

2436

NINA Rapport

## Eutrofieringsindeks for småkreps: Crustacean Index of Trophic State (CIT)

En trofi-indeks for klassifisering av økologisk tilstand i innsjøer og dammer.

Thomas Correll Jensen, Francesca Pilotto, Ann Kristin Schartau, Bjørn Walseng



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Eutrofieringsindeks for småkreps: Crustacean Index of Trophic State (CIT)

En trofi-indeks for klassifisering av økologisk tilstand i innsjøer og dammer

Thomas Correll Jensen  
Francesca Pilotto  
Ann Kristin Schartau  
Bjørn Walseng

Jensen, T.C., Pilotto, F., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2024. Eutrofieringsindeks for småkreps: Crustacean Index of Trophic State (CIT). En trofi-indeks for klassifisering av økologisk tilstand i innsjøer og dammer. NINA Rapport 2436. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo februar 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5245-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jon Museth

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Leonard Sandin (sign.)



OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2773 | 2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Goksjø, en eutrof innsjø i Vestfold, © Bjørn Walseng

NØKKEWORD

- vannlopper
- hoppekreps
- eutrofiering
- indeks
- økologisk tilstand
- innsjøer og dammer

KEY WORDS

Norway  
Microcrustaceans  
Cladocerans  
Copepods  
Eutrophication  
Index  
Ecological state  
Lakes and ponds

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Jensen, T.C., Pilotto, F., Schartau, A.K. & Walseng, B. 2024. Eutrofieringsindeks for småkreps: Crustacean Index of Trophic State (CIT). En trofi-indeks for klassifisering av økologisk tilstand i innsjøer og dammer. NINA Rapport 2436. Norsk institutt for naturforskning.

Småkreps (vannlopper og hoppekreps) er velegnet som miljøindikator og har lenge blitt brukt for vurdering av vannkvalitet i Norge og flere andre land. Småkrepsenes egenhet skyldes at de er følsomme for ulike typer påvirkning, de er vidt utbredt og kan samles inn med enkelt utstyr til en lav kostnad. Småkreps har lenge vært brukt for å vurdere forurensningspåvirkningen av innsjøer, men det er også blitt utviklet flere indekser for bedømmelse av vannkvalitet mht. eutrofiering i utlandet. De fleste andre biologiske kvalitetselementer som er brukt i vurdering av innsjøers eutrofieringstilstand i Norge reflekterer forholdene i den pelagiske delen av innsjøene. Småkreps vil derfor kunne være et godt supplement fordi gruppen har hovedvekt av litorale arter med en mindre andel pelagiske arter. Gruppen vil derfor samlet sett gi et mer fullstendig bilde av trofittilstanden i en innsjø. Dette prosjektet har hatt som mål å utvikle en eutrofieringsindeks basert på småkreps for tilstandsklassifisering av økologisk tilstand og vurdering av eutrofiering for norske innsjøer og dammer. Arbeidet har bestått i å sammenstille eksisterende data fra innsjøer og dammer langs en eutrofieringsgradient, identifisere referanselokaliteter, klassifisere arters toleranse for eutrofiering, etablere og utteste småkrepsbaserte indekser samt å fastsette referansetilstand og klassegrenser for den best egnede indeksen. Prøver fra 318 innsjøer og dammer spredt over det meste av landet, men med en hovedvekt fra Øst- og Sørlandet utgjør datagrunnlaget. Datasettet spenner over en total fosfor gradient fra 1 til 2725  $\mu\text{g P l}^{-1}$  hvorav 131 lokaliteter er regnet som referanselokaliteter. Flere indekser ble testet og tilnærmingen «leave one out cross validation» er brukt for å undersøke sammenhengen mellom de ulike indeksene og total fosfor. Den best egnede indeksen ((følsomme arter – tolerant arter)/total antall arter)+1, baserer seg på artenes følsomhet overfor eutrofiering; kategorisert som følsomme, tolerante eller indifferente. Av 103 arter ble 48 kategorisert som følsomme, 17 som tolerante og 29 som indifferente. Indeksverdien avtar med økende næringssaltbelastning. Basert på sammenligning på tvers av kalsium og TOC-klasser foreslår vi totalt fire typer med separate referanseverdier og klassegrenser for CIT: 1) Klar/humøs/svært humøs, moderat kalkrik og kalkrik; 2) Klar/humøs/svært humøs, kalkfattig og svært kalkfattig; 3) Svært klar, moderat kalkrik og kalkrik; 4) Svært klar, kalkfattig og svært kalkfattig.

Thomas Correll Jensen, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo, thomas.jensen@nina.no

Francesca Pilotto, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo, francesca.pilotto@nina.no

Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo, ann.schartau@nina.no

Bjørn Walseng, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo, bjorn.walseng@nina.no

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Bakgrunn</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Gjennomføring</b> .....	<b>7</b>
2.1 Utvelgelse av innsjøer og data .....	7
2.2 Identifisering av referanselokaliteter.....	7
2.3 Klassifisering av arter/fastsettelse av indikatorverdi .....	8
2.4 Dose-respons sammenhenger/indekser .....	8
2.5 Referanseverdier og grensesetting .....	9
<b>3 Resultater</b> .....	<b>11</b>
3.1 Fosforgradient og innsjøtypologi .....	11
3.2 Identifisering av indikatorarter .....	11
3.3 Dose-respons sammenhenger/indekser .....	15
3.4 Referansetilstand og grenseverdier .....	18
<b>4 Referanser</b> .....	<b>21</b>

## Forord

I dette FoU-prosjekt er det utviklet et forslag til en eutrofieringsindeks basert på småkreps med økonomisk støtte av Miljødirektoratet (avtalenummer 21087597 og 22087458) og Norsk institutt for naturforskning. Prosjektet er basert på mange ulike undersøkelser der mange personer har vært involvert. En takk til alle. Hanno Sandvik takkes for nyttige innspill og diskusjoner av kriterier for utvelgelse av innsjøer i den innledende fasen av prosjektet, og Miljødirektoratets kontaktperson Steinar Sandøy takkes for godt samarbeid.

Oslo, april 2024  
Thomas Correll Jensen

# 1 Bakgrunn

Bruk av småkreps (pelagiske og litorale krepsdyr tilhørende gruppene hoppekreps og vannløpper) for tilstandsvurdering av innsjøer har lange tradisjoner i Norge og flere andre land. Deres egnethet som miljøindikatorer har flere årsaker; de er følsomme for ulike typer av påvirkninger og deres miljøkrav er relativt godt kjent (se Schartau m.fl. 1997), de finnes i alle typer vannansamlinger fra små dammer til store innsjøer og de er lette å samle inn til en lav kostnad.

Småkreps omfatter totalt 135 arter i Norge, hvorav de fleste er vanlig forekommende eller har en vid geografisk utbredelse. Om lag 10 % av artene er rød-listet. Datagrunnlaget for småkreps er godt mht. geografisk dekning, med data fra mer enn 3100 lokaliteter (dammer, tjern, innsjøer).

Sammensetningen av småkrepsfaunaen varierer med innsjøens trofilitet (Brodersen m.fl. 1998, de Eyto m.fl. 2003, Jensen mfl. 2013). Noen arter blir ofte forbundet med næringsfattige forhold og betraktes som følsomme for næringssaltanrikning/eutrofiering. Andre arter assosieres med mer næringsrike innsjøer og er mer tolerante for eutrofiering.

Det er utviklet flere indekser basert på småkreps for bedømmelse av vannkvalitet mht. eutrofiering. Et eksempel er "Wetland zooplankton index (WZI)" fra Nord-Amerika (Lougheed og Chow-Fraser 2002). EUs vanddirektivs behov for verktøy til bedømmelse av økologisk tilstand førte også til utvikling av indekser basert på småkreps (Boix m.fl. 2005, Moss m.fl. 2003, Ochocka 2021).

De fleste arbeider så langt har satt søkelys på endringer i planktonsamfunnet (f.eks. Karabin 1985, Lyche 1990). Litorale arter utgjør imidlertid størstedelen av småkrepsfaunaen i innsjøer (Walseng m.fl. 2006), og det er vist at også den litorale småkrepsfaunaen endres som følge av eutrofiering (de Eyto m.fl. 2003, Walseng og Halvorsen 2005). Ved tilstandsvurdering av innsjøer bør derfor litorale arter inkluderes, enten alene eller sammen med pelagiske arter.

Hittil er det de økologiske kvalitetselementene (KE'er) planteplankton, vannplanter og fisk som er brukt til økologisk tilstandsklassifisering av innsjøer i Norge mht. eutrofiering (Veileder 02:2018, Direktoratgruppen vanddirektivet 2018, heretter referert som klassifiseringsveilederen). Av disse KE'er vil planteplankton og fisk i stor utstrekning avspeile eutrofieringseffekter i den pelagiske delen av innsjøene, mens vannplanter også vil reflektere påvirkning i litoralsonen. Småkreps, med hovedvekt av litorale arter, vil derfor kunne være et godt supplement til vannplanter for vurdering av økologisk tilstand.

Norske innsjøer er næringsfattige sammenlignet med innsjøer i de fleste europeiske land, og det vil derfor være nødvendig med et klassifiseringsverktøy som er tilpasset norske forhold. Overvåkningsdata på småkreps stammer i stor grad fra næringsfattige (oligotrofe) og/eller forsurede innsjøer. Det foreligger derimot lite data fra mer næringsrike (mesotrofe og eutrofe) innsjøer. Gjennom en rekke mindre prosjekter og egeninnsats har vi imidlertid i de seinere år bygd opp et datasett som spenner over en lengre trofigradient. Fastsettelse av de enkelte indikatorarters toleranse ift. eutrofiering basert på en ekspertbasert vurdering av artenes forekomst langs trofigradienten resulterte i et preliminært forslag til eutrofieringsindeks for småkreps brukt i forbindelse med rapporteringen av ØKOSTOR-overvåkingen i 2019 (Lyche Solheim m.fl. 2020) og senere. Denne indeksen er imidlertid forholdsvis grov og dessuten i hovedsak basert på data fra forholdsvis dype innsjøer. Vi ønsket å videreutvikle denne indeksen ved å bruke en statistisk-basert fastsettelse av artenes toleranse. Det har dessuten vært ønskelig med en indeks som også kan brukes for vurdering av små og grunne lokaliteter. Ved å øke antall vannforekomster i datasettet vil vi kunne etablere flere indikatorarter, noe som vil styrke indeksen.



## 2 Gjennomføring

### 2.1 Utvelgelse av innsjøer og data

I arbeidet med den preliminnære eutrofieringsindeksen (Lyche Solheim m.fl. 2020) kategoriserte vi innledningsvis artenes følsomhet for eutrofiering basert på biologiske og vannkjemiske data fra 72 innsjøer. For videreutviklingen av eutrofieringsindeksen har vi supplert med data fra 246 lokaliteter som også inkluderer små og grunne vannforekomster. Dette ble gjort både for å utvide eutrofieringsgradienten, men også slik at datagrunnlaget muliggjør utvikling av en indeks som kan brukes for dammer, siden de kan være utsatt for høye belastninger av næringsalter. Siden data for klorofyll a og/eller planteplanktonbiomasse mangler for mange lokaliteter, er total fosfor (tot P) brukt som proxy for næringsaltbelastningen. I utvelgelsen av innsjøer og dammer har vi ekskludert antatt forsuredde innsjøer. Vurderingen av forureningstilstanden til den enkelte innsjø er gjort ved å sammenligne pH mot de typespesifikke klassegrensene for pH jf. klassifiseringsveilederen (klassifiseringsveilederen, tabell 7.2), der innsjøer med dårligere enn god tilstand mht. pH er utelatt. Innsjøer som har vært kalket er også utelatt.

Dette har resultert i et datasett med småkrepsdata og vannkjemiske data (tot P, kalsiumkonsentrasjon (Ca)/alkalitet, total organisk karbon konsentrasjon (TOC)/farge) fra totalt 318 innsjøer/dammer. Hele landet er representert, men med flest lokaliteter fra Øst- og Sørlandet. For lokaliteter med data fra flere år, er et tilfeldig år brukt i analysene. Dataene stammer fra en rekke forskjellige undersøkelser fra perioden 1993-2020: den nasjonale basisovervåking av innsjøer finansiert av Miljødirektoratet, regionale og lokale overvåkingsprosjekter samt en rekke FoU prosjekter. Småkreps inkluderer arter tilhørende gruppene vannlopper, calanoide og cyclopoide hoppekreps og i fortsettelsen beskriver cladoceraN, calanoidaN og cyclpoidaN antall arter som tilhører de tre gruppene.

Det er stor variasjon i datasettet når det gjelder prøvetakingsfrekvens det enkelte år. For innsjøer fra basisovervåkingen er det vannkjemiske data fra 2-6 besøk (mai-oktober), mens krepsdyrprøver foreligger fra 2-3 besøk gjennom sommeren. Fra enkelte innsjøer finnes kun data fra en dato, men da fra sommerperioden når artsmangfoldet av småkreps er høyest. Lokalitetene med få prøvetakingsdatoer er inkludert for å maksimere antall lokaliteter, og da spesielt med henblikk på mer næringsrike innsjøer/dammer.

For de fleste lokalitetene følger innsamlingsmetodikken klassifiseringsveilederen. I korthet betyr det at de fleste prøver til vannkjemiske analyser er representert ved en blandprøve fra epilimnion. Småkrepsprøver er samlet inn med håv (90 µm). For hver prøvedato tas det prøver fra en pelagisk og to litorale stasjoner. Pelagiske prøver tas som vertikale håvtrekk fra en meter over bunnen til overflaten. Litorale prøver tas som horisontale håvtrekk på to forskjellige stasjoner som representerer de viktigste habitatene i innsjøen. I et mindre antall innsjøer er vannprøver tatt som dypeprøver rett under overflaten (0,2 m dyp), enten pelagisk fra båt, eller fra land med teleskopisk vannhenter. I små og grunne dammer er zooplanktonprøver tatt fra land med håv montert på teleskopisk stang. Det er da enten tatt en prøve som representerer både åpne og vegetasjonsdekkede partier eller to prøver, en fra hvert habitat.

For lokaliteter med flere prøvetakingsdatoer er det brukt sesonggjennomsnitt for vannkjemiske parametere og en akkumulert taksaliste (til stede/mangler) for småkreps.

### 2.2 Identifisering av referanselokaliteter

En stor del av lokalitetene fra datasettet på 318 innsjøer/dammer er inkludert i nettverk for basisovervåking i innsjøer (Schartau mfl. 2013). Overvåkingssjøer med god eller svært god økologisk tilstand er brukt som referanser i vårt arbeid. Vurderingen av hvilke andre lokaliteter som

kan brukes som referanser er basert på kriterier gitt i Solheim m.fl. (2014). For arealbruk i nedbørfeltet betyr det < 10% dyrket mark, < 1% bebyggelse/urban og > 80% er skog/annet naturlig areal, < 10 personer/km<sup>2</sup>. I tillegg skal det ikke være noen større punktkilder og tot P < 10 µg l<sup>-1</sup> i klare innsjøer og tot P < 20 µg l<sup>-1</sup> i humøse innsjøer.

### 2.3 Klassifisering av arter/fastsettelse av indikatorverdi

Noen av indeksene som er testet (se avsnitt 2.4) baserer seg på inndeling av artene etter deres eutrofieringsfølsomhet (følsomme, tolerante, indifferente arter), mens andre indekser er basert på artenes optima og toleranseområde langs eutrofieringsgradienten (se forklaring nedenfor).

Ved klassifisering av arters eutrofieringsfølsomhet/fastsettelse av optima jf. tot P er arter som forekommer i mindre enn 5 lokaliteter utelatt.

Følsomme arter har størst forekomst i næringsfattige innsjøer, mens tolerante arter blir mer vanlig når tot P øker. Indifferente arter er arter med en vid preferanse som både forekommer i næringsfattige lokaliteter og i lokaliteter med økende næringsinnhold. Klassifiseringen av artenes eutrofieringsfølsomhet er basert på «persentil-metoden» der de samme grenser for tot P er brukt som for vannplanter (Penning m.fl. 2008). Dette er begrunnet med at småkrepsene, slik som vannplantene, i hovedsak lever i litoralsonen. Følsomme arter 75-persentilen < 20 µg P l<sup>-1</sup>, tolerante arter 75-persentilen > 20 µg P l<sup>-1</sup> og 25-persentilen > 10 µg P l<sup>-1</sup>, indifferente arter 75-persentilen > 20 µg P l<sup>-1</sup> og 25-persentilen < 10 µg P l<sup>-1</sup>.

Optima for tot P for den enkelte art er gitt som hhv. gjennomsnitt eller median for tot P i de lokaliteter der en gitt art forekommer, og toleranseområde for tot P er standard avviket for tot P i de lokaliteter der en gitt art forekommer.

### 2.4 Dose-respons sammenhenger/indekser

Det er stor temporær og romlig variasjon i mengder av småkreps i den enkelte innsjø. Dessuten består datasettet av både pelagiske og litorale prøver. Det er derfor vurdert at det er mest hensiktsmessig å bruke et «til stede/mangler» format, og se bort fra den kvantitative fordelingen av artene ved utvikling av indekser.

Vi har valgt ut et antall mulige indekser (tabell 1) basert på tidligere erfaringer (f. eks. Birk m.fl. 2006). Indeksene i1 - i5 og i10 baserer seg på ulike forholdstall mellom grupper med ulik eutrofieringsfølsomhet (følsomme, tolerante, indifferente, se forklaring avsnitt 2.3). Indeksene i6 og i8 baserer seg på ulike varianter av gjennomsnittet av alle artenes optima (se under for forklaring) for en gitt lokalitet. Indeksene i7 og i9 tilsvarer i6 og i8 men er vektet for artenes toleranseområde langs tot P gradienten. Indeksene i11 – i13 er forholdstall mellom cladoceraN + calanoidaN + cyclopoidaN registrert og totalt antall arter i de tre grupper. Indeksen i14 er basert på forholdstallet mellom cladoceraN og cyclopoidaN.

Tabell 1. Indekser testet. Forkortelser er som følger: 'følsomme' antall eutrofieringsfølsomme arter; 'tolerant' antall eutrofieringstolerante arter; 'Nsp' antall arter (total antall arter av Cladocera, Cyclopoida og Calanoida, inklusiv arter som ikke er definert som følsomme, tolerante eller indifferente); 'mean' er gjennomsnitt; 'MeanTP' indikatorverdi for en gitt art gitt som gjennomsnitt av tot P i de lokaliteter der en art forekommer; 'sdTP' er standardavvik for tot P i de lokaliteter der en gitt art forekommer; 'MedianTP' indikatorverdi for en gitt art gitt som median av tot P i de lokaliteter der en art forekommer.

---

### Indeks

---

$$i1 = \text{følsomme}/\text{Nsp},$$

$$i2 = (\text{følsomme}+1)/(\text{tolerant}+1),$$

$$i3 = ((\text{følsomme}-\text{tolerant})/\text{Nsp})+1,$$

$$i4 = (\text{følsomme}-\text{tolerant})/(\text{følsomme}+\text{tolerant}),$$

$$i5 = (\text{følsomme})/(\text{følsomme}+\text{tolerant})$$

$$i6 = \text{mean}(\text{MeanTP}),$$

$$i7 = \text{sum}(\text{MeanTP}*(1/\text{sdTP}))/\text{sum}(1/\text{sdTP}),$$

$$i8 = \text{mean}(\text{MedianTP}),$$

$$i9 = \text{sum}(\text{MedianTP}*(1/\text{sdTP}))/\text{sum}(1/\text{sdTP})$$

$$i10 = \text{tolerant}/\text{Nsp}$$

CalanoidaN = antall arter Calanoida  
 CladoceraN = antall arter Cladocera  
 CyclopoidaN = antall arter Cyclopoida

$$i11 = \text{Calanoida}/(\text{Calanoida}+\text{Cladocera}+\text{Cyclopoida})$$

$$i12 = \text{Cladocera}/(\text{Calanoida}+\text{Cladocera}+\text{Cyclopoida})$$

$$i13 = \text{Cyclopoida}/(\text{Calanoida}+\text{Cladocera}+\text{Cyclopoida})$$

$$i14 = (\text{Cladocera}+1)/(\text{Cyclopoida}+1)$$


---

For å teste sammenhengen mellom ulike indekser og tot P er det brukt «leave one out cross validation» tilnærming (Hastie et al. 2009). Kort beskrevet består denne tilnærmingen av følgende steg:

1. En lokalitet ekskluderes (TEST lake) fra datasettet.
2. Indekser beregnes for TEST lake og lokalitetene i det resterende datasett (TRAIN).
3. Beregning av regresjonen for  $\log(\text{TP}) \sim \text{Index}$  for TRAIN datasettet.
4. Prediksjon av TP for TEST lake utfra indeks og regresjon
5. Beregning av MSE (mean squared error) =  $(\text{TP}_{\text{observed}} - \text{TP}_{\text{predicted}})^2$  for TEST lake
6. Punkt 1-5 gjentas for alle lokaliteter
7. Utrekning av summary statistics ( $R^2$  for regresjon mellom tot P og indeks i TRAIN datasett og MSE for  $\text{TP}_{\text{observed}} - \text{TP}_{\text{predicted}}$ )

Endelig valg av indeks er basert på summary statistics, der den indeks velges som har høyest  $R^2$  og lavest MSE.

## 2.5 Referanseverdier og grensesetting

Indeks i3 er bygget opp på omtrent samme måte som indeksen som brukes for vannplanter i Norge (Tlc, Mjelde ikke publisert notat). Tlc kan anta verdier mellom -1 og 1, men vi har valgt å justere småkrepsindeksen ved å addere 1, slik at den bare kan ha verdier  $\geq 0$ . For i3 er median for referanselokaliteter for hver av de seks aggregerte innsjøtyper brukt som referanseverdi. Som svært god/god grense har vi brukt 0,25 kvantilen av indeksverdier for referanselokalitetene. Vi

har testet ut forskjellige tilnærminger for fastsetting av de resterende grenser god/moderat, moderat/dårlig og dårlig/svært dårlig, men her presenterer vi bare resultatet av valgte tilnærming (punkt 4 under). Testede tilnærminger for grensesetting omfatter:

1. "Lower anchor"  $i3 = 0,75$  kvantilen av indeksverdier for innsjøer i svært dårlig tilstand (gitt utfra annen biologisk eller vannkjemisk informasjon), utregning av EQR (EQR:  $i3 = (\text{index} - \text{LowerAnchor}) / (\text{Reference} - \text{LowerAnchor})$ ), grenser settes som ref  $\geq 0,8$ , god:  $\geq 0,6 - 0,8$ , moderat:  $\geq 0,4 - 0,6$ , dårlig:  $\geq 0,2 - 0,4$ , svært dårlig  $< 0,2$ .
2. Inndeling av grenser gjort ved å dele intervallet mellom svært god/god grensen og laveste verdi i fire like intervaller. Normalisering og utregning av EQR  $(x) / (\text{Reference})$
3. Dårlig/svært dårlig grensen settes hvor følsomme arter forsvinner, og samfunnet består bare av tolerante eller indifferente arter. Inndeling av grenser er gjort ved å dele intervallet mellom svært god/god grensen og dårlig/svært dårlig grensen i tre.
4. Siden indeksen i praksis aldri antar verdier ned mot nedre grense har vi i den siste tilnærming brukt laveste observerte verdi som indeksens minimumsverdi ved angivelse av grenser. De resterende grensene, god/moderat, moderat/dårlig og dårlig/svært dårlig, er fastsatt ved å dele intervallet mellom svært god/god grensen og minimumsverdi i fire.

## 3 Resultater

### 3.1 Fosforgradient og innsjøtypologi

Utvalget av lokaliteter i datasettet spenner over en tot P gradient fra 1 til 2735 µg P l<sup>-1</sup>.

Fordelingen av de 318 innsjøene og dammene mht. til vanntyper (kalkinnhold og humusinnhold) går frem av tabell 2. Av de 318 lokalitetene i datasettet er 131 referanse-lokaliteter.

*Tabell 2. Fordeling av de 318 innsjøer og dammer mht. til typologi (kalkinnhold og humusinnhold).*

	Svært klar	Klar	Humøs	Svært humøs
Svært kalkfattig	55	16	5	0
Kalkfattig	4	26	42	1
Moderat kalkrik	23	26	52	2
Kalkrik	8	28	30	0

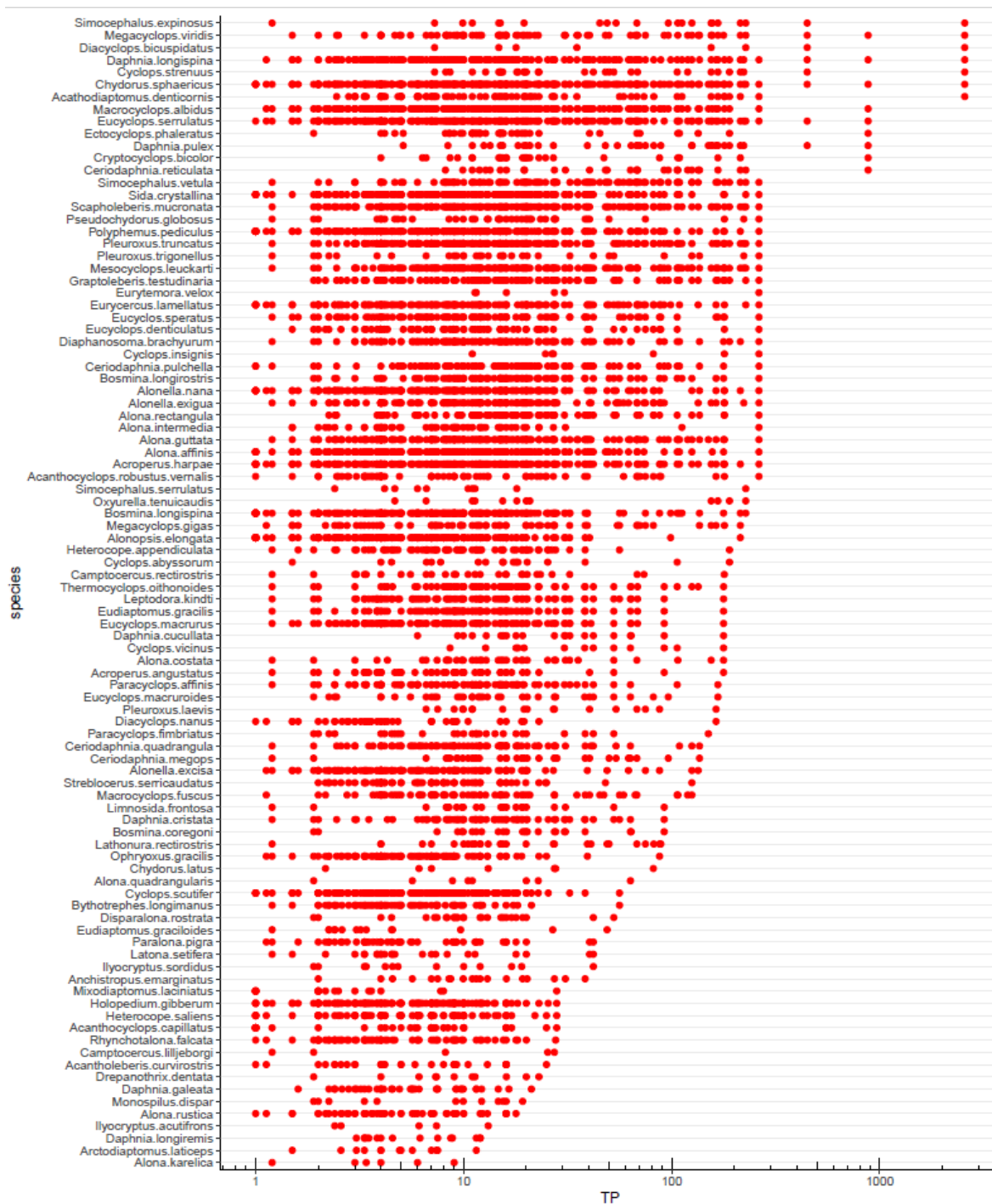
Noen vanntyper var ikke representert blant de 318 lokalitetene mens andre var fåtallige. For å oppnå tilstrekkelig høyt antall lokaliteter til å kunne fastsette referanseverdier og klassegrenser ble de opprinnelig 16 vanntypene aggregert til seks (tabell 3). Humøse og svært humøse ble slått sammen og tilsvarende ble gjort med hhv. svært kalkfattige og kalkfattige og moderat kalkrike og kalkrike. Fordelingen av lokalitetene på de seks aggregerte vanntypene er vist i tabell 3.

*Tabell 3. Fordeling av de 318 lokalitetene i datasettet mht. til aggregerte vanntyper. Referanse-lokaliteter i parentes*

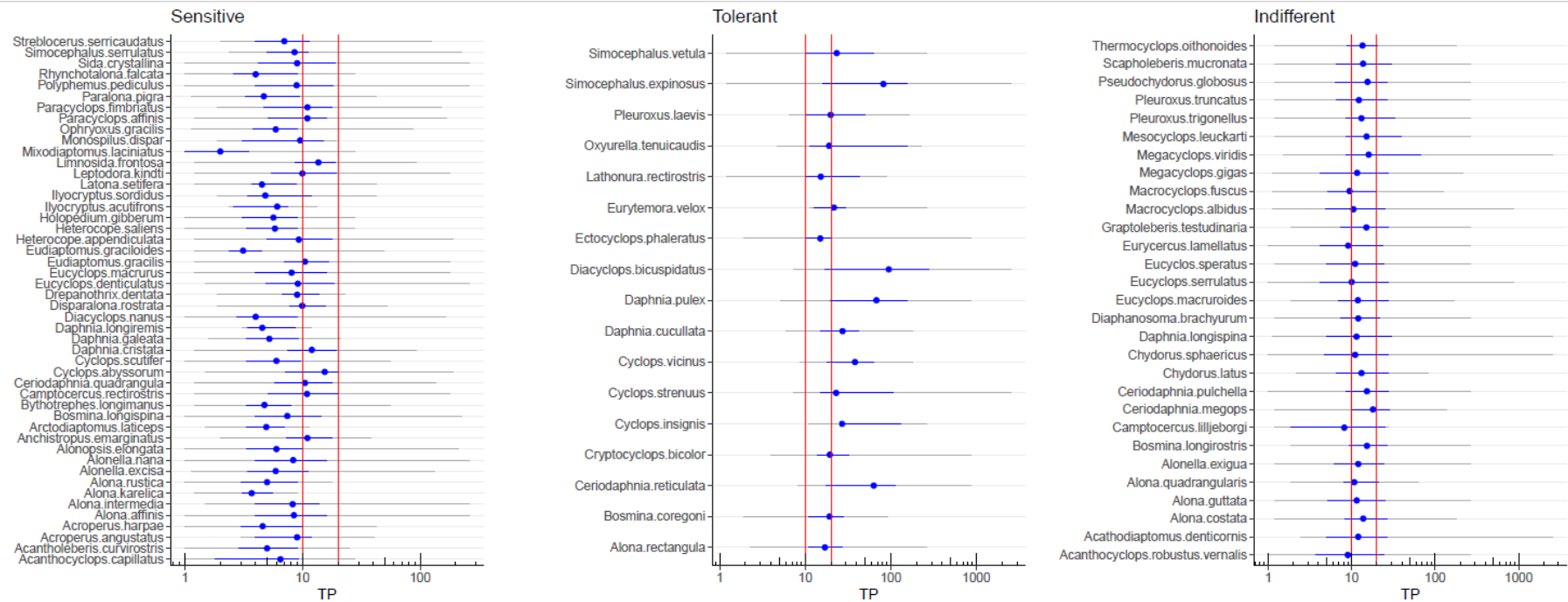
	Svært klar	Klar	Humøs/Svært humøs
Svært kalkfattig/kalkfattig	59 (51)	42 (24)	48 (22)
Moderat kalkrik/kalkrik	31(16)	53 (16)	85 (4)

### 3.2 Identifisering av indikatorarter

De aktuelle artene hadde varierende forekomst langs tot P gradienten (figur 1). Inndelingen av artene etter følsomhet (følsomme/tolerante/indifferente) samt deres optima er vist i figur 2. Ni av totalt 103 arter forekom i færre enn fem lokaliteter og ble derfor utelatt fra analysene som derfor til slutt inkluderte 94 arter. Basert på persentil-metoden kan 48 av de resterende artene kategoriseres som følsomme (51 %), 17 som tolerante (18 %) og 29 som indifferente (31 %). De enkelte artenes følsomhet er listet i tabell 4, og viser stort samsvar med tidligere studier (Brodersen m.fl. 1998, de Eyto m.fl. 2003, Chen m.fl. 2010).



Figur 1. Tilstedeværelse av de 94 indikatorartene langs gradienten av tot P. Arter med mindre enn fem forekomster er utelatt.



Figur 2. Småkreps' forekomst langs en tot P gradient. Følsomme arter: 75-persentilen  $< 20 \mu\text{g P l}^{-1}$ , tolerante arter: 75-persentilen  $> 20 \mu\text{g P l}^{-1}$  og 25-persentilen  $> 10 \mu\text{g P l}^{-1}$ , indifferente arter: 75-persentilen  $> 20 \mu\text{g P l}^{-1}$  og 25-persentilen  $< 10 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Arter som forekommer i færre enn 5 lokaliteter er utelatt. Øvre og nedre tot P grense for definisjonen av følsomme og tolerante arter er basert på Penning m.fl. (2008).

Tabell 4. Småkreps' følsomhet for eutrofiering (se figur 2 for definisjon av følsomme, tolerante og indifferente arter). Arter med < 5 forekomster (antall forekomster i parentes) som ikke regnes med i indeksen: *Cyclops lacustris* (3), *Eurytemora lacustris* (3), *Limnocalanus macrurus* (3) og *Microcyclops varicans* (3), *Alona werestschagini* (4) ble kategorisert som sensitive; *Ceriodaphnia laticaudata* (3), *Leydigia quadrangularis* (3), *Thermocyclops crassus* (3) og *Pleuroxus uncinatus* (4) ble kategorisert som tolerante.

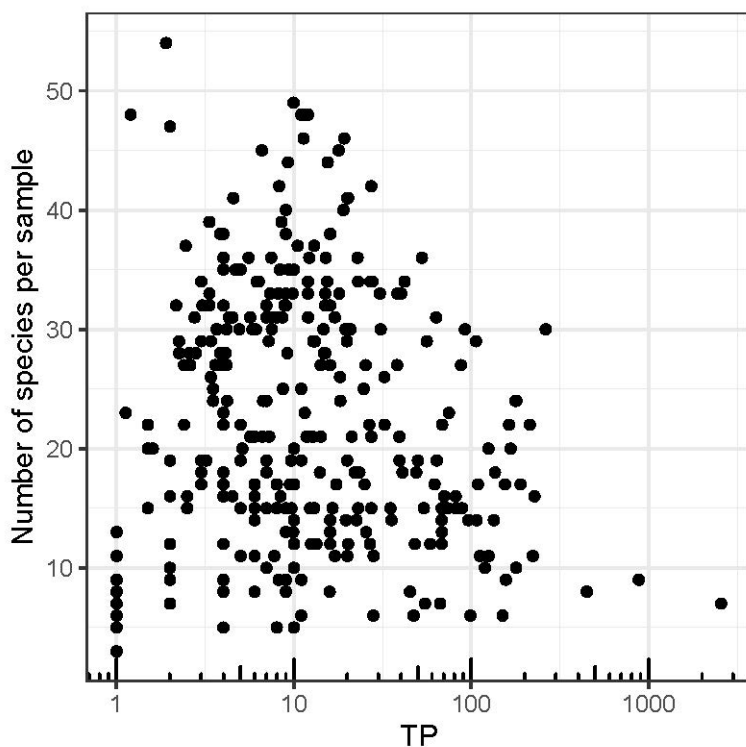
Gruppe	Følsomme arter	Tolerante arter	Indifferente arter
<b>Cladocera</b>	<i>Acantholeberis curvirostris</i>	<i>Alona rectangula</i>	<i>Alona costata</i>
	<i>Acroperus angustatus</i>	<i>Bosmina coregoni</i>	<i>Alona guttata</i>
	<i>Acroperus harpae</i>	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	<i>Alona quadrangularis</i>
	<i>Alona affinis</i>	<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Alonella exigua</i>
	<i>Alona intermedia</i>	<i>Daphnia pulex</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
	<i>Alona karelica</i>	<i>Lathonura rectirostris</i>	<i>Camptocercus lilljeborgi</i>
	<i>Alona rustica</i>	<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	<i>Ceriodaphnia megops</i>
	<i>Alonella excisa</i>	<i>Pleuroxus laevis</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
	<i>Alonella nana</i>	<i>Simocephalus expinosus</i>	<i>Chydorus latus</i>
	<i>Alonopsis elongata</i>	<i>Simocephalus vetulus</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>
	<i>Anchistropus emarginatus</i>		<i>Daphnia longispina</i>
	<i>Bosmina longispina</i>		<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Bythotrephes longimanus</i>		<i>Eurycercus lamellatus</i>
	<i>Camptocercus rectirostris</i>		<i>Graptoleberis testudinaria</i>
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>		<i>Pleuroxus trigonellus</i>
	<i>Daphnia cristata</i>		<i>Pleuroxus truncatus</i>
	<i>Daphnia galeata</i>		<i>Pseudochydorus globosus</i>
	<i>Daphnia longiremis</i>		<i>Scapholeberis mucronata</i>
	<i>Disparalona rostrata</i>		
	<i>Drepanothrix dentata</i>		
	<i>Holopedium gibberum</i>		
	<i>Ilyocryptus acutifrons</i>		
	<i>Ilyocryptus sordidus</i>		
	<i>Latona setifera</i>		
	<i>Leptodora kindti</i>		
	<i>Limnosida frontosa</i>		
	<i>Monospilus dispar</i>		
	<i>Ophryoxus gracilis</i>		
	<i>Paralona pigra</i>		
	<i>Polyphemus pediculus</i>		
	<i>Rhynchotalona falcata</i>		
	<i>Sida crystallina</i>		
	<i>Simocephalus serrulatus</i>		
<i>Streblocerus serricaudatus</i>			
<b>Cyclopoida</b>	<i>Acanthocyclops capillatus</i>	<i>Cryptocyclops bicolor</i>	<i>Acanthocyclops robustus/vernalis</i>
	<i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Cyclops insignis</i>	<i>Eucyclops macruroides</i>
	<i>Cyclops scutifer</i>	<i>Cyclops strenuus</i>	<i>Eucyclops serrulatus</i>
	<i>Diacyclops nanus</i>	<i>Cyclops vicinus</i>	<i>Eucyclops speratus</i>
	<i>Eucyclops denticulatus</i>	<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	<i>Macrocyclops albidus</i>
	<i>Eucyclops macrurus</i>	<i>Ectocyclops phaleratus</i>	<i>Macrocyclops fuscus</i>



Gruppe	Følsomme arter	Tolerante arter	Indifferente arter
	<i>Paracyclops affinis</i> <i>Paracyclops fimbriatus</i>		<i>Megacyclops gigas</i> <i>Megacyclops viridis</i> <i>Mesocyclops leuckarti</i> <i>Thermocyclops oithonoides</i>
<b>Calanoida</b>	<i>Arctodiaptomus laticeps</i> <i>Eudiaptomus gracilis</i> <i>Eudiaptomus graciloides</i> <i>Heterocope appendiculata</i> <i>Heterocope saliens</i> <i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	<i>Eurytemora velox</i>	<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>

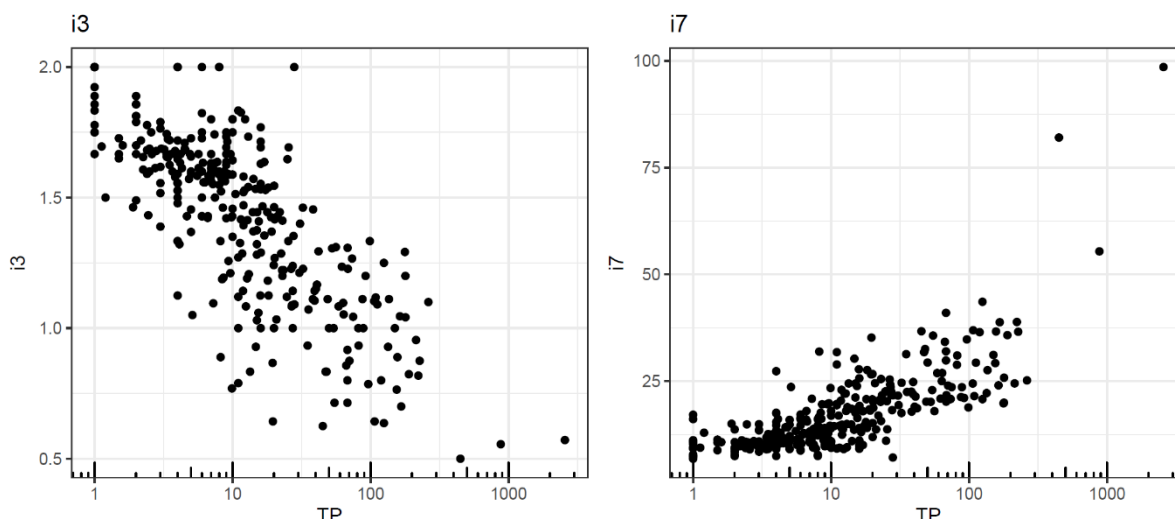
### 3.3 Dose-respons sammenhenger/indekser

I tråd med tidligere studier av andre organismegrupper (f.eks. Penning m.fl. 2008) har totalt antall arter småkreps en unimodal fordeling langs tot P gradienten, slik at maksimalt antall arter finnes i lokaliteter med tot P konsentrasjon omkring  $10 \mu\text{g P l}^{-1}$  (figur 3).



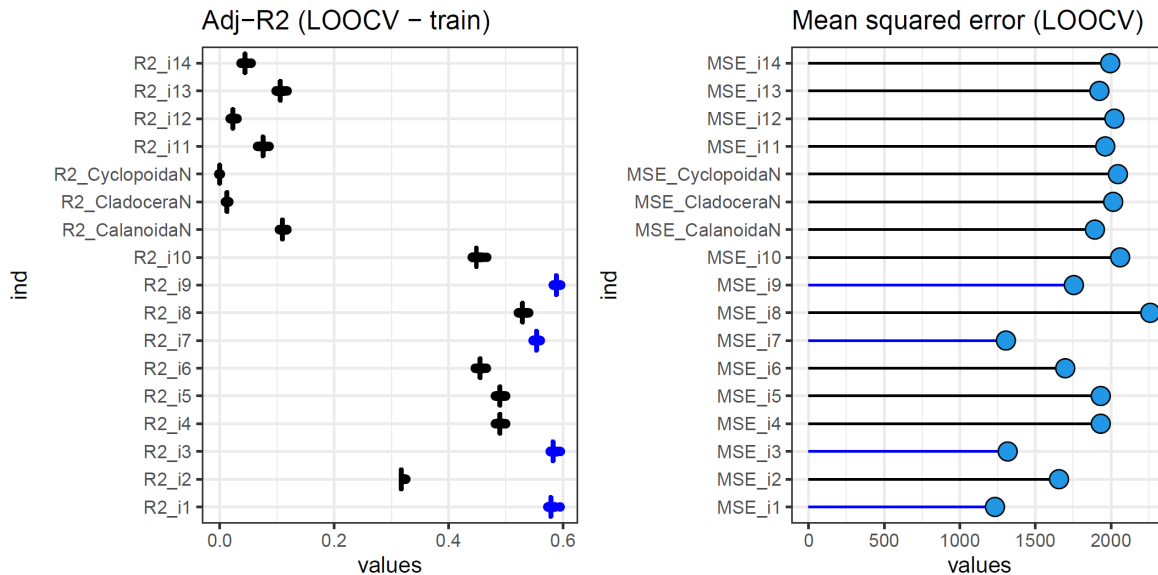
Figur 3. Scatterplot av totalt antall småkrepsarter mot total P. X-aksen er angitt med logaritmisk skala.

De undersøkte indeksene har forskjellig respons mht. tot P. Indeksen i3 er eksempel på en indeks som avtar med tot P, mens indeks i7 øker med tot P (figur 4).



Figur 4. Scatterplot av småkrepsindeksene  $i_3$  mot tot P (venstre panel) og  $i_7$  mot tot P (høyre panel). X-aksen er angitt med logaritmisk skala.

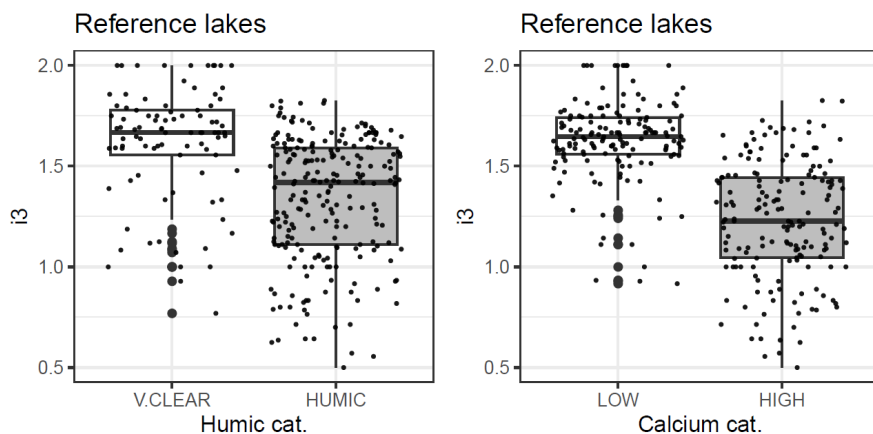
Basert på de fastsatte utvelgelseskriteriene er det indeksene  $i_1$ ,  $i_3$ ,  $i_7$  og  $i_9$  som har den sterkeste sammenhengen med tot P (figur 5). Indeksene  $i_1$  og  $i_3$  har omtrent samme  $R^2$ , men  $i_1$  har marginalt lavere MSE enn  $i_3$ . Indeksen  $i_1$  (ratioen mellom følsomme arter og totalt antall arter) er i liten grad i stand til å skille veldig næringsrike innsjøer fra hverandre da de følsomme artene er fraværende i mange av disse lokalitetene, hvilket medfører at indeksten får verdi 0. Indeksen  $i_3$  (følsomme-tolerante)/Nsp) er i større grad i stand til å skille mellom disse innsjøene. Derfor anbefaler vi å velge  $i_3$  til tross for marginalt høyere MSE for  $i_1$ , og det er  $i_3$  som vi har valgt å gå videre med.



Figur 5. Korrelasjonskoeffisient ( $R^2$ ) og MSE (mean squared error) for sammenhengen mellom predikert og observert tot P i datasettet.

For å undersøke om innsjøtypologien hadde en signifikant effekt på referanseverdien ble indeksverdiene sammenlignet på tvers av kalsium- og TOC-typer i referanselokalitetene. Både kalsium- og TOC-kategori hadde en signifikant effekt på referanseverdiene for  $i_3$  (non-parametric Kruskal-Wallis test:  $p < 0.05$ , figur 6). Parvise posthoc sammenligninger mellom TOC-kategorier viste at klare og humøse typer ikke var signifikant forskjellige (non-parametric Kruskal-Wallis test:

$p < 0.05$ ). På bakgrunn av dette ble klare og humøse/svært humøse samlet til en TOC-kategori, slik at vi endte opp med to Ca-kategorier (svært kalkfattig/kalkfattig, Moderat kalkrik/kalkrik) og to TOC-kategorier (svært klare og klar/humøs/svært humøs). Fordelingen av referanseinnsjøene og alle innsjøene i datasettet på disse fire typene framgår av tabell 5. Etter sammenslåing av klare og humøse/svært humøse lokaliteter til en TOC-kategori er det signifikant forskjell i indeksverdier mellom svært klare på den ene side, og klare/humøse/svært humøse på den annen side (non-parametric Kruskal-Wallis test:  $p < 0.01$ , figur 6).

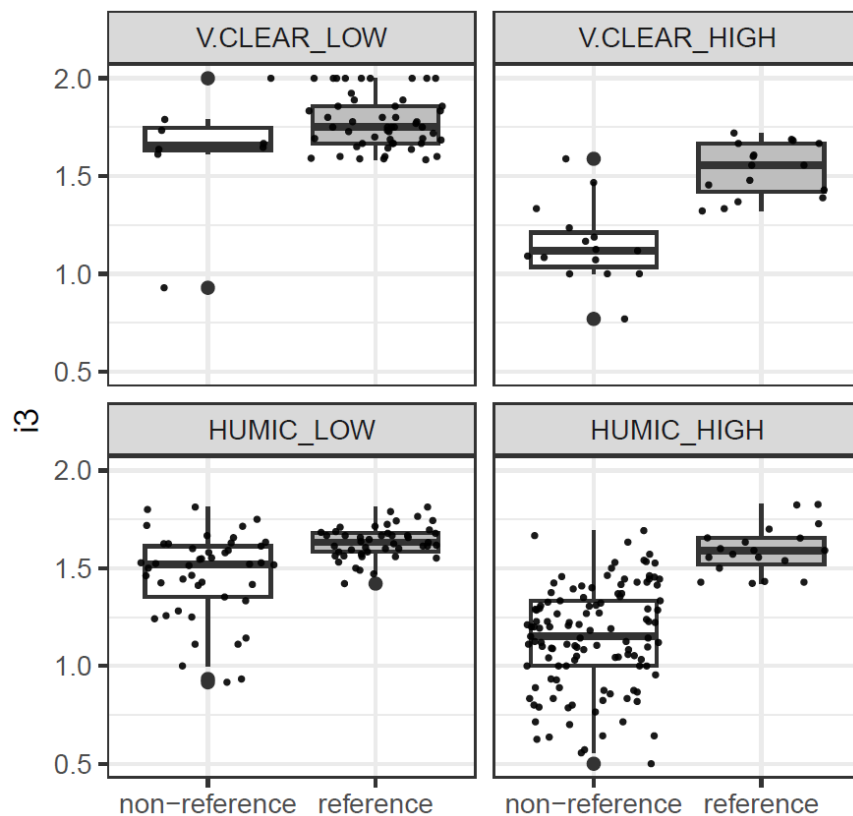


Figur 6. Boks-plots av eutrofieringsindeksen  $i_3$  på tvers av aggregerte kalsium- og TOC-kategorier (etter sammenslåing av klare og humøse/svært humøse til en TOC-kategorier). Det var signifikant forskjell på tvers av kalsium- og TOC-kategorier (non-parametric Kruskal-Wallis test, kalsium kategorier:  $\chi^2 = 22.71$ ,  $df=1$ ,  $p < 0.001$ ; TOC-kategorier:  $\chi^2 = 16.36$ ,  $df=2$ ,  $p < 0.01$ ).

Indeksen klarer å skille mellom referanselokaliteter og ikke-referanselokaliteter gruppert etter aggregert vanntype (figur 7), men det er en klarere forskjell mellom referanser og ikke-referanser for svært klare, moderat kalkrike/kalkrike og klare/humøse/svært humøse, moderat kalkrike/kalkrike typer (figur 7).

Tabell 5 Fordeling av de 318 lokaliteter mht til fire aggregerte vanntyper etter sammenslåing av klare og humøse/svært humøse til en TOC-kategori. Referanselokaliteter i parentes.

	Svært klar	Klar/humøs/svært humøs
Svært kalkfattig/kalkfattig	59 (51)	90 (45)
Moderat kalkrik/kalkrik	31 (16)	138 (19)



Figur 7. Boksplot av eutrofieringsindeksen  $i_3$  i 131 referanselokaliteter og 187 ikke-referanser, gruppert etter den aggregerte typologien (se tabell 5) etter sammenslåing av klare og humøse/svært humøse til en TOC-kategori.

### 3.4 Referansetilstand og grenseverdier

Basert på dette arbeidet anbefaler vi å bruke indeksen  $i_3$  med de referanseverdiene som er gitt i tabell 6 (absoluttverdier) og tabell 7 (EQR-verdier).

Tabell 6. Referanseverdier og klassegrenser (absoluttverdier) for småkrepstrofiindeksen CIT ( $i_3$ ) for alle vanntyper som klassifiseringsmetoden er utviklet for.

Type	Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Klar/humøs/svært humøs, mod. kalkrik og svært kalkrik	1,591	1,519	1,264	1,010	0,755
Klar/humøs/svært humøs, kalkfattig og svært kalkfattig	1,632	1,583	1,313	1,042	0,771
Svært klar, mod. kalkrik og svært kalkrik	1,556	1,419	1,189	0,959	0,730
Svært klar, kalkfattig og svært kalkfattig	1,750	1,667	1,375	1,083	0,792

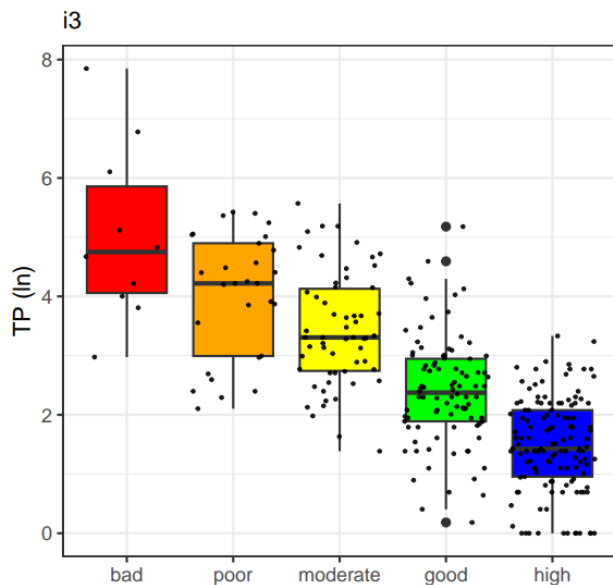
Tabell 7. Klassegrenser og EQR-verdier for småkrepstrofiindeksen CIT (i3) for alle vann typer som klassifiseringsmetoden er utviklet for.

Type	Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Klar/humøs/svært humøs, mod. kalkrik og svært kalkrik	1	0,955	0,795	0,635	0,474
Klar/humøs/svært humøs, kalkfattig og svært kalkfattig	1	0,970	0,804	0,638	0,472
Svært klar, mod. kalkrik og svært kalkrik	1	0,912	0,764	0,617	0,469
Svært klar, kalkfattig og svært kalkfattig	1	0,952	0,786	0,619	0,452

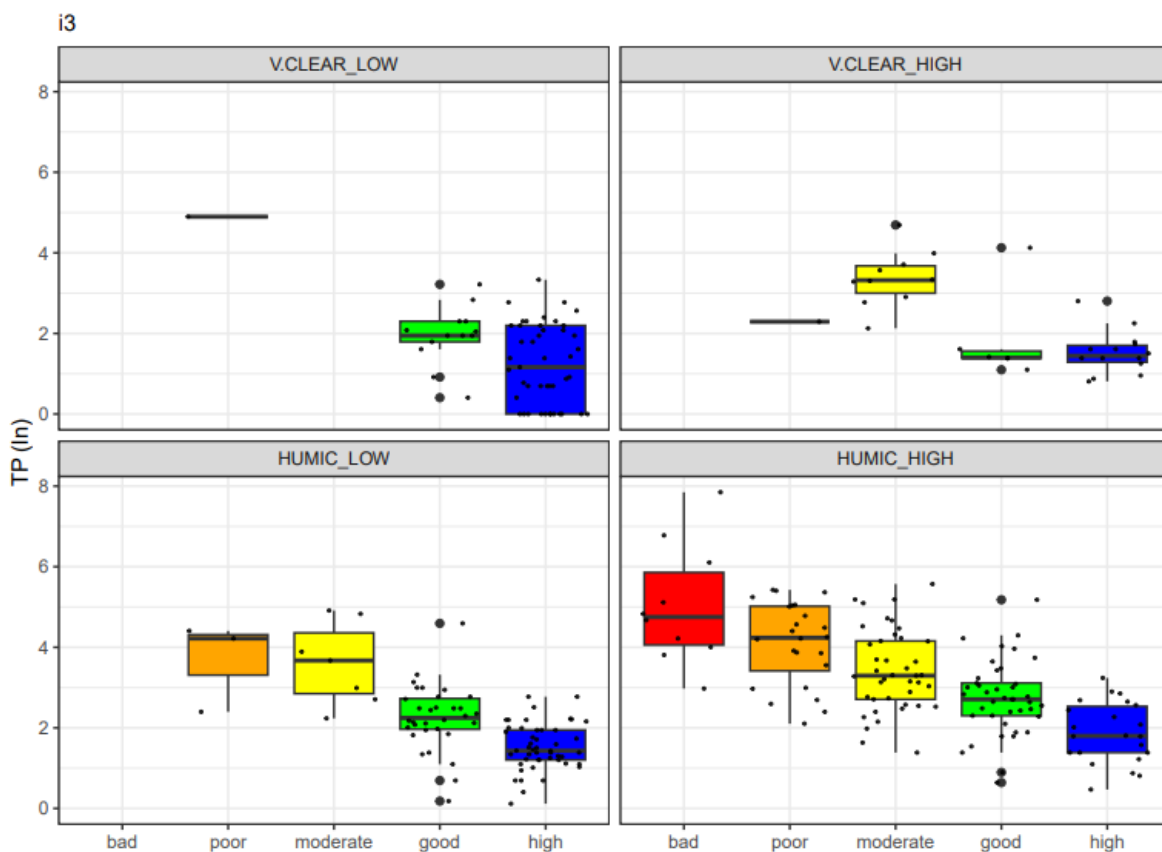
Som en validering av grensesettingen for indeksen har vi gruppert de observerte tot P verdiene etter økologisk tilstand gitt ved indeksen samlet for alle innsjøer og dammer uavhengig av vann type (figur 8), og for hver av de fire aggregerte vann typene (figur 9). For noen typer og tilstandsklasser er antallet lokaliteter lavt, hvilket gir en større usikkerhet.

For å fastsette referanseverdi og svært god/god grensen for hver av de seks aggregerte vann typene har vi brukt hhv. median og 0,25 kvantilen av alle indeksverdier tilhørende den aktuelle typen. For fastsettelse av de øvrige grenser har vi prøvd ut fire forskjellige tilnærminger (avsnitt 2.5). De tre første tilnærmingerne for fastsettelse av grenser viste seg å være mindre egnet. Den første tilnærming plasserer hovedparten av lokalitetene i enten svært god eller svært dårlig tilstand med veldig få lokaliteter i god, moderat og dårlig tilstand (resultater ikke vist). Dette er ikke i overensstemmelse med den reelle fordeling av lokalitetene mht. økologisk tilstand. Ved den andre tilnærmingen er økologisk tilstand forskjøvet mot de bedre tilstandsklassene og relativt få lokaliteter har tilstandsklasse moderat, dårlig eller svært dårlig (resultater ikke vist). Den tredje tilnærming, der dårlig/svært dårlig grensen er satt der følsomme arter forsvinner, gir urealistisk høye verdier slik at indeksen ikke kan skille mellom de dårligste tilstandsklassene (resultater ikke vist). Denne tilnærmingen er brukt for vannplanter (Marit Mjelde ikke publisert notat), der det er slik at de følsomme artene forsvinner helt fra den øverste delen av tot P gradienten. For småkrepser viser fordelingen av følsomme arter at selv ved de høyeste tot P konsentrasjonene kan det fremdeles finnes en eller noen få følsomme arter, og derfor er denne tilnærmingen dårlig egnet for småkrepser. For den siste tilnærmingen er laveste observerte verdi for indeksen brukt som indeksminimum og grensene under svært god/god er fastsatt ved å dele intervallet i fire like deler. Denne tilnærmingen fører til at lokalitetene fordeler seg bedre langs tilstandsskalaen. Det er likevel forholdsvis få lokaliteter i vårt datasett som får svært dårlig tilstand. Hvorvidt dette er reelt eller om det skyldes at klassegrensen god/svært god ikke er satt tilstrekkelig strengt eller at småkrepser i liten grad er i stand til å skille mellom nivåer av høy tot P belastning kan vi ikke vurdere da kunnskapsgrunnlaget foreløpig er begrenset.

Konsekvensen av å velge minimum observerte verdi (0.5) som indeksminimum i stedet for den teoretiske minimumsverdien (0) avhenger av om datasettet representerer hele tot P gradienten (dvs. om de aller mest belastede vannforekomstene er med) og om lokaliteten med lavest observerte verdi faktisk representerer sterkt eutrofierte lokaliteter. Generelt er konsentrasjonen av tot P i norske innsjøer lavere sammenlignet med innsjøer lenger sør i Europa. Maksimum tot P i datasettet er 2735  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , hvilket representerer en ekstremverdi, men datasettet inneholder også en del lokaliteter med tot P mellom 100 og 300  $\mu\text{g P l}^{-1}$  og flere over 300  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Til sammenligning er maksimal tot P konsentrasjonen i danske innsjøer, som er veldig næringsrike i Europeisk målestokk, opp mot 1000  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (Jeppesen m.fl. 2000). Selv om datasettet nok er forskjøvet mot lavere tot P konsentrasjoner sett i et Europeisk perspektiv, inkluderer det altså likevel lokaliteter i den øverste enden av tot P gradienten. Lokaliteten med den laveste indeksverdien har den tredje høyeste tot P konsentrasjonen (figur 4), og lokalitetene med de nest høyeste og tredje høyeste indeksverdiene har henholdsvis høyeste og nest høyeste tot P konsentrasjon. Det betyr at de laveste indeksverdiene representerer de aller mest næringsrike lokalitetene i datasettet.



Figur 8. Boksplot av observert tot P konsentrasjon gruppert etter økologisk tilstand gitt ved indeks i3.



Figur 9. Boksplot av observert tot P konsentrasjon gruppert etter økologisk tilstand gitt ved indeks i3 inndelt etter vanntype.

## 4 Referanser

- Birk, S., Korte, T. & Hering, D. 2006. Intercalibration of assessment methods for macrophytes in low-land streams: direct comparison and analysis of common metrics. - *Hydrobiologia* 566: 417-430.
- Boix, D., Gascon, S., Sala, J., Martinoy, M., Gifre, J. & Quintana, X. D. 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). - *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 15 (6): 635-651.
- Brodersen, K. P., Whiteside, M. C. & Lindegaard, C. 1998. Reconstruction of trophic state in Danish lakes using subfossil chydorid (Cladocera) assemblages. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (5): 1093-1103.
- de Eyto, E., Irvine, K., Garcia-Criado, F., Gyllstrom, M., Jeppesen, E., Kornijow, R., Miracle, M. R., Nykanen, M., Bareiss, C., Cerbin, S., Salujoe, J., Franken, R., Stephens, D. & Moss, B. 2003. The distribution of chydorids (Branchiopoda, Anomopoda) in European shallow lakes and its application to ecological quality monitoring. - *Archiv für Hydrobiologie* 156 (2): 181-202.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Jensen, T. C., Dimante-Deimantovica, I., Schartau, A. K. & Walseng, B. 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. - *Hydrobiologia* 715 (1): 101-112.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J.H. & Friedman, J.H. 2009. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction (Vol. 2, pp. 1-758). New York: springer.
- Jeppesen, E., Jensen J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45:201–218
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. - *Ekologia Polska* 33 (4): 567-616.
- Lougheed, V. L. & Chow-Fraser, P. 2002. Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. - *Ecological Applications* 12 (2): 474-486.
- Lyche, A. 1990. Cluster analysis of plankton community structure in 21 lakes along a gradient of trophy. - *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 586-591.
- Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D., & Trodd, W. (2014). Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. JRC technical reports. EUR 26503 EN. 254 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A. K., Bongard, T., Bækkeli, K. A. E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J. G., Gjelland, K. Ø., Hammenstig, D., Havn, T. B., Jensen, T. C., Lie, E. F., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O. T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M. T. & Walseng, B. 2020. ØKOSTOR 2019: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. - Overvåkningsrapport. M-1777|2020. Miljødirektoratet. 203 s.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van de Bund, W., Collings, S. E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernandez-Alaez, C., Fernandez-Alaez, M., Franken, R. J. M., Garcia-Criado, F., Gross, E. M., Gyllstrom, M., Hansson, L. A., Irvine, K., Jarvalt, A., Jensen, J. P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijow, R., Krause, T., Kunnap, H., Laas, A., Lille, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M. R., Noges, P., Noges, T., Nykanen, M., Ott, I., Peczula, W., Peeters, E., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujoe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. - *Aquatic Conservation* 13 (6): 507-549.
- Ochocka, A. 2021. ZIPLAs: Zooplankton Index for Polish Lakes' Assessment: a new method to assess the ecological status of stratified lakes. - *Environmental Monitoring and Assessment* 193: 15.

- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. - *Aquatic Ecology* 42: 237-251.
- Schartau, A. K. L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J. E., Nøst, T., Solheim, A. L. & Walseng, B. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Kunnskapsstatus - Dyreplankton og litorale krepsdyr. - NINA temahefte 14. 58 s.
- Solheim, A. L., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Marko Järvinen, Skjelbred, B., Tierney, D. & Trodd, W. Centre, J. R. (red.) 2014. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. JRC Technical Reports. Joint Research Centre of the European Commission. 26503. Ispra, Italy. 254 s.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 2005. Littoral microcrustaceans as indices of trophy. - *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 29: 827-829.
- Walseng, B., Hessen, D. O., Halvorsen, G. & Schartau, A. K. 2006. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. - *Limnology and Oceanography* 51 (6): 2600-2606.





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5245-4

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger