM NYTTES VED VANNKVALITETSBEDØMMELSE JUSTERES SLIK AT DE GIR BEDRE OG MER PRESIS INFORMASJON?	43
8. VIDERE ARBEID MED Å UTVIKLE EN BIOLOGISK BEGRUNNET VANNKVALITETS- BEDØMMELSE	45
9. SAMMENDRAG	47
10. LITTERATUR	51
VEDLEGG	55-62

TABELLFORTEGNELSE

	Side
3.1 Avgrensning av saprobienivå i henhold til bioaktive komponenter (Caspers, 1966, s. 20).	14
3.2 Seks grupper av makrofytter som karakteriserer sure og kalsiumfattige elver i sydvest Tyskland.	15
3.3 Sammenlikning av saprobienivå med noen kjemiske og bakteriologiske analyseresultater (Sládeček, 1977, s. 67).	16
VEDLEGG Tabellene 5.1 - 5.6 samt 5.8:	
5.1 Begroingsorganismer i Sveeselva, St. Sel, Sept. 1976-80.	56
5.2 " Nitelva v/Kongsvang, St. N1, Sept. 1976-80.	57
5.3 " " " v/Fossen, St. N2, " " "	58
5.4 " " " v/Strøm sag, St. N3, " " "	59
5.5 " " " v/Rotnes, St. N4, " " "	60
5.6 " " " v/Slattum, St. N5, " " "	61
5.7 Saprobieindeks (S) og revidert saprobieindeks (SR) i Sveeselva og Nitelva, beregnet på grunnlag av hele begroingssamfunnet i sept. 1976-1980.	29
5.8 Prosentvis fordeling av kiselalger i Sveeselva og Nitelva, September 1980.	62
5.9 Aritmetiske middelverdier for noen fysisk/kjemiske variable. Data fra juni-september 1980 (Rensvik, 81). Saprobieindeks (SR, SK) beregnet ved begroingsmateriale fra sept. 1980.	32
5.10 Grad av similaritet mellom nabostasjoner beregnet ved similaritetsindeks $S = \frac{2A}{B+C}$ basert på kiselalgesamfunnet.	33
5.11 Prosentvis fordeling av kiselalger etter toleransegruppe (Lange Bertalot, 79) i Sveeselva og Nitelva, sept. 1980.	36
6.1 Vannkvalitetsbetegnelser anvendt i forbindelse med de saprobe nivåer i England og Nord-Amerika (Sládeček, 1973, s. 144).	37
6.2 Vannkvalitetsklasser i Sveeselva og Nitelva bedømt ved revidert indeks (SR), beregnet på grunnlag av hele begroingssamfunnet, september 1980.	40
6.3 Vannkvalitetsklasser i Sveeselva og Nitelva fremkommet ved A: Generell bedømmelse av de akvatiske samfunn. B: Beregnet saprobieindeks, S (tabell 5.7). C: Beregnet saprobieindeks med ny/revidert saprobieevalens for noen arter, SR (tabell 5.7).	41

FIGURFORTEGNELSE

	Side
3.1 Skjematisk fremstilling av forholdet mellom primærproduksjon (trofiske komponenter) og nedbrytning (saprobe komponenter) ved A: Lavt saprobt nivå og B: høyt saprobt nivå. Omarbeidet etter Caspers og Karbe (1966).	11
5.1 Vassdragssystemet Nitelva med stasjoner for biologisk overvåking.	28
5.2 Prosentvis forekomst av kvantitativt viktige kiselalger i Sveeselva og Nitelva. September 1980.	34
6.1 De limnosaprobe nivåer (Sládecek, 73) og eksempler på inndeling av disse i vannkvalitetsklasser (Liebmann, 62, Tümpling, 68 og Forslag).	39

1. INNLEDNING

Til nå er undersøkelser av plante- og dyresamfunn i rennende vann oftest presentert i en generell beskrivende form. Fra mange hold, bl.a. forvaltningsmyndighetene, er det et ønske at resultatene av slike undersøkelser gis en konkret klassifiserbar form. Ved å presentere resultatene i enkle, vel definerte termer/indekser, ønsker man bl.a. å gjøre dem lettere tilgjengelige for almenheten. Man håper dessuten at en presisering og systematisering av sammensetningen av de biologiske samfunn gjør det lettere å knytte disse til bestemte miljøfaktorer.

I rapportens første del gis en generell omtale av ulike systemer for vannkvalitetsvurdering basert på de biologiske samfunn i rennende vann. Organismer som omfattes av betegnelsen "begroing": Bakterier, sopp, alger, moser og enkle dyr (eks. fargeløse flagellater, ciliater, svamp) knyttet til elvebunnen eller annet substrat, danner utgangspunkt for denne omtalen.

I rapportens andre del presenteres resultatene av fem års begroingsobservasjoner i Sveeselva og Nitelva. Disse observasjonene har vært et ledd i ANØs overvåkingsarbeid i vassdrag på Romerike (Avløpsambandet Nordre Øyern, 1980). På grunnlag av dette materialet er det gjort forsøk på å beregne enkle indekser for vannkvalitet. Denne rapportdelen avsluttes med noen kritiske kommentarer og tanker om fremtidig arbeid med begroingssamfunn som vannkvalitetsparameter.

2. HVILKE FYSISKE/FYSIKALSKE FAKTORER ER AV BETYDNING FOR BEGROINGS-SAMFUNNETS UTFORMING?

Hvis man vil benytte begroingssamfunnet til å vurdere sivilisatorisk be-tinget vannkvalitet, må man vite hvilke fysiske/fysikalske faktorer som er viktigst for utformingen av dette samfunnet. Erfaringer fra bl.a. norske vassdrag tilsier at følgende hovedfaktorer bør anses som viktige:

A. Lysklima

Det lokale lysklima er bl.a. bestemt av elvebreddens høyde og helningsvinkel og vegetasjonens tetthet og høyde langs elvebredden. Dersom det hugges på en lokalitet som har vært omgitt av høy, tett vegetasjon kan man være ganske sikker på at den eutrofe delen av organismesamfunnet (primærprodusentene) endres. Man kan måle innstrålingen (lysklima) på en lokalitet ved utstrakt bruk av lysmåler gjennom en lang periode, f.eks. ett år. Dette er svært arbeidskrevende og oftest vanskelig å gjennomføre i praksis. Derfor kan man tenke seg å klassifisere det lokale lysklima etter grad av (eller prosent av) skyggelegging fra elvebredden og omgivende vegetasjon.

Også grad og varighet av is- og snedekke innvirker på lysklimaet. Etter- som de fleste av våre vassdrag er islagt en stor del av året, bør sannsynligvis denne faktor registreres. Ved reguleringsinngrep endres denne faktor ofte radikalt.

Vannets turbiditet og farge kan influere på lysklima på elvebunnen. Disse faktorer som kan være biologisk influerte, vurderes ikke under lysklima. Turbiditet skyldes dessuten ofte abiotiske faktorer, slam og leiretransport. Virkningen på begroingssamfunnet er da størst i form av mekanisk påkjønning (s. 6).

B. Temperatur

Både geografisk beliggenhet, høyde over havet, grunnvanntilførsel, ovenforliggende innsjøer (bassenger) og omgivende vegetasjon innvirker på temperaturforholdene på en elvelokalitet. Det viser seg ofte praktisk vanskelig å registrere temperaturen ved hjelp av temperaturskriver o.l. Som et alternativ kunne man tenke seg å følge Persoones forslag og inndele en lokalitet i temperaturklasser etter høyeste middeltemperatur (sommertemperatur) (Persoone, 1978).

C. Strømhastighet

Det gjøres stadig forsøk som viser at strømhastigheten er av stor betydning for begroingsamfunnet (Zimmermann, 1961, Sládecek, 1973, Horner & Welch, 1981). Endringer i strømhastighet kan bl.a. bevirke at forholdet mellom de akvatiske samfunns produsenter og dekomponenter (nedbrytere) forskyves, selv om vannkvaliteten er uforandret. Strømhastigheten er et resultat av helning, vannføring og elveløpets fysiske utforming (tverrsnitt). Helning kan måles med niveleringskikkert. Vannføring kan måles med limnigraf. Elvens tverrsnitt angis ved visuelt anslag av bredde og dybde. Innen en og samme lokalitet er strømhastigheten oftest forskjellig. Begroingsamfunnets utforming på lokaliteten er i høy grad bestemt av dette. Til måling av lokale strømhastigheter innen én og samme lokalitet anvendes strømmåler.

D. Substrat

Substratet på en lokalitet er sterkt influert av strømhastigheten. Substratet karakteriseres trolig best ved prosentvis andel av ulike partikkelstørrelser (mudder, sand/grus osv.).

E. Grad av mekanisk påkjenning er en mangfoldig parameter som rommer ulike typer av fysiske faktorer. Disse varierer i tid og sted og bør konkretiseres i hvert enkelt tilfelle. Eksempler på mekanisk påkjenning:

Høy strømhastighet river løs og hindrer akkumulering av mange begroingsorganismer.

Massiv, langvarig islegging hindrer begroingsorganismer i å etablere seg og skurer substratet fritt for organismer ved isskruing.

Transport av partikulært materiale kan medføre mekanisk slitasje og/eller nedslamming.

Vannstandsvekslinger kan medføre kraftig utspyling og periodisk tørrlegging av en lokalitet.

Andre fysisk/fysikalske faktorer som kan tenkes meningsfylte å registrere er avstand fra kilden. Det inntreffer naturlige suksesjoner og økende grad av kompleksitet i de biologiske samfunn når man fjerner seg fra kilden (Margalef, 1960). Også lokaliseringen av bassenger kan være nyttig å registrere. Disse virker regulerende på bl.a. temperatur, flom og partikkeltransport.

Forslag til rutinemessig registrering av fysisk/fysikalske parametre ved begroingsundersøkelser:

Parameter	Måles ved
Lysklima	Lengde grad % av skygge fra elvebredde/vegetasjon
Temperatur-regime	Temperaturlogger Temperaturklasser etter varmeste middeltemperatur (sommertemperatur)
Gjennomsnittlig strømhastighet	Helning (nivelleringskikkert) Vannføring (limnigraf) Elveløp (bredde og dybde)
Lokal strømhastighet	Strømmåler
Substrat	% dekning av substrat-typene: Mudder 0,2 cm (ustabilt, sammenklebende) Sand/grus 0,2-2 cm. (oftest ustabilt) Små stein 2-20 cm (ustabilt i perioder) Store stein/blokker/fjell > 20 cm (oftest stabilt)
Mekanisk påkjenning	Spesifiseres i hvert enkelt tilfelle

En del av de fysisk/fysikalske forhold påvirkes av sivilisatoriske inn-
grep, f.eks. regulering. Så lenge de registreres systematisk har man
mulighet for å finne årsak og virkning. Eksempelvis har grad og varig-
het av islegging i Rena avtatt sterkt etter at Glåmavann ble overført
til Rena i kanal. Dette har ført til økt innstråling og redusert meka-
nisk slitasje om våren. Etter reguleringen har gulalgen *Hydrurus foe-*
tidus hatt masseforekomst i Rena før flommen setter inn. Etter alt å
dømme er økt lysinnstråling om våren viktigste årsaksfaktor. Viktig i
denne sammenheng er at virkningen i form av masseforekomst av *Hydrurus*
kan knyttes til årsaksfaktoren regulering.

Andre faktorer

En annen faktor som har stor betydning for begroingssamfunnets utforming
er naturlig kjemisk vannkvalitet.

Selektivt beitetrykk fra forskjellige dyregrupper er også med og be-
stemmer hvordan begroingssamfunnet utvikler seg.

Et begroingssamfunn gjennomgår ofte en naturlig utvikling (sukcesjon).
Denne er delvis betinget av begroingens alder og konkurranse innen sam-
funnet. Tilførsel av kimstadier fra ovenforliggende vassdragsavsnitt
er også med på å bestemme begroingens sammensetning.

3. SYSTEMER FOR BIOLOGISK BEDØMMELSE AV EUTROFIERING/SAPROBIERING

Interessen og behovet for et biologisk klassifikasjonssystem i rennende vann synes størst i forbindelse med virkningstypene eutrofiering og saprobiering. Det er hovedsakelig disse virkningstyper som blir omtalt og diskutert.

3.1 Historikk

Allerede for 125 år siden ble det gjort forsøk på å lage et system for vannkvalitet basert på de biologiske samfunn (ref. Liebmann, 1962). Konkrete uttrykk for kunnskap om organismenes rolle ved vannforurensning hadde man ved etablering av biologiske renseanlegg. Etter mange års arbeid i elver såvel som i renseanlegg formulerte Kolkwitz & Marsson et system for akvatiske organismers forhold til rent og forurenset vann (Kolkwitz & Marsson, 1902). De er grunnleggere av saprobiesystemet. Systemet er omarbeidet og utvidet mange ganger, men grunnprinsippene er beholdt (Thienemann, 1951, Liebmann, 1962, Fjerdingstad, 1964, Sládeček, 1973).

De fleste systemer som anvendes ved biologisk bedømmelse av vannkvalitet i ferskvann bygger i hovedtrekkene på saprobiesystemet. Uansett hvilket system man velger, er det vanskelig å se helt bort fra saprobiesystemet fordi storparten av erfaringsgrunnlaget er ervervet gjennom dette. Ved den følgende omtalen av systemer for vannkvalitetsbedømmelse legges hovedvekten på saprobiesystemet.

3.2 Saprobiesystemet

Ved omtalen av saprobiesystemet kan det være nyttig å forklare noen begreper.

Saprobitet

En definisjon av saprobitet ble gitt av Caspers og Karbe (1966). Saprobitet er intensiteten i nedbrytning av dødt organisk materiale.

Trofi

Trofi kan sies å være motstykket til saprobitet. I henhold til Caspers og Karbes definisjon er trofi gitt ved intensiteten i oppbygging av organisk materiale.

Saprobienivå

Saprobiesystemet søker først og fremst å gi uttrykk for tilgangen på og intensiteten i nedbrytningen av organisk materiale ved hjelp av organismesamfunnets sammensetning. Særlig ved lavere og midlere nivåer av saprobitet (liten nedbrytning av organisk stoff) vil også intensiteten i og omfanget av oppbyggende prosesser (primærproduksjon) spille en rolle. Disse prosessene tilveiebringer nytt organisk materiale som i sin tur brytes ned.

I figur 3.1 er det gitt en fremstilling av forholdet mellom oppbyggende og nedbrytende komponenter ved lavt (A) og høyt (B) saprobt nivå. Ved lavt saprobienivå er det liten tilførsel og lite overskudd av nærings-salter og organisk materiale. Ved høyt saprobt nivå er det høy tilførsel og høyt overskudd av disse stoffer.

I det følgende gis noen eksempler på beskrivelser og avgrensninger av de saprobe nivåer. Vi er primært interessert i de saprobe nivåer innen rent og forurenset ferskt overflatevann (limnosaprobitet, Liebmann, 1962).

Fjordingstad baserte inndelingen av de saprobe nivåer på begroings-organismene (Fjordingstad, 1964). Han arbeidet i stilleflytende danske elver, derfor er det vanskelig å overføre hans bedømmelse av organisme-samfunnet til norske forhold. Fjordingstad beskriver og inndeler de enkelte organismenes forhold til forurensning ved deres saprobievalens (fra Fjordingstad, 1964, s. 119).

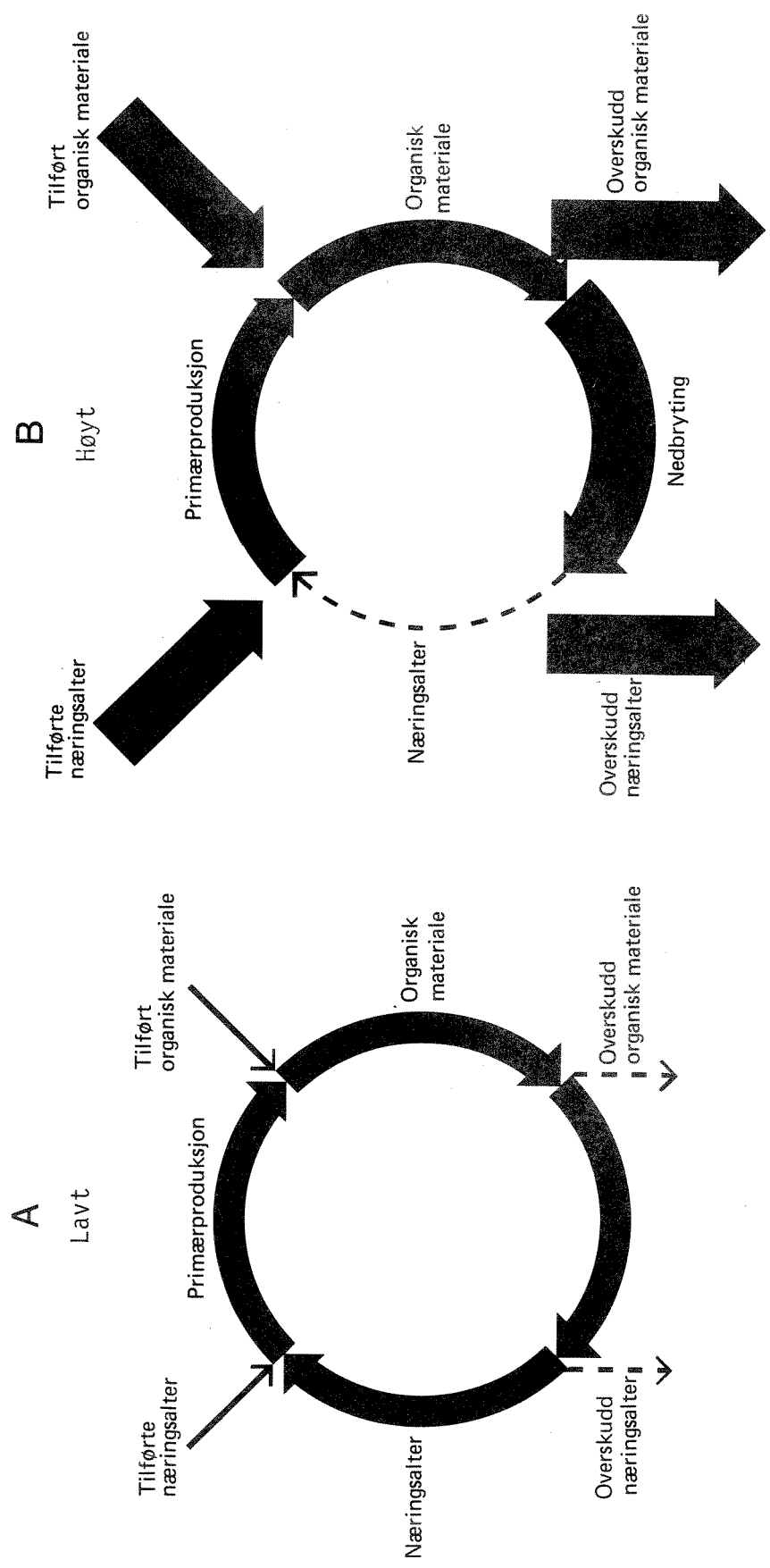


Fig. 3.1. Skjematisk fremstilling av forholdet mellom primærproduksjon (trofisk komponenter) og nedbryting (saprobe komponenter) ved A: Lavt saprobt nivå og B: høyt saprobt nivå. Omarbeidet etter Caspers og Karbe (1966).

"The relation of the species to pollution is assessed on the basis of the following new valuation of the saprobic valency of the organisms:

- a) saprobiontic: organisms which - in fairly large numbers - occur in polluted waters only.
- b) saprophilous: organisms which generally occur in polluted waters but which may also occur in other communities - that is to say, within certain limits they are indifferent.
- c) saproxenous: organisms which generally occur in biotopes, other than such as are marked by pollution, but which may nevertheless thrive even when pollution is present.
- d) saprophobous: organisms which cannot thrive in polluted water.

På grunnlag av organismenes saprobievalens beskriver han følgende saprobe soner (nivåer) (Fjærdingstad, 1964, s. 120).

Zone II	α -polysaprobic zone 1: <i>Euglena</i> community; 2: Rhodo-Thio bacterium community; 3: pure Chlorobacterium community.	Overveiende saprobionte arter
Zone III	β -polysaprobic zone 1: <i>Beggiatoa</i> community; 2: <i>Thiothrix nivea</i> community; 3: <i>Euglena</i> community.	Overveiende saprofile arter
Zone IV	γ -polysaprobic zone 1: <i>Oscillatoria chlorina</i> community; 2: <i>Sphaerotilus natans</i> community.	
Zone V	α -mesosaprobic zone a: <i>Ulothrix zonata</i> community; b: <i>Oscillatoria benthoniceum</i> community; c: <i>Stigeoclonium tenue</i> community.	Overveiende saprofile arter
Zone VI	β -mesosaprobic zone a: <i>Cladophora fracta</i> community; b: <i>Phormidium</i> community	
Zone VII	γ -mesosaprobic zone a: Rhodophyce community (<i>Batrachospermum moniliforme</i> or <i>Lemanea fluvialtilis</i>); b: Chlorophyce community (<i>Cladophora glomerata</i> or <i>Ulothrix zonata</i> (clean-water type)).	
Zone VIII	Oligosaprobic zone a: Chlorophyce community (<i>Draparnaldia glomerata</i>); b: pure <i>Meridion circulare</i> community; c: Rhodophyce community (<i>Lemanea annulata</i> , <i>Batrachospermum vagum</i> or <i>Hildenbrandia rivularis</i>); d: <i>Vaucheria sessilis</i> community; e: <i>Phormidium inundatum</i> community.	Overveiende saproxene arter
Zone IX	Katharobic zone a: Chlorophyce community (<i>Chlorotylum cataractum</i> and <i>Draparnaldia plumosa</i>); b: Rhodophyce community (<i>Hildenbrandia rivularis</i>); c: lime-encrusting algal communities (<i>Chamaesiphon polonius</i> and various <i>Calothrix</i> species).	Overveiende saprophobe arter

Fjerdingsstad gir dessuten en avgrensing av de saprobe soner (nivåer) ved oksygenmetning, innhold av ammonium, H_2S o.l. (Fjerdingsstad, 1964, side 88-95).

Zone II: the α -polysaprobic zone

This is the hydrogen sulphide environment, strictly speaking, oxygen is either absent or present only in negligible quantities, but the decomposition of the organic matter is in full progress, manifesting itself by a large ammonium content.

Zone III: the β -polysaprobic zone

A low oxygen content is essential for the communities belonging to this zone, but hydrogen sulphide is still present. There is a large phosphate content in this zone, and similarly there may be a very considerable ammonium ion content.

Zone IV: The γ -polysaprobic zone

Chemically, this zone is characterized by the presence of small amounts of hydrogen sulphide, a low oxygen saturation percentage and a decreasing NH_4 content.

Zone V: The α -mesosaprobic zone

Chemically, the zone is characterized by a high amount of amino acids, by $H_2S = 0$, by $O_2 < 50$ % saturation and by a $BOD > 10$ mg/l (as a rule).

Zone VI: The β -mesosaprobic zone

Chemically, this zone is characterized by a continued oxidation and mineralisation of organic matter. Furthermore, ordinarily $O_2 > 50$ % saturation, $BOD < 10$ mg/l, and $NO_3 > NO_2 > NH_4$.

Zone VII: The γ -mesosaprobic zone

Chemically, the characteristics of this zone are the almost complete decomposition of the organic matter, its increasing oxygen saturation and a BOD of 3-6 mg/l.

Zone VIII: The oligosaprobic zone

The chemical characteristic of this zone is that the mineralization of the organic matter has been completed and that BOD < 3 mg/l.

Zone IX: The katharobic zone

This zone comprises waters that have not been exposed to pollution.

Caspers inndeling i saprobienivå er ikke identisk med Fjerdingstads saprobiesoner (Caspers, 1966). Innenfor det limnosaprobe område (rent/forurenset overflatevann) angir Caspers seks og Fjerdingstad ni nivåer (soner).

Beskrivelsen av saprobienivå ved sivilisatorisk tilførsel av potensiell energi, i form av nedbrytbart organisk stoff og ved forholdet mellom primærproduksjon og respirasjon (P/R Quotient) gjør likevel oppstillingen sentral (tabell 3.1).

Tabell 3.1 Avgrensning av saprobienivå i henhold til bioaktive komponenter (Caspers, 1966, s. 20).

Saprobity level	Intensity of supply of organic matter	Intensity of primary production	Intensity of respiration	Intensity of organic drift and decomposition	P/R Quotient
	Supply of allochthonous potential energy	Autochthonous conversion of kinetic energy	Conversion of potential energy and liberation in the form of kinetic energy	Unused potential energy	
I β-oligo-saprobic Ia	negligible	low	low	negligible	approx. 1
	low	low+	low	low	> 1
II α-oligo-saprobic IIa	low	average	average	low	approx. 1
	low	high	average	average	> 1
III β-meso-saprobic IIIa	high	average	high	average	< 1
	high	high +	high	high	1 - > 1
IV α-meso-saprobic IVa	very high	high	very high	high	<< 1
	very high	high +	very high	high +	< 1
V β-poly-saprobic	extremely high	low	extremely high	extremely high	<<< 1
VI α-poly-saprobic	extremely high	approx. 0	extremely high	extremely high	approx. 0

Tegnet "+" indikerer en økning i den respektive intensitet sammenliknet med normaltypen. Saprobienivå betegnet "a" ble ansett av Casper som en variant i strømmende vann hvor strøm virker som en stimulerende faktor.

Backhaus (1968) gir en beskrivelse av seks grupper av begroingssamfunn i elver i Vest-Tyskland. Beskrivelsen er av interesse for norske forhold, fordi Backhaus baserer seg på kalsiumfattige, relativt hurtigstrømmende elver.

I motsetning til mange som arbeider med vannforurensning har han beskjeftiget seg med oppdeling (klassifisering) av lokaliteter med liten forurensning og høyt oksygeninnhold. Han har listet opp en rekke organismer under hver gruppe. Svært mange av disse er vanlige i norske vassdrag under liknende miljøbetingelser som han beskriver (tabell 3.2).

Tabell 3.2 Seks grupper av makrofytter som karakteriserer sure og kalsiumfattige elver i sydvest Tyskland.

- Group I : Microphytes typical for oligosaprobic clean creeks with a high current velocity. Low mineral nutrient content. No allosaprobity. Saprohobic and saproxenic species in the sense of FJERDINGSTAD. Saprobity: about k - o (LIEBMANN, 1962).
- Group II : Microphytes typical for clean creeks with a rich content of mineral nutrients. Organical load small, if even available, then with matters causing a low D.O.* consumption. Species near to saproxenic and saprophilic in the sense of FJERDINGSTAD. Saprobity: beta-mesosaprobity with tendency to oligosaprobity.
- Group III : Microphytes typical for smaller running water bodies with a high current velocity, rich inorganic nutrient level and with a higher load of organic decomposable matter. D.O. content relatively high (approximately 50 % saturation or higher), no anaerobic conditions. Saprophilic species in sense of FJERDINGSTAD. Saprobity: approximately the end of the alpha-mesosaprobic zone.

* Dissolved oxygen.

Group IV : Microphytes typical for streams with a stronger load of organic matter. Decomposition is intensive, but there is no anaerobic condition. Saprophilic species according to FJERDINGSTAD. Saprobity: approximately the end of polysaprobity up to alpha-mesosaprobity.

Group V : Indifferent species.

Group VI : Microphytes with badly known or unknown ecology as well as species which were not determined exactly.

Sládeček har nedlagt et stort arbeid for å definere og avgrense de saprobe nivåer (Sládeček, 1973, 1977, 1978). Han bruker betegnelsen kvantitativ saprobiologi. De biologiske samfunn kan sammenliknes med kjemiske og bakteriologiske analyseresultater og korreleres statistisk til disse. Sládeček har på grunnlag av egne og andres resultater kommet fram til følgende avgrensning av de saprobe nivåer i det limnosaprobe område (rent/forurenset overflatevann) (tabell 3.3).

Tabell 3.3 Sammenlikning av saprobienivåene med noen kjemiske og bakteriologiske analyseresultater (Sládeček, 1977, s. 67)

Level	coliforms/l less than	psychrophilic/ml less than	BOD ₅ mg/l less than	O ₂ mg/l more than	H ₂ S mg/l less than
LIMNOSAPROBITY					
xenosaprob x	1.10 ⁴	1.10 ³	1 (2)	8	0
oligosaprob o	5.10 ⁴	1.10 ⁴	2,5 (5)	6	0
beta-mesosaprob β	1.10 ⁵	5.10 ⁴	5 (10)	4	0
alfa-mesosaprob α	1.10 ⁶	2,5.10 ⁵	10 (15)	2	0
polysaprob p	3.10 ⁷	2.10 ⁶	50 (100)	0,1	0,1

Verdier for BOD₅ (biologisk oksygenforbruk) angitt i klamme henviser til lokaliteter med stillestående vann. Der er det økt nedbrytning av organisk stoff.

Innenfor det limnosaprobe område angir han i likhet med grunnleggerne av saprobiesystemet Kolkwitz og Marsson fem saprobe nivåer.

Saprobieindeks

Et tallmessig uttrykk for et organismesamfunns saprobienivå fås ved å beregne saprobieindeks. I rent/forurenset ferskt overflatevann har saprobieindeks verdier fra ca. 0 til 4. De laveste verdier representerer rent vann med svært liten nedbrytning av organisk materiale.

En formel for saprobieindeks er gitt av Pantle og Buck (1955).

$$S = \frac{\Sigma(h \cdot s)}{\Sigma h}$$

S = saprobieindeks

h = mengde, ofte uttrykt ved en skjønnsmessig vurdering av organismenes forekomst etter en gitt skala

s = saprobievalens for hver art

Med saprobievalens forstås den enkelte organismes forhold til nedbrytbart organisk materiale. Organismer som har høy saprobievalens trives på lokaliteter med stor tilførsel av organisk materiale. Ved fastsettelsen av en organismes saprobievalens fordeles 10 poeng på de fem saprobe nivåer i det limnosaprobe området. De fem saprobe nivåer er numerisk definert etter følgende skala:

xenosaprob (x)	0
oligosaprob (o)	1
beta-mesosaprob (β)	2
alfa-mesosaprob (α)	3
polysaprob (P)	4

Eksempelvis vil organisme A få denne fordeling:

x (0)	:	2 poeng
o (1)	:	4 "
β (2)	:	3 "
α (3)	:	1 "
P (4)	:	0 "

Saprobieivalens for A blir:

$$\frac{0 \cdot 2 + 1 \cdot 4 + 2 \cdot 3 + 3 \cdot 1}{10} = 1,3$$

Fordelingen av de 10 poengene på de saprobe nivåer skjer for det meste ved subjektiv vurdering. Ved beregning av saprobieindeks representerer dette derfor et svakt punkt.

Pantle og Buck tar ikke hensyn til organismenes indikatorverdi. Zelinka og Marwan (1963) laget en liknende formel for beregning av det saprobe nivå, hvor de tar hensyn til dette.

$$X = \frac{\sum h.g.x}{\sum h.g}$$

X = saprobienivå

h = numerisk karakteristikk av mengde

g = organismenes indikatorverdi (skala 1-5)

x = andelen av saprobieivalensen gitt til saprobienivå x

Organismenes indikatorverdi evalueres etter deres fordeling på de forskjellige saprobe nivåer. Eksempelvis har organismer som er fordelt på mange saprobe nivåer liten indikatorverdi. På grunnlag av resultatene fra Nitelva er det beregnet saprobieindeks etter Pantle & Buck (kap. 5).

3.3 Noen kommentarer til saprobiesystemet

En karakterisering av en lokalitet ved saprobienivå representerer en tilknytning til et almenyldig økologisk begrunnet vurderingssystem. Dette system konkretiseres og defineres uavhengig av det vurderingssystem for vannkvalitet man bestemmer seg for. Det bør være klart skille mellom almenyldig økologisk karakteristikk av et organisme-samfunn (saprobienivå) og en lokal/nasjonal bedømmelse av vannkvalitet.

Det er rettet en del kritikk mot saprobiesystemet og det er en viss uenighet om grensene for de saprobe nivåer. Det synes imidlertid å

være stor enighet om at fem saprobienivåer representerer en brukbar inndeling av det limnosaprobe området. Denne inndeling foreslås videreført i Norge.

Forskjellige måter å karakterisere de saprobe nivåer på bidrar til å øke forståelsen av hva disse står for og konkretiserer fastsettelsen av dem f.eks. ved P (produksjon)/R (respirasjon)- koeffisient, BOF (biologisk oksygenforbruk) eller organismenes saprobievals.

Det er gitt én anerkjent grense for BOF i forhold til saprobiering. Ved økende forurensning er det et kjent faktum at en vannforekomst kan skifte relativt raskt fra å være forholdsvis "sunn" til å bli "usunn". Denne forandring skjer ved overgang fra det β -mesosaprobe til det α -mesosaprobe nivå og er tilnærmet angitt ved BOF = 5 (Tümping, 1968). Hvilke parametre som nyttes til å angi de saprobe nivåer og grensene for disse tas det ikke stilling til her. I Mellom-Europa, hvor systemet er utviklet, er det lagt særlig vekt på vannets oksygenmetning. I hurtigstrømmende norske elver med høyt oksygeninnhold, er denne variabel lite aktuell. Man håper derfor å knytte andre variable, f.eks. biokjemiske observasjoner til definisjonen av de saprobe nivåer.

De metabolske prosesser går raskere i hurtigstrømmende enn i stilleflytende vann (Zimmermann, 1961, Whitford/Schumacher, 1964, Horner & Welch, 1981). Dette får innvirkning på det saprobe nivå. Stilleflytende elver viser høyere saprobitet enn hurtigstrømmende. Zimmermann viste ved eksperimenter i kunstige kanaler at en økning i strømhastigheten fra 5 til 80 cm/sek. forandret organismesamfunnet slik at det viste en grad lavere saprobitet (renere vann). Så lenge saprobiesystemet vesentlig baseres på erfaringsmateriale fra stilleflytende elver, vil det by på problemer å fastsette grensene for de saprobe nivåer i våre hurtigstrømmende elver.

Saprobiesystemet er utarbeidet og mest anvendt i elver med høy grad av forurensning. Dette har medført at systemet er ufullstendig utviklet og ikke uten videre anvendbart i rene hurtigstrømmende elver. Organismer med høy saprobievals (i forurensede lokaliteter) er vurdert, ikke de med lav. Derved kan en komme til å angi saprobienivå bare ut fra forurensningstolerante og forurensningsbegunstigede organismer.

Organismer som har optimale miljøbetingelser i kalde, hurtigstrømmende elver vil tåle større forurensningsbelastning på slike lokaliteter enn på varme, stilleflytende. Den relative mangel på kalde, hurtigstrømmende lokaliteter i Mellom-Europa har medført at en del organismer er gitt gal saprobievalens. Ved å befinne seg under suboptimale betingelser er disse organismene registrert med lav saprobievalens (tåler lite forurensning).

Eksempelvis er en av de vanligste algene i norske vassdrag grønnalgen *Microspora amoena* gitt saprobievalens 0,55 (xeno-oligo-saprob) (Sládecek, 1973). I kalde elver kan stor forekomst av *Microspora* helt klart knyttes til forurensningspåvirkning. Saprobievalens 1,50 (oligobetamesosaprob) vil trolig være riktigere for *Microspora amoena*.

Dersom saprobiesystemet skal bli et fullgodt verktøy, må det dels utarbeides og dels endres saprobievalens for en rekke begroingsorganismer som det er aktuelt å bruke ved biologisk klassifisering av vannkvalitet i Skandinavia.

3.4 Andre systemer for biologisk vannkvalitetsbedømmelse

Selv om det klassiske saprobiesystemet ble utviklet på grunnlag av nedbryterne i de levende samfunn, vurderer man oftest både produsenter og nedbrytere ved vannkvalitetsbedømmelse. For begroingens vedkommende har man delvis gått i retning av å vurdere deler av organismesamfunnet. Den organismegruppe blant produsentene som er viet størst oppmerksomhet og hvor erfaringsgrunnlaget er bredest, er utvilsomt kiselalgene. Studiet av kiselalgensamfunnet (i motsetning til hele begroingssamfunnet) muliggjør forenklinger og konkretiseringer på flere områder:

1. All vurdering av biologiske samfunnsstrukturer krever riktig identifikasjon av byggestenene (organismene). Uten en korrekt identifikasjon av organismene til gruppe (oftest art) blir en analyse av samfunnsstrukturen meningsløs og ofte misvisende. Identifikasjon av hele organismesamfunnet krever betydelige floristiske kunnskaper og representerer i mange tilfeller en uløselig oppgave. Idet man konsentrerer seg om én organismegruppe kreves ikke like omfattende

taxonomiske kunnskaper. På grunn av sine bestandige kisel skall er det enkelt å lage holdbare preparater og ta gode bilder av kiselalgene som kan sendes til eksperter for identifikasjon.

2. Kiselalger er representert med mange arter og i stort antall i praktisk talt alle typer av vannforekomster.
3. Kiselalger koloniserer raskere enn de fleste begroingsorganismer og er derfor velegnet til ulike forsøk f.eks. med utsetting av kunstig substrat.
4. Kiselalgene forekommer i separate celler. Dette og de bestandige kisel skallene gjør det enkelt å lage preparater og foreta statistiske numeriske analyser av samfunnet. Å foreta numeriske analyser av de biologiske samfunn har vært et ønske i lang tid. Især fastsittende akvatiske samfunn har representert et problem i så måte.
5. Fordi kiselalgesamfunnet representerer så mange metodiske forenklinger blir det ofte anvendt til floristiske og økologiske studier. Erfaringsmaterialet er allerede betydelig og utvides stadig (Hustedt, 1956, Patrick, 1954, Cholnoky, 1968, Coste, 1978, Economou-Amilli, 1980. Evensen et al., 1981).

Ut fra ovenstående betraktninger anbefales (som en prøveordning) at studier av kiselalgesamfunnet tas med ved bedømmelse av vannkvalitet. De metodiske detaljer ved innsamling og bearbeiding tas foreløpig ikke stilling til.

Sentralt i bedømmelsen av kiselalgesamfunnet i forurensningssammenheng står Lange Bertalots inndeling av organismene i toleransegrupper (Lange Bertalot, 1979). I motsetning til saprobiesystemet som knytter organismene til bestemte saprobienivåer, bruker Lange Bertalot organismenes toleransegrenser mot forurensning. Under henvisning til at de mest tolerante organismene forekommer i små mengder i alle vanntyper, er toleransegrensen ved overgangen til mer forurensning (høyere saprobienivåer) viktig. Heller ikke Lange Bertalot ser helt bort fra de saprobienivåer, og definerer disse i henhold til tabell:

Toleransegruppe Kiselalger	Saprobienivå	BOD ₅	O ₂ -undermetning
3 b	β-mesosaprob	< 4 mg O ₂ /l	< 30 %
3 a	β-α-mesosaprob	< 7 "	< 50 %
2 b	α-mesosaprob	< 13 "	< 75 %
2 a	α-meso-p-saprob	< 22 "	< 90 %
1	P-saprob	> 22 "	> 90 %

Som mange andre retter Lange Bertalot i liten grad søkelyset mot de mest sensitive artene: "We found that the most sensitive groups of differentiating diatoms are dominant at any place where the standard methods of water analysis indicate β-mesosaprobic level or better". I Norge er det behov for å skille de xenosaprobe (x) og oligosaprobe (o) lokaliteter fra de β-mesosaprobe (β). Erfaringer fremkommet ved studier av hele begroingsamfunnet indikerer at dette er mulig. Dersom man velger å bruke strukturen i kiselalgesamfunnet til vannkvalitetsbedømmelse, blir det en viktig oppgave å skilne de ekstra følsomme (x-o-saprobe) arter fra de følsomme (β-mesosaprobe) arter.

Fordi det er lettere å gjøre numeriske analyser av kiselalgesamfunnet enn det øvrige begroingsamfunnet, er det i de senere år beregnet indekser og gjort statistiske vurderinger av analyseresultater fra dette samfunnet. Med semikvantitative metoder som ofte benyttes til analyse av kiselalgesamfunnet er det ikke alle typer beregninger som egner seg. Det er heller ikke bestandig klart hva slike analyser og indekser gir svar på. Det synes for tiden å være en tendens til overbruk av slike analyser. Det synes ikke alltid å bli vurdert hvilke numeriske metoder som egner seg i hvert enkelt tilfelle eller hva disse gir svar på. I "Biological surveillance of Rivers" er det gitt en samlet fremstilling av de mest anvendte numeriske analyser benyttet til vannkvalitetsbedømmelse i elver (Hellowell, 1978).

I kapitlet om vannkvalitet i Nitelva er det foretatt en enkel analyse av kiselalgesamfunnet (s. 31).

3.5 Biokjemiske observasjoner

I strømmende vann vil deler av begroingen stadig rives løs og transporteres bort. Beiteorganismer vil også bidra til at deler av begroingen forsvinner. Ettersom mekanisk slitasje og beitetrykk oftest er ukjente og variable faktorer, gir målinger av akkumulert biomasse begrenset informasjon om produksjonen i vassdraget. Det er imidlertid visse biokjemiske observasjoner og metoder som kan være aktuelle og gi et indirekte mål på produksjonen i vassdraget.

Klorofyllbestemmelser på begroingsalger kan være forbundet med problemer da man ofte har uforholdsmessig stor andel av nedbrytningsprodukter. Det man bestemmer med de konvensjonelle spektrofotometriske eller fluorimetriske metodene vil være en sum av klorofyller, klorofyllider og pheopigmenter. For å bestemme det fotosyntetisk aktive klorofyll-a må pigmentene først separeres med en kromatografisk metode. Tross disse interferensproblemene kan man ved å sette ut kunstige substrater og velge korte eksponeringstider av substratene sannsynligvis få et brukbart estimat på den totale akkumulerte klorofyllmengden. Når man har slike korte eksponeringstider vil den akkumulerte biomassen være så lav at man må benytte en fluorimetrisk metode for bestemmelse av klorofyllmengden.

I forbindelse med klorofyllbestemmelser er etter hvert bruk av in vivo fluorescensteknikk blitt mer vanlig. Det skulle ikke være noe prinsipielt i veien for at man kunne bruke en slik metode på kunstige substrater med definerte areal og som eksponeres i korte tidsperioder. Man skulle forvente at fluoresens/klorofyll -forholdet var lineært inntil substratet ble overgrodd. Man kunne muligens med en slik teknikk følge koloniseringen av alger de første dagene, da en slik metode ikke vil ødelegge prøven og substratet kunne settes ut igjen.

Tatt i betraktning at det klassiske saprobiesystemet grunner sin bedømmelse på forholdet mellom produsenter og dekomponenter i et biologisk system, er forholdet mellom autotrofe og heterotrofe organismer interessant.

Horner og Welch (1981) definerte en heterotrof indeks etter ligningen:

$$HI = \frac{(\text{mg ATPm}^{-2}) (25 \text{ mg C/mg ATP})}{\text{mg chl}_a \cdot \text{m}^{-2}}$$

Her har man antatt et konstant forhold mellom carbon og nucleotiden ATP. Det er imidlertid vist at dette forholdstallet kan variere betraktelig. På grunn av dette er det vanskelig å si hvor godt en slik indeks vil fange opp en forandring i begroingsamfunnet. Det er derimot mulig at ved å bestemme alle nucleotidene, (ATP, ADP og AMP), kan man få et uttrykk for "energy charge" som gir et uttrykk for biomassens fysiologiske tilstand. Derved fås et bedre estimat på biomassen enn ved bestemmelse av ATP alene.

Primærproduksjonsbestemmelsen ved bruk av ^{14}C -teknikk har også vært forsøkt på begroingsalger. Substratene som var kolonisert av alger ble forsiktig plassert i flasker som ble inokulert med ^{14}C og inkubert på de aktuelle dyp. Metoden er ikke utprøvet i større grad og en del metodiske problemer gjenstår å løse, men dette kan vise seg å være en vei å gå.

4. ANDRE VIRKNINGSTYPER ENN EUTROFIERING/SAPROBIERING SOM KAN BEDØMMES VED BEGROINGSSAMFUNNET

Denne rapporten er først og fremst skrevet fordi man ønsker å vurdere begroingssamfunn som utsettes for virkningstypene eutrofiering/saprobiering. Virkningstypene forgiftning og forsurening kan være til stede i varierende grad og kommer til uttrykk i begroingssamfunnets sammensetning og struktur. Derfor gis også en kort omtale av disse virkningstypene.

4.1 Forgiftning

Forgiftning er en påvirkning som kan opptre uavhengig av andre sivilisatoriske påvirkninger. Gode eksempler på dette har vi i våre grubeområder. Fullstendig uberørte vannforekomster tilføres sigevann med høye metallkonsentrasjoner. I Norge er det gjort sporadiske undersøkelser av begroingssamfunnet i slike områder. Det generelle inntrykk fra disse undersøkelsene er at variasjonsbredden i samfunnet (diversiteten) avtar og at bestemte arter tåler høye metallkonsentrasjoner. Eksempelvis er grønnalgen *Ulothrix subtilis* eneste begroingsalge med mengdemessig betydning i en del fjellbekker og -elver som tilføres vann med høyt innhold av bl.a. Fe, Cu og Zn. Algologen H. Printz observerte begroingssamfunnet i liknende vannforekomster og kom til samme konklusjon (Printz, 64). En rekke undersøkelser indikerer at tungmetaller virker på begroingssamfunnet ved redusert variasjonsbredde (færre arter) og dominans av noen få tolerante arter (Kramer, R.L. 1976, Rushforth, S. et al. 1981, Whitton, B.A. et al. 1981).

Undersøkelser viser at en del organismer er ømfintlige for tungmetaller. Ved økende eutrofiering av "The Great Lakes" har grønnalgen *Cladophora glomerata* skapt problemer. Den danner tykke grønne belter i strandsonen. Disse river seg løs og flyter i vannet som uapetittelige grønne matter. *Cladophora* er bl.a. ømfintlig for sink. Undersøkelser indikerer at den forsvinner allerede når sinkkonsentrasjonen er $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Whitton, 1970). Man har derfor vært inne på tanken å høyne sinknivået noen steder i "The Great Lakes" for å redusere *Cladophora*-plagen på disse stedene.

4.2 Forsurning

Begroingsamfunnet i et surt elektrolyttfattig miljø består av andre arter enn i et basisk elektrolyttrikt miljø. Lenge før debatten omkring forsurning oppsto har bl.a. kiselalgenes forhold til vannets alkalitet vakt forskernes interesse (Hustedt, F. 1956, Cholnoky, B.J. 1968, Patrick, R. 1966, 1975). I likhet med organismenes oppdeling i saprobiekategorier (s. 10), inndeles kiselalgene i alkalitetskategorier - alkalibionte (avhengig av høy alkalinitet) - alkalifile (foretrekker høy alkalinitet) - alkaliindifferente (indifferente til alkalinitet) osv.

Sporadiske erfaringer fra norske vannforekomster indikerer at et forsuret miljø medfører redusert konkurranse innen begroingsamfunnet. Derved kan veltilpassede arter som tåler lav pH opptre i store mengder. I Norge er representanter for grønnalgeslektene *Mougeotia* og *Zygnema* og rødalgen *Batrachospermum vagum* observert i masseforekomst i forsurede vannforekomster.

Generelt om ulike påvirkningstyper

Felles for alle påvirkningstyper er at de hver for seg øver en form for stress på begroingsamfunnet. Dersom flere virkningstyper opptrer samtidig blir det samlede stress på samfunnet større. Derfor vil effekten av f.eks. forgiftning være alvorligere dersom samfunnet samtidig utsettes for andre stressfaktorer. Sagt med andre ord: Dersom samtlige miljøbetingelser er optimale for et organismesamfunn vil virkningen av en stressfaktor ikke være så alvorlig som under suboptimale miljøbetingelser.

5. BEGROINGSUNDERSØKELSER I NITELVVASSDRAGET

5.1 Biologisk overvåking 1976-1980

Som et ledd i Avløpssambandet Nordre Øyerens overvåking av vassdrag på Romerike er det foretatt en analyse av de akvatiske samfunn (bunndyr, begroing) i Sveeselva og Nitelva. Undersøkelsen er gjennomført på samme tidspunkt hvert år i fem år (september 1976-1980). Hvert år er det gitt en skjønsmessig bedømmelse av vannkvalitet basert på de akvatiske samfunn. For metodebeskrivelse, se NIVA-rapport om biologiske metoder brukt i overvåking (NIVA, 1979). En oversikt over vassdraget med lokalitetsangivelser er gitt i figur 5.1.

Opplysninger om geologi, forurensningstilførsler, generell vannkvalitet o.l. er gitt i ANØ-rapport (1980).

Resultatene av begroingsundersøkelsen er gitt i tabellene 5.1 - 5.6 (vedlegg).

Begroingselementene som de ulike artene tilhører er mengdemessig vurdert i felt etter følgende skala:

5 :	100 - 50 %	av bunnarealet	dekket	
4 :	50 - 25 %	"	"	"
3 :	25 - 12 %	"	"	"
2 :	12 - 5 %	"	"	"
1 :	< 5 - 5 %	"	"	"

I tillegg er artenes mengdemessige forekomst i prøvene vurdert ved mikroskopingsanalysen i laboratoriet.

3 :	dominerer i prøven
2 :	forekommer i prøven
1 :	enkelteksemplarer

I tabellene 5.1 - 5.6 er organismenes hyppighet gitt ved multiplikasjon av disse vurderinger. Eksempelvis inngår en bestemt art i et begroings-

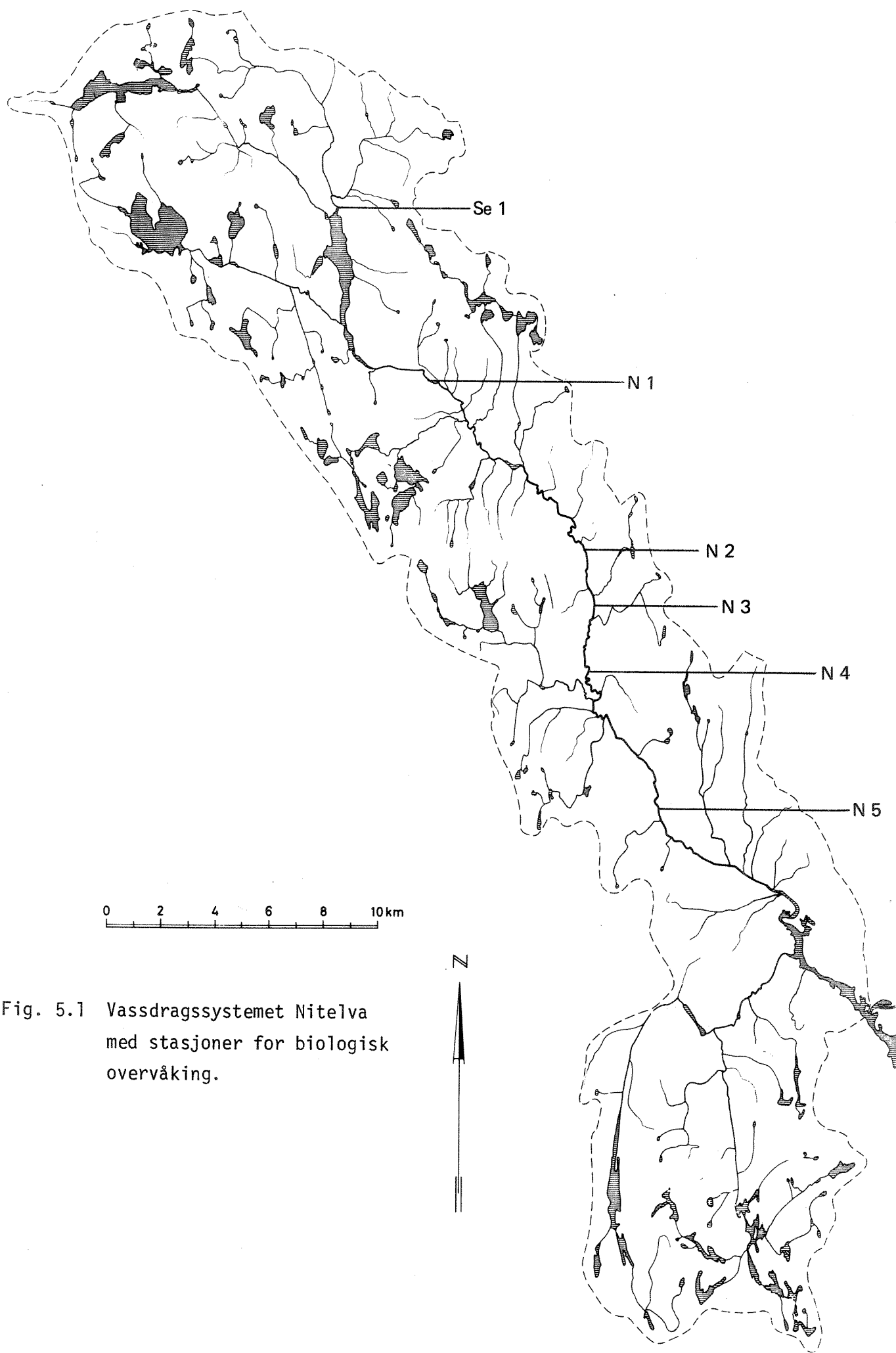


Fig. 5.1 Vassdragssystemet Nitelva med stasjoner for biologisk overvåking.

element som dekker ca. 30 % (dekning 4) av bunnarealet på observasjonsstedet. Arten har en viss forekomst i begroingselementet, men dominerer ikke (forekomst 2). Arten får da mengdeangivelsen $h = 8(4 \times 2)$.

I tabellene er organismenes saprobievalens (s) gitt ifølge Sládeček (1973). Saprobievalens for en del arter er revidert i henhold til erfaringer fra norske vassdrag (sr). Noen arter er ikke gitt saprobievalens tidligere, men har klar tilhørighet til en type vannkvalitet. For disse er angitt saprobievalens (sr). På grunnlag av organismenes mengdeangivelse og saprobievalens er det regnet ut saprobieindeks (S) og revidert saprobieindeks (SR) for seks stasjoner i Nitelvvassdraget (1976-1980), se tabell 5.7.

Tabell 5.7 Saprobieindeks (S) og revidert saprobieindeks (SR) i Sveeselva og Nitelva, beregnet på grunnlag av hele begroingssamfunnet i september, 1976-1980.

$$\text{Saprobieindeks (S) (Pantle \& Buck, 1956): } S = \frac{\sum s \cdot h}{\sum h}$$

$$\text{Ny/revidert saprobieindeks (SR) i henhold til erfaring i norske vassdrag: } SR = \frac{\sum sr \cdot h}{\sum h}$$

Ar	Stasjon	S1	N1	N2	N3	N4	N5
1976	S	1,45	1,34	0,96	0,70	0,98	1,74
	SR	1,05	1,26	1,76	1,84	1,72	2,93
1977	S	1,50	1,24	0,70	1,11	1,49	1,74
	SR	1,22	0,92	1,68	1,98	2,07	2,31
1978	S	1,45	1,23	1,21	1,11	1,04	2,04
	SR	1,11	1,18	1,83	1,97	1,81	2,47
1979	S	1,33	0,91	1,03	1,11	1,58	1,93
	SR	1,38	0,83	1,74	1,96	2,14	2,25
1980	S	0,95	0,74	1,16	1,19	1,83	1,89
	SR	1,03	0,79	1,69	2,04	2,37	2,31
Aritmetisk middel, 1976-80	\bar{S}	1,34	1,19	1,01	1,04	1,38	1,87
	\bar{SR}	1,15	0,98	1,74	1,95	2,02	2,45
	$\bar{SR} - \bar{S}$	-0,19	-0,19	+0,73	+0,91	+0,64	+0,59
Aritmetisk middel av \bar{SR} uttrykt ved sapro- bienivå		σ oligo- sapro	σ oligo- sapro	$\beta-\sigma$ betameso- oligosapro	β betameso- sapro	β betameso- sapro	$\beta-\alpha$ betafa- mesosapro

Revidert saprobieindeks (SR) er gjennomgående lavere enn urevidert indeks (S) på de stasjoner som ifølge tidligere observasjoner (kjemiske/biologiske) har renest vannkvalitet (S1, N1). På stasjoner med mer forurensset vann er derimot SR høyere enn S (N2, N3, N4, N5), tabell 5.7. I gjennomsnitt viser $\bar{S}R$ 0,19 lavere verdi (bedre vannkvalitet) enn \bar{S} på st. S1 og N1. $\bar{S}R$ viser fra 0,59 til 0,91 høyere verdi (dårligere vannkvalitet) enn \bar{S} på stasjonene N2, N3, N4 og N5. Med andre ord, revidert saprobieindeks viser større spredning enn saprobieindeks utregnet med Sládeceks verdier for saprobievalens. Dette skyldes trolig to forhold omtalt nedenfor.

1.

Bare få organismer med lav saprobievalens er vurdert av Sládecek. Blågrønnalgene *Calothrix fusca*, *Calothrix orsiniana*, *Chamaesiphon confervicola* v. *elongata*, *Rivularia biasoletiana* og *Stignonema mamillosum* er ikke vurdert av Sládecek. Disse artene viser klar tilhørighet til rene lokaliteter og saprobievalens er anslått til 0,5. Tilsvarende gjelder for grønnalgene *Mougeotia e* og *Zygnema b* som er gitt saprobievalens henholdsvis 1 og 0,75.

Disse organismene er bare observert på st. S1 og N1 og bidrar til å minske saprobieindeks på disse stasjonene.

2.

Kaltdvannsarter vil vanligvis vokse under suboptimale forhold i Mellom-Europa og vil sannsynligvis tåle større forurensningsbelastning i norske vassdrag der bl.a. temperaturen er gunstigere (lavere).

Grønnalgen *Microspora amoena* og mosen *Hygrohypnum ochraceum* er angitt med s-valens 0,5 av Sládecek. Saprobievalens 1,5 er sannsynligvis en riktigere bedømmelse av disse organismene. Både *Microspora* og *Hygrohypnum* forekommer i mange typer av vannkvalitet. De ser derfor ut til å ha liten indikatorverdi. Stor mengdemessig forekomst av disse artene er imidlertid bare observert i forbindelse med forurensningsbelastning. En økning av saprobievalens for disse artene og estimering av saprobie-

valens for enkelte andre arter (eks. *Microspora abbreviata* og *Vaucheria uncinata*) medfører økt saprobievalens på de fire nederste stasjonene i vassdraget. Gruppebetegnelser som trådformede og stavformede bakterier er også gitt saprobievalens. Slike grupper har ikke fått saprobievalens av Sládecek.

De beregnede saprobieindekser varierer mest og synes minst i overensstemmelse med den biologiske tilstanden i vassdraget de første årene undersøkelsen pågikk (1976-77-78). I dette reflekteres trolig at undertegnede fluoristiske kunnskaper og den rutinemessige erfaring var forholdsvis liten i disse årene.

5.2 Kiselalgesamfunnet, september 1980

Til en undersøkelse av kiselalgesamfunnet ble 10 tilfeldige stener valgt ut og børstet rene for begroing. Materialet fra alle stenene ble blandet til en samleprøve for mikroskopbearbeidelse. For å lette artsbestemmelsen ble delprøver tatt ut og glødet, slik at det organiske materialet brennes vekk. Etter preparering ble kiselalgeskallene (som ikke er av organisk materiale) talt og prosentvis forekomst av hver art regnet ut. Fra hver stasjon ble minst 500 celler talt. Resultatene er gjengitt i tabell 5.8 (vedlegg) og figur 5.2.

Saprobieindeks for hver stasjon er regnet ut. Sládeceks angivelser av saprobievalens er lagt til grunn ved beregningen. Mengdeangivelse er gitt ved prosentvis forekomst. Saprobieindeks basert på kiselalgesamfunnet (SK) stemmer godt overens med revidert indeks basert på hele organismesamfunnet (SR), tabell 5.9.

Stasjon N5 (Slattum) danner et unntak. Ifølge kjemiske/biologiske data bør saprobieindeks for denne stasjonen være høyere enn 1,65 (SK), som tilsvarer det oligo-beta-mesosaprobe nivå. Forholdet kan delvis forklares ved at to arter *Cymbella ventricosa* og *Cocconeis placentula* er upresist identifisert. Artene i Nitelva er sannsynligvis ikke identiske med de artene Sládecek angir som *C. ventricosa* og *C. placentula*. Artene i Nitelva har trolig en annen og høyere saprobievalens enn oppgitt hos Sládecek. "C. ventricosa" og "C. placentula" er begge gitt saprobie-

Tabell 5.9 Aritmetiske middelværdier for noen fysisk/kjemiske variable (Rensvik, 81). Data fra juni-september 1980. Saprobieindeks (SR, SK) beregnet ved begroingsmateriale fra september 1980.

St.	Ledn. evne mS/m	TOT-P µg P/l	TOT-N µg N/l	Susp. stoff mg/l	Susp. stoff gløderest mg/l	Turb. FTU	SR Hele begroings- samfunnet	SK Kisela lge- samfunnet	Saprobienivå
S1	13,5	25	719	< 1	< 1	0,75	1,03	0,95	σ oligosaprob
N1	4,8	12	582	< 1	< 1	0,45	0,79	0,79	σ oligosaprob
N2	5,2	33	723	1,5	1,0	1,0	1,69	1,86	σ - β oligo-beta- mesosaprob
N3	5,2	43	836	1,5	1,0	1,0	2,04	2,34	β beta- mesosaprob
N4	5,4	39	843	1,95	1,4	1,0	2,37	2,20	β -(α) beta-alfa- mesosaprob
N5	6,1	35	995	2,05	1,55	1,45	2,31	1,66	$\left\{ \begin{array}{l} \text{SR: } \beta - (\alpha) \\ \text{beta-alfa-} \\ \text{mesosaprob} \end{array} \right\}$ $\left\{ \begin{array}{l} \text{SK: } \sigma - \beta \\ \text{oligo-beta-} \\ \text{mesosaprob} \end{array} \right\}$

valens 1,35 av Sládecek. Dersom disse utelates ved beregning av saprobieindeks blir denne 1,9. Dette indikerer som nevnt tidligere at konklusjoner basert på de biologiske samfunn krever korrekt angivelse av identitet. Iblant er det tilstrekkelig å angi tilhørighet til en større enhet f.eks. gruppe, iblant er det nødvendig å angi varietet for å skille økologisk ulike organismer.

Det er ikke gjort forsøk på å revidere/føye til saprobievalens for noen av kiselalgene. Dette skyldes delvis at kiselalgenes økologiske forhold er godt kjent (Sládecek har angitt saprobievalens for mange kiselalger) og delvis at man har liten erfaring med numeriske analyser av fastsittende kiselalgesamfunn i Norge.

Figur 5.2 viser prosentvis fordeling av noen kvantitativt viktige arter på de seks stasjonene. Figuren viser at noen av stasjonene er svært forskjellige hva kiselalgesamfunnet angår. Til tross for at materialet fra Nitelvvassdraget er beheftet med svakheter (upresis identifikasjon/relativ mengdeangivelse) har man forsøkt å beregne nabostasjonenes innbyrdes likhet/ulikhet (tabell 5.10). Et uttrykk for likhet mellom to lokaliteter fås ved similaritetsindeks:

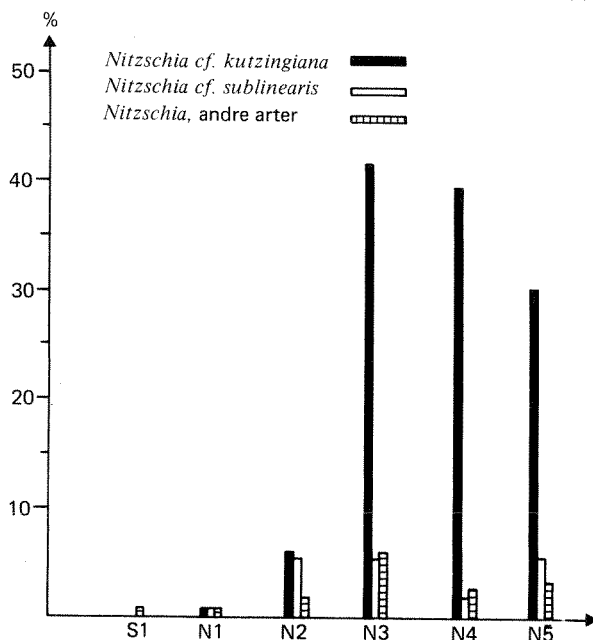
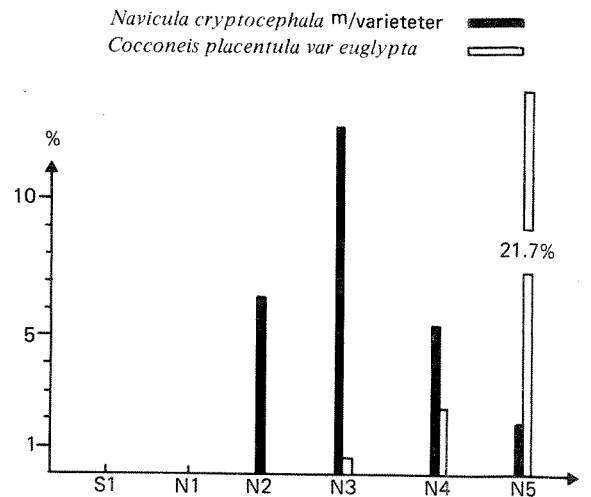
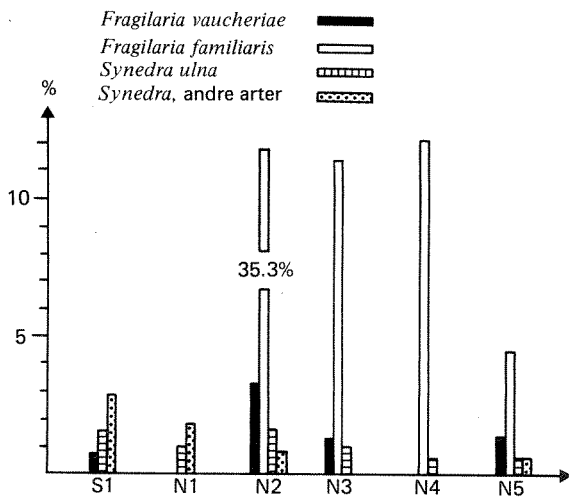
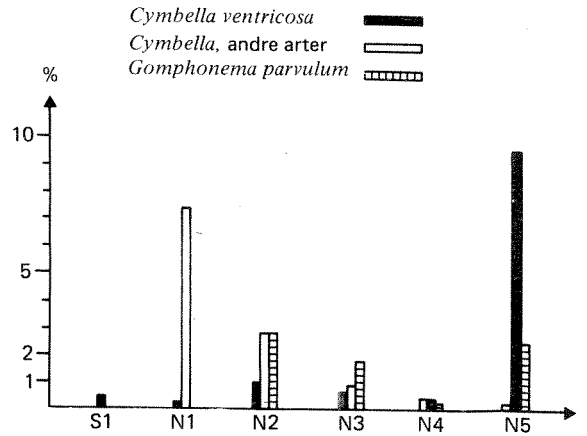
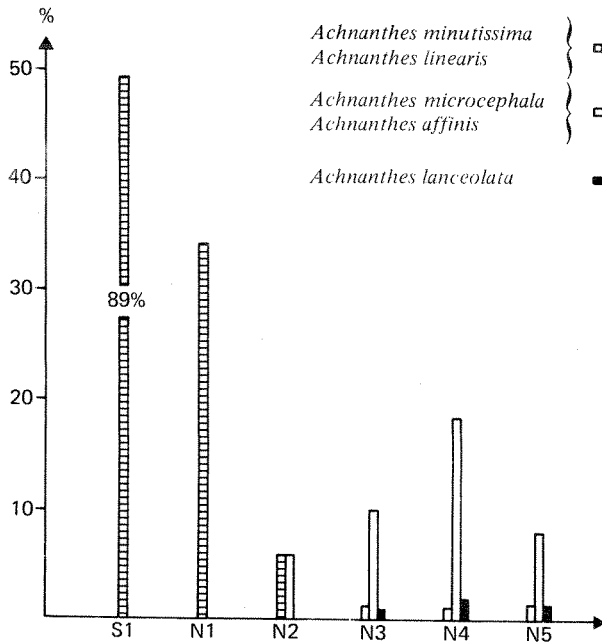
$$S = \frac{2A}{B+C}$$

- A = Arter felles for begge stasjoner
- B = Alle arter på én stasjon
- C = Alle arter på den andre stasjonen

Similaritet varierer mellom 0 og 1. 1 tilsier maksimal grad av likhet.

Tabell 5.10. Grad av similaritet mellom nabostasjoner beregnet ved similaritetsindeks $S = \frac{2A}{B+C}$ basert på kiselalgesamfunnet.

Stasjoner	S1/N1	N1/N2	N2/N3	N3/N4	N4/N5
S, grad av likhet	0,39	0,47	0,59	0,86	0,82



Stasjonsbetegnelser :

- S1, Sveeselva
- N1, Nitelva v/Kongsvang
- N2, —||— v/Fossen
- N3, —||— v/Strøm sag
- N4, —||— v/Rotnes
- N5, —||— v/Slattum

Fig. 5.2.
Prosentvis forekomst av kvantitativt viktige kiselalger i Sveeselva og Nitelva. September 1980.

Nabostasjoner øverst i vassdraget viser mindre grad av likhet enn lenger ned i vassdraget. Størst grad av likhet viser st. N3 og N4 ($S = 0,86$). Dette er i overensstemmelse med kjemiske og andre biologiske analyse-data (tabell 5.8 og 5.9). Visuelt er stasjonene N3 og N4 forskjellige. En nærmere analyse av begroingsamfunnet viser imidlertid at begge stasjonene er betamesosaprobe. Aritmetisk middel av revidert saprobieindeks $\bar{S}R$ er 1,95 for N3 og 2,02 for N4.

Tabell 5.11 gir en oversikt over de arter fra kiselalgesamfunnet i Nitelvasvassdraget som er med i Lange Bertalots toleransegruppering (Lange Bertalot, 1979). Ettersom disse arter bare utgjør en mindre del av kiselalgesamfunnet i Nitelvasvassdraget, er det vanskelig å kommentere tabellen.

På stasjonene Se 1 og N1 utgjør ACHN MIN - *Achnanthes minutissima* (var. *cryptocephala*) en vesentlig del av kiselalgesamfunnet. *A. minutissima* (var. *cryptocephala*) vokser ved svært ulike økologiske forhold. Stor forekomst av *A. minutissima* (var. *cryptocephala*) sier derfor lite om en lokalitet.

Tabell 5.11. Prosentvis fordeling av kiselalger etter toleransegruppe (Lange Bertalot, 79). Sveeselva og Nitelva, sept. 1980.

Toleransegruppe	Organisme EDB-kode	S1	NI	N2	N3	N4	N5
3 b	CYMB AFF		1				
	FRUS SAX		1				
	GOMP ANG		< 1	1,6	< 1		< 1
	NITZ SUB	< 1	< 1	5,6	4,9	< 1	4,9
	DENT TEN		1				
3 a	ACHN MIN	89	57,4	< 1			
	DIAT VUL		< 1				
	NAVI CRY			5,2	9,2	3,9	1
	NITZ DIS	< 1		< 1		< 1	
2 b	NAVI HUN				< 1		
	NITZ ACI			1	< 1	< 1	< 1
	SYNE ACU	< 1	1				
2 a	ACHN LAN	< 1			< 1	2,-	< 1
	FRAG VAU	< 1		3,3	1,5	1,2	1,3
	SYNE LAC			1			
	CYMB VEN	< 1	< 1	1			9,3
1.	NAVI VEN			1	5	1	< 1
	SYNE ULN	1,5	1	1,8	< 1	< 1	< 1
	GOMP PAR			4,5	1,7	< 1	2,6

3 a og b: minst tolerante, b : β - mesosaprob, a : β - α -mesosaprob

2 a og b: middels tolerante, b: α -mesosaprob, a: α -p-saprob

1 : mest tolerante, poly saprob

6. BIOLOGISK BEDØMMELSE AV VANNKVALITETSKLASSER

6.1 Generell kommentar

Dersom man bestemmer det saprobe nivå eller uttrykker tilstanden i de akvatiske samfunn på annen måte, er det en klar forutsetning at man anvender et almengyldig økologisk begrunnet system. Selv om man må foreta justeringer fra ett vassdrag til et annet, må almenyldige økologiske prinsipper ligge til grunn for evalueringen. Å knytte begrepet vannkvalitet direkte til økologisk begrunnede systemer er vanskelig og ikke helt logisk. Vannkvalitet har oppstått som begrep i forbindelse med brukerinteresser. Brukerinteressene er som kjent mangfoldige og kravene til vannkvalitet varierer fra ett område til et annet.

Tabell 6.1 gir eksempler på uttrykk for vannkvalitet som har vært knyttet til bestemte saprobe nivåer. Det oligosaprobe nivå er f.eks. betegnet som "clean" og "slightly polluted". Om det betamesosaprobe nivå er brukt et uttrykk som "weak pollution" og "moderat pollution". Uttrykk som "tilfredsstillende" brukt om vannkvalitet betyr trolig noe annet i Norge enn mange steder i Mellom-Europa. Dette må nødvendigvis få betydning ved fastsettelse av vannkvalitetsklassene. Med utgangspunkt i et system som bygger på almenyldige økologiske prinsipper, f.eks. saprobiesystemet, bør tilknytningen til et sett vannkvalitetsklasser trolig bli en annen i Norge enn i mange mellom-europeiske land.

Tabell 6.1 Vannkvalitetsbetegnelser anvendt i forbindelse med de saprobe nivåer i England og Nord-Amerika (Sládeček, 1973, s.144).

katharobic	drinking water, purest water
xenosaprobic	pure water, unpolluted, biological poor zone
oligosaprobic	clean, healthy, slightly polluted, not adversely affected by pollution, game fish zone
beta-mesosaprobic	semi-healthy, mild pollution, moderate pollution, weak pollution, subtile pollution, recovery zone, lower recovery zone, repurified water, "normal", past pollution, fertile zone
alpha-mesosaprobic	polluted, active recovery, upper recovery zone, distinctly polluted, strong pollution, active decomposition, "ill", recent pollution, intermediate bacterial decomposition zone
polysaprobic	heavily polluted, very polluted, foul pollution, active decomposition, degradation, grossly polluted, severe pollution, strong pollution, recent pollution, active bacterial decomposition

Saprobiesystemet er brukt som utgangspunkt for mange ulike avgrensninger og inndelinger av vannkvalitetsklasser. I figur 6.1 gis en oversikt over de fem limnosaprobe nivåer (også uttrykt ved saprobieindeks) og Liebmanns og Tümplings inndeling av disse i vannkvalitetsklasser (Liebmann, 62, Tümping, 68). Begge angir fire hovedklasser for vannkvalitet. Liebmann angir dessuten tre overgangsklasser (I-II, II-III og III-IV). Liebmanns overgangsklasser er av ulik størrelse (representerer ulikt antall enheter av saprobieindeksen). Derfor er Liebmanns vannkvalitetsvurdering noe forskjøvet i forhold til Tümping som lar hver vannkvalitetsklasse representere nøyaktig like mange enheter av saprobieindeksen. Hverken Liebmann eller Tümping tar med det xenosaprobe nivå i sin evaluering av vannkvalitet. Det skyldes trolig at xenosaprobe tilstander oftest forekommer i vannforekomster med minimal nedbrytning av dødt organisk materiale. I Mellom-Europa påtreffes slike vannforekomster oftest i grunnvann, kilder o.l. og utelates derfor ofte fra det limnosaprobe område. Overgangen mellom helt upåvirket overflatevann (xenosaprobe nivå) og rent grunnvann (katarobt nivå) er noe uklar. I Norge vil man ofte påtreffe overflatevann der intensiteten i nedbrytning er så lav at saprobienivået tilsvarer det xenosaprobe. I Sládečeks oversikt over limnosaprobe organismers saprobieevalens er mange angitt som xenosaprobe. Beregnet saprobieindeks i øvre del av Nitelva (st. N1) er mindre enn 1 og tilsier xeno-oligosaprobe nivå. Det synes derfor ulogisk og galt å utelate det xenosaprobe nivå ved vurdering av vannkvalitet. Nederst i figur 6.1 er det gitt en inndeling i vannkvalitetsklasser som omfatter det xenosaprobe område. Derved får man en forskyvning av vannkvalitetsklassene mot lavere saprobe nivåer, med andre ord en strengere vurdering av vannkvalitet. Inndeling i fire hovedklasser og tre overgangsklasser er beholdt.

6.2 Erfaringer fra Nitelva

Begroingsfunnet i september 1980 er lagt til grunn ved beregning av saprobieindeks i Nitelva (tabell 6.2). Dersom Liebmanns eller Tümplings inndeling av de saprobe nivåer i vannkvalitetsklasser benyttes, vil vannkvaliteten på samtlige stasjoner bedømmes én hel til en halv klasse (overgangsklasse) bedre enn når forslaget som omfatter det xenosaprobe område benyttes. I Nitelva ved Kongsvang er dessuten det saprobe nivå for lavt til å omfattes av Liebmanns og Tümplings inndeling.

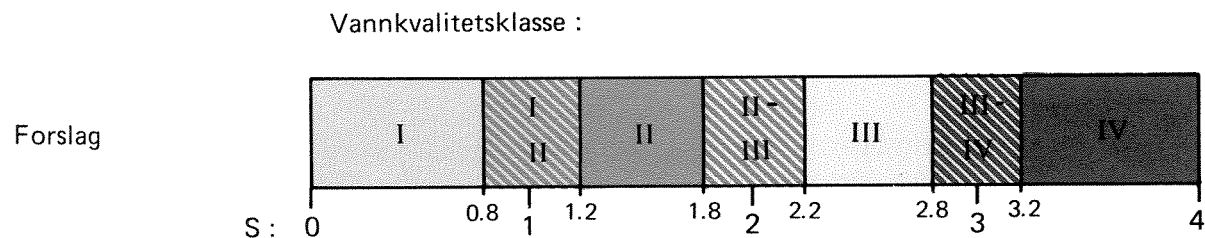
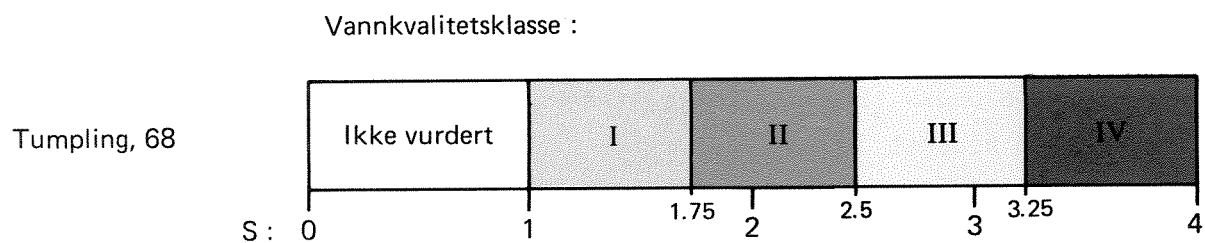
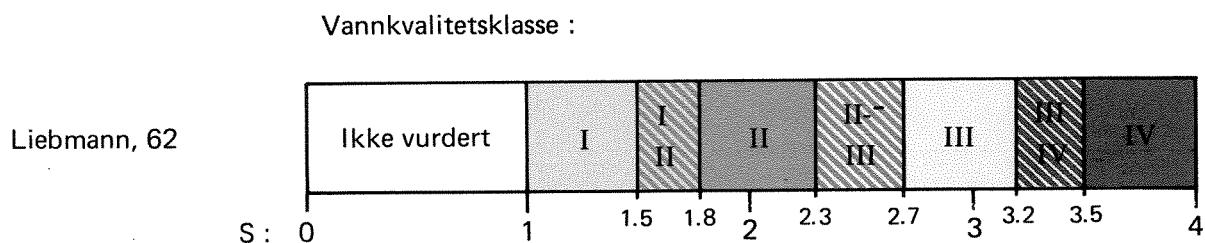
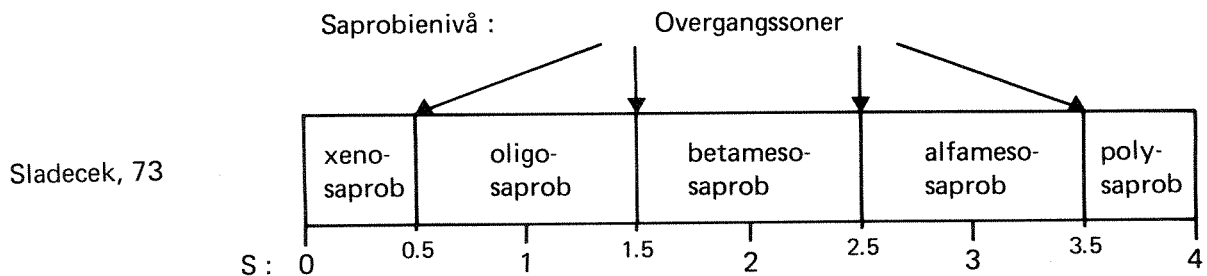


Fig. 6.1. De limnosaprobe nivåer (Sládeček, 73) og eksempler på inndeling av disse i vannkvalitetsklasser (Liebmann, 62, Tümping, 68 og forslag).

Tabell 6.2. Vannkvalitetsklasser i Sveeselva og Nitelva bedømt ved saprobieindeks. Revidert saprobieindeks (SR) beregnet på grunnlag av hele begroingssamfunnet, september 1980.

Lokalitet	Saprobie index, SR	Liebmann	Tümppling	Forslag
S1. Sveeselva	1,03	I	I	I - II
N1. Nitelva v/Kongsvang	0,79	?	?	I
N2. " v/Fossen	1,69	II	I	II
N3. " v/Strøm sag	2,04	II	II	II-III
N4. " v/Rotnes	2,37	II-III	III	III
N5. " v/Slattum	2,31	II-(III)	II	III

I tabell 6.3 er det gitt oversikt over vannkvalitetsklasse i Nitelva i tiden 1976-1980 bedømt ved A: Generelt inntrykk av de akvatiske samfunn (se ANØ, 1976-1979), B: Urevidert saprobieindeks (S) og C: Revidert saprobieindeks (SR). Vannkvalitetsklassene er inndelt i henhold til forslag nederst i figur 6.1.

Mellom A og C er det god overensstemmelse. Det tilsier at generell bedømmelse av vannkvalitet (A) stemmer med forslag til inndeling av vannkvalitetsklasser i Norge. Dette gjelder bare dersom revidert saprobieindeks (C) benyttes.

Dersom man benytter urevidert saprobieindeks (S) i henhold til Slådeceks saprobievalenser (cfr. kap. 5.1), vil stasjoner med rent vann (S1 og N1) angis med dårligere vannkvalitet (B) enn ved bruk av A eller C (cfr. tabell 5.7). På stasjoner med noe forurenset vann (N2, N3, N4 og N5) vil bruk av B gi bedre vannkvalitet enn hvis A eller C benyttes. Det reflekterer som nevnt på s. 30 at revidert saprobieindeks (SR) gir større spredning enn urevidert indeks (S).

Dersom Liebmanns eller Tümpplings inndeling i vannkvalitetsklasser benyttes i stedet for det norske forslaget, vil de fleste vannkvaliteter bedømmes som bedre. Det varierer noe avhengig av om urevidert indeks (B) eller revidert indeks (C) benyttes.

År	S1			N1			N2			N3			N4			N5		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1976	I-II	II	I-II	II	II	II	II-III	I-II	II	II-III	I	II-III	III	I-II	II	III	II	III-IV
1977	I-II	II	II	I-II	I	II	II-III	I	II	II-III	I-II	II-III	II-III	II	II-III	III	II	III
1978	I-II	II	I-II	I-II	II	II-III	II-III	II	II-III	II-III	I-II	II-III	II-III	I-II	II-III	III	II-III	III
1979	I-II	II	I-II	I-II	I-II	II	II-(III)	I-II	II	II-III	I-II	II-III	II-III	II	II-III	III	II-III	III
1980	I-II	I-II	I-II	I-(II)	I	II	II	I-II	II	II-III	I-II	II-III	II-III	II-III	II-III	III	II-III	III
1976																		
1977																		
1978																		
1979																		
1980																		

1) Vannkvalitetsklasse uttrykt ved tall

2) Vannkvalitetsklasse uttrykt ved farge

Tabell 6.3. Vannkvalitetsklasser i Sveeselva og i Nitelva fremkommet ved A: Generell bedømmelse av de akvatiske samfunn. B: Beregnet saprobieindeks, S (tabell 5.7). C: Beregnet saprobieindeks med ny / revidert saprobievalens for noen arter, SR (tabell 5.7).

Ut fra ovenstående ser det ut til at kunnskaper om organismenes økologiske forhold kan tilføres almenyldige økologisk begrunnede systemer slik at disse omfatter nye geografiske områder. Dette kommer til uttrykk gjennom saprobieindeks, idet revidert indeks (SR) synes å reflektere de faktiske forhold bedre enn urevidert (S).

Det synes dessuten mulig å lage en inndeling i vannkvalitetsklasser i forhold til saprobiesystemet som stemmer overens med de kriterier for vannkvalitet som nyttes i bestemte områder, eksempelvis Nitelva (Norge).

En revisjon av saprobieindeks og en justering av inndelingen i vannkvalitetsklasser representerer to uavhengige vurderinger. Ut fra de sparsomme erfaringer man har fra Nitelva, synes begge deler å være nødvendige dersom man ønsker å anvende saprobiesystemet til vannkvalitetsvurdering i Norge.

Ifølge vannkvalitetsbedømmelsen har st. N1 fått noe bedre vannkvalitet siden 1976.

St. N2 er trolig gitt for dårlig vannkvalitet ved den generelle bedømmelsen (A).

7. HVA SLAGS INFORMASJON ØNSKER VI Å FÅ VED BEDØMMELSE AV DE FASTSITTENDE SAMFUNN I STRØMMENDE VANN? KAN DE UNDERSØKELSESPROGRAMMER SOM NYTTES VED VANNKVALITETSBEDØMMELSE JUSTERES SLIK AT DE GIR BEDRE OG MER PRESIS INFORMASJON?

Biologisk overvåking eller andre undersøkelser der vannkvalitetsbedømmelse kommer inn bør innledes med en basisundersøkelse. En bredt anlagt basisundersøkelse vil gi et bilde av hva slags organismsamfunn man kan forvente å finne i et geografisk område. På samme måte som man kan beskrive et område hva geologi, terresteriske plantesamfunn, jordbruk etc. angår, bør man kunne beskrive de akvatiske samfunn i et område. Gjennom en basisundersøkelse får man dessuten et generelt bilde av forurensningstilstanden i et geografisk område. I noen områder rettes søkelyset i dag i for stor grad mot problemvassdrag. Derved risikerer man å få et ensidig bilde av forurensningssituasjonen i et område. Man har også for dårlig grunnlag dersom man ønsker å si hvordan tilstanden i det aktuelle vassdrag bør være. En omfattende basisundersøkelse vil dessuten gi det beste grunnlag for å vurdere virkningen av senere inngrep i et vassdrag.

Ved biologisk vannkvalitetsbedømmelse er det viktig å opprette adekvate referansestasjoner.

Med adekvate referansestasjoner forstås lokaliteter fra samme geografiske område med tilnærmet samme fysiske/geologiske forhold. Det er en tendens til å legge referansestasjoner i den øvre delen av et problemvassdrag. Her er ofte de fysiske/fysikalske forhold så forskjellige at samfunnets struktur og sammensetning nødvendigvis er en annen enn lenger ned i samme vassdrag. Det gjelder uansett om et vassdrag er forurenset eller ikke.

Ved å beskrive de akvatiske samfunn på upåvirkede adekvate referansestasjoner, kan man langt på vei angi dette som en norm for det vassdrag man arbeider i. Man får dessuten en påminnelse om at tilstanden i det aktuelle område ikke alltid har vært den samme.

Det materiale som samles inn ved biologiske undersøkelser bør bearbeides grundig og presist.

Presise observasjoner er viktig bl.a. for å angi endringer i vannkvalitet over tid - trendbetraktninger. Eksempelvis kan en halvering av fosfatnivået fra 50 til 25 µg/l tilsynelatende ha liten virkning på de akvatiske samfunn, fordi fosfatnivået fremdeles er høyt nok til å opprettholde stor produksjon av begroingsorganismer. Grundige observasjoner kan imidlertid dokumentere lite iøynefallende, men viktige endringer i organismesamfunnet.

På den annen side kan de fysiske/kjemiske forhold i et vassdrag passere en terskelverdi som medfører andre konkurranseforhold og nye strukturer innen de biologiske samfunn. Dersom et vassdrag befinner seg i et slikt terskelområde kan de biologiske samfunn bli forskjellige fra år til år, til tross for ubetydelige variasjoner i vannkvalitet. En del terskelområder representerer overganger til uønskede tilstander og bør kartlegges ved presise biologiske observasjoner.

Generelt vil få, grundige og vel dokumenterte observasjoner av et organismesamfunn danne et bedre utgangspunkt for vannkvalitetsbedømmelse enn mange overfladiske.

Iblant kan det være ønskelig å angi variasjoner i vannkvalitet gjennom året.

Det finnes mange eksempler på at et samfunn går over fra vesentlig å bestå av produsenter til å bestå av dekomponenter uten at vannets kjemiske kvalitet er endret, og det saprobe nivå endres uten endringer i kjemisk vannkvalitet. Årsvariable faktorer som lys, temperatur og vannføring (strømhastighet) medvirker blant annet til det. Eksempelvis skjer dette i vassdrag med høyt innhold av organisk stoff når lysinnstråling og temperatur avtar om høsten. For å angi det saprobe nivå gjennom hele året, får det konsekvenser for prøvetakingsfrekvensen.

8. VIDERE ARBEID MED Å UTVIKLE EN BIOLOGISK BEGRUNNET VANNKVALITETS-
BEDØMMELSE

I arbeidet for å gjøre en biologisk begrunnet vannkvalitetsbedømmelse mer presis og utsagnskraftig bør det satses på vel definerte og avgrensede oppgaver. Ved valg av oppgaver kan følgende problemstillinger være retningsgivende:

1. Andre faktorer enn de sivilisatorisk betingede som er av betydning for begroingsamfunnets utforming.
 2. Metodikk for innsamling - bearbeiding og produksjonsmåling av begroingsamfunn.
 3. Brukbarheten av eksisterende systemer for biologisk begrunnet vannkvalitetsbedømmelse.
 4. Den enkelte organismes forhold til forurensning og andre miljøfaktorer.
-
1. Innenfor NIVAs oppdrag for SFT "Typifisering av lokaliteter i rennende vann" arbeides det med å bedømme betydningen av fysisk/fysikalske faktorer. Det arbeides dessuten for å finne fram til metoder å registrere disse på som er enkle å gjennomføre i praksis. Som et ledd i dette arbeidet bør fysisk/fysikalske faktorer registreres i forbindelse med vassdragsundersøkelser der biologiske observasjoner inngår. Retningslinjene for slik registrering er antydnet på s. 7. Gjennom "Typifiseringsprosjektet" vil trolig disse justeres noe.
 2. De metodiske problemene er størst i forbindelse med innsamling og måling av produksjonen i begroingen. Til innsamling av begroing er det konstruert en rekke ulike prøvetakere. En enkel utgave av den vanligste typen vil bli konstruert og utprøvet ved NIVA.

Til måling av produksjonen er det gjort forsøk med utsetting av kunstig substrat og måling av klorofyll og C^{14} på disse. For å få praktisk erfaring med problemer som oppstår i den forbindelse, bør dette arbeidet videreføres.

3. For å teste eksisterende systemer for biologisk vannkvalitetsbedømmelse foreslås at kiselalgesamfunnet analyseres og at artenes prosentvise forekomst regnes ut. Resultatene legges til grunn for utregning av saprobieindeks. I de fleste tilfellene benyttes Sládeček's angivelser av kiselalgenes saprobievalens ved utregning av saprobieindeks. Ettersom erfaringen øker gjøres parallelle beregninger av saprobieindeks der saprobievalens for noen av artene er revidert og nye er føyet til. Dette bør gjøres i flest mulig vannforekomster der vannkvaliteten (det saprobe nivå) er kjent ved andre variable enn ved begroingen, f.eks. i overvåkingsundersøkelser.

4. Dersom man ønsker at saprobiesystemet skal bli et fullgodt verktøy, må det dels utarbeides dels endres saprobievalens for en rekke begroingsorganismer som det er aktuelt å bruke ved biologisk klassifisering av vannkvalitet i Skandinavia. Det foreslås derfor at forekomsten av et begrenset antall vanlige og lett kjennelige arter registreres systematisk. Fysisk/kjemiske variable som er av betydning for begroingens utforming bør registreres samtidig. Tidligere observasjoner av disse artene bør også registreres. Det foreligger mange NIVA-rapporter som i tillegg til biologiske observasjoner har omfattende kjemisk/fysiske data. Disse rapportene kan være til hjelp i dette arbeidet. Ved behandling av dette materialet er det av avgjørende betydning at bruken av EDB og enkle statistikkprogrammer (tester) innarbeides.

9. SAMMENDRAG

Rapporten omtaler begroingsamfunn (fastsittende bakterier, sopp, alger, moser og primitive dyr) i strømmende vann, og mulighetene for å klassifisere virkningstypene saprobiering og eutrofiering ved hjelp av begroingsamfunnene.

Ved undersøkelser av begroingsamfunn i strømmende vann er det viktig å være klar over at det i tillegg til de sivilisatorisk betingede faktorer er det en rekke andre faktorer som spiller en rolle for utformingen av begroingen. Betydningen av fysiologiske/fysiske faktorer som lys, temperatur og strømhastighet er lite påaktet. Derfor er det foreslått en systematisk registrering av disse faktorer.

Ved omtalen av systemer for vannkvalitetsbedømmelse er hovedvekten lagt på saprobiesystemet. Saprobiesystemet søker først og fremst å gi uttrykk for tilgangen på og intensiteten i nedbrytingen av organisk materiale ved hjelp av organismesamfunnets sammensetning. Særlig ved liten nedbryting av organisk stoff (lavt og middels nivå av saprobitet) vil også intensiteten i og omfanget av oppbyggende prosesser (primærproduksjon) spille en rolle.

I saprobiesystemet er en lokalitet karakterisert ved det saprobe nivå. Eksempelvis har lokaliteter med høyt saprobt nivå intens nedbryting av organisk materiale. Avgrensningen og konkretiseringen av de saprobe nivåer er viktig.

Et tallmessig uttrykk for den enkelte organismes forhold til forurensning er gitt ved saprobievalens. Eksempelvis trives organismer med høy saprobievalens der det er stor tilgang på nedbrytbart organisk materiale.

Et tallmessig uttrykk for det saprobe nivå fåes ved beregning av saprobieindeks. Den enkelte organismes saprobievalens inngår ved beregning av saprobieindeks.

Saprobiesystemet er utarbeidet og mest anvendt i stilleflytende elver med høy grad av forurensning. Dette har medført at systemet er ufullstendig

utviklet og ikke uten videre anvendbart i rene hurtigstrømmende elver. Dersom saprobiesystemet skal bli et fullgodt verktøy, må det dels utarbeides, dels endres saprobieivalens for en rekke begroingsorganismer som det er aktuelt å bruke ved biologisk klassifisering av vannkvalitet. Også karakteriseringen og avgrensningen av de saprobe nivåer må tilpasses våre hurtigstrømmende elver med høyt oksygeninnhold.

Ved biologisk vannkvalitetsbedømmelse har man for begroingens vedkommende gått i retning av å bedømme deler av organismesamfunnet. Den organismegruppe som er viet størst oppmerksomhet og hvor erfaringsgrunnlaget er bredest er kiselalgene. Studiet av kiselalgesamfunnet (i motsetning til hele begroingssamfunnet) muliggjør forenklinger og konkretiseringer på flere områder. Det er bl.a. mulig å foreta numeriske analyser av kiselalgesamfunnet.

I strømmende vann vil mekanisk slitasje og beitetrykk fra dyr medføre at deler av begroingen forsvinner. Derfor vil direkte målinger av akkumulert biomasse gi begrenset informasjon om produksjonen i vassdraget. Det er visse biokjemiske observasjoner som kan gi et mål på produksjonen i vassdraget. Klorofyllbestemmelser, måling av ATP og primærproduksjonsbestemmelser ved bruk av ^{14}C -teknikk kan vise seg å være aktuelle i denne sammenheng.

I årene 1976-1980 er det foretatt en analyse av organismesamfunnene i Sveeselva og Nitelva (Romerike/Akershus). Hvert år er det gitt en skjønnsmessig bedømmelse av vannkvalitet basert på de akvatiske samfunn. På grunnlag av hele begroingssamfunnet er det beregnet saprobieindeks (S) for en lokalitet i Sveeselva og fem lokaliteter i Nitelva. Det er også beregnet revidert saprobieindeks (SR). Da er saprobieivalens for en del arter revidert og noen nye arter (og grupper av arter) er vurdert.

Materialet fra Nitelva tilsier at saprobieevalens for en rekke arter må revideres og utarbeides dersom man ved beregning av saprobieindeks skal få et riktig bilde av tilstanden i vassdraget.

I 1980 ble det foretatt en analyse av kiselalgesamfunnene i Nitelva. Saprobieindeks beregnet på grunnlag av kiselalgesamfunnet (SK) viste god overensstemmelse med revidert saprobieindeks (SR). Et unntak indikerer at organismene må være nøyaktig identifisert dersom saprobieindeks skal gi et riktig bilde av saprobienivået i vassdraget.

En karakterisering av en lokalitet ved saprobienivå representerer en tilknytning til et almengyldig økologisk begrunnet vurderingssystem. Dette system er konkretisert og definert uavhengig av det vurderingssystem for vannkvalitet man bestemmer seg for. Det bør være klart skille mellom almengyldig økologisk karakteristikk av et organismsamfunn (saprobienivå) og en lokal/nasjonal bedømmelse av vannkvalitet (vannkvalitetsklasse).

Saprobiesystemet er brukt som utgangspunkt for ulike avgrensninger og inndelinger i vannkvalitetsklasser. Det laveste saprobe nivå (xenosaprobe nivå) er ofte utelatt ved inndelingen i vannkvalitetsklasser. I Norge vil man ofte påtreffe vannforekomster der intensiteten i nedbrytningen av organisk materiale tilsvarer det xenosaprobe nivå. En inndeling i vannkvalitetsklasser som omfatter det xenosaprobe nivå medfører forskyvninger av vannkvalitetsklassene mot lavere saprobe nivåer, det vil si en strengere vurdering av vannkvalitet.

Med utgangspunkt i Nitelv-materialet synes det mulig å lage en inndeling i vannkvalitetsklasser i forhold til saprobiesystemet som stemmer overens med de kriterier for vannkvalitet som tidligere har vært benyttet i Nitelva. Dette forutsetter at det xenosaprobe nivå tas med ved inndelingen i vannkvalitetsklasser.

I det videre arbeid med å anvende begroingsamfunnet for å få et mål på forurensningstilstanden i et vassdrag bør følgende områder prioriteres:

1. Faktorer utenom de sivilisatorisk betingede som er av betydning for begroingssamfunnets utforming.
2. Metodikk for innsamling av begroing og metodikk for produksjonsmåling (biokjemiske metoder).
3. Teste brukbarheten av saprobiesystemet som biologisk begrunnet vannkvalitetsindikator.
4. Belyse en del velkjente begroingsorganismers forhold til forurensning og andre miljøfaktorer ved hjelp av bl.a. statistiske tester.

10. LITTERATUR

- Avløpssambandet Nordre Øyeren, 1980: Vannkvalitet og forurensningsregnskap 1976-1979. Sveeselva-Harestuvannet-Nitelva.
- Backhaus, D. 1968: Die Algenverteilung und ihre Beziehung zur Milieuoferete. Arch. Hydrobiol. Suppl. 34.
- Caspers, H., 1966: Stoffwechselfynamische Gesichtspunkte zur Definition der Saprobitätsstufen. Verh. Intern. Verein. Limnol. 16.
- Caspers, H. & Karbe, L. 1966: Tropie und Saprobität als stoffwechselfynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. Arch. Hydrobiol. 61.
- Cholnoky, B.J. 1968: Die Ökologie der Diatomeen. Verlag von Cramer, Lehre.
- Coste, M. 1978: A biological method for the assessment of the quality of the Main River based on benthic and periphytic diatom communities. Ministère de l'Agriculture, Paris.
- Economou-Amilli, A., 1980: Pheriphyton analysis for the evaluation of water quality in running waters of Greece. Hydrobiologia. Vol. 74.
- Evenson, W.E. et al., 1981. The effects of dissolved physical and chemical factors on attached diatoms in the Uintah Basin of Utah, USA. Hydrobiologia Vol. 83 (2).
- Fjerdingsstad, E. 1964. Pollution of streams estimated by benthic phytomicro-organisms. Internat. Rev. Hydrobiol. 50.
- Hellawell, J.M., 1978. Biological Surveillance of rivers. Water Research Centre, Stevenage, England.

- Horner, R.R. & Welch, E.B., 1981: Stream Periphyton Development in Relation to Current Velocity and Nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 38.
- Hustedt, F.v., 1957: Die Diatomeenflora des Fluss-Systems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen*, Bd. XXXIV (3).
- Kolkwitz, R. & Marsson, M., 1902: Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinigung*. 1.
- Lange-Bertalot, H. 1979: Pollution Tolerance of Diatoms as a Criterion for Water Quality Estimation. *Nova Hedwigia*. Beiheft 64.
- Liebmann, H., 1962: *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*. Bd. 1, 2. G. Fischer Verlag. Jena.
- Margalef, R., 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Int. Rev. Hydrobiol.* 45. (7).
- NIVA, 1976: En biologisk bedømmelse av vannkvalitet og resipientforhold i vassdrag på Romerike, Akershus. 0-75092, G. Jørgensen.
- NIVA, 1979: Biologiske metoder aktuelle ved overvåking av vannressurser. 0-75038, J. Knutzen.
- Pantle, R. & Buck, H., 1955: Suggested classification of algae and protozoa in sanitary science. *Sew. Ind. Wastes* 27.
- Pantle, R. & Buck, H., 1955: Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach* 96.
- Patrick, R., Hohn, M.H. & Wallace, J.H., 1954: A new method for determining the pattern of the diatomflora. *Notulae Noturae* 259.
- Printz, H., 1964: Die Chaetophorales der Binnengewässer. *Hydrobiologia* Vol. XXIV, 1-3.

- Rensvik, H. 1981: Kritisk vurdering av program og erfaringer med vassdragsovervåking i ANØ-området. Kjeller.
- Sládeček, V., 1973: System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. Hydrobiol. Beiheft 7.
- Sládeček, V., 1977: Symposium on saprobiology. Arch für Hydrobiol. Beiheft 9.
- Sládeček, V., 1979: Continental systems for the assessment of river water quality. Biological Indicators of Water Quality. Ed. James, A. & Evison, L., Chichester.
- Rushforth, S.R. et al., 1981: The effects of dissolved heavy metals on attached diatoms in the Uintah Basin of Utah, USA. Hydrobiologia. Vol. 83 (2).
- Patrick, R. & Reimer, C. W., 1966: The Diatoms of the United States. vol.1. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia.
- Patrick, R. & Reimer, C.W., 1975: The Diatoms of the United States. Vol. 2 (1). The Academy of Natural Sciences of Philadelphia.
- Tümping, W. v., 1968: Suggested classification of water quality based on biological characteristics. Fourth Int. Conf. Water Poll Research, Prague. V-16.
- Whitford, L.A. & Schumacher, G.J., 1964. Studies in the ecology of some species of freshwater algae. X Intern. Bot. Congr. Abstracts.
- Whitton, B.A., 1970: Biology of Cladophora in freshwaters. Water Research. Vol. 4 (7).
- Whitton, B.A., 1979: Plants as indicators of river water quality. Biological Indicators of Water Quality. Eds.: James, A. & Evison, L., Chichester.

Zelinka, M. & Marwan, P. 1966: Bemerkungen zur neuen Methoden der Saprobiologischen Wasserbeurteilung. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16.

Zimmermann, P., 1961: Experimentelle Untersuchung über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wassers. Schweiz. Z. Hydro1. 23.

V E D L E G G

Tabell 5.6

Styringsorganismer i Nitelva / Slattum, st N5.

September, 1976-1980

NAVN	ELG-KODE	9	SR	g	16	77	78	79	80
<u>Bakterier</u>									
Bakterier, trådformede	BART TRA	-	-	3	2	1	1	1	
Bakterier, stavformede	BART STA	-	-	3	2	1	1	2	3
Sphaerotilus natans	SPHA NAT	3,6	3		1			2	
Bakterier, andre	BART RES			1	1		1	2	1
<u>Sopp</u>									
Tetractelium granulatum	TECH GRA	-	-		1			1	
Sorphytes	SOPP MYE	-	-	3	1	2			
<u>Alger</u>									
Chlorella sp. set germer	CLAS SET	-	-		2				1
Chaetoceros sp.	DACT SP.	-	-		2				1
Hydrocoleus rivularis	HYDR RIV	-	-		1				
Homoctinia pantanica	HOMO PAN	-	-					2	3
Merismopedia sp.	MERI SP.	-	-		2				1
Chromococcoides	OSCI IRR	-	-				3	1	
Oscillatoria limosa	OSCI LIM	2,35	2				1	1	2
Phormidium favosolum	PHOR FAO	3	4		1	1		1	2
Phormidium favosum	PHOR FAV	2,8	4				1		2
Braconia sp. N2-N3-N4 på fiskestige	OSCI BRE	3,0			2				1
Oscillatoria brevis	OSCI BRE	3,0							1
Uidentifiserte coccalelagronnalger	CHAM INC	0,85							3
Chamaesiphon incrustans	CHAM INC	0,85							3
Chamaesiphon spp.	CHAM SPP								1
<u>Grønnalger</u>									
Closterium ehrenbergii	CLOS EHR	1,8	4			4		2	1
Closterium kibbini	CLOS KIB	2,4	4			2		2	1
Coscinodiscus spp.	COCH SPP	-	-				2		1
Leptodermum spp.	ELAS SPP	-	-						1
Microsterias spp.	MICR SP.	-	-						1
Oedogonium 23-28µ	OEDO	-	-						2
Oedogonium 40-47µ	OEDO	-	-		2	2	2	2	2
Stigeochlorum, 10-12µ	STCL TEN	2,2	4			2	2	2	2
Tetraspora cf. tuberosa	TESP LUB	-	-		1		2		1
Myrionecta glomerata	DRAP MIOM	0,6	3						1
Closterium spp.	CLOS SPP								1
<u>Blåalger</u>									
Ceratium arcais v. am.	CERA A	-	-	2					
Cocconeis placentula	COCC PLA	1,35	1				4	2	
Cymbella dendroica	CYMB VEN	1,35	1				4		2
<u>Diatomer</u>									
Gomphonema sp.	GOMP SP.	-	-						3
Navicula cf. radiosa	NAVI RAD	1,6	3					1	
Nitzschia cf. palea	NITZ PAL	2,25	3				2	2	
Synedra ulna	SYNE ULN	1,45	1					2	
<u>Rindalger</u>									
Reinhardtianella pygmaea	RSEU PYG	-	-				4	2	3
<u>Moser</u>									
Fontinalis antipyretica h.	FONT ANT	1,35	2	1,5	2	2	2	2	3
Fontinalis dalecarlica BSG	FONT DAL	-	-					2	1
Hypoglyptum ochraceum (Turn) Hoestr	HYGR OCH	0,5	3	1,5	1	4	2	2	3
<u>Leptodermum</u>									
Vaucheria uncinata	VAUC UNC			2				2	3
<u>Ciliater</u>									
Uidentifiserte ciliater	CILI NN			3	1	1	3	1	2
<u>Spongia</u>									
Spongia lacustris		2			1				
<u>Flagellater</u>									
Uidentifiserte flagellater				3	1	1	1		1

s = saprobievalens, slædeček
 SR = indikator
 g = indikatorverdi

Mengdeangivelse 1-10, beregnet ved subjektiv vurdering av dikningsgrad på lokaliteten (1-5) og mengdemessig forekomst i prøven (1-2).

Prosentvis forekomst

LATINNAVN	NAVN	KODE	St	N1	N2	N3	N4	N5	S-index
			n=617	n=538	n=552	n=532	n=514	n=	
<i>Achnanthes</i>	<i>affinis</i>	ACHN AFF				8,1			S-index Se7e 0,95 (195%) I-II 0-1 N1 0,77 (36%) I-II 0-1 N2 1,06 (58,4%) II (III) 0-1 N3 2,54 (19,1%) II 0-1 N4 2,20 (26,4%) III-IV 0-1 N5 1,66 (28,2%) II 0-1
"	<i>microcephala</i>	ACHN MIC				3,4	17,3	8,4	
"	<i>minutissima</i> Alinearis	ACHN MIN	8,1	5,94	<1	2,7			
"	<i>minutissima</i> var <i>cryptocapala</i>	ACHN CRY	<1						
"	cf. <i>hyrophila</i>	ACHN KRY		<1					
"	<i>lancofolata</i>	ACHN LAN	<1			<1	2,1	<1	
"	<i>linearis</i>	ACHN LIN							
"	<i>linearis</i> cf. <i>pusilla</i>	ACHN L.PUL			1,4				
"		ACHN STR			12,5		8,9		
"		ACHN STR							
<i>Anomoeoneis</i>	<i>exilis</i> (Kütz.)	ANOM EXI	2,1	5,6	<1		1,4	<1	
<i>Ceratoneis</i>	<i>acus</i>	CERA ACU			<1				
<i>Cocconeis</i>	<i>placenticula</i> var. <i>ruglypta</i>	COCC EUG				<1	2,3	21,7	
<i>Cyclotella</i>	<i>comta</i>	CYCL COM		<1					
"	<i>meneghiniana</i>	CYCL MEN		<1	<1	2,1	<1	<1	
<i>Cymbella</i>	<i>affinis</i>	CYMB AFF		1					
"	<i>aspera</i>	CYMB ASP		<1					
"	<i>cesati</i>	CYMB CES		1,3					
"	<i>lanata</i>	CYMB LAN		<1	<1	<1		<1	
"	<i>microcephala</i>	CYMB MIC		4,0	2,6	<1		<1	
"	<i>ventricosa</i>	CYMB VEN	<1	<1	1			9,3	
"	<i>ventricosa</i> var. <i>minuta</i>	CYMB MIN							
<i>Denticula</i>	sp. <i>Stenulz</i>	DENT TER		<1					
<i>Diatoma</i>	<i>vulgare</i>	DIAT VUL		<1					
<i>Eunotia</i>	<i>pectinalis</i>	EUNO PEC	1,5	1,9					
"	sp.	EUNO SP.		1,9					
<i>Fragilaria</i>	cf. <i>capicoma</i> var. <i>lancofolata</i>	FRAG LAN		8,9	1				
"	<i>intermedia</i>	FRAG INT		1,3	5,2	<1	<1	5,1	
"	<i>pinnata</i>	FRAG PIN		1					
"	<i>Uatcheriae</i> (Kütz.) Peter.	FRAG VAD	<1		3,3	1,5	1,2	1,3	
"	<i>familiaris</i> (Kütz.) Hust.	FRAG FAM		3,9	35,3	14,1	12,3	4,4	
<i>Frustulia</i>	<i>rhomboides</i> var. <i>saxonica</i>	FRUS SAX		<1					
<i>Gomphonema</i>	<i>angustatum</i>	GOMP ANG		<1	1,6	<1		<1	
"	<i>gracile</i>	GOMP GRA		<1					
"	<i>pavulum</i>	GOMP PAR			4,5	1,7	<1	2,6	
"	sp.	GOMP SP.		<1	<1				
<i>Navicula</i>	<i>cryptocapala</i>	NAVI CRY			5,2	9,2	3,9	1	
"	<i>cryptocapala</i> var. <i>intermedia</i>	NAVI INT				2			
"	<i>cryptocapala</i> var. <i>veneta</i>	NAVI VEN			1	1,5	1	<1	
"	<i>hungarica</i>	NAVI HUN				<1			
"	<i>radiosa</i>	NAVI RAD					<1	<1	
"	spp.	NAVI SPP	<1	<1		3,9	<1	4,3	
<i>Nitzschia</i>	<i>acicularis</i>	NITZ ACI			1	<1	<1	<1	
"	<i>dissipata</i>	NITZ DIS	<1		<1		<1		
"	cf. <i>kützingiana</i> (1.)	NITZ KUT			6,9	40,8	39,7	24,6	
"	cf. <i>sublinearis</i> (2.)	NITZ SUB	<1	<1	5,6	4,9	<1	4,9	
"	3	NITZSC 3							
"	4	NITZSC 4		<1	1	5,1	2,7	7,9	
"	5	NITZSC 5							
"	6	NITZSC 6							
<i>Pinnularia</i>	sp.	PINNUL SP.			<1			<1	
<i>Stauroneis</i>	<i>anceps</i>	STAU ANC			<1				
<i>Surirella</i>	<i>angustata</i>	SURI ANG						<1	
"	<i>spiralis</i>	SURI SPI		<1					
"	<i>turgida</i>	SURI TUR			<1				
<i>Synedra</i>	<i>acis</i>	SYNE ACU	<1	1					
"	<i>radians</i>	SYNE RAD	1,3						
"	<i>rumpens</i>	SYNE RUM	1,3	<1					
"	<i>rumpens</i> var. <i>familiaris</i>	SYNE FAM							
"	<i>pulchella</i> Ralfs ex Kütz. / <i>laevicula</i>	SYNE PUL			1				
"	<i>ulna</i>	SYNE ULN	1,5	1	1,3	<1	<1	<1	
<i>Tabellaria</i>	<i>flocculosa</i>	TABE FLO	<1	3,7	<1				
<i>Unidentified</i>	<i>Achnanthes</i> / <i>Navicula</i>	PENNA/N			2,4		1,6	<1	
"	<i>Fragilaria</i> / <i>Synedra</i>	PENNA/S			3-		1,1	<1	
"		MENI	1,5		1,1	3-	1,7	3,3	