

875 INTERREG prosjektet Enningdalselven

NINA Rapport

Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet

Ann Kristin Schartau, Ragnar Lagergren, Trygve Hesthagen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

INTERREG prosjektet Enningdalselven

Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet

Ann Kristin Schartau
Ragnar Lagergren
Trygve Hesthagen



Norsk institutt for naturforskning

Schartau, A.K.L., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012. INTERREG prosjektet Enningdalselven. Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanddirektivet. - NINA Rapport 875. 72 s.

Oslo, juni 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2470-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Ann Kristin Schartau

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Interreg og Direktoratet for naturforvaltning (DN)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Janne Eidissen (Interreg) og Steinar Sandøy (DN)

FORSIDEBILDE

Aspen. Foto: Bjørn Walseng

NØKKELOORD

Østfold, Västra Götalands län, vannkjemi, innsjøer, planteplankton, dyreplankton, småkreps, bunndyr, fisk, overvåking, tilstandsvurdering, økologisk tilstand

KEY WORDS

Østfold county, Västra Götaland county, lakes, water chemistry, phytoplankton, zooplankton, microcrustaceans, macroinvertebrates, fish, monitoring, environmental assessment, ecological status

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Norsk sammendrag

Schartau, A.K.L., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012. INTERREG prosjektet Enningdalselven. Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet. – NINA Rapport 875. 72 s.

Målet for denne undersøkelsen har vært å teste norske og svenske metoder for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand for innsjøer, basert på ulike fysisk-kjemiske og biologiske parametere. Våren 2009 ble det valgt ut åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget, fem norske og tre svenske, for dette formålet. Utvalget inkluderer både referansesjøer (3), eutrofierte sjøer (3) og forsurede sjøer (2). Fra alle innsjøene er det tatt vannkjemi, bunndyr og småkreps vår og høst (2009 og 2010), mens planteplanktonet er prøvetatt månedlig, totalt fem ganger i løpet av vekstsesongen (2009). Bunndyrprøvene er tatt i hht. både norsk (litoral prøve + utløp prøve) og svensk metodikk (fem litorale prøver, standardisert areal). Det er i tillegg tatt temperatur- og oksygenprofiler fra alle innsjøene. De åtte innsjøene inngår i tillegg i en større kartlegging av fiskesamfunnene i vassdraget. Totalt 99 innsjøer innenfor Enningdalselvens nedbørfelt er prøvufisket i perioden 2002-2009.

Innsjøene i Enningdalsvassdraget er relativt humuspåvirket, mens innholdet av kalsium varierer. Innsjøer i nedre del av vassdraget, under marin grense (< 166 m o.h.), er vanligvis moderat kalkrike, mens de fleste andre innsjøene i vassdraget er kalkfattige; noen også svært kalkfattige. De svært kalkfattige og kalkfattige innsjøene er alle følsomme for forsuring og mange er kalket, enten direkte eller ved kalking av vassdraget oppstrøms.

Norske og svenske klassifiseringssystemer er forskjellige på en rekke punkter; både når det gjelder innsjøtypologi, utvalg av parametere og indekser, innsamlingsmetodikk, metoder for fastsettelse av referansetilstand og kombinasjonsregler for samlet økologisk tilstandsklassifisering. I det svenske klassifiseringssystemet er det satt lokalitetsspesifikke referanseverdier for de fleste parametere, mens det norske klassifiseringssystemet er basert på typespesifikke referanseverdier med unntak av for fisk der lokalitetsspesifikke referanseverdier brukes. Det svenske klassifiseringssystemet inkluderer de fleste parametere og kvalitetselementer som kreves i hht. vanndirektivet, mens det norske systemet fremdeles er under utvikling. Det norske systemet mangler flere aktuelle indekser for tilstandsvurdering av innsjøer, for eksempel eutrofieringsindeks basert på bunndyr, og forsuringindeks basert på planteplankton. Derimot har Norge inkludert småkreps (diversitet og forekomst av indikatorarter) i vurdering av forsuring- og eutrofieringstilstanden av innsjøer. Det norske klassifiseringssystemet har dessuten inkludert noen flere fysisk-kjemiske parametere enn det svenske, for eksempel totalt nitrogen for vurdering av eutrofieringstilstanden og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og labilt aluminium for vurdering av forsuringssituasjonen.

De norske bunndyrindeksene for innsjøer er basert på kombinerte prøver tatt fra innsjøens litoralsone og utløpselv, mens de svenske indeksene er basert kun på prøver fra litoralsonen (i tillegg finnes det et klassifiseringssystem basert på profundale bunndyr, men denne er ikke inkludert i denne undersøkelsen). Datagrunnlag for den svenske fiskeindeksen (EQR8) er basert på prøvefiskedata, mens den norske fiskeindeksen (NFI) kan beregnes med basis i intervjuundersøkelser, annen kartlegging av fiskesamfunnet (historiske data), i tillegg til eventuelt prøvefiskedata.

De åtte undersøkte innsjøene har en samlet økologisk tilstand, basert på både biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske støtteparametere, som varierer mellom God og Svært dårlig. Både i hht. norsk og svensk klassifiseringssystemer kommer Langtjern ut med best økologisk tilstand, og Trestikket med dårligst økologisk tilstand. For fem av åtte innsjøer ga de to klassifiseringssystemene samme økologiske tilstandsklasse, og forskjellen er aldri mer enn én tilstandsklasse. Det er ingen systematiske forskjeller mellom de to klassifiseringssystemene. Det

svenske systemet gir dårligere tilstand for to innsjøer, mens det norske gir dårligere tilstand for én innsjø.

Klassifisering av eutrofieringstilstanden basert på fysisk-kjemiske støtteparametere gir ofte dårligere tilstand ved bruk av det svenske systemet sammenlignet med det norske. Forskjellen skyldes i stor grad at prinsippet for sammenveining av ulike parametere er forskjellig. Bruk av "verste styrer" prinsippet fører til at parameteren oksygen, som oftest gir dårligere tilstand enn andre fysisk-kjemiske parametere, får større gjennomslag i det svenske systemet. Samtlige innsjøer har periodevis lave oksygenkonsentrasjoner, hvilket antas delvis å ha naturlige årsaker pga innsjøenes høye humusinnhold. En ekspertvurdering av tilstanden, der oksygenparameteren ikke tillegges noen vekt, gir et bedre samsvar mellom de to systemene. Den enkeltparameteren som gir størst forskjell i tilstand er siktedyp. For seks av innsjøene gir det norske systemet en tilstand som er én eller to klasser dårligere enn det svenske systemet. Det norske klassifiseringssystemet tar ikke tilstrekkelig hensyn til at siktedypet reduseres med økende humusinnhold, hvilket gir en for streng tilstandsvurdering av humøse innsjøer. Innholdet av totalt fosfor gir en ganske lik tilstand for de eutrofe innsjøene, men de næringsfattige innsjøene Sevtjern og Hauganetjern klassifiseres som dårligere i hht. norsk system enn ved bruk av svensk system.

Klassifisering av forsureningstilstanden basert på fysisk-kjemiske støtteparametere gir often en tilsvarende tilstand ved bruk av de to klassifiseringssystemene. Forskjellen er aldri mer enn én tilstandsklasse.

Samlet tilstand basert på planteplankton varierer mellom Svært god og Dårlig i hht. både svensk og norsk klassifiseringssystem. Resultatene avspeiler på et rimelig sett den variasjon som finnes mht. ulike miljøforhold innenfor nedbørfeltet, framfor alt næringssaltbelastning, forsurening og humusinnhold. Spesielt påtagelig er den store mengden av slimalgen *Gonyostomum semen* som dominerer totalbiomassen i fire av de åtte innsjøene. *Gonyostomum*-dominansen kan gjøre resultatene vanskeligere å tolke siden erfaringen med miljøovervåking og tilstandsklassifisering av planteplankton i slike innsjøer ikke bygger på samme lange tradisjon som i andre typer innsjøer. Den norske og den svenske planteplanktonindeksen skiller seg klart mht. eutrofieringstilstand, der den norske gir én eller flere klasser dårligere tilstand for fem av innsjøene. Forskjellen skyldes at det i større grad er tatt hensyn til forekomst av *Gonyostomum semen* i det svenske klassifiseringssystemet.

Klassifiseringssystem basert på småkreps er under utvikling i Norge. Basert på småkreps har innsjøene en økologisk tilstand som varierer mellom Svært god og Dårlig. Småkreps synes å være omtrent like følsomme for eutrofiering som planteplankton i det svenske klassifiseringssystemet, mens det ligger mellom det norske og det svenske klassifiseringssystemet for forsurening basert på bunndyr.

Basert på bunndyrresultatene har innsjøene i Enningdalsvassdraget en økologisk tilstand som varierer mellom Svært god og Svært dårlig i hht. det norske klassifiseringssystemet, og mellom Svært god og Moderat i hht. det svenske klassifiseringssystemet. Klassifisering av forsureningsbelastning gir generelt noe dårligere tilstand med det norske klassifiseringssystemet enn med det svenske systemet. Det finnes ikke noe norsk system for vurdering av eutrofieringstilstanden basert på bunndyr, mens den svenske bunndyrindeksen gir Svært god økologisk tilstand for alle innsjøene. Litorale bunndyr synes derfor å være lite følsomme for overgjødsling sammenlignet med planteplankton. Forskjeller i metodikk for bunndyrprøvetaking har noe effekt på tilstandsklassifiseringen. Dette skyldes sannsynligvis at den svenske metoden sikrer en noe større innsamlingsinnsats.

Den norske og svenske fiskeindeksen klassifiserte fiskesamfunnene i de aktuelle innsjøene til dels svært forskjellig. Den svenske EQR8 indeksen ga i de fleste tilfeller en betydelig strengere tilstandsvurdering. I bare ett tilfelle ga EQR8 høyere tilstandsklasse enn NFI, mens i to tilfeller ga de to indeksene samme økologiske tilstandsklasse. Data fra fiskesamfunnene for 99 innsjøer i vassdraget med verdier for både NFI og EQR8, viste at 41,4 % av dem fikk Svært høy

tilstand basert på NFI mot bare 1 % basert på EQR8. EQR8 ga de fleste fiskesamfunnene Dårlig tilstand (34,3 %). Mange av fiskesamfunnene som NFI angir som uskadet, blir av EQR8 klassifisert som Dårlig til Svært dårlig.

Ulike biologiske kvalitetselementer (organismegrupper) gir svært forskjellig tilstand for én og samme innsjø, både i hht. norsk og svensk system. I hht svensk tilstandsvurdering gir planteplankton og bunndyr ofte samme økologiske tilstandsklasse (fem innsjøer), mens fiskeindeksen vanligvis gir en dårligere tilstand enn både planteplankton og bunndyr (fem innsjøer). I hht norsk tilstandsvurdering gir planteplankton en dårligere økologisk tilstand enn både bunndyr og fisk i tre innsjøer. Fiskeindeksen gir dårligere tilstand enn bunndyrindeksene for fire innsjøer, mens én innsjø får dårligere tilstand basert på bunndyr.

Forskjellene i tilstand er vanligvis kun én tilstandsklasse dersom vi sammenligner biologiske indekser som er utviklet for samme virkningstype (forsuring, eutrofiering). Dette gjelder både norsk og svensk klassifiseringssystem. En innsjø som skiller seg vesentlig fra dette er Tresticket. Her gir bunndyr i hht. norsk system Svært dårlig tilstand, mens fisk gir Svært god tilstand. Forskjellen er ikke like stor i hht. det svenske systemet, men her er det fisk som gir Svært dårlig tilstand, mens bunndyr gir Moderat tilstand.

I de eutrofe innsjøene er det planteplankton og fysisk-kjemiske parametere som kommer dårligst ut både i hht. norsk og svensk system. S. Bullaresjön er et unntak der henholdvis småkrep (norsk system) og fisk (svensk system) kommer ut med dårligst tilstand. For de forsurede innsjøene er det mindre entydig hvilke kvalitetselement som er mest følsomt, men bunndyr og fisk er generelt mer følsomme enn planteplankton og småkrep.

Ingen av de antatte referansesjøene (Langtjern, Sevtjern, Hauganetjern) kommer ut med Svært god tilstand, verken i hht. norsk eller svensk system. Dette kan bety at innsjøene er noe påvirket, men det er mer sannsynlig at dette skyldes at klassifiseringssystemene ikke har tatt hensyn til naturlig forekomst av slimalgen *Gonyostomum semen* (norsk og svensk system) eller naturlig artsfattige fiskesamfunn (svensk system). Manglende tilpasning av klassifiseringssystemene til humøse vanntyper (naturlig sure og med lavt siktedyp og lave oksygenkonsentrasjoner) er en annen forklaring.

Av de kvalitetselementene som er testet her, anbefaler vi at den svenske planteplanktonindeksen benyttes ved tilstandsvurdering av humøse innsjøer inntil den norske indeksen revideres for å ta hensyn til forekomsten av slimalgen *Gonyostomum semen*. Det samme gjelder siktedypparameteren. I artsfattige innsjøer med få fiskearter anbefaler vi å bruke den norske fiskeindeksen. I forsurede innsjøer vil det også være nødvendig å overvåke bunndyr i tillegg til fisk. Mens det norske klassifiseringssystemet muligens er noe for konservativt synes det svenske klassifiseringssystemet ikke å være tilstrekkelig strengt. Småkrep er ikke angitt som et obligatorisk kvalitetselement i vanndirektivet, men synes å være følsom for både forsuring og eutrofiering, og bør kunne anvendes som støtte for annen tilstandsvurdering sammen med ekspertvurdering, spesielt som et supplement til tilstandsvurderingen basert på bunndyr.

Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, ann.k.schartau@nina.no

Ragnar Lagergren, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 403 40 Göteborg, ragnar.lagergren@lansstyrelsen.se

Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, P.b. 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, trygve.hesthagen@nina.no

Svensk sammanfattning

Schartau, A.K.L., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012. INTERREG projektet Enningdalsälven. Uttesting av övervakningsmetodik och systemer för klassifisering av ekologisk tillstånd (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet. – NINA Rapport 875. 72 s.

Syftet med denna undersökning har varit att testa norska och svenska metoder för övervakning och klassning av ekologisk status för sjöar baserat på fysikalisk-kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer.

Våren 2009 valdes åtta sjöar i Enningdalsälvens avrinningsområde ut, fem norska och tre svenska sjöar, för att ingå i undersökningen. Urvalet av sjöar inkluderar sjöar av olika karaktär; tre referenssjöar, tre eutrofa sjöar och två försurade sjöar. I alla sjöarna provtogs vattenkemi, bottenfauna samt litora och pelagiala småkräftdjur vår och höst 2009 och 2010, medan växtplankton provtogs månatligen (totalt fem prov) under 2009. Bottenfaunan provtogs i enlighet med både svensk (fem litorala prov med standardiserad area provtas) och norsk (både litoral och utloppsvattendraget provtas) metodik. Dessutom togs temperatur- och syrgasprofiler samt siktdjup från alla sjöarna. De åtta sjöarna ingår också i en genomgång av fiskbeståndens status i Enningdalsälven där hela 99 sjöar, blev provtagna under perioden 2002-2009.

Sjöarna i området är relativt humuspåverkade medan kalciumhalterna varierar. Sjöarna i den nedre delen av avrinningsområdet, under högsta kustlinjen (< 166 möh), är oftast måttligt kalkrika, medan sjöar i övriga delar är kalkfattigare; några sjöar till och med mycket kalkfattiga. De kalkfattiga och mycket kalkfattiga sjöarna är alla mer eller mindre drabbade av försurning och många kalkas också.

De norska och svenska bedömningsgrunderna/klassificeringssystemer skiljer sig åt på en rad punkter; både när det gäller typologi, parametrar och index som används, metoder för att beräkna referensstillstånd och hur sammanvägningen av de olika parametrarna till ekologisk status görs. Enligt de svenska bedömningsgrunderna sätts lokalspecifika referensvärden för de flesta parametrar, medan det norska klassificeringssystemet baseras på typspecifika referensvärden. Det svenska systemet innehåller också de flesta kvalitetsfaktorer som krävs enligt vattendirektivet medan det norska systemet fortfarande är under utveckling. I Norge saknas bland annat eutrofieringsindex baserat på bottenfauna och försurningsindex baserat på växtplankton. Däremot har Norge tagit med diversitet och indikatorarter av *småkreps* (småkräftdjur i pelagialen och litoralen) i bedömningen av försurnings- och övergödningstillståndet av sjöar. Det norska systemet har också med något fler kemiska parametrar än det svenska, till exempel totalkväve för övergödningensbedömningen och ANC (syranneutraliserande buffertkapacitet) och labilt aluminium för försurningsbedömningen.

Även provtagningsmetodikerna skiljer sig åt i vissa avseenden. De norska bottenfaunaindexen för sjöar baseras på en kombination av prover tagna i sjöns litoral och i utloppsvattendraget, medan de svenska indexen bara baserar sig på litoralzonen. Sverige har också ett index som baseras på profundala prover (ej medtaget i denna studie), vilket saknas i det norska systemet. De svenska fiskindexet (EQR8) baseras på data från standardiserade nätprovfisken medan det norska fiskindexet (NFI) också kan beräknas utifrån intervjuundersökningar, och annan provtagning av fiskesamhället (historiska data).

De åtta undersökta sjöarna har en sammanvägd ekologisk status, baserad på såväl biologiska som fysikalisk-kemiska parametrar, som varierar från God till Dålig status. Enligt både det svenska och norska systemet är det bäst status i Langtjern, medan Trestiklet har sämst status. För fem av de åtta sjöarna ger ländernas bedömningssystem samma ekologiska status och skillnaden är aldrig större än en statusklass. Det föreligger inga systematiska skillnader mellan de två klassificeringssystemen. Av de tre sjöar där ekologisk status skiljer sig, ger det svenska systemet ger sämre tillstånd för två sjöar medan det norska ger sämre status för en av dem.

Klassningen av de fysikalisk-kemiska parametrar som kan kopplas till eutrofieringspåverkan skilde sig en hel del mellan norskt och svenskt system där de svenska bedömningsgrunderna ofta ger sämre status. Skillnaden beror till stor del på att principen för sammanvägningen av ingående parametrar görs på olika sätt. Exempelvis får parametern syrgas, som oftast är den som är sämst, större genomslag i bedömningen i det svenska systemet. Samtliga sjöar har mer eller mindre dåliga syrgasvärden, vilket tros delvis vara naturligt då sjöarnas höga humushalter påverkar såväl ljusförhållanden som syrgasförhållanden. En expertbedömning av sammanvägningen där hänsyn ej tas till syrgasparametern visar på bättre samstämmighet mellan bedömningssystemen. En parameter som skiljer sig mycket är *siktdjup* där den norska bedömningsgrunden visar på en eller två klasser sämre status än den svenska i sex av sjöarna, vilket kan förklaras med att den norska siktdjupsbedömningen är för sträng i humösa sjöar. Totalfosforhalten klassas tämligen lika för de eutrofa sjöarna medan den norska bedömningsgrunden klassar de näringsfattigare sjöarna Sevtjern och Hauganetjern sämre än den svenska bedömningsgrunden.

Den kemiska förurningsbedömningen ger ungefär samma resultat enligt det svenska och det norska systemet trots att det skiljer en del i vilka parametrar som ingår. Det är bara för tre av sjöarna det skiljer sig, men aldrig mer än en klass.

Den sammanvägda växtplanktonbedömningen varierar allt i från Hög till Otillfredsställande enligt både det svenska och norska bedömningssystemet. Resultaten avspeglar på ett rimligt sätt de olika förhållanden som råder inom avrinningsområdet beroende på skillnader i näringsbelastning, förurning och humusinhåll. Speciellt påtaglig är den stora förekomsten av den slembildande nålflagellaten *Gonyostomum semen* som dominerar totalbiomassan i fyra av de åtta insjöarna. *Gonyostomum*-dominansen kan göra resultaten svåra att tolka eftersom erfarenheterna av miljöövervakning och statusklassning av växtplankton i sådana sjöar är begränsad. Eutrofieringsbedömningen utifrån växtplankton skiljer sig påtagligt för fem av sjöarna där den norska bedömningen ger en eller flera klasser sämre status än den svenska. Skillnaden beror på att den svenska bedömningsgrunden i högre grad tar hänsyn till förekomsten av *Gonyostomum semen*.

Bedömningsgrunder för «småkreps» är under utveckling i Norge och enligt denna metod har sjöarna tillstånd som varierar mellan Hög och Otillfredsställande. Småkreps tycks vara ungefär lika känligt för eutrofiering som växtplankton enligt det svenska systemet, medan förurningsbedömningen ligger mellan den norska och svenska bedömningen utifrån bottenfaunan.

Bedömningarna utifrån bottenfaunan visar på en sammanvägd bedömning som ligger mellan Hög och Otillfredsställande enligt norska klassificering och mellan Hög och Måttlig enligt svensk. Förurningsklassificeringen ger generellt något sämre tillstånd enligt den norska bedömningen än den svenska. Det är bara den svenska bedömningsgrunden som ger en bedömning av eutrofieringspåverkan och denna visar på Hög status för samtliga sjöar, vilket skiljer sig från bedömningen utifrån växtplankton som tycks vara betydligt känsligare för att visa på eutrofieringspåverkan. Valet av svensk eller norsk metodik visade sig ha viss betydelse för resultatet av bottenfaunabedömningarna. Detta beror troligtvis på att den svenska metodiken innebär en större insamlingsinsats.

De norska och svenska bedömningsgrunderna för fisk skiljer sig mycket i klassificeringen av de aktuella sjöarna. Det svenska EQR8-indexet ger i de flesta fall betydligt sämre status än det norska NFI-indexet. Endast i ett fall ger EQR8 högre tillståndsklass än NFI och i två fall ger de två indexen samma status. Data från ett större dataset där provfiskedata från 99 sjöar inom Enningdalsälven sammanställts, med värden för både EQR8 och NFI, visar att 41 % av dem fick Hög status baserat på NFI medan endast 1 % hade Hög status enligt EQR8. I hela 34 % av dessa sjöar skulle fisksamhällena ha Dålig status enligt EQR8 och många av sjöarna som NFI anger som oskadade klassas av EQR8 som Otillfredsställande eller Dålig status.

Olika biologiska kvalitetsfaktorer (organismgrupper) ger i vissa fall mycket olika tillstånd för en och samma sjö, både enligt det norska och svenska systemet. Enligt det svenska systemet ger fiskindexet ofta sämre klassning än både växtplankton och bottenfauna. Bottenfaunan verkar mindre känslig än växtplankton för eutrofieringspåverkan medan försurningsbedömningen visar på bra överensstämmelse. I det norska systemet är det oftast växtplankton som utmärker sig med sämre tillstånd än övriga biologiska parametrar.

Skillnaderna i klassningen är oftast bara en klass när sammanvägningen görs för de biologiska index som skall visa på samma miljöproblem (försurning, övergödning). Det gäller både det norska och svenska systemet. Undantag är dock Trestikket. Här ger bottenfaunan enligt norskt system Dålig status medan fisk ger Hög status. Enligt det svenska systemet är det i stället fisk som ger Dålig status medan bottenfaunan visar på Måttlig status.

I de eutrofa sjöarna är det växtplankton och fysikalisk-kemiska parametrar som visar på sämst status enligt både svensk och norsk bedömningsgrund, förutom för en sjö där småkreps ger sämst status enligt norska systemet och fisk ger sämst status enligt det svenska systemet. För försurade sjöar är det inte lika tydligt vilken kvalitetsfaktor som är känsligast, men bottenfauna och fisk är generellt känsligare än växtplankton och småkreps.

Varken i norskt eller svenskt system föll någon av de sjöar som hade valts som referenssjöar (Langtjern, Sevtjern och Haugenatjern) ut som Hög ekologisk status. Detta kan tyda på att sjöarna är påverkade, men en annan förklaring är att den naturliga dominansen av *Gonyostomum semen* påverkar bedömningarna och att den svenska fiskbedömningen dåligt bedömer status i naturligt artfattiga sjöar. Avsaknaden av anpassade bedömningsgrunder till humösa vattentyper (naturligt sura och med lågt siktdjup och syrgastillgång) är en annan förklaring.

Av de kvalitetsfaktorer som testats här föreslår vi att den svenska bedömningsgrunden för växtplankton används vid statusklassningen av humösa sjöar tills de norska indexen reviderats för att bättre ta hänsyn till slemalgen, *Gonyostomum semen*. Det samma gäller siktdjupsparametern. I sjöar med artfattiga fiskesamhällen föreslår vi att det norska fiskindexet, NFI, används. För att kunna göra bra bedömningar av försurade sjöar kan det nödvändigt att förutom fisk även övervaka bottenfaunan. Medan den norska bedömningsgrunden för bottenfauna verkar vara något sträng ger den svenska en väl snäll bedömning. *Småkreps* är ingen obligatorisk kvalitetsfaktor i vattendirektivet men tycks fungera väl för både försurning och eutrofiering och bör kunna användas, sammans med expertbedömning, som stöd vid sammanvägningen av ekologisk status, speciellt när det gäller bedömningen av bottenfaunan.

Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, ann.k.schartau@nina.no

Ragnar Lagergren, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 403 40 Göteborg, ragnar.lagergren@lansstyrelsen.se

Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, P.b. 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, trygve.hesthagen@nina.no

Abstract

Schartau, A.K.L., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012. The INTERREG project Enningdalselven. Comparison of Norwegian and Swedish monitoring methodology and systems for classification of ecological status with respect to the Water Framework Directive. – NINA Rapport 875. 72 pp.

The objective of this study has been to compare Norwegian and Swedish methods for monitoring and classification of ecological status for lakes based on physico-chemical and biological parameters according to the Water Framework Directive (WFD). Eight lakes in the Enningdalen river basin, at the Norwegian-Swedish border, were selected for this purpose. The study included both reference lakes (non-impacted) and sites impacted by extensive human pressure; either by eutrophication or acidification. Zooplankton (microcrustaceans) and littoral macroinvertebrates were sampled twice in both 2009 and 2010 together with samples for analysis of water chemistry and vertical profiles of water temperature and oxygen concentrations. Phytoplankton was sampled monthly in the period May-September 2009. The studied lakes have also been included in a more comprehensive survey of the fish communities in Enningdalen river basin. Comparison of the Norwegian and the Swedish fish index has been based on 99 lakes surveyed by gill-net fishing and questionnaires within the period 2002-2009.

The lakes in the Enningdalen watercourse are relatively humic whereas the calcium content varies. Lakes below the upper marine coastline (< 166 m a.s.l.) are mostly moderately calcium rich (4-20 mg Ca/l). Most other lakes have low or even very low concentrations of calcium. Therefore, these lakes are sensitive to acidification and many of the lakes are treated by liming, either directly or through liming of upstream lakes.

The Norwegian and the Swedish classification systems differ in many ways; both with regard to lake typology, monitoring methodology, methods for assigning the reference condition, parameters and indices used in the classification and how these are combined to set ecological status. According to the Swedish classification system, site-specific reference values are to be used for most quality elements, whereas the Norwegian classification system is based on type-specific reference values, except for fish for which site-specific reference values are used. The Swedish system includes most parameters and quality elements demanded by the WFD, whereas the Norwegian system is still under development. For lake assessment there is a general lack of biological metrics. For instance, so far acidification indices based on phytoplankton or eutrophication indices based on macroinvertebrates have not been developed. On the other hand, zooplankton is included in the Norwegian assessment of lakes and a WFD compatible classification system is under development. The Norwegian classification system also includes some more physico-chemical parameters than the Swedish system, for instance total nitrogen for the assessment of eutrophication and acid neutralizing capacity (ANC) and labile aluminium for the assessment of acidification.

The Norwegian macroinvertebrate indices (acidification) is based on combined samples including samples both from the lake's littoral zone and the outlet river, whereas the Swedish assessment system is based on macroinvertebrate samples taken only from the lake's littoral. Also profundal macroinvertebrates are included in the Swedish classification system (eutrophication) but these are not included in the present study. The Swedish fish index (EQR8) is based on test-fishing data using bottom gill-nets, whereas the Norwegian fish index (NFI) allows also the use of data collated from questionnaires or other types of surveys.

The ecological status of the eight studied lakes, based on both biological quality elements and physico-chemical supporting elements, varied between Good and Bad according to both the Norwegian and the Swedish classification systems; Lake Langtjern with best status and Lake Trestikket with the poorest. Five of the lakes were assessed to the same ecological class according to the two systems. The difference in ecological status was one class for the remaining

three lakes; the Swedish system assigned two of the lakes to a lower ecological class than the Norwegian system, whereas the opposite difference was the case for one lake.

Assessment of the eutrophication status based on physico-chemical parameters usually resulted in a poorer ecological status using the Swedish system than the Norwegian. This difference was mainly due to dissimilarity in the principle for how different parameters are combined. The use of the "one-out all-out" principle in the Swedish classification system means that the parameter "oxygen concentration", which often indicated more a severe condition than other physico-chemical parameters, determined the ecological status. All the studied lakes had oxygen depletion in deep water layers during late summer, but this was probably caused by high content of humic substances and not by any anthropogenic impacts. "Secchi depth" was the individual parameter that differed most between countries regarding ecological status. According to the Norwegian system six of the lakes were classified as one or two classes poorer than the Swedish system. The Norwegian system does not take fully into account that the secchi depth is negatively correlated with the content of humic substances, and the consequence is that such lakes are assessed as more impacted than what is the case. For lakes impacted by eutrophication, the parameter "total phosphorous" gave a quite similar ecological status, whereas the nutrient poor lakes Sevtjern and Hauganetjern were classified as more impacted according to the Norwegian system than by the Swedish system.

Assessment of the acidification status based on physico-chemical parameters was usually quite similar according to the two national classification systems and the difference was maximum one class of ecological status.

Ecological status based on phytoplankton assessment varied between Very good and Poor according to both the Norwegian and the Swedish classification system. Assessment of the acidification status was only incorporated in the Swedish classification. The Norwegian and the Swedish phytoplankton indices for assessment of eutrophication differed clearly. In five of eight lakes the Norwegian system indicated a poorer ecological status than the Swedish system. Many lakes in the Enningdalen watercourse are characterized by high concentrations of the microalgae *Gonyostomum semen* which dominated the phytoplankton community of four of our studied lakes. Presence of this alga makes it often more difficult to assess the ecological status as the monitoring and assessment of such lakes are not based on the same long traditions compared to lakes without this alga. However, the presence of *G. semen* is taken better into account in the Swedish system than in the Norwegian.

An ecological classification system based on zooplankton is under development in Norway. Based on littoral and pelagic microcrustaceans the ecological status of the lakes varied between Very good and Poor. The sensitivity to eutrophication was comparable to the Swedish phytoplankton index, whereas the zooplankton seemed to be somewhat less sensitive to acidification than the Norwegian classification system based on macroinvertebrates and more sensitive than the Swedish classification system based on macroinvertebrates.

Based on littoral macroinvertebrates the ecological status of the lakes in the Enningdalen watercourse varied between Very good and Bad according to the Norwegian classification system and between Very good and Moderate according to the Swedish system. The Norwegian classification system for acidification is stricter than the Swedish system. Whereas there is no Norwegian classification system for eutrophication based on macroinvertebrates, the Swedish system indicated that all lakes are in Very good status regarding eutrophication. Consequently, littoral macroinvertebrates were less sensitive to eutrophication than phytoplankton and zooplankton. Differences in sampling methodology seemed to have some, although ambiguous, effects on the ecological classification. The reason may be that samples taken by the Swedish method represent larger areas and more diverse habitats than the Norwegian method.

The Norwegian and the Swedish systems classified the fish communities very differently. For most lakes, the Norwegian fish index (NFI) indicated a better ecological status than the Swe-

dish index (EQR8). EQR8 indicated a better status only in one case and for two of the lakes the two indices gave the same status class. Based on a dataset of 99 lakes within Enningdalen water course, 41.4 % of the lakes were in Very good status indicated by NFI, whereas this was only the case for 1 % of the lakes based on EQR8. Many of the fish communities indicated as non-impacted by NFI were indicated as severely impacted by EQR8; 34.3 % of the lakes were classified as Bad ecological status according to the Swedish fish index.

There are substantial differences in the ecological status for different parameters and quality elements within single lakes according to both national classification systems. According to the Swedish system, phytoplankton and littoral macroinvertebrates often gave the same status class (five lakes), whereas the fish index often gave a poorer status than the two former quality elements (five lakes). According to the Norwegian system, phytoplankton gave a poorer ecological status than both littoral macroinvertebrates and fish in three lakes. The fish index gave a poorer ecological status than littoral macroinvertebrates for four lakes, whereas the latter gave a poorer status for one lake.

The difference regarding ecological status was normally only one status class when comparing biological metrics that are developed for the same pressure type (acidification, eutrophication). This is true both for the Norwegian and the Swedish classification system. One exception from this was Lake Trestikket. According to the Norwegian system littoral macroinvertebrates indicated that this lake was in Bad status, whereas the fish community indicated Very good status. The difference between quality elements according to the Swedish system was less pronounced (Moderate to Bad ecological status), but in this case the fish index gave a stricter classification than the macroinvertebrates.

With regard to eutrophication the fish index seemed to be most sensitive according to the Swedish classification system, whereas phytoplankton (and the physico-chemical supporting parameters) gave the strictest classification according to the Norwegian system. Lake S. Bullaresjön was an exception to this; the ecological status was determined by respectively the zooplankton (Norwegian system) and the fish community (Swedish system). With regard to acidification the results were more ambiguous, although littoral macroinvertebrates and fish were generally more sensitive than phytoplankton and physico-chemical parameters.

None of the water bodies expected to be non-impacted reference lakes (Langtjern, Sevtjern, Hauganetjern) are classified as Very good, neither according to the Norwegian nor the Swedish system. Although we can not exclude the possibility that these lakes are impacted to some degree, it is more likely that the deviation from expected reference conditions is related to the presence of the microalga *G. semen*, fish communities with low species richness, or humic waters with naturally low pH, low secchi depth and oxygen depletion.

Of the quality elements tested in this study, we recommend to use the Swedish phytoplankton index in the assessment of humic lakes until the Norwegian index is adjusted to take account of the presence of *G. semen*. The same holds also for the secchi depth parameter. For lakes with few fish species we recommend to use the Norwegian fish index. In the assessment of acidification it may be necessary also to include littoral macroinvertebrates in addition to fish. Zooplankton is not included as an obligatory quality element in the monitoring according to the WFD, but seems to be sensitive to both acidification and eutrophication. Therefore zooplankton may be used as support for the classification based on other quality elements, especially as a supplement to the assessment of macroinvertebrate communities.

Ann Kristin Schartau, Norwegian Institute for Nature Research, Gaustadalleen 21, No-0349 Oslo, Norway, ann.k.schartau@nina.no
 Ragnar Lagergren, County administrative board, Västra Götalands län, 403 40 Göteborg, Sweden, ragnar.lagergren@lansstyrelsen.se
 Trygve Hesthagen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Sluppen, No-7485 Trondheim, Norway, trygve.hesthagen@nina.no

Innhold

Norsk sammendrag	3
Svensk sammanfattning	6
Abstract	9
Innhold	12
Forord	13
1 Innledning	14
2 Metodikk klassifisering	16
2.1 Nasjonale klassifiseringssystemer	16
2.1.1 Forsuringsparametere	16
2.1.2 Eutrofieringsparametere	17
2.2 Hvordan kombinere ulike parametere og kvalitetselementer	18
2.2.1 Kommentarer til det svenske klassifiseringssystemet	19
2.2.2 Kommentarer til det norske klassifiseringssystemet	19
3 Materiale og metoder	21
3.1 Presentasjon av lokalitetene	21
3.1.1 Åtte utvalgte innsjøer med data på flere kvalitetselementer	21
3.1.2 Utvidet innsjøutvalg med data på fisk	23
3.2 Prøvetaking og bearbeiding av prøver	24
3.2.1 Prøvetakingsfrekvens	24
3.2.2 Fysiske og kjemiske parametere	24
3.2.3 Planteplankton	24
3.2.4 Småkreps	26
3.2.5 Bunndyr	28
3.2.6 Fisk	30
4 Resultater og diskusjon	33
4.1 Samlet tilstand for innsjøene	33
4.2 Tilstand per kvalitetselement	34
4.2.1 Fysiske og kjemiske parametere	34
4.2.2 Planteplankton	36
4.2.3 Småkreps	37
4.2.4 Bunndyr	38
4.2.5 Fisk	40
5 Konklusjoner og anbefalinger	43
6 Referanser	46
7 Vedlegg	49
Vedlegg 1: Klassifisering av innsjøer	50
Vedlegg 2: Datagrunnlag	66

Forord

Dette prosjektet er en del av INTERREG prosjektet "Enningdalselven", et norsk-svensk samarbeidsprosjekt gjennomført i perioden 2008-2012. Prosjektet er gjennomført som et samarbeid mellom länsstyrelsen i Västra Götalands län og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Målsetningen med prosjektet har vært å sammenligne resultatet av norske og svenske metoder for klassifisering av økologisk tilstand i hht. vanndirektivet, og å gi anbefalinger om hvilke metoder som bør benyttes videre i overvåking og tilstandsvurdering for de vanntyper som Enningdalsvarssdraget representerer.

Feltarbeidet har vært gjennomført dels av länsstyrelsen (vannkjemi og planteplankton), dels av NINA (småkreps og fisk) og dels av Medins (bunnfauna). De vannkemiske analysene har vært utført av ALcontrol Laboratories og Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms Universitet. Bestemmelse av planteplankton og bunnfauna er utført av Medins, og analyser av småkreps og fisk er utført av hhv. Bjørn Walseng og Trygve Hesthagen, begge NINA. Birger Skjelbred, Norsk institutt for vannforskning, har beregnet de norske planteplanktonindeksene. Sammenstilling og databearbeiding har vært gjennomført av forfatterne.

Prosjektet er støttet økonomisk av INTERREG, Direktoratet for naturforvaltning og NINA.

19. juni 2012

Ann Kristin Schartau
(prosjektleder NINA)

Ragnar Lagergren
(prosjektleder länsstyrelsen Västra Götalands län)

1 Innledning

EUs rammedirektiv for vann (European Commission 2000, www.vannportalen.no) krever at vurdering av økologisk tilstand (status) baserer seg på avvik fra forventet naturtilstand. Overvåking av fysiske, kjemiske og biologiske forhold (kvalitetselementer) ligger til grunn for fastsettelse av økologisk tilstand. Fastsettelse av referanse- og grenseverdier for økologisk tilstand skal ta hensyn til naturlige forskjeller mellom vann typer, mens valg av overvåkingsparametre må tilpasses antatt dominerende påvirkningstype(r). Sverige har utviklet et nasjonalt system for klassifisering av økologisk tilstand (bedömningsgrunder; Naturvårdsverket 2007). Det norske klassifiseringssystem (Veileder 01:2009; Direktoratgruppen for Vanndirektivet 2009) er fremdeles under utvikling, og et endelig system forventes ikke å foreligge før høsten 2012. De foreliggende klassifiseringssystemene er tatt i bruk i forbindelse med fullkarakteriseringen som ligger til grunn for utarbeidelse av tiltaksplaner. Erfaringene med klassifiseringssystemene er imidlertid svært begrenset. Interkalibreringsarbeidet (fase 1: http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_2/, fase 2: http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_6/) tester om ulike nasjonale klassifiseringssystemer gir samme resultat mht. økologisk tilstand, men dette er kun gjennomført for et begrenset utvalg parametre og ikke for en samlet tilstandsvurdering basert på ulike fysisk-kjemiske og biologiske parametre. I interkalibreringen har det også vært et problem at vann typene som interkalibreres er så "grove" at de ofte representerer flere ulike nasjonale vann typer. Resultater fra interkalibreringen av klassifiseringssystemer for forsurede vannforekomster (Northern Intercalibration Group; N-GIG) antyder dessuten at nasjonale forskjeller mht. typologikriterier er så fundamentale at de nasjonale klassifiseringssystemene vanskelig kan sammenlignes ved den valgte interkalibreringsmetoden. Dette gjelder spesielt for humøse vannforekomster.

Selv om Norge og Sverige baserer sin nasjonale overvåking på de samme standardene for prøvetaking og bearbeiding, har interkalibreringsarbeidet avdekket forskjeller som kan ha betydning for fastsettelse av økologisk tilstand. Dette er særlig tydelig når det gjelder bunndyr (litorale makroinvertebrater), både i rennende vann og i innsjøer. I Norge pågår det nå en diskusjon om behovet for å modifisere overvåkingsmetodikken for bunndyrundersøkelser. Makroinvertebrater er et viktig kvalitetselement som inngår både i overvåking av eutrofiering/organisk belastning og forsurening, og er én av fire biologiske kvalitetselementer som er angitt som obligatoriske i hht. vanndirektivet. Metodikken er imidlertid først og fremst utviklet og testet for rennende vann. Innsjøers litoralsone er ofte svært heterogen (substratet viser stor variasjon), og en overvåking av makroinvertebrater krever ofte en stor prøvetakingsinnsats med bruk av ulike prøvetakere dersom de viktigste indikatorene skal fanges opp. Mange land har derfor uttrykt en skepsis når det gjelder egnetheten til litorale makroinvertebrater for fastsettelse av økologisk tilstand i innsjøer. Når det gjelder eutrofiering/organisk belastning av innsjøer har ofte profundale bunndyr blitt ansett som en egnet indikatorgruppe, mens kunnskapen om deres følsomhet for forsurening er svært mangelfull. I Norge inkluderes pelagiske og litorale småkreps (Cladocera + Copepoda) i vurdering av innsjøers forurensningstilstand. Gruppen er godt egnet som indikator på både forurensning og eutrofiering fordi prøvetakingen krever små ressurser og artenes forekomst er mindre påvirket av litoralsoneens heterogenitet, småkreps finnes i alle vannforekomster, deres utbredelse og miljøkrav er godt kjent, og arter som er sensitive for hhv. forurensning og eutrofiering er identifisert (Walseng og Schartau 2001, Walseng m.fl. 2003, Walseng og Halvorsen 2005).

Lokaliteter i Enningdalsvassdraget er valgt ut fordi disse er godt egnet for å sammenligne svenske og norske klassifiseringssystemer. Tilsvarende vann typer er representert på både svensk og norsk side av grensen. Enningdalsvassdraget er også godt undersøkt og det foreligger data på ulike vannkjemiske og biologiske parametre (primært småkreps og fisk) fra et stort antall innsjøer. Vassdraget er dessuten påvirket både av overgjødsling/eutrofiering (lave-religgende områder) og forurensning (områder over marin grense). Selv om store deler av vassdraget er kalket, finnes det også innsjøer som ikke er kalket.

Målsetting med denne undersøkelsen har vært å: 1) Teste ulike prøvetakingsmetoder for litorale makroinvertebrater (bunndyr) i innsjøer for å kunne gi råd om videre overvåkingssystemer. 2) Sammenligne og teste klassifiseringssystemer for vurdering av innsjøers forurensnings- og overgjødningstilstand i forhold til grad av sensitivitet og sikkerhet mht. tilstandsvurdering. 3) Sammenligne det svenske og norske klassifiseringssystemet ved å teste resultater fra utvalgte kvalitetselementer (fysisk-kjemiske støtteparametere, planteplankton, litorale makroinvertebrater, pelagiske og litorale småkreps, fisk) og kombinasjoner av disse for en samlet tilstandsvurdering av vannforekomster.

2 Metodikk klassifisering

2.1 Nasjonale klassifiseringssystemer

2.1.1 Forsuringsparametere

Både det norske og svenske klassifiseringssystemet inkluderer fysisk-kjemiske og biologiske forsuringsparametere (**tabell 1**). En vesentlig forskjell er bruken av fysisk-kjemiske støtteparametere. I det norske klassifiseringssystemet er det satt typespesifikke klassegrenser for både pH, giftig aluminium (LAI/UM-Al) og ANC. I det svenske klassifiseringssystemet er kun pH inkludert. Basert på differansen mellom dagens pH og beregnet referanseverdi, fastsettes dagens forsureningstilstand (lokalitetsspesifikk). En annen forskjell er at den svenske klassifiseringen gjøres med basis i medianverdien for pH men den norske klassifiseringen baseres på minimumsverdien. Denne brukes videre til å justere referanseverdier for de biologiske forsuringsindeksene (MILA for bunndyr i innsjøer og artsantall av planteplankton). I begge klassifiseringssystemer er bunndyr og fisk viktige biologiske kvalitetselementer for å vurdere forsureningstilstanden. Taksonomisk sammensetning inngår i alle indeksene, mens indikatorarter og mengder er parametere som inngår i bunndyrindeksene MultiClear (Norge) og MILA (Sverige) og i den svenske fiskeindeksen EQR8. I det svenske klassifiseringssystemet er i tillegg planteplankton inkludert. Småkreps er et viktig kvalitetselement i de nasjonale overvåkingsprogrammene for forsurening i Norge, og et klassifiseringssystem basert på småkreps er under utvikling. I denne undersøkelsen har vi benyttet fire ulike parametere som til sammen tilfredsstiller vanddirektivets krav til parameterutvalg.¹

¹ Vanddirektivet, annex V, pkt 1.2.2 stiller krav om at vurdering av økologisk tilstand basert på invertebrater skal inkludere følgende parametre: diversitet, taksonomisk sammensetning, indikatorarter og mengder. Parametre kan imidlertid utelates dersom det kan dokumenteres at parameteren ikke er følsom for den aktuelle påvirkningstypen, eller dersom den ikke gir informasjon om tilstanden ut over det som allerede framkommer av de øvrige parametrene.

Tabell 1. Oversikt over kvalitetselementer og parametere som inngår i hhv. norsk og svensk klassifiseringssystem for forsurening - innsjøer. Uthevet skrift: kvalitetselementer og parametere som inngår i denne undersøkelsen. Kursiv: nasjonal klassifiseringssystem under utvikling.

Kvalitetselement	Norsk	Svensk
Vannkjemi	pH (min) LAI/UM-AI (maks) ANC (median) Gjelle-AI parr Gjelle-AI smolt	pH (median)
Fysiske parametere	-	-
Planteplankton	-	Antall taxa
Vannvegetasjon	-	-
Småkreps ¹	Antall arter Andel forsureningssensitive arter Andel forsureningstolerante arter Andel dafnier	-
Bunndyr	MultiClear ^{3, 4} Forsuringsindeks 1 ² Forsuringsindeks 2 ⁵ NIVA indeks ⁵	MILA ³ Artssammensetning ¹
Fisk	NFI ² Mengde ørret	EQR8 ³ -

¹ Kun ekspertvurdering. Foreløpig ikke etablert klassifiseringssystem som er kompatibelt med vanndirektivets krav.

² Taksonomisk sammensetning

³ Multimetrisk indeks som inkl taksonomisk sammensetning, indikatorarter, mengder

⁴ Kun klare innsjøer

⁵ Kun utløpselv

2.1.2 Eutrofieringsparametere

Både det norske og svenske klassifiseringssystemet inkluderer fysisk-kjemiske og biologiske eutrofieringsparametere (**tabell 2**). Av fysisk-kjemiske parametere er total fosfor, siktedyp og oksygen inkludert i begge, mens totalt nitrogen inngår kun i det norske. I begge systemer er planteplankton og vannvegetasjon viktige biologiske kvalitetselementer for å vurdere eutrofieringstilstanden. De samme parametertypene er inkludert i begge, mens det norske klassifiseringssystemet i tillegg inkluderer klorofyll a (alternativ parameter for å måle algemengden). I det svenske klassifiseringssystemet er i tillegg bunndyr (litoral og profundal) og fisk inkludert, og til førstnevnte er det inkludert indekser som muliggjør vurdering av eutrofieringstilstanden i litoral så vel som i profundal. Det norske klassifiseringssystemet er mangelfullt utviklet mht. disse to kvalitetselementene. For bunndyr finnes kun én indeks som gir mulighet for å vurdere tilstanden i utløpselven (de fastsatte klassegrensene gjelder kun for elver). Den norske fiskeindeksen er primært utviklet for vurdering av forureningstilstanden, men i prinsippet vil den også kunne brukes for vurdering av andre typer påvirkninger. Et norsk klassifiseringssystem for bruk av småkreps i vurdering av eutrofieringstilstanden er under utvikling. I denne undersøkelsen har vi kun brukt en parameter basert på eutrofieringstolerante arter.

Tabell 2. Oversikt over kvalitetselementer og parametere som inngår i hhv. norsk og svensk klassifiseringssystem for eutrofiering - innsjøer. Uthevet skrift: kvalitetselementer og parametere som inngår i denne undersøkelsen. Kursiv: nasjonal klassifiseringssystem under utvikling.

Kvalitetselement	Norsk	Svensk
Vannkjemi	Tot P Tot-N	Tot-P -
Fysiske parametere	Siktedyp Oksygen	Siktedyp Oksygen
Planteplankton	Klf a Algebiomasse Cyanobacteria (biov) PTI ²	- Algebiomasse Cyanobacteria (%) TPI ²
Vannvegetasjon	Trofiindeks (Tlc)	Trofiindex (TMI)
<i>Småkreps</i> ¹	<i>Andel eutrofieringstolerante arter</i>	-
Bunndyr - litoral	ASPT ^{2,4}	ASPT ²
Bunndyr - profundal	-	BQI
Fisk	NFI ²	EQR8 ³

¹ Kun ekspertvurdering. Foreløpig ikke etablert klassifiseringssystem som er kompatibelt med vanndirektivets krav.

² Taksonomisk sammensetning

³ Multimetrisk indeks som inkl taksonomisk sammensetning, indikatorarter, mengder

⁴ Kun for utløpselv

2.2 Hvordan kombinere ulike parametere og kvalitetselementer

Den generelle prosedyren for hvordan informasjon fra ulike parametere og kvalitetselementer kombineres i en samlet vurdering av tilstanden til en vannforekomst er beskrevet i CIS WFD Guidance document no 13 (EC 2003) og skjematisk beskrevet i **figur 1**. Både i det svenske og norske klassifiseringssystemet følges denne prosedyren. Kombinasjon av parametere og kvalitetselementer er alltid basert på normaliserte EQR verdier.

For kombinasjon av parametere som representerer samme kvalitetselement og påvirkningstype (for eksempel planteplanktonparametere som er følsomme for eutrofiering) gjøres dette ved å beregne en midlere verdi (aritmetisk gjennomsnitt eller median) (se øvre venstre del av **figur 1**).

For kombinasjon av parametere som representerer samme kvalitetselement, men ulike påvirkningstyper (for eksempel bunndyrparametere som er følsomme for henholdsvis eutrofiering og forurengning), gjøres dette etter "verste-styrer-prinsippet" (se nedre venstre del av **figur 1**).

Kombinasjon av flere kvalitetselementer for en samlet vurdering av tilstanden til en vannforekomst følger også "verste-styrer-prinsippet" (se høyre del av **figur 1**).

Dersom de biologiske kvalitetselementene indikerer god eller bedre tilstand, kan vannkjemiske støtteparametere brukes til å degradere vannforekomsten én tilstandsklasse ned dersom disse indikerer Moderat eller dårligere tilstand. Fysisk-kjemiske støtteparametere kan ikke degradere den økologiske tilstanden til dårligere enn Moderat. Tilsvarende kan hydromorfologiske forhold normalt kun degradere tilstanden til God, men se kommentar nedenfor.

Spesielle forhold knyttet til kombinasjon av parametere og kvalitetselementer er nærmere beskrevet nedenfor.

2.2.1 Kommentarer til det svenske klassifiseringssystemet

"Verste-styrer" prinsippet benyttes i de fleste tilfeller for sammenveiling av kvalitetselementer i hht. det svenske klassifiseringssystemet. Som grunnregel kan fysisk-kjemiske støtteparametere kun degradere økologisk tilstand til God eller Moderat, mens hydromorfologiske støtteparametere kun kan degradere tilstanden til God. Dette forutsetter imidlertid at man har tilgang til relevante biologiske data. Dersom man kan dokumentere at det er en sammenheng mellom hydromorfologisk påvirkning og biologisk respons, kan denne sammenhengen benyttes til å ekspertvurdere tilstanden til dårligere enn God i tilfeller der biologiske data mangler, men der man har god dokumentasjon på hydromorfologisk påvirkning.

Ulike fysisk-kjemiske parametere som indikerer næringsbelastning (total fosfor, siktedyp og oksygenmetning) sammenveies i henhold til "verste-styrer" prinsippet.

For noen parametere finnes det færre enn fem tilstandsklasser. Dette gjelder for eksempel klorofyll a, der det dårligste nivået indikerer et overgjødslingsproblem. Dersom overgjødsling indikeres, bør imidlertid en fullstendig planteplanktonanalyse gjennomføres.

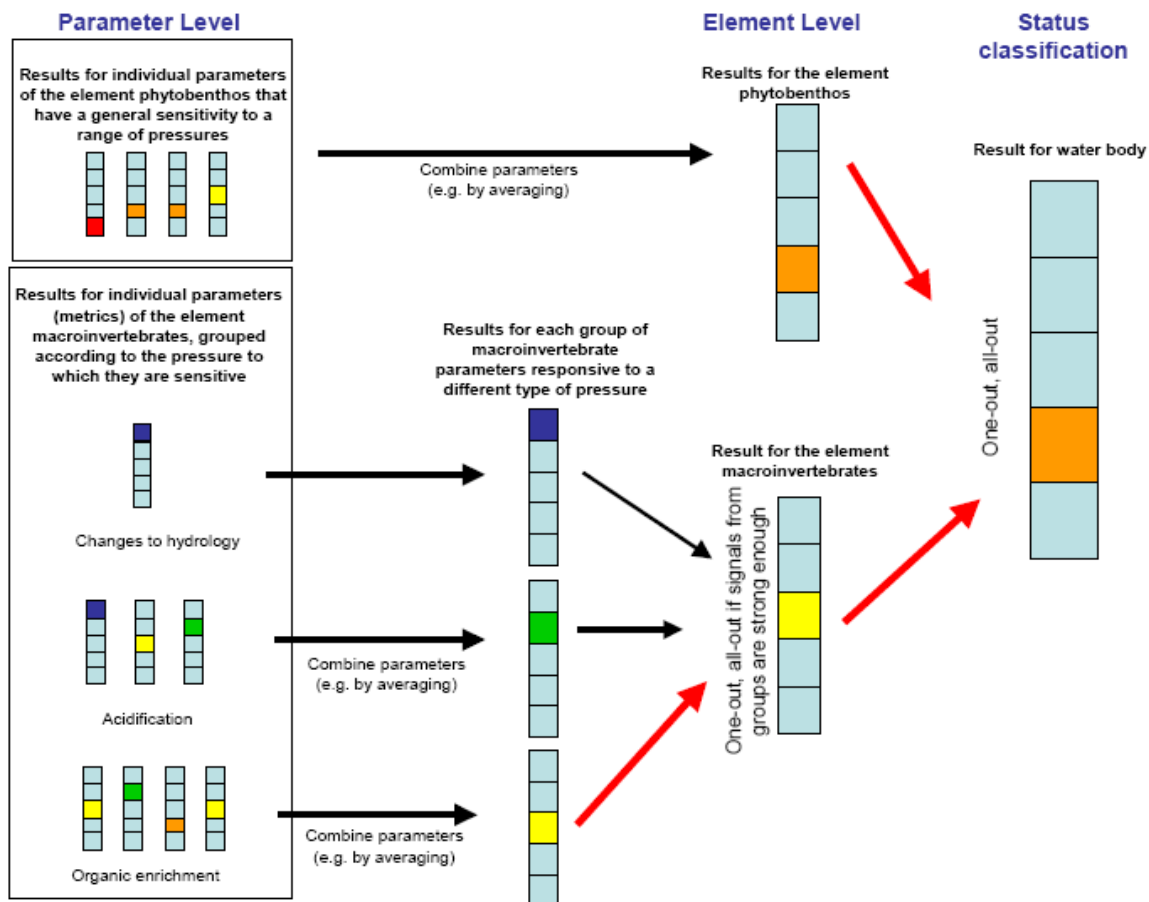
2.2.2 Kommentarer til det norske klassifiseringssystemet

Fysisk-kjemiske støtteparametere: Som grunnregel kombineres fysisk-kjemiske støtteparametere som er følsomme for samme påvirkningstype, for eksempel næringssaltbelastning (total fosfor, total nitrogen og siktedyp) ved median av de aktuelle EQR-verdiene. Tilsvarende gjøres for parametere som er følsomme for forsurening (pH, ANC og giftig aluminium/labilt Al). For eutrofiering av innsjøer antas totalfosfor å være viktigst, da denne som regel er begrensende faktor. Siktedypet er også relevant, men bør kun brukes med forsiktighet (se nedenfor).

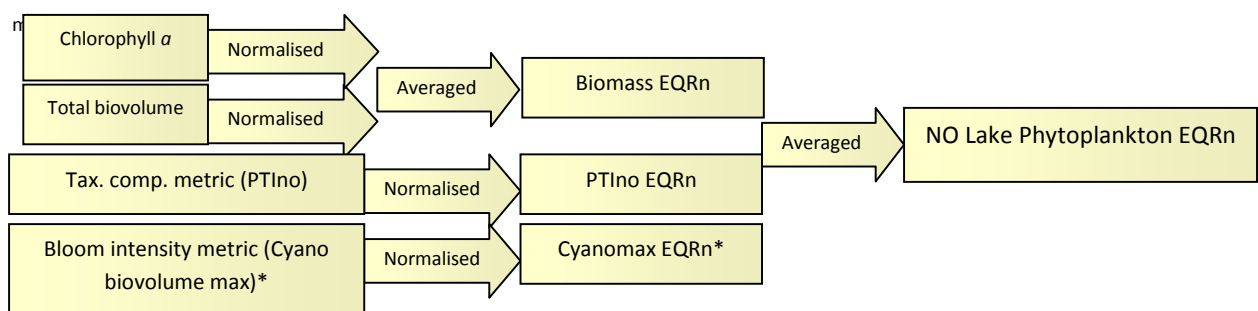
Siktedyp: Klassegrensene er satt med basis i korrelasjon mellom siktedyp og klorofyll a, der klassegrensene for klorofyll a, satt for ulike vann typer, er interkalibrert. Klassegrensene for siktedyp er ikke justert for humusinnholdet og siktedypklassifiseringen blir derfor for streng for humøse vann typer. I forbindelse med basisovervåkingen i Norge er det anbefalt at siktedyp foreløpig ikke benyttes i tilstandsvurdering av humøse innsjøer (Schartau m.fl. 2010).

Total nitrogen: Sammen med total fosfor inngår denne i vurdering av eutrofieringstilstanden. Innsjøer påvirket av langtransporterte forurensninger eller av skogbruk kan ha forhøyede verdier av total nitrogen. I en slik innsjø vil primærproduksjonen være begrenset av fosforinnholdet, og det blir derfor ikke korrekt å angi innsjøen som eutrofiert (med redusert økologisk tilstand) dersom verdiene av total fosfor ikke er forhøyet. I forbindelse med basisovervåkingen i Norge er det anbefalt at parameteren Tot-N kun benyttes i tilstandsvurderingen i tilfeller også Tot-P indikerer eutrofiering.

Planteplanktonparametere: Dersom det finnes data på både klorofyll a og totalbiomasse av planteplankton (begge er mål på total mengde av planteplankton), beregnes først gjennomsnitt av de normaliserte EQR (EQR_n) verdiene for disse to parameterne (**figur 2**). Dette gjøres for at mengden planteplankton ikke skal tillegges for stor vekt sammenlignet med andre planteplanktonparametere. Eutrofieringstilstanden basert på planteplankton fastsettes ved å beregne gjennomsnitt av normaliserte EQR verdier for planteplanktonmengde (klorofyll a og/eller totalbiomasse) og artssammensetning (PTI). Parameteren for algeoppblomstring (maksimum biomasse cyanobakterier) benyttes kun dersom denne gir en dårligere tilstand enn gjennomsnittet av de øvrige parameterne.



Figur 1. Skjematisk oversikt over prosedyre for kombinerende informasjon fra ulike parametre og kvalitetselementer i en samlet vurdering av tilstanden til en vannforekomst inkludert "verste-styrer-prinsippet". Figuren er hentet fra CIS WFD Guidance document no 13, Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential (EC 2003).



Figur 2. Prosedyre for kombinerende ulike planteplanktonparametere i en samlet tilstandsvurdering i henhold til det norske klassifiseringssystemet (jf. Lyche Solheim m.fl. 2011)². * Parameteren for cyanobakterier er kun brukt dersom dens EQRn er lavere enn gjennomsnitt av EQRn for de to øvrige parametrene.

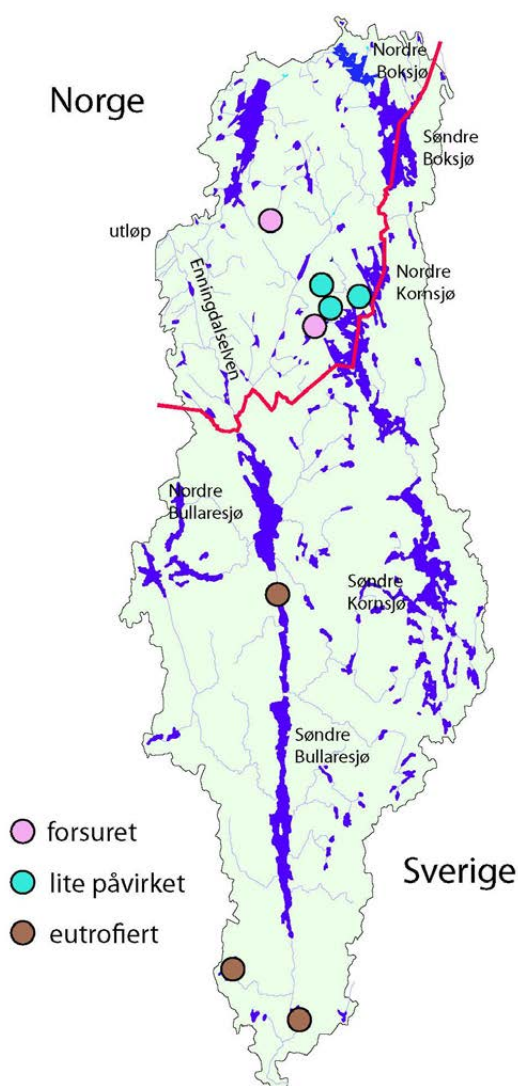
² I det norske klassifiseringssystemet beregnes EQR for de ulike planteplankton parametrene med basis i månedlige prøver fra perioden mai-oktober. I denne rapporten er imidlertid PTI begrepet som gjennomsnitt av prøver fra perioden juli-september siden dette er grunnlaget for de interkalibrerte klassegrensene. Framtidig justering av klassegrenser for å ta hensyn til norsk metodikk, vil ikke endre verken tilstandsklassen eller EQR for denne parameteren.

3 Materiale og metoder

3.1 Presentasjon av lokalitetene

3.1.1 Åtte utvalgte innsjøer med data på flere kvalitetselementer

För att jämföra känsligheten i olika vattenkemiska och biologiska parametrar i förhållande till olika former av miljöpåverkan och nationella klassificeringssystem blev åtta sjöar i Enningdalsälvens avrinningsområde utvalda (**figur 3**). Målsättningen med urvalet var att få fram ett antal sjöar som representerar såväl referensförhållanden som varierande grad av påverkan med avseende på eutrofiering och förurning. Vi ville heller inte att sjöarna skulle vara påverkade av kalkning. Den norska metodiken för bottenfauna inkluderar dessutom ett prov i utloppsvattendraget vilket gjorde att sjöar med icke naturliga utlopp fick uteslutas. Urvalet resulterade i fem sjöar på den norska sidan och tre sjöar på den svenska sidan valdes ut (**tabell 3**). Alla innsjöarna är humösa enligt norsk typologi, men representerar annars olika insjötyper med avseende på ekoregion, klimatzon, storlek, djup, kalcium/alkalinitet och humuskategori (**tabell 4-5**).



Figur 3. Kart over Enningdalsvassdragets avrenningsområde med angivelse av de åtte innsjøene som inngår i programmet. Innsjøene representerer ulike balastningstyper og -nivåer.

Tabell 3. Stedfesting av åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget med utvidet prøvetakingsprogram; geografiske koordinater, høyde over havet, innsjøstørrelse og dyp.

Innsjø	Kode	x-koordinat	y-koordinat	Altitude m	Areal km ²	Middel dyp ¹ m
Aspen	650245-125376	6502985	1253587	47	0,673	8,1
Alnässjön	650563-125020	6505115	1250200	79	0,427	4,8
S. Bullaresjön	652705-125521	6526917	1255330	44	10,170	9,6
Langtjern	3014	6542840	1260020	146	0,138	4,0
Sevtjern	3011	6543774	1259399	147	0,139	2,0
Hauganetjern	3006	6545326	1261695	132	0,099	2,7
Lerbekktjern	3019	6542018	1259718	141	0,018	1,7
Trestikket	3002	6548338	1256965	214	0,110	2,7

¹ Middel dyp er beregnet ut i fra maks dyp registrert i forbindelse med feltarbeidet.

Tabell 4. Typifisering av åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget med utvidet prøvetakingsprogram; innsjøtype i hht. norsk system. Typologien er nærmere beskrevet i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2009a).

Innsjø	Øko-region	Klimasone	Størrelse	Dyp	Kalsium (alkalitet ¹)	Humus (vannfarge)
Aspen	Øst	Lavland	Liten	Grunn	Mod kalkrik	Humøs
Alnässjön	Øst	Lavland	Sv liten	Grunn	Mod kalkrik	Humøs
S. Bullaresjön	Øst	Lavland	Stor	Grunn	Kalkfattig	Humøs
Langtjern	Øst	Lavland	Sv liten	Grunn	Kalkfattig	Humøs
Sevtjern	Øst	Lavland	Sv liten	Sv grunn	Kalkfattig	Sv Humøs
Hauganetjern	Øst	Lavland	Sv liten	Sv grunn	Kalkfattig	Humøs
Lerbekktjern	Øst	Lavland	Sv liten	Sv grunn	Sv kalkfattig	Humøs
Trestikket	Øst	Skog	Sv liten	Sv grunn	Sv kalkfattig	Humøs

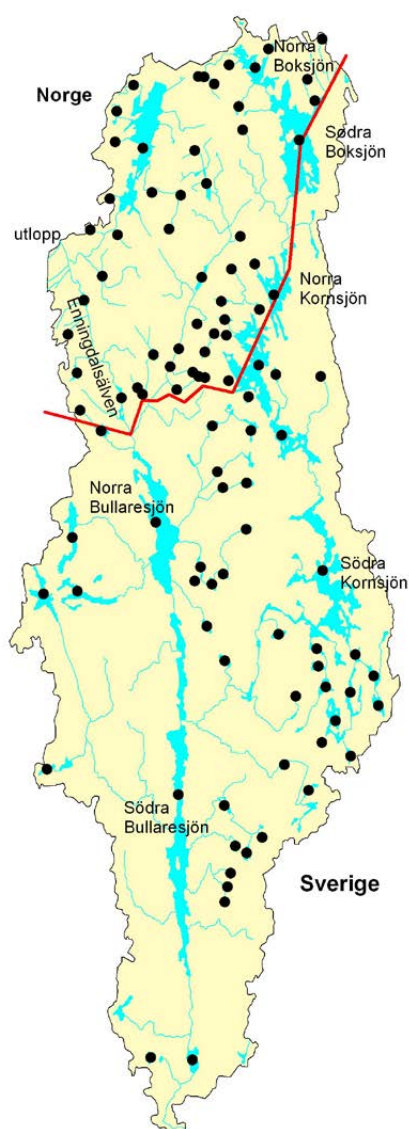
¹ Kan alternativt måles i alkalitet (svært lav, lav, moderat høy og høy), men i forsurede vannforekomster bør kalsium brukes.

Tabell 5. Typifisering av åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget med utvidet prøvetakingsprogram; innsjøtype i hht. svensk system. Typologien er nærmere beskrevet i Naturvårdsverket Handbok 2007:3. NB. Klimasone er ikke inkludert i svensk typologi.

Sjö	Limnisk Ekoregion	Klimasone	Storlek	Djup	Alkalinitet	Humus (vattenfärg)
Aspen	6	-	Liten	Djup	Låg	Hög
Alnässjön	6	-	Liten	Djup	Låg	Hög
S. Bullaresjön	6	-	Stor	Djup	Låg	Hög
Langtjern	6	-	Liten	Djup	Låg	Hög
Sevtjern	6	-	Liten	Grund	Låg	Hög
Hauganetjern	6	-	Liten	Grund	Låg	Hög
Lerbekktjern	6	-	Liten	Grund	Låg	Hög
Trestikket	6	-	Liten	Djup	Låg	Låg

3.1.2 Utvidet innsjøutvalg med data på fisk

For å sammenligne følsomheten til de to fiskeindeksene brukt i nasjonale klassifiseringssystemer, benyttet vi i tillegg et større innsjøutvalg innenfor Enningdalsvassdragets avrenningsområde (**figur 4**). Totalt er den svenske fiskeindeksen EQR8 beregnet for 106 innsjøer mens den norske indeksen NFI er beregnet for 112 innsjøer. Sammenligningen av de to indeksene er basert på et utvalg på 99 innsjøer som er prøvefisket; 53 innsjøer på norsk side og 46 innsjøer på svensk side. På norsk side representerer dette alle innsjøer > 1,5 ha og som samtidig har eller har hatt fisk. På svensk side er kun et utvalg av innsjøer > 1.5 ha representert. Fiskesamfunnene i alle de norske innsjøene er i tillegg kartlagt vha. intervjuundersøkelser. Utvalget representerer både referanseforhold og ulik grad av forurensningspåvirkning, og inkluderer dessuten både kalkede og ikke-kalkede innsjøer. Innsjøene representerer ulike innsjøtyper mht. økoregion, klimasone, størrelse, dyp, kalsium/alkalitet og humuskategori i hht. norsk typologi (Hesthagen & Walseng 2012). Innsjøene er ikke typifisert i hht. svensk typologi, da dette ikke er relevant for klassifiseringen av innsjøene.



Figur 4. Kart over Enningdalsvassdragets avrenningsområde med angivelse av 99 innsjøer med fiskedata for sammenligning av norsk (NFI) og svensk (EQR8) fiskeindeks.

3.2 Prøvetaking og bearbeiding av prøver

3.2.1 Prøvetakingsfrekvens

Sjøarna provtogs under säsongerna 2009-2010 (**tabell 6**). Vattenkemin provtogs varje år två gånger per år, en gång i maj/juni och en gång i september båda säsongerna. Växtplankton provtogs en gång per månad maj till september under 2009 medan bottenfaunan provtogs vår och höst båda säsongerna. Småkreps (litorala och planktoniska småkräftdjur) provtogs fyra gånger 2009 (maj, juni, augusti och september) och två gånger 2010, (juni och september). Vid alla tillfällen då vattenkemi eller växtplanktonprover inhämtats har siktdjup mätts, och med få undantag blev även syrgasprofiler registrerade.

Tabell 6. Oversikt over prøvetyper og antall prøvetakingsdatoer for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget undersøkt i 2009-2010.

Innsjø	Vann- kjemi	Temp Oksygen	Sikte- dyp	Plante- plankton	Små- kreps ¹	Bunndyr	Fisk
	2009-10	2009-10	2009-10	2009	2009-10	2009-10	2002-07 ²
Aspen	4	6	7	5	6	4	1
Alnässjön	4	6	7	5	6	4	1
S. Bullaresjön	4	5-6	7	5	6	4	1
Langtjern	4	5-6	7	5	6	4	1
Sevtjern	4	4-5	7	5	6	4	1
Hauganetjern	4	5-6	7	5	6	4	1
Lerbekktjern	4	3-4	7	5	6	4	1
Trestikket	4	3-4	7	4	6	4	1

¹ Inkluderer både pelagiske og litorale prøver av småkreps. I 2009 ble det også tatt pelagiske prøver av hjuldyr (resultater ikke presentert i denne rapporten).

² Södra Bullaresjön ble prøvefisket i 1991.

3.2.2 Fysiske og kjemiske parametere

Vattenprover togs på 0,5 m djup med Ruttnerhåmtare över respektive sjös djupaste del. Här registrerades också siktdjup med hjälp av siktskiva och vattenkinkare. Temperatur och syrgas mättes på 0,5 m, 1 m och därefter på varje meter ned till botten med hjälp av en temperatur-syrgasmätare (WTW, Oxi 197i). Vattenproverna lämnades in till ALcontrol Labaoratories för analys av parametrarna pH, Alkalinitet, Kalcium, Magnesium, Natrium, Kalium, tot-Aluminium, Sulfat, Klorid, Flourid, Nitrinitratkväve, Fosfatfosfor, TOC, total-Kväve, total-Fosfor och absorbans (420 nm filtr.). 2010 analyserades även fraktioner av Aluminium för de 5 norska sjöarna; totalt monomert Aluminium, Organiskt monomert Aluminium och Oorganiskt monomert Aluminium. Dessa analyser utfördes av Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms Universitet.

3.2.3 Planteplankton

Provtagning och analyser

Provtagning och analys av växtplankton utfördes i enlighet med svenska Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2004) och svensk standard för växtplankton provtagning (SS-EN 15204: 2006). Vatten för kvantitativ analys insamlades vanligen med ett två meter långt plexiglasrör (Rambergör). Hela vattenpelaren provtogs i specifika djupintervall beroende på språngskiktets läge. I de sju mindre sjöarna togs prov vid fem punkter utspridda över djuphålan. I den stora Södra Bullaresjön togs prov vid en provpunkt. Ur respektive

samlingsprov från varje enskild provtagning i varje sjö togs ett delprov för analys. I varje sjö togs dessutom ett håvprov genom vertikal håvning som användes till hjälp vid artbestämningen. Håvens maskvidd var 25 µm. Samtliga prov konserverades i Lugol's lösning.

Artbestämning, räkning och mätning av växtplankton gjordes med hjälp av ett omvänt faskontrastmikroskop enligt så kallad Utermöhl-teknik (Utermöhl 1958). Sedimenterad volym varierade mellan 3 ml och 25 ml. Beräkningar av individtätheter och biovolym gjordes enligt SS-EN 15204: 2006 och Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2004). Vid analysen skattades dessutom frekvensen av arter i det sedimenterade provet efter en femgradig skala för beräkning av Hörnströms trofiindex (Hörnström 1979, 1981, BIN PR163). Två av de kvantitativa proven förstördes genom olyckshändelse efter provtagning. En artlista med frekvensskattningar upprättades då med hjälp av det kvalitativa provet från respektive provtagning (Alnässjön augusti, Tresticket augusti). Analysinsatsen har följt den rådande svenska standarden. Det innebär bl.a. att minst 100 individer räknades av den vanligaste arten på två diagonaler i räknekammaren (vid 400 eller 600 ggr förstoring) samtidigt som alla andra mindre vanliga arter artbestämdes och räknades. Dessutom räknades stora och glest förekommande arter i hela räknekammaren eller i enstaka fall på två diagonaler vid 100-200 ggr förstoring. För biomassebestämningen togs storleksmått på 10 individer av de allra vanligaste arterna (> 75 räknade enheter) och fem individer på andra vanliga arter (25-75 räknade enheter). På ovanliga arter togs storleksmått på en individ om arten antogs bidra till provets växtplanktonbiomassa eller om den utgjorde en indikatorart enligt det svenska TPI-systemet (se nedan).

Databearbetning och beräkning av index enligt det svenska bedömningssystemet

För klassificering av sjöar med hjälp av växtplankton enligt de senaste bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007) har Sverige delats in i tre ekoregioner: 1) fjällen ovan trädgränsen, 2) Norrland och 3) södra Sverige. Vidare har Norrlands och södra Sveriges sjöar delats in i klara (motsvarande Färg <30 mg Pt/l) respektive humösa sjöar (motsvarande Färg >30 mg Pt/l). Alla sjöar i denna undersökning, inklusive de norska, klassades att tillhöra typen södra Sveriges humösa sjöar.

Parametrar som används i klassificering av näringsstatus:

- Totalbiomassan av växtplankton (µg/l)
- Andelen cyanobakterier (blågrönalger) av totalbiomassan
- Trofiskt planktonindex, TPI, som baseras på relativa mängder av taxa med olika indikatorvärde.

Parametrar som används i surhetsklassningen:

- Artantal (antal taxa) av växtplankton

En utförlig beskrivning av bedömningsgrunderna finns tillgänglig i rapportform (Naturvårdsverket 2007)

Databearbetning og beregning av indeks i hht det norske klassifiseringssystemet

Vurdering av økologisk tilstand for planteplankton har fram til 2011 kun vært basert på klorofyll a, jf. Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009a). Nye indekser basert på hhv. total biomasse, biomasse cyanobakterier og artssammensetning (se **tabell 2**) ble utviklet i 2011, og inngår i interkalibreringsresultatene som ble rapportert i desember 2011 (Lyche Solheim m.fl. 2011). Fra de utvalgte innsjøene i Enningdalsvassdraget foreligger ingen klorofyll-data, men alle innsjøene er klassifisert i hht. de nye interkalibrerte planteplanktonindeksene. Disse er utviklet for klassifisering av næringstilstand. Noen tilsvarende indekser for klassifisering av forureningstilstand finnes ikke i det norske klassifiseringssystemet.

Parametere som inngår i klassifisering av eutrofieringstilstand (næringstilstand):

- Totalbiomasse av planteplankton (målt som biovolum, mg/l)
- Maksimum biomasse av cyanobakterier (blågrønnbakterier) (målt som biovolum, mg/l)
- Trofisk planteplanktonindeks (PTI; basert på relative mengder av ulike indikatortaksa)

Totalbiomasse av planteplankton er, i likhet med klorofyll a, et mål på mengden planteplankton. Parameteren maksimum biomasse av cyanobakterier er et mål på oppblomstring av skadelige taksa ('blooming'), mens PTI er et mål på taksonomisk sammensetning, og på forholdet mellom tolerante og sensitive taksa. Siden klorofyll a og totalbiomasse av planteplankton er alternative mål på mengden planteplankton, tilfredsstiller dataene fra innsjøene i Enningdalsvassdraget kravene i vanndirektivet (jf. Annex V) med hensyn til en samlet tilstandsvurdering basert på planteplankton.

3.2.4 Småkreps

Prøvetaking og analyser

Litorale og pelagiske småkreps (Cladocera: vannlopper, Copepoda: hoppekreps) ble samlet inn med en planktonhåv (maskevidde 90 µm) etter prosedyre beskrevet i NS-EN 15110 og spesifisert i egen prøvetakingsmanual (se Skjelkvåle m.fl. 2006). I strandsonen (litoralen) ble prøvene tatt som horisontale trekk; en over eksponert strand og en gjennom dominerende vannvegetasjon. I de åpne vannmasser (pelagialen) ble to vertikale håvtrekk tatt over innsjøens dypeste punkt; fra en halv meter over bunnen og opp til overflaten³. Denne metoden brukes først og fremst for å få informasjon om tilstedeværelse av indikatorarter og et grovt estimat over artssammensetningen. Dersom formålet er en mengdeangivelse (tetthet, biomasse), dvs. kvantitative data, av småkreps og andre arter av dyreplankton, må det benyttes en volumhenter (rørhenter eller Schindlerfelle).

Prøvene ble fiksert med lugol og lagret mørkt og kjølig fram til bearbeiding i laboratoriet. All småkreps, med unntak av små copepoditter og nauplier (hoppekreps), er bestemt til art. Vannloppene er bestemt ved hjelp av Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918) og Einsle (1993, 1996). Prøver med mange individer (anslagsvis > 200 individer) er fraksjonert (subsamlet) før artsbestemmelse, men hele prøven er gjennomgått for registrering av arter med lav tetthet.

Databearbeiding og beregning av indekser

Bruk av dyreplankton og litorale småkreps for tilstandsvurdering av innsjøer har lange tradisjoner i Norge og enkelte andre land. Det er vist at mange arter av småkreps er følsomme for forurengning, og endringer i artssammensetning som følge av forurengning er grundig dokumentert (Hobæk og Raddum 1980, Walseng og Schartau 2001, Walseng m.fl. 2003, Schartau m.fl. 2007). Endringer i sammensetningen av pelagiske småkreps har også blitt relatert til eutrofiering (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998). Et nasjonalt klassifiseringssystem basert på diversitet og taksonomisk sammensetning av småkreps er under utvikling. Foreløpig er det ikke fastsatt verken nasjonale referanseverdier eller klassegrenser for noen av de aktuelle parameterne. I denne undersøkelsen har vi likevel brukt småkreps til å fastsette økologisk tilstand, basert på kunnskap om artenes utbredelse og miljøkrav (dvs. ekspertvurdering). De foreslåtte klassegrensene (**tabell 7** og **8**) er ikke testet for andre regioner og vanntyper, men vil antagelig kunne brukes for humøse og kalkfattige innsjøer på Sørøstlandet. EQR verdier er ikke beregnet pga. manglende referanseverdier.

Antall taksa (tabell 7): Artsantallet avtar med økende forurengning, men vil også avhenge sterkt av prøvetakingsinnsats (antall prøver og prøvestørrelse) og prøvetidspunkt. De foreslåtte klassegrensene må derfor justeres dersom prøvetakingsstrategien avviker fra den som her er benyttet. Samtidig foreslår vi at denne parameteren tillegges mindre vekt enn de øvrige ved vurdering av forurengningstilstanden.

³ I tillegg ble det tatt et vertikalt håvtrekk med en planktonhåv med maskevidde 45 µm for innsamling av hjuldyr. Prøvene ble sendt til konsulentfirmaet Medins (Jan Erik Svensson). Eventuelle data fra disse prøvene inngår ikke i denne undersøkelsen.

Artsantallet er basert på en akkumulert artsliste og inkluderer både litorale og pelagiske prøver. I denne undersøkelsen er akkumulert artsliste basert på prøver fra totalt seks prøvetakingsdatoer; fire i 2009 og to i 2010.

Andelen forsuringssensitive- og tolerante arter (tabell 7): Totalt 136 arter av småkreps (Cladocera og Copepoda) er beskrevet fra Norge, og en stor andel av disse har en sørøstlig utbredelse som også omfatter den regionen som Enningdalsvassdraget tilhører. De fleste av artene av vannlopper og hoppekreps har en vid geografisk utbredelse og er tolerante mht. de fleste miljøforhold, inklusive forsuring. Enkelte arter synes imidlertid å begunstiges ved forsuring (her klassifisert som forsuringstolerante), antagelig som følge av redusert konkurranse fra mer forsuringfølsomme arter. *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica*, *Acanthocyclops vernalis* og *Diacyclops nanus* er arter som kan regnes som survannsindikatorer, dvs. at de forekommer hyppigst i sure lokaliteter (Walseng 1994, Walseng upubl.). Eksperimentelt er det også vist at *Acantholeberis curvirostris* er meget tolerant mot lav pH (Locke 1991). Arter innen vannloppeslekten *Daphnia*, for eksempel *Daphnia cristata*, *Daphnia longiremis* og *Daphnia longispina*, og hoppekrepslekten *Eucyclops*, for eksempel *Eucyclops speratus*, *Eucyclops denticulatus* og *Eucyclops macrurus* (Walseng 1998), er alle karakterisert som forsuringfølsomme. Totalt ca. 50 arter er karakterisert mht. toleranse for forsuring, inndelt i fire kategorier; svært tolerante, moderat tolerante, moderat følsomme og svært følsomme for forsuring. De øvrige artene regnes som indifferente, eller kunnskapsgrunnlaget er for dårlig til å karakterisere deres toleranse for forsuring. Mange av de forsuringssensitive artene mangler naturlig i næringsfattige og ionesvake innsjøer. De foreslåtte klassegrensene for andel sensitive arter må derfor justeres ned for svært kalkfattige og ionesvake innsjøer (se forslag i tabell 9), mens verdiene antagelig bør økes noe for innsjøer med høyere kalsium-/ionekonsentrasjoner, og innsjøer som er naturlig mer næringsrike.

Andelen forsuringssensitive og -tolerante arter er beregnet med bakgrunn i akkumulert artsliste (se ovenfor). Totalt antall sensitive arter divideres med totalt antall arter.

Relativ mengde av dafnier (*Daphnia* spp.) (tabell 7): Arter innen slekten *Daphnia* har en sentral funksjon som indikatorer, både for dagens innsjøer og i historisk sammenheng. Dafniene er blant de mest forsuringfølsomme småkrepsene (Havens m.fl. 1993). Allerede ved pH 6,0 begynner artene å opptre med avtagende frekvens, og de mangler med få unntak i lokaliteter med pH lavere enn 5,4. Det er imidlertid også vist at kalsium kan være begrensende faktor for *Daphnia* spp. (Hessen m.fl. 1995, Hessen m.fl. 2000), og de kan derfor mangle ved lave kalsiumkonsentrasjoner, selv om innsjøen har en god vannkvalitet for øvrig (Schartau m.fl. 2001). Mengden av dafnier i planktonet vil også bestemmes av fiskesamfunnet i innsjøen (mengder og artssammensetning). Store mengder planktonspisende fisk (sik, røye, mort, lagesild, laue) vil kunne føre til svært tynne bestander av dafnier. Klassegrensene bør derfor fastsettes med utgangspunkt i forventet fiskesamfunn. Det er først og fremst den foreslåtte klassegrensen Svært god/God (se tabell 7) som kan være for streng for innsjøer med tette bestander av planktonspisende fisk.

Parameteren er beregnet kun for pelagiske prøver. Andelen beregnes for hver enkelt prøve og klassegrensene er basert på maksimumsverdi av minimum to prøver, fortrinnsvis fra juni/juli og august/september. I denne undersøkelsen er parameteren beregnet som maksimumsverdi av prøver tatt ved totalt fire tidspunkt, to per år.

Andel av eutrofieringstolerante arter (tabell 8): Krepsdyrfaunaen i innsjøer endrer seg med trofistilstanden (Karabin 1985, Lyche 1990, Straile og Geller 1998). Noen pelagiske arter blir ofte forbundet med næringsfattige forhold (eutrofieringssensitive), så som *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum*, andre assosieres med mer næringsrike forhold (eutrofieringstolerante), som for eksempel *Bosmina longirostris*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides*. Med bakgrunn i informasjon fra både litorale og pelagiske prøver fra Sørøstlandet, er totalt 10 arter av småkreps registrert i datasettet fra Enningdalsvassdraget angitt som eutrofieringstolerante, fordelt på moderat tolerante (fem arter) og svært tolerante (fem arter) (Walseng og Halv-

orsen 2005, Walseng pers.medd.). I denne undersøkelsen har vi kun benyttet andel eutrofieringstolerante arter i vurderingen av den økologiske tilstanden til innsjøene.

Andelen eutrofieringstolerante arter er beregnet med bakgrunn i akkumulert artsliste (se ovenfor). Totalt antall eutrofieringstolerante arter divideres på totalt antall arter.

Tabell 7. Klassegrenser for vurdering av forurensningstilstanden basert på småkreps (vannlopper og hoppekreps) benyttet i denne undersøkelsen. Andel dafnier er basert kun på pelagiske prøver, mens de øvrige parameterne er basert på akkumulert artsliste der litorale og pelagiske prøver kombineres. NB. Klassegrensene er ikke testet for andre regioner eller vann typer enn de som inngår i denne undersøkelsen.

Klasse	Artsantall	Andel forurensnings-sensitive ¹	Andel forurensnings-tolerante	Andel dafnier, maks
Svært god	>45	>30	<15	>20
God	40 - 45	25 - 30	15 - 20	1 - 20 ²
Moderat	35 - 40	20 - 25	20 - 25	0,5 - 1 ³
Dårlig	30 - 35	15 - 20	25 - 35	>0 - 0,5
Svært dårlig	≤30	≤15	≥35	0

¹ I denne undersøkelsen er følgende klassegrenser for andel forurensningssensitive arter (se tekst) benyttet for svært kalkfattige, humøse innsjøer: H/G: 25, G/M: 20, M/P: 15, P/B: 10.

² Økologisk tilstand er Svært god dersom innsjøen har en tett bestand av planktonspisende fisk.

³ Tilstandsklasse Moderat forutsetter at dafnier er til stede i flertallet av prøvene, alternativt blir tilstanden Dårlig.

Tabell 8. Klassegrenser for vurdering av eutrofieringstilstanden basert på småkreps (vannlopper og hoppekreps) benyttet i denne undersøkelsen. Andelen eutrofieringstolerante arter er basert på akkumulert artsliste der litorale og pelagiske prøver kombineres. NB. Klassegrensene er ikke testet for andre regioner eller vann typer enn de som inngår i denne undersøkelsen.

Klasse	Andel eutrofierings-tolerante
Svært god	<5
God	5 - 10
Moderat	10 - 15
Dårlig	15 - 20
Svært dårlig	≥20

3.2.5 Bunndyr

Bunndyrprøver ble samlet inn i hht både svensk (Johnson og Goedkoop 2007) og norsk metodikk (Veileder 01:2009, Direktoratets gruppa Vanndirektivet 2009a). I begge tilfeller er sparkemetoden, basert på den samme internasjonale standarden (ISO 7828), benyttet. Selv om grunnprinsippene er de samme, så praktiseres dette på to ulike måter:

Innsamling av bunndyr i hht. svensk metode

Fra hver innsjø og prøvetakingsdato ble det tatt fem prøver (replikater) fra innsjøens litoralso- ne. Prøvene ble tatt ved hjelp av sparkemetoden (SS-EN 27828: 2003). Det ble sparket ca. 20 sek per prøve og hver prøve representerte et areal på 0,25 m² (håvens bredde: 0,25 m, lengde transekt: 1 m), og prøven ble silt gjennom en håv med maskevidde 500 µm. Prøvene ble analysert separat, men dataene er kombinert før beregning av bunndyrindekser.

Innsamling av bunndyr i hht. norsk metode

Fra hver innsjø og prøvetakingsdato ble det tatt to prøver; én fra innsjøens litoralsone og én fra utløpselven. Prøvene ble tatt ved hjelp av sparkemetoden (NS-ISO 7828: 1994) og spesifisert i egen prøvetakingsmanual (se Skjelkvåle m.fl. 2006). Det ble sparket ca. 3 min per prøve, og prøven ble silt gjennom en håv med maskevidde 500 µm.

Analyse av bunndyrprøver (norsk og svensk metode)

Prøvene ble konserverte med 96 % etanol etter at mesteparten av vannet var fjernet. I laboratoriet ble invertebratene sortert og identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå; Tricladida (klasse: Turbellaria), Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia (unntatt Pisidium), Crustacea (unntatt Copepoda og Cladocera), Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (unntatt Hydroptilidae), Megaloptera, Elmidae (og andre Coleoptera hvis voksne individer) til artsnivå. Andre taksa ble bestemt til slekt, med unntak av Chironomidae og Simuliidae, som er identifisert til familie, og Oligochaeta, som er identifisert til klasse. I tilfeller med et stort antall individer av enkelte taksonomiske grupper, ble disse talt og identifisert fra en fraksjon av prøven, mens hele prøven ble gjennomgått for registrering av andre taksa. Taksonomisk sammensetning ble brukt til å beregne ulike bunndyrindekser.

Databearbeiding og beregning av bunndyrindekser i hht. svensk klassifiseringssystem

Data fra de fem replikate prøvene (prøver tatt fra samme innsjø og dato) ble kombinert før indekser ble beregnet. Gjennomsnittlig indeksverdi basert på fire prøvedatoer ble beregnet som grunnlag for klassifiseringen (se **kap 2**).

Parametrar som används i klassificering av näringsstatus i sjöar:

- ASPT (average score per taxon) är ett index där olika familjer av bottenfaunaorganismer får poäng efter deras känslighet mot miljöpåverkan. Detta index integrerar påverkar från eutrofiering och habitatsförstörande påverkan. ASPT bedöms för både sjöar och vattendrag.

Parametrar som används i surhetsklassningen:

- MILA för sjöproverna är det index som används för surhetsbedömningen. Detta index är uppbyggda av sex olika delindex.

Databearbeiding og beregning av bunndyrindekser i hht. norsk klassifiseringssystem

Med unntak av indeksen MultiClear er beregning av alle bunndyrindeksene beskrevet i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009a)⁴. MultiClear er utviklet av "Northern Intercalibration Group (NGIG) WG Macroinvertebrates" og testet for norske forhold. Indeksen, beregningsmåte og norske klassegrensene er nærmere beskrevet i «Northern Benthic Fauna» på http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_6/lakes/final_results. Klassifisering av tilstanden er gjort med bakgrunn i gjennomsnittsverdier basert på fire prøvetakingsdatoer.

Klassifisering av innsjøenes forurensningstilstand (forsuringsindeks 1 og MultiClear) er basert på to ulike tilnærminger: (1) indeksene ble beregnet for litorale prøver og utløpsprøver separat, (2) indeksene ble beregnet for kombinerte prøver (litoral + utløp). Førstnevnte er den tradisjonelle tilnærmingen, sistnevnte et nyere alternativ som ligger til grunn for det norske klassifiseringssystemet. Erfaringer viser at kombinerte prøver ofte gir en noe høyere indeksverdi (spesielt for MultiClear) enn den tradisjonelle tilnærmingen, men dette er hensynstatt i etablering av klassifiseringssystemet.

⁴ Beskrivelse av forurensningsindeks 1 og forurensningsindeks 2 i Klassifiseringsveilederen avviker noe fra de opprinnelige beskrivelsene i hht. Raddum og Fjellheim (1984) og Raddum (1999). Indeksene er justert på bakgrunn av ny kunnskap og behov for tilpasning til vannforskriftens krav.

Parametere som inngår i klassifisering av eutrofieringstilstand (næringstilstand):

- ASPT (Average Score Per Taxon) (kun elver)

Parametere som inngår i klassifisering av forsuringsstilstand:

- Forsuringsindeks 1
- Forsuringsindeks 2 (kun elver)
- NIVA indeks (kun elver)
- MultiClear (Multimetric index for clear lakes)

Alle indeksene er basert på forekomst av indikatoretaksa (tolerante vs. sensitive). I tillegg inkluderer forsuringsindeks 2 informasjon om relative mengder av enkelte indikatoretaksa. MultiClear er den eneste indeksen som fullt ut tilfredsstiller kravene i vanddirektivet (jf. Annex V) med hensyn til en samlet tilstandsvurdering basert på bunndyr.

For å vurdere økologisk tilstand i innsjøene har vi brukt forsuringsindeks 1 (modifisert Raddum indeks 1) og MultiClear. Forsuringsindeks 2 (modifisert Raddum indeks 2), NIVA indeks og ASPT er beregnet for prøver tatt i innsjøens utløpselv, men ikke rapportert her.

3.2.6 Fisk

Den svenske fiskeindeksen, EQR8, er basert på prøvefiskedata, mens den norske fiskeindeksen, NFI, beregnes primært med basis i data samlet inn ved intervju-undersøkelser, eventuelt supplert med historiske data eller prøvefiskedata. Det foreligger nyere prøvefiskedata fra syv av de åtte intensivsjøene (sjøer med flere kvalitetslementer). Dette betyr at beregning av den svenske fiskeindeksen mangler for én av innsjøene, nemlig Alnässjön.

I tillegg er et utvidet innsjøutvalg på 99 innsjøer, der det foreligger prøvefiskedata, benyttet for å sammenligne NFI og EQR8 (se **kap. 3.1.2**)

Prøvefiske med garn

Innsjøene ble prøvefisket én gang i perioden 2002-2007, med unntak av Södra Bullaresjön som ble prøvefisket i 1991. På norsk side omfatter dette alle de fem innsjøene, mens det på svensk side gjelder kun Aspen og Södra Bullaresjön. Det ble fisket med bunn garn av typen Nordisk oversiktsgarn i alle lokaliteter (Appelberg m.fl. 1995). Disse garna er 30 m lange og 1,5 m dype, og dekker følgelig et areal på 45 m². Følgende 12 maskevidder er representert i hvert garn: 5.0, 6.3, 8.0, 10.0, 12.5, 15.5, 19.5, 24.0, 29.0, 35.0, 43.0 og 55.0 mm. Det ble foretatt et stratifisert prøvefiske, idet garna ble satt i ulike dybdeintervaller: 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m og ≥ 12-20 m, avhengig av dybdeforholdene i den enkelte innsjø. Garninnsatsen er avhengig av størrelsen på innsjøen (**vedlegg 2.5**). Fangstutbyttet uttrykkes som antall individ pr. 100 m² garnareal pr. natt (Cpue). Prøvefiske på norsk side ble foretatt i perioden 2002-2007, mens det i Södra Bullaresjön og Aspen i Sverige ble gjennomført i henholdsvis 1991 og 2005.

Svensk fiskeindeks (EQR8)

I svenske innsjøer blir EQR8 indeksen benyttet for å vurdere økologisk tilstand på basis av fisk. Den er utviklet med data fra standard prøvefiske med Nordiske oversiktsgarn, begrenset til bunn garn (EN 14757: 2005) (Holmgren m.fl. 2007, 2010). Utviklingen følger i stor grad de samme prosedyrene som er beskrevet for European Fish Index for elver (Pont m.fl. 2007). I forbindelse med utviklingen av denne indeksen ble det benyttet fiskedata fra 1157 innsjøer. Miljøbelastningsdata i forhold til forsurening (pH) var tilgjengelig fra 995 av disse innsjøene, eutrofiering (total P konsentrasjon) fra 592 innsjøer og landutnyttelse i nedbørfeltet for 443 innsjøer. Referanseinnsjøer ble valgt ut dersom pH ≥ 6,0, total P < 20 µg/l, og/eller < 25 % av nedbørfeltet var dekket av areal benyttet til ulike landbruksformål og < 1 % til urban landutnyttelse. Kalkede innsjøer ble ekskludert (n=737). Det gjensto da 116 innsjøer for kalibrering av referanseverdi. Totalt inngikk 16 variabler relatert til fiskesamfunn i innsjøer, som ble analysert ved hjelp av multiple regresjonsmodeller i forhold til ulike miljøvariabler. Variablene ble uttrykt

som standardiserte residualer (Z- og P-verdier). Hvorvidt variablene responderte på miljøbelastninger ble testet med t-tester for å undersøke om det var forskjeller mellom referanseinnsjøer og hver av de to gruppene av miljøpåvirkede innsjøer; 40 i forhold til forsuring (pH) og 45 i forhold til eutrofiering (total P). Ti variabler responderte signifikant enten på stress av forsuring eller næringssalter, og etter å ha ekskludert to variabler på grunn av høy korrelasjon med andre variabler, gjensto følgelig åtte variabler (**tabell 9**). Det ble funnet at både sure innsjøer og innsjøer med høyt innhold av fosfor hadde lavere EQR-verdier enn referansesjøene. Naturtilstanden er typespesifikk, og avhenger av hvor innsjøen ligger, samt høyde over havet, størrelse etc.

Tabell 9. Ulike variabler som inngår i den svenske fiskeindeksen (EQR8) for vurdering av økologisk tilstand i innsjøer.

Nr	Variabel
1	Antall stedegne (naturlige forekommende) arter
2	Simpson's Diversitet Index (i antall)
3	Simpson's Diversitet Index (i biomasse)
4	Relativ biomasse av stedegne arter
5	Relativ mengde av stedegne arter
6	Gjennomsnittlig vekt basert på totalfangsten
7	Proporsjon av fiskespisende percider (abbor, hork og gjørs) målt i biomasse
8	Forholdet abbor/cyprinider (karpefisk)

EQR8 ble i 2008 implementert av de svenske myndighetene (Naturvårdsverket 2008), til bruk for å vurdere økologiske tilstand i innsjøer ved hjelp av fisk. Länsstyrelsen har rapportert økologisk tilstand for svenske innsjøer i Water Information System Sweden (www.viss.lst.se). De fleste svenske innsjøer er for øvrig karakterisert ved hjelp av ekspertvurdering fordi data om fisk eller andre kvalitetselementer bare foreligger for et fåtall lokaliteter. EQR8 vil for øvrig bli revidert etter at et større forskningsprosjekt (WATERS) er avsluttet i 2015.

Norsk fiskeindeks (NFI)

I Norge har en fiskeindeks basert på data fra intervju-undersøkelser hittil blitt benyttet ved vurderingen av økologisk tilstand i en vannforekomst (Direktoratgruppa Vanndirektivet 2009a). Indeksen er utviklet for å måle effekten av generelle miljøpåvirkninger på fiskesamfunn i ulike vannforekomster, som fysiske inngrep, forsuring og eutrofiering. De fleste norske innsjøer har svært få fiskearter, oftest bare 1-3. Det foreligger derfor god kunnskap om hvilke arter som forekommer, om det har skjedd endringer i mengden fisk, eventuelt tapte bestander, innførsel av nye arter og utsettinger. I Sør-Norge har forsuring resultert i omfattende tap av fiskebestander, og dette har blitt dokumentert ved å intervju personer med god kunnskap om de lokale fiskebestandene (Hesthagen m.fl. 1993).

Fiskeindeksen skal gi en kvantitativ verdi for tilstanden for et fiskesamfunn i forhold til naturtilstanden. Den skal dermed dokumentere om det har skjedd endringer i form av tapte eller skadde bestander. Med et fiskesamfunn forstår vi alle arter i en vannforekomst. Fiskeindeksen kan brukes uavhengig av hvor mange arter som finnes. Den er også fleksibel i forhold til datainnsamling, men et minimum er altså intervju-undersøkelser. Det vil imidlertid være en styrke dersom man i tillegg har historiske opplysninger, prøvefiskedata, fangstjournaler etc. Data som kreves for å beregne NFI i en vannforekomst er: (i) hvilke arter som finnes, (ii) artenes innbyrdes styrke- eller dominansforhold basert på tre kategorier; dominante (D), vanlige (V) og sjeldne (S) arter og (iii) tilstand for den enkelte art som enten uendret/livskraftig, skadet/reduert eller tapt. Naturtilstand (NT) for det opprinnelige fiskesamfunnet (bare stedegne arter) er lokalitetsspesifikk, og den vektet forskjellig for dominante, vanlige og sjeldne arter; med verdier på henholdsvis 1,0, 0,75 og 0,50. Naturtilstanden for en vannforekomst er summen av disse verdiene for alle fiskearter, multiplisert med antall arter i hver av de tre kategoriene. Dagens tilstand for et fiskesamfunn skal så vurderes i forhold til naturtilstanden. Dette blir beskrevet

gjennom Endringsgraden (EG). Den tar hensyn både til dominanskategori og mulige bestandsendringer, enten skadet/ redusert eller tapt. Vektingen for tapte bestander er imidlertid forskjellig for de tre dominanskategoriene; med verdiene 1,0, 0,75 og 0,50 (**tabell 10**). Dette er samme vekting som for naturtilstanden. Dette innebærer at et fiskesamfunn i en vannforekomst uten endringer får fiskeindeksen 1,0, mens den blir null dersom alle bestander har gått tapt. Vektingen for skadde bestander er lavere enn for tapte bestander (jf. **tabell 10**). Vi har nå uttrykk både for Naturtilstand (NT) og Endringsgrad (EG). Fiskeindeksen (NFI) for et fiskesamfunn i en gitt vannforekomst framkommer ved først å subtrahere EG fra NT, og deretter dividere tallet med naturtilstand:

$$NFI = (NT - EG)/NT.$$

Dette blir samme ligning som ved beregning av økologisk kvalitetsratio (EQR), definert som observert eller dagens tilstand (NT - EG), dividert med naturtilstand (referanseverdien). Introduerte arter blir altså ekskludert ved beregning av fiskeindeksen, men en eventuell påvirkning av disse på stedegne arter blir inkludert. En mulig bestandsøkning hos en art blir ikke inkludert i NFI, bare effekten av økningen på andre arter i vannforekomsten.

Tabell 10. Vekttall for de ulike dominanskategoriene ved beregning av den norske fiskeindeksen (NFI)

Dominanskategori	Naturtilstand	Vekting for tapt bestand	Vekting for skadet bestand
Dominant art (D)	1,00	1,00	0,75
Vanlig art (V)	0,75	0,75	0,50
Sjelden art (S)	0,50	0,50	0,25

Den norske fiskeindeksen baserer seg altså på data fra intervju-undersøkelser. Slike undersøkelser ble foretatt for innsjøer i Enningdalsvassdraget i 2001 (Hesthagen m.fl. 2002). Tidligere har det også vært samlet inn opplysninger om fiskestatus i vassdraget, både fra rundt 1950 (Vasshaug 1990), fra slutten av 1970-tallet i forbindelse med SNSF-prosjektet (jf. Sevaldrud og Muniz 1980), og fra tidlig 1990-tall i forbindelse med Biologisk overvåking av sur nedbør (jf. Hesthagen m.fl. 1999). Alle opplysninger fra disse undersøkelsene ble benyttet til å angi artsforekomst og tilstand for de enkelte artene i hver innsjø. Det kan i noen tilfeller også være aktuelt å benytte prøvefiskedata ved fastsettelse av dagens tilstand. På norsk side av Enningdalsvassdraget er alle innsjøer med et areal > 1,5 ha prøvefisket (n=60) (Hesthagen og Walseng 2012). På basis av fangstutbyttet (Cpue=fangst pr. 100 m² garnareal pr. natt) for abbor og mort, ble grensen mellom livskraftig og skadde bestander satt ved 30 individ. Disse vurderingene ble benyttet når status (tilstand) for disse to artene i noen av innsjøene i dette prosjektet skulle fastsettes. Innsamling av fiskestatus for Södra Bullaresjön, Aspen og Alnässjön ble foretatt i forbindelse med det pågående Interreg-prosjektet (Daniel Johansson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten).

Klassegrensen mellom God og Moderat tilstand for en vannforekomst ved bruk av den norske og svenske fiskeindeksen er ved henholdsvis 0,75 og 0,46 (**tabell 11**).

Tabell 11. Klasseinndeling og klassegrenser basert på norsk fiskeindeks (NFI) og svensk fiskeindeks (EQR8). H: Hög/Svært god, G: God, M: Måttlig/Moderat, P: Otillfredsställande/Dårlig, B: Dålig/Svært dårlig tilstand.

Indeks	H	G	M	P	B
NFI	1,00 ≥ 0,95	<0,95 ≥ 0,75	<0,75 - ≥0,50	<0,50 - ≥0,25	<0,25
EQR8	≥0,72	<0,72- ≥0,46	<0,46 - ≥ 0,30	<0,30- ≥0,15	<0,15

4 Resultater og diskusjon

4.1 Samlet tilstand for innsjøene

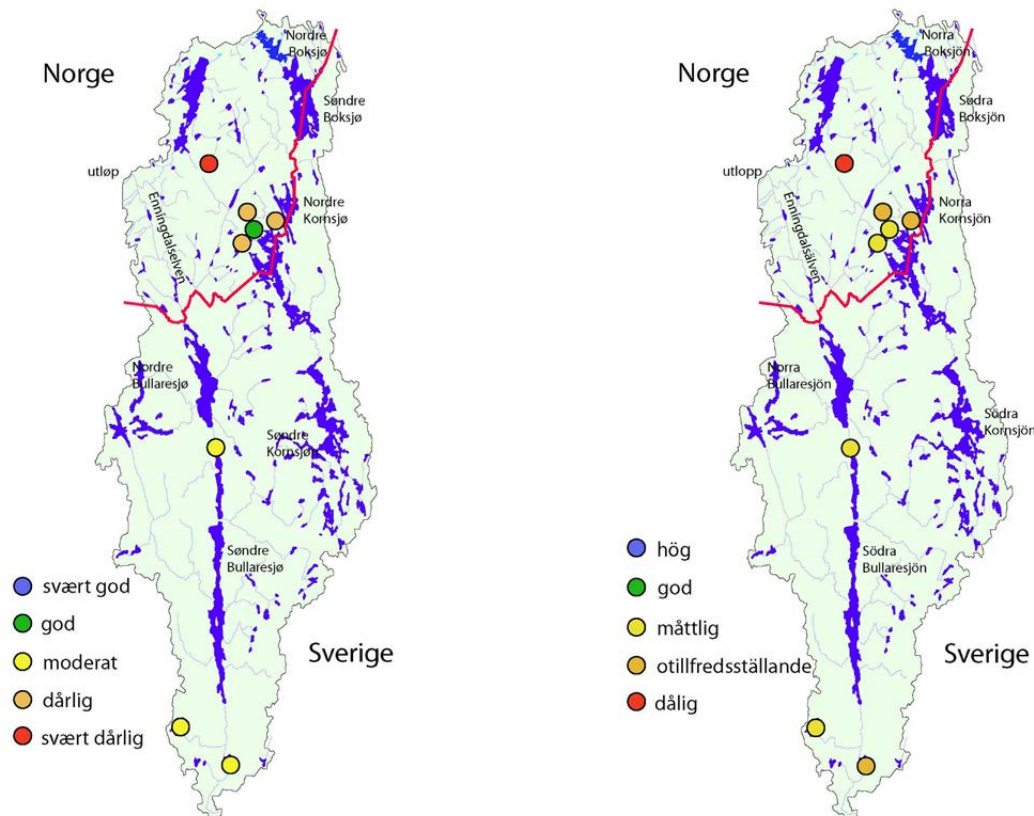
Innsjøene i Enningdalsvassdraget har en samlet økologisk tilstand, basert på både biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske støtteparametere, som varierer mellom God og Svært dårlig (**tabell 12, figur 5**). Både i hht. norsk og svensk klassifiseringssystem kommer Langtjern og Södra Bullaresjön ut med best økologisk tilstand, selv om tilstandsklassen er forskjellig, og Trestikket med dårligst økologisk tilstand. For fem av åtte innsjøer gir de to klassifiseringssystemene samme økologiske tilstandsklasse, men for Lerbekktjern representerer forskjellen hele to tilstandsklasser. Det er ingen systematiske forskjeller mellom de to klassifiseringssystemene. Det svenske systemet gir dårligere tilstand for to innsjøer, mens det norske gir dårligere tilstand for én innsjø.

For seks (norsk klassifiseringssystem), respektive syv (svensk klassifiseringssystem) av innsjøene er det biologiske parametere som er utslagsgivende for økologisk tilstand (**tabell 12, vedlegg 1**). Vannkjemien fastsetter tilstanden for Södra Bullaresjön (tilstanden degraderes fra God til Moderat) i hht. svensk klassifiseringssystem og for Langtjern (fra Svært god til God) ved bruk av det norske klassifiseringssystemet.

Hvilke biologiske kvalitetselement som er utslagsgivende for den økologiske tilstanden, varierer både mellom innsjøer og klassifiseringssystemer (**tabell 12, vedlegg 1**). I hht. det svenske klassifiseringssystemet er tilstanden dårligst for planteplankton i tre innsjøer og for fisk i fem innsjøer. I hht. det norske klassifiseringssystemet er tilstanden dårligst for planteplankton i tre innsjøer og for fisk i to innsjøer, mens tilstanden i de øvrige tre er bestemt av hhv. fysisk-kjemiske parametere, småkreps og bunndyr. Alle biologiske kvalitetselementer indikerer Svært god tilstand i minst en innsjø, men hvilke(n) innsjø som kommer ut med Svært god tilstand varierer mellom kvalitetselementer.

Tabell 12. Samlet klassifisering av økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget i hht. norsk og svensk klassifiseringssystem. Verdier oppgitt i normalisert EQR; fastsatt med basis i uthevet kvalitetselement.

Innsjø	NO Samlet tilstand		SE Samlet tilstand	
	norm-EQR	Utslagsgivende kvalitetselement	norm-EQR	Utslagsgivende kvalitetselement
Aspen	0,42	planteplankton , småkreps, fys-kjem	0,38	planteplankton
Alnässjön	0,41	planteplankton , småkreps, fys-kjem	0,47	planteplankton, fys-kjem
S. Bullaresjön	<0,6	småkreps	0,41	fisk
Langtjern	0,72	fys-kjem	0,58	fisk
Sevtjern	0,22	planteplankton	0,38	fisk
Hauganetjern	0,36	fisk	0,29	fisk
Lerbekktjern	0,26	planteplankton, fisk	0,49	planteplankton , fys-kjem
Trestikket	0,15	bunnfauna	0,13	fisk



Figur 5. Enningdalsvassdragets avrenningsområde med plassering av åtte innsjøer og deres tilstandsklasse/statusklasse i hht. norsk (venstre kart) og svensk (høyre kart) klassifiserings-system.

4.2 Tilstand per kvalitetselement

4.2.1 Fysiske og kjemiske parametere

Vattenkemiska primärdata finns att tillgå på projektets hemsida (<http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/projektenningdalsalven/Sv/Pages/default.aspx>), medan data som ingår i denna statusklassning presenteras i **bilaga 2.1**.

Klassningen av de fysikalisk-kemiska parametrar som kan kopplas till eutrofieringspåverkan skilde sig en hel del mellan det svenska och det norska systemet (**tabell 13**). Skillnaden beror till stor del på att principen för sammanvägningen av de olika parametrarna görs på olika sätt. Enligt det norska systemet görs ett viktat medelvärde för parametrarna medan *sämst styr-principen* gäller enligt den svenska handboken. Parametern syrgas, som oftast är den som är sämst, får därför större genomslag i bedömningen i det svenska systemet. De dåliga syrgasvärdena i dessa sjöar inom Enningdalsälvens avrinningsområde kan dock delvis vara naturliga då vindexponeringen är liten i dessa små sjöar skiftas de tidigt på säsongen. Resultaten visar också att alla sjöar var skiktade vid de flesta tillfällena och med temperatursprångskikt som låg relativt nära botten vilket ger ett litet syrgasförråd. Dessutom kan de låga syrgashalterna snarare visa på ett humusproblem än ett eutrofieringsproblem. Sjöarna har mycket humus vilket påverkar såväl ljusförhållanden som syrgasförhållanden. En expertbedömning av sammanvägningen där hänsyn ej tas till syrgasparametern presenteras därför också i tabellen vilket då visar på bättre samstämmighet mellan bedömningssystemen.

Den enskilda parameter som skiljer sig mest är *siktdjup* där den norska bedömningsgrunden visar på en eller två klasser sämre status än den svenska i sex av sjöarna. Det har tidigare visats att referens- och klassgränsvärdena enligt den norska bedömningsgrunden är högt satta för humösa sjöar, och att siktdjupsklassningen därför blir för sträng (se **kap. 2.2.1**). Totalfosforhalten klassas tämligen lika för de eutrofa sjöarna medan det skiljer sig en del i de näringsfattigare sjöarna Sevtjern och Hauganetjern. Orsaken är att referens- och klassgränsvärdena är betydligt lägre enligt den norska bedömningsgrunden för dessa sjöar.

Trots att den kemiska förurningsbedömningen skiljer ju sig åt en hel del vad gäller ingående parametrar ger den sammanvägda bedömningen ungefär samma resultat enligt det svenska och det norska systemet (**tabell 14**). Det är bara för 3 av sjöarna det skiljer sig och då aldrig mer än en klass. Hauganetjern skulle dock vara ett åtgärdsobjekt (sämre än God status) enligt norsk metodik men inte enligt svensk (God eller bättre status). I de övriga två sjöar där klassningen skiljer sig är det den svenska bedömningen som ger sämre status än den norska.

Tabell 13. Klassningen av fysikalisk-kemiska parametrar för åtta sjöar inom Enningdalsälven som ingår i bedömningen av eutrofieringspåverkan enligt det norska (NO) och svenska (SE) systemet. H: Hög/Svært god, G: God, M: Måttlig/Moderat, P: Otillfredsställande/Dårlig; B: Dålig/Svært dårlig tilstand (forkortelsene er basert engelske navn på tilstandsklassene: High, Good, Moderate, Poor, Bad).

Sjö	Syrgas		Siktdjup		Tot-P		Tot-N	Sammanvägd		
	NO	SE	NO	SE	NO	SE	NO	NO	SE	SE Exp
Aspen	P	M*	M	G	G	M	M	M	M	M
Alnässjön	B	M*	M	M	G	G	M	M	M	M
S. Bullaresjön	M	M*	M	G	G	H	G	G	M	G
Langtjern	P	M*	M	G	H	H	G	G	M	G
Sevtjern	B	M*	P	P	M	H	M	M	P	P
Hauganetjern	B	M*	P	M	G	H	G	G	M	M
Lerbekktjern	B	M*	M	G	H	H	H	H	M	G
Trestikket	B	M*	M	H	H	H	H	H	M	H

* Den svenska bedömningsgrunden för syrgas går ej att använda fullt ut då kännedom om datum då sjöarna skiktats saknas. Bedömningsgrunden ger att status är Måttlig eller sämre.

Tabell 14. Klassningen av fysikalisk-kemiska parametrar för åtta sjöar inom Enningdalsälven som ingår i bedömningen av försurningspåverkan enligt det norska och svenska systemet. Se **tabell 13** för mer information.

Sjö	pH		ANC	LAI	Sammanväg	
	NO	SE	NO	NO	NO	SE
Aspen		G				G
Alnässjön		G				G
S. Bullaresjön	H	H	H	H	H	H
Langtjern	H	H	H	H	H	H
Sevtjern	H	G	H	G	H	G
Hauganetjern	P	G	G	M	M	G
Lerbekktjern	M	P	G	B	M	P
Trestikket	P	P	B	P	P	P

4.2.2 Planteplankton

Planteplanktondataene er i sin helhet rapportert på prosjektets hjemmeside (<http://prosjektwebbar.lansstyrelsen.se/projektenningdalsalven/Sv/Pages/default.aspx>), mens beregnede indeksverdier som ingår i denne tilstandsbedømmingen er presentert i **bilaga 2.2**.

Det fanns en stor variation mellan sjöarna i växtplanktonsamhällets sammansättning. Resultaten avspeglar därför på ett rimligt sätt de olika typer av miljöeffekter som är viktiga inom avrinningsområdet, framför allt näringsbelastning, försurning och humuspåverkan. Särskilt påtaglig var den stora mängden *Gonyostomum semen* som dominerade totalbiomassan i fyra av de åtta sjöarna. *Gonyostomum* dominerade tidvis i alla innsjöarna utom Langtjern (små mängder) och Trestikket (ej registrerad). *Gonyostomum*-dominansen kan göra resultaten mer svårtolkade och osäkra eftersom erfarenheten av miljöövervakning och statusklassning med hjälp av växtplankton i sådana sjöar inte vilar på samma långa tradition som i andra sjötyper. Enligt författaren av det norska klassifiseringssystemet för växtplankton bör parametrarna biomassa och art-sammansättning (PTI och TPI) användas med försiktighet i insjöar dominerade av *Gonyostomum semen* (Lyche Solheim och Skjelbred, pers. med.). Det betyder att den rapporterade statusklassen (**tabell 15** och **bilaga 1**) kan vara något sämre än vad man skulle förvänta sig utifrån näringsklassningen. Om hänsyn togs endast till Tot-P borde Sevtjern klassas en klass högre enligt både svenska och norska systemen (eutrofieringsbedömning) medan Lerbekktjern och Hauganetjern skulle klassas högre enligt det norska systemet. Samtidigt utgör detta gedigna dataunderlag därmed ett viktigt underlag för utvecklingen av bedömningsgrunder i *Gonyostomum*-dominerade sjöar i Sverige och Norge.

Enligt de svenska bedömningsgrunderna bedöms tre av sjöarna som sura eller mycket sura utifrån artantalet men efter korrigering efter referensvärdet för pH från Magic-modellen är det bara Lerbekktjern och Trestikket som räknas som försurade, medan Hauganetjern räknas som naturligt sur (**tabell 15**).

Sammanvägd status för växtplankton varierar mellan Hög (Svært god) och Otillfredsställande (Dårlig) enligt både det svenska och norska klassificeringssystemet och för Aspen, Alnässjön och Langtjern är överensstämmelsen bra. S. Bullaresjön klassas en klass högre enligt det svenska systemet men differansen i nEQR är kun 0,12. Lerbekktjern har sämre än God status enligt både den svenska och norska bedömningen men enligt den norska bedömningen beror det på eutrofiering medan den svenska bedömningen indikerar försurning. Störst skillnad har bedömningen av Sevtjern som klassas som God enligt svensk bedömningsgrund och Otillfredsställande (Dårlig) enligt norsk.

Tabell 15. Sammanvägd eutrofieringsbedömning for åtte sjöar inom Enningdalsälven utifrån växtplanktonanalysen enligt det norska och svenska systemet. Försurningsbedömning grundar sig på artantal och ingår bara i den svenska bedömningsgrunden. Se **tabell 13** for mer informasjon.

Sjö	NO Plantepl. Eutrofiering	SE Plantepl. Eutrofiering	SE Plantepl. Forsuring
Aspen	M	P	H
Alnässjön	M	M	H
S. Bullaresjön	G	H	H
Langtjern	H	H	H
Sevtjern	P	G	G
Hauganetjern	M	H	G
Lerbekktjern	P	H	M
Trestikket	G	H	M

4.2.3 Småkreps

Resultater fra undersøkelse av småkreps i Enningdalsvassdragets innsjøer er nærmere presentert i Walseng og Hesthagen (2012). Beregnede parametere som inngår i denne tilstandsvurderingen, er imidlertid presentert i **vedlegg 2.3**.

Klassifiseringssystem basert på småkreps er under utvikling i Norge, mens dette kvalitetselementet ikke inngår i det svenske klassifiseringssystemet. Klassifiseringen av de åtte innsjøene i Enningdalsvassdraget er derfor svært foreløpig. Generelt avspeiler resultatene de ulike miljøpåvirkningene som er viktig innenfor avrenningsområdet, fram for alt forsuring og næringssaltbelastning (**tabell 16**). Småkreps synes å være omtrent like følsomme for eutrofiering som det svenske klassifiseringssystemet for planteplankton (se **tabell 15**), mens det er noe mindre følsomt for forsuring enn det norske klassifiseringssystemet for bunndyr, og noe mer følsomt enn det svenske klassifiseringssystemet basert på bunndyr (se **tabell 17**).

Vurdering av forsuringstilstanden er basert på totalt fire parametere (artsantall, andel forsuringssensitive arter, andel forsurningsfølsomme arter og andel dafnier i planktonet). Resultatene er i stor grad sammenfallende. For de ikke-forsurede innsjøene gir alle eller flertallet av parameterne Svært god tilstand, mens alle parametere indikerer Moderat eller dårligere tilstand i den mest forsurede innsjøen (Trestikket). For Langtjern og Hauganetjern indikerer kun enkelte av forsurningsparameterne at innsjøene er svakt forsuret. Relativ høy andel forsuringstolerante arter kan ha sammenheng med at innsjøene muligens har vært noe forsuret tidligere.

Tabell 16. Økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget, basert på småkreps i hht. forslag til norsk klassifiseringssystem for hhv. forsurening og eutrofiering. Se **tabell 13** for mer informasjon.

Innsjø	NO Småkreps Forsuring	NO Småkreps Eutrofiering
Aspen	H	M
Alnässjön	H	M
S. Bullaresjön	H	M
Langtjern	H/G	H
Sevtjern	H	H
Hauganetjern	H/G	H
Lerbekktjern	G/M	H
Trestikket	P/B	H

Klassegrenser for småkrepsbaserte parametere er mangelfullt testet for andre vassdrag. Analyser basert på sammenstilling av et større nasjonalt datasett på småkreps (Petrin m.fl., under utarb.) viser at må tas hensyn til både økoregion og innsjøtype når referanseverdi og klassegrenser for artsantall og andel forsuringfølsomme/-tolerante arter skal fastsettes. Enningdalen representerer en artsrik region av Norge og samtidig er innsjøene her mer humusrike enn flertallet av vannforekomster i Norge. Det er derfor sannsynlig at de benyttede referanse- og klassegrensene vil være noe for høye for andre deler av Norge. Det er der i mot sannsynlig at de vil kunne være representative for et flertall av de svenske innsjøene siden disse generelt har en høyere artsrikdom enn norske innsjøer.

4.2.4 Bunndyr

Bunndyrdataene er i sin helhet rapportert på prosjektets hjemmeside (<http://prosjektwebbar.lansstyrelsen.se/projektenningdalsalven/Sv/Pages/default.aspx>), mens beregnede indeksverdier som inngår i denne tilstandsvurderingen, er presentert i **vedlegg 2.4**.

Basert på bunndyrresultatene har innsjøene i Enningdalsvassdraget en økologisk tilstand som varierer mellom Svært god og Svært dårlig i hht. det norske klassifiseringssystemet og mellom Svært god og Moderat i hht. det svenske klassifiseringssystemet (**vedlegg 2**). Klassifisering av forsurening gir generelt noe dårligere tilstand med det norske enn med det svenske klassifiseringssystemet (**tabell 14**). Forskjellen er størst for Trestikket som i hht. de norske forsuringsindeksene er i Svært dårlig tilstand, mens den svenske forsuringsindeksen gir Moderat tilstand. Basert på ekspertvurdering (alternativ svensk klassifiseringssystem) angis de forsurrede innsjøene som mer forsuringsskadet enn hva den svenske forsuringsindeksen MILA angir. Forskjellen mellom økologisk tilstand basert på norsk klassifiseringssystem/svensk ekspertvurdering og økologisk tilstand basert på svensk klassifiseringssystem skyldes blant annet på at MILA ikke tar hensyn til at enkelte arter av døgnfluer som påtreffes indikerer forsuringspåvirkning. På flere av lokalitetene var døgnfluen *Leptophlebia vesperina* den dominerende arten, hvilket er en av de mest forsuringstolerante artene av bunndyr.

I det norske systemet finnes ingen bunndyrindeks for vurdering av eutrofiering av innsjøer, mens den svenske bunndyrindeksen ASPT gir Svært god økologisk tilstand for alle innsjøene (**tabell 17**). Denne bunndyrindeksen er derfor lite sensitiv for eutrofiering sammenlignet med tilsvarende indekser basert på vannkjemi og planteplankton (se **tabell 13** og **tabell 15**).

Tabell 17. Økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget basert på bunndyr i hht. norsk og svensk klassifiseringssystem for hhv. forsurening og eutrofiering. Norsk tilstandsklassifisering inkluderer to bunndyrindekser for forsurening, MultiClear og Forsuringsindeks 1, og er basert på kominerte prøver (litoral+utløp). NB. Det finnes ikke noe norsk klassifiseringssystem for eutrofiering av innsjøer basert på bunndyr. Se **tabell 13** for mer informasjon.

Innsjø	NO Bunndyr Forsuring	SE Bunndyr Forsuring	SE Bunndyr Eutrofiering
Aspen	H	H	H
Alnässjön	H	H	H
S. Bullaresjön	H	H	H
Langtjern	H	H	H
Sevtjern	H	G	H
Hauganetjern	G/M	G	H
Lerbekktjern	M	G	H
Trestikket	B	M	H

Ulike innsamlingsmetoder for bunndyr i innsjøer gir i de fleste tilfeller samme økologiske tilstandsklasse (**tabell 18-19**). De to alternative norske metodene for innsamling av bunndyr samsvarer helt (se NO Litoral og NO Kombinert; **tabell 18**) når den norske bunndyrindeksen MultiClear benyttes, og det tas hensyn til forskjeller i innsamlingsinnsats (se **kap. 3.2.5**). Den norske bunndyrindeksen gir noe bedre tilstand for de mest forsurede innsjøene når beregningene er gjort med basis i svensk prøvetaking (SE Litoral; **tabell 18**). Tilsvarende resultat gjelder også dersom vi bruker Forsuringsindeks 1 (ikke vist her). Dette skyldes først og fremst at den svenske prøvetakingsmetoden fanger opp flere forsureningssensitive bunndyr. Årsaken kan dels være at denne metoden baserer seg på en større innsamlingsinnsats (større arealer undersøkes) og dels at innsamlingen representerer flere ulike habitater i innsjøen. Begge forhold har betydning for artsmangfoldet i en prøve, og dermed også sannsynligheten for å fange opp forsureningssensitive arter.

For den svenske bunndyrindeksen MILA gir norsk og svensk prøvetakingsmetodikk (NO Litoral og SE Litoral; **tabell 19**) tilsvarende økologisk tilstand, med unntak av Trestikket som får en noe dårligere tilstand når svensk bunndyrmetodikk ligger til grunn for analysene.

Tabell 18. Økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget basert på bunndyrindeksen MultiClear (norsk klassifiseringssystem for forsurening) ved tre ulike innsamlingsmetoder (norsk metode - litoral prøve, norsk metode – litoral og utløp prøve kombinert, svensk metode – litoral prøve). Se **tabell 13** for mer informasjon.

Innsjø	MultiClear NO Litoral	MultiClear NO Kombinert	MultiClear SE Litoral
Aspen	H	H	H
Alnässjön	H	H	H
S. Bullaresjön	H	H	H
Langtjern	H	H	H
Sevtjern	H	H	H
Hauganetjern	G	G	G
Lerbekktjern	M	M	G
Trestikket	B	B	M

Tabell 19. Fastsettelse av økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget basert på bunndyrindeksen MILA (svensk klassifiseringssystem for forsuring) ved to ulike innsamlingsmetoder (norsk metode - litoral prøve, svensk metode – litoral prøve). Se **tabell 13** for mer informasjon.

Innsjø	MILA NO Litoral	MILA NO Kombinert	MILA SE Litoral
Aspen	H	NA	H
Alnässjön	H	NA	H
S. Bullaresjön	H	NA	H
Langtjern	H	NA	H
Sevtjern	G	NA	G
Hauganetjern	G	NA	G
Lerbekktjern	G	NA	G
Trestikket	G	NA	M

Bruken av forsuringsindeks 1 i den videre innsjøovervåkingen i Norge vil være begrenset fordi det ikke er mulig å sette referanseverdier for denne indeksen.

MultiClear indeksen har ikke vært tradisjonelt brukt i Norge, og dermed har vi liten erfaring med egnethet og pålitelighet av denne indeksen for å vurdere økologisk tilstand. MultiClear er imidlertid den eneste av forsuringsindeksene som fullt ut tilfredsstiller kravene i vanndirektivet. Den har dessuten vist en klar sammenheng med forsuringsindeks 1, og indeksen er interkalibrert mot andre forsuringsindekser brukt i blant annet Storbritannia og Sverige (se mappen «Northern Benthic Fauna», http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_6/lakes/final_results).

Den svenske bunndyrindeksen for forsuring (MILA) fanger ikke opp alle forsuringstolerante taxa, og vil derfor kunne gi en bedre tilstand enn det som er tilfellet. De norske bunndyrindeksene er primært utviklet for klare innsjøer (TOC < 5 mg/l, farge < 30 mg Pt/l). Det synes som indeksene er i stand til å skille mellom naturlig sure innsjøer, som skyldes humusstoffer, og antropogent forsurede innsjøer. Likevel kan vi ikke utelukke at forsuringsindekser som er utviklet for klare innsjøer vil gi noe for streng vurdering brukt på humøse innsjøer.

4.2.5 Fisk

Resultater fra fiskeundersøkelsene i innsjøer i Enningdalsvassdraget er presentert i Hesthagen & Walseng (2012). Beregnede parametere som inngår i denne tilstandsvurderingen er imidlertid presentert i **vedlegg 2.6**.

Fiskesamfunnene i de undersøkte innsjøene blir til dels klassifisert helt forskjellig basert på de to fiskeindeksene (**tabell 20**). I Trestikket, Sevtjern og Langtjern på norsk side er det ikke rapportert om fiskeskader, og de får følgende NFI = 1,0 (Svært god tilstand). EQR8 klassifiserte de imidlertid som betydelig skadet; fordelt på Svært dårlig i Trestikket, Dårlig i Sevtjern og Moderat i Langtjern. NFI klassifiserte fiskesamfunnene i Södra Bullaresjön og Aspen som God, med verdier på hhv 0,84 og 0,87. EQR8 gir samme klasse for fiskesamfunnet i Aspen, mens Södra Bullaresjön blir klassifisert som Moderat. NFI og EQR8 ga samme klassifisering av fiskesamfunnet i Hauganetjern, dvs Dårlig. Derimot ga EQR8 fiskesamfunnet i Lerbekktjern God tilstand, mens det ifølge NFI er Dårlig. I denne lokaliteten blir bestandene av mort og abbor vurdert som skadet.

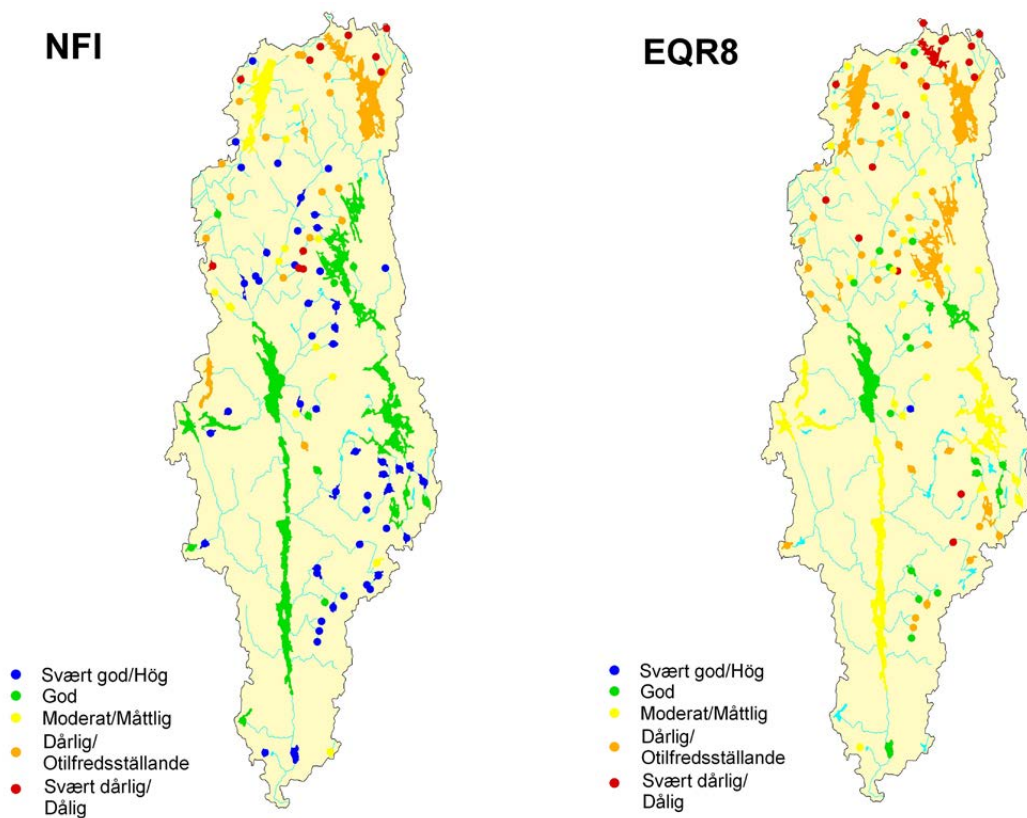
Tabell 20. Økologisk tilstand for åtte innsjøer i Enningdalsvassdraget basert på fisk i hht. norsk og svensk klassifiseringssystem (alle påvirkningstyper). Se **tabell 13** for mer informasjon.

Innsjø	NO Fisk Generell belastn.	SE Fisk Generell belastn.
Aspen	G	G
Alnässljön	H	NA
S. Bullaresjön	G	M
Langtjern	H	M
Sevtjern	H	P
Hauganetjern	P	P
Lerbekktjern	P	G
Trestikket	H	B

Den norske og svenske fiskeindeksen klassifiserte fiskesamfunnene i de aktuelle innsjøene til dels svært forskjellig. EQR8 indeksen ga i de fleste tilfeller en betydelig strengere tilstandsvurdering. I bare ett tilfelle ga EQR8 høyere tilstandsklasse enn NFI, mens i to tilfeller ga de to indeksene samme tilstandsklasse. Prøvefiskedata fra 99 innsjøer i vassdraget der både NFI og EQR8 er begreget, viste at 41,4 % av dem fikk Svært høy tilstand basert på NFI mot bare 1 % basert på EQR8 (**figur 6**, upubl. data). Fiskesamfunnene i hele 34,3 % av innsjøene fikk en Dårlig tilstand basert på EQR8. Mange av fiskesamfunnene som NFI angir som uskadet, blir av EQR8 klassifisert som Dårlig til Svært dårlig. Derimot er andelen God omtrent den samme for de to variablene (NFI vs. EQR8), med henholdsvis 17,2 og 20,2 %. Det innebærer at andelen innsjøer hvor det må settes inn tiltak, dvs. de som har Moderat eller dårligere tilstand, er 41,4 % basert på NFI og 78,8 % basert på EQR8.

At den svenske indeksen klassifiserer fiskesamfunnene betydelig mer konservativt enn den norske indeksen skyldes blant annet for høye forventningsverdier med hensyn til forekomst av ulike fiskearter (referanseverdien). De fleste mindre innsjøer i Enningdalsvassdraget har enten bare abbor, eller mort og gjedde i tillegg. Den største divergensen ble funnet for innsjøen med en tett abborbestand (Trestikket). En svakhet ved den norske indeksen er at man må ha kjennskap til hvilke arter som forekommer og deres tilstand. Dette kan være vanskelig å innhente i innsjøer med mange fiskearter. Den er derfor best egnet i lokaliteter med relativt få fiskearter.

Variasjon i fiskeindeksen mellom lokaliteter kan ikke sammenlignes direkte fordi artsinventaret er forskjellig, og artene har forskjellig toleranse for forsurening. Abbor og gjedde er relativt tolerante for forsurening, mens arter som mort, ørret og vederbuk er spesielt følsomme for lav pH med relativt høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Som et eksempel kan nevnes at dersom Trestikket opprinnelig hadde hatt en bestand av mort og ørret, og ikke kun abbor slik vi antar at har vært tilfellet før forsurening, ville Trestikket i dag hatt en NFI < 0,5; dvs. Moderat eller dårligere tilstand framfor dagens Svært gode tilstand selv om vannkjemien hadde vært den samme i de to tilfellene.



Figur 6. Enningdalsvassdragets avrenningsområde med angivelse av tilstandsklasse for hhv. 112 innsjøer basert på norsk fiskeindeks (NFI) og 106 innsjøer med svensk fiskeindeks (EQR8). NB. Sammenligning av de to indeksene er basert på 99 innsjøer med prøvefiskedata.

5 Konklusjoner og anbefalinger

Norske og svenske klassifiseringssystemer er forskjellige på en rekke punkter; både når det gjelder innsjøtypologi, utvalg av parametere og indekser, innsamlingsmetodikk, metoder for fastsettelse av referansetilstand og kombinasjonsregler for samlet vurdering. De viktigste forskjellene er:

- Referanseverdier for vannkjemi-, planteplankton- og bunndyrparametere relatert til forsurening er lokalitetsspesifikke, basert på modellert referanse pH, i det svenske systemet, mens det norske systemet har fastsatt typespesifikke referanseverdier for disse kvalitetselementene.
- I det svenske klassifiseringssystemet benyttes antall taksa av planteplankton for vurdering av forsuringstilstanden, og etter korrigering av referensværdet utifrån bakgrunns-pH från Magic modellen gir den også mulighet til å vurdere avvik fra forventet naturtilstand. Det norske klassifiseringssystemet inkluderer ingen forsuringindekser basert på planteplankton.
- De norske bunndyrindeksene for innsjøer er basert på kombinerte prøver tatt fra innsjøens litoralsone og utløpselven, mens de svenske indeksene er basert kun på prøver fra litoralsonen (i tillegg finnes det et bedømmingssystem basert på profundale bunndyr, men denne er ikke inkludert her).
- Det norske systemet mangler eutrofieringsindekser basert på bunndyr, mens det svenske systemet har både en indeks utviklet for litorale bunndyr (ASPT) og en indeks utviklet for profundale bunndyr (ikke inkludert her).
- Småkreps er ikke inkludert i noen av de nasjonale klassifiseringssystemene, men i Norge benyttes informasjon om småkreps (diversitet og forekomst av indikatorarter) i vurdering av forsuring- og eutrofieringstilstanden. Referanseverdier er imidlertid ikke satt (EQR kan ikke beregnes), og klassegrensene er ikke testet for andre regioner og vann typer enn de som inngår i denne undersøkelsen.
- Datagrunnlag for den svenske fiskeindeksen er basert på prøvefiskedata (garnfiske), mens den norske fiskeindeksen kan beregnes med basis i intervjuundersøkelser og annen kartlegging av fiskesamfunnet i tillegg til evt prøvefiskedata. I denne vurderingen er referansetilstanden for den norske fiskeindeksen basert på intervjuundersøkelser, mens både intervjuundersøkelser og prøvefiskedata er benyttet for å fastsette dagens tilstand. For den norske fiskeindeksen settes en lokalitetsspesifikk referanseverdi, mens det benyttes en typespesifikk referanseverdi i den svenske fiskeindeksen.
- Tot-N er inkludert som vannkjemisk eutrofieringsparameter i det norske systemet men ikke i det svenske systemet.
- ANC og labilt aluminium (LAI) er inkludert som vannkjemiske forsuringparametere, i tillegg til pH, i det norske systemet, mens det svenske systemet inkluderer kun pH.

Disse forskjellene har betydning for tilstandsvurderingen og fastsettelse av økologisk tilstandsklasse:

- Norsk og svensk innsamlingsmetodikk for bunndyr i innsjøer (litoralen) gir noe forskjellig økologisk tilstand. Dette gjelder både ved bruk av den norske forsuringindeksen MultiClear og den svenske indeksen MILA. Forskjellen, som vanligvis ikke er mer enn én tilstandsklasse, skyldes sannsynligvis at den svenske metoden baserer seg på en større innsamlingsinnsats.
- For to av åtte innsjøer gir klassifiseringen i hht. svensk system dårligere tilstand enn det norske systemet; én innsjø viste motsatt forhold. Forskjellen er aldri mer enn én tilstandsklasse. For de øvrige innsjøene er forskjellene små (varierer innen samme tilstandsklasse).
- Ulike biologiske kvalitetselementer gir svært forskjellig tilstand for én og samme innsjø, både i hht. norsk og svensk system.

- I hht. svensk tilstandsbedømmning gir planteplankton og bunndyr ofte samme økologiske tilstandsklasse (fem av åtte innsjøer), mens fiskeindeksen vanligvis gir en dårligere tilstand enn både planteplankton og bunndyr (fem av syv innsjøer).
- I hht. norsk tilstandsbedømmning gir planteplankton ofte en dårligere økologisk tilstand enn både bunndyr og fisk (tre av åtte innsjøer). Fiskeindeksen gir dårligere tilstand enn bunndyrindeksene for fire av åtte innsjøer, mens én innsjø får dårligere tilstand basert på bunndyr. Småkreps gir vanligvis tilsvarende tilstand som planteplankton i eutrofierte innsjøer. I de forsuredde innsjøene gir småkreps en tilstand som er noe bedre enn hva bunndyr indikerer, mens småkreps og bunndyr gir tilsvarende tilstand for de lite påvirkede innsjøene.
- Forskjellene i tilstand er vanligvis kun én tilstandsklasse dersom vi sammenligner biologiske indekser som er utviklet for samme virkningstype (forsuring, eutrofiering). Dette gjelder både norske og svenske klassifiseringssystemer. En innsjø som skiller seg vesentlig fra dette er Trestykket. Her gir bunndyr i hht. norsk system Svært dårlig tilstand, mens fisk gir Svært god tilstand. Forskjellen er ikke like stor i hht. det svenske systemet, men her er det fisk som gir dårligst tilstand.
- For de forsuredde innsjøene gir ekspertvurderinger (benyttet i Sverige) basert på bunndyrdata dårligere tilstand enn den svenske bunndyrindeksen MILA, men bedre de norske bunndyrindeksene, og er dessuten mer sammenlignbar med den tilstanden som indikeres ved bruk av småkreps.
- For to av tre eutrofierte innsjøer er det planteplankton (og vannkjemi) som kommer dårligst ut både i hht. norsk og svensk system. I én innsjø kommer henholdsvis småkreps (norsk system) og fisk (svensk system) ut med dårligst tilstand.
- Ingen av de antatte referansesjøene (Langtjern, Sevtjern, Hauganetjern) kommer ut med Svært god tilstand, verken i hht. norsk eller svensk system. Dette kan bety at innsjøene er noe påvirket, men det er mer sannsynlig at dette skyldes at klassifiseringssystemene ikke har tatt hensyn til naturlig forekomst av slimalgen *Gonyostomum semen* (norsk og svensk system) eller naturlig artsfattige fiskesamfunn (svensk system). Manglende tilpasning av klassifiseringssystemene til humøse vann typer (naturlig sure og med lavt siktedyp og lave oksygenkonsentrasjoner) er en annen forklaring.
- De vannkjemiske forsuringsparameterne (ANC, pH, LAI) gir ofte noe forskjellig tilstand i forsuredde innsjøer, men varierer mindre i ikke-forsuredde innsjøer ved bruk av det norske klassifiseringssystemet.
- Siktedyp og oksygen i hht. både svensk og norsk system, gir ofte dårligere tilstand enn de øvrige vannkjemiske eutrofieringsparameterne.

Generelle råd om valg av indekser og bedømningsgrunder:

- For flere av de sentrale fysisk-kjemiske og biologiske parametere er klassifiseringssystemene dårlig tilpasset humøse vannforekomster. Dette gjelder bedømmning av tilstand basert på den norske siktedyp-parameteren (innsjøer med naturlig lavt siktedyp pga. høyt humusinnhold). Det samme synes dessuten å være tilfelle for både den norske og den svenske oksygenparameteren (innsjøer med naturlig lav oksygenmetning pga. høyt humusinnhold) og den norske planteplanktonindeksen (humøse innsjøer med forekomster av flagellaten *Gonyostomum semen*). Slike humøse innsjøer, som dominerer i Enningdalsvassdragets nedbørfelt, vil sannsynligvis gis en dårligere tilstand enn det som er tilfellet.
- Det synes som den svenske fiskeindeksen er dårlig tilpasset naturlig artsfattige fiskesamfunn. Bruk av denne indeksen i innsjøer som naturlig har kun én eller få fiskearter (slik som for enkelte innsjøer i Enningdalsvassdraget som i upåvirket referansetilstand kun har abbor), vil kunne gi en dårligere tilstand enn det som er tilfellet.
- Den norske fiskeindeksen er sannsynligvis dårlig tilpasset innsjøer med naturlig artsrike fiskesamfunn. Bruk av denne indeksen i de lavereliggende, næringsrike innsjøene i Enningdalsvassdraget vil kunne gi en bedre tilstand enn det som er tilfellet.
- Den svenske bunndyrindeksen for forsurede (MILA) fanger ikke opp alle forsurede stolerante taksa, og vil derfor kunne gi en bedre tilstand enn det som er tilfellet. De norske bunndyrindeksene er primært utviklet for klare innsjøer (TOC < 5 mg/l, farge < 30 mg

Pt/I), og tar i liten grad hensyn til endringer i diversitet og artssammensetning som skyldes naturlig forsuring (grunnet humuspåvirkning). For humøse innsjøer vil de i noen tilfeller gi en dårligere tilstand enn det som er tilfellet.

- Av de kvalitetselementene som er testet her, anbefaler vi at den svenske planteplanktonindeksen benyttes ved tilstandsvurdering av humøse innsjøer inntil den norske indeksen revideres for å ta hensyn til forekomsten av slimalgen *Gonyostomum semen*. Det samme gjelder siktedyppparameteren. I artsfattige innsjøer med få fiskearter anbefaler vi å bruke den norske fiskeindeksen. I forsurede innsjøer vil det også være nødvendig å overvåke bunndyr i tillegg til fisk. Mens det norske klassifiseringssystemet muligens er noe for konservativt synes det svenske klassifiseringssystemet ikke å være tilstrekkelig strengt. Småkreps er ikke angitt som et obligatorisk kvalitetselement i vanndirektivet, men synes å være følsom for både forsuring og eutrofiering, og bør kunne anvendes som støtte for annen tilstandsvurdering, spesielt som et supplement til tilstandsvurderingen basert på bunndyr.
- Det vil være nødvendig å bruke ekspertvurderinger i tillegg til nasjonale bedømningsgrunder/klassifiseringssystemer.
- Det er viktig at det arbeides med videreutvikling av klassifiseringssystemene for å tilpasse disse til nye vanntyper. Dette gjelder ikke minst for humøse vanntyper.
- En "lokalitetsspesifikk" tilnærming bør brukes i tilfeller der dette er mulig, dvs. der opprinnelig vannkjemi og lokalitetsspesifikke referanseverdier for biologiske parametere kan fastsettes.

6 Referanser

- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. og Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air Soil Pollution* 85: 401-406.
- Direktoratgruppa Vanndirektivet. 2009a. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann, Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. 180 s.
- Direktoratgruppa Vanndirektivet. 2009b. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann, Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. 119 s.
- European Commission 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy
- European Commission 2003. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Guidance document no 13. Luxembourg, Office for Official publications for the European Communities.* <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>
- Einsle, U. 1993. Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. I: Schwoerbel, J. & Zwick, P. (red.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8(4-1): 1–209. Gustav Fischer Verlag.
- Einsle, U. 1996. Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. I: H.J.F. Dumont (red.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, 10: 1–82. SPB Academic Publishing bv.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Havens, K.E., Yan, N.D., og Keller, W. 1993. Lake acidification: effects on crustacean zooplankton populations. *Environ. Sci. Technol.* 27: 1621-1624.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüßer und Wasserflöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart. 130 s.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. og Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia* 307: 253-261.
- Hessen, D.O., Alstad, N.E.W. og Skardal, L. 2000. Calcium limitation in *Daphnia magna*. *J. Plankton Res.* 22: 553-568.
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. og Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 34-41.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. og Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28:12-17.
- Hesthagen, T. Walseng, B. og Karlsen, L.R. 2002. Effekter av forsuring og kalking på fisk og krepsdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold. NINA Oppdragsmelding 761. 42 s.
- Hesthagen, T. og Walseng, B. 2012. Enningdalsvassdraget, en ferskvannsbiologisk dokumentasjon. Del 2 -Fisk. NINA Rapport 858.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. og Beier, U. 2007. Assessment criteria for ecological status of fish in Swedish lakes – development and application of EQR8 (In Swedish with English summary). *Fiskeriverket Informerar* 2007: 3. 54 s.
- Hobæk, A. og Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified regions of South Norway. SNSF-prosjektet IR 75/80. 132 s.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Olin, M., Hesthagen, T., Kelly, F., Rask, M. og Saksgård, R. 2010. Intercalibration of fish assessments of ecological status in Northern lakes – results from a pilot study. (In English with Swedish summary). *Fiskeriverket Informerar (Finno)* 2010: 1. 37 s.
- Hörnström, E. 1979. Trofigradering av sjöar genom kvalitativ fytoplanktonanalys. *Statens Naturvårdsverk PM* 1221.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phyto-plankton analysis, *Limnologia (Berlin)*. 13: 249-261.

- Johnson, R.K. og Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag. Användarmanual och bakgrundsdocument, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 2007: 4. 84 s.
- Karabin A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.* 33, 4: 567-616.
- Locke, A. 1991. Zooplankton responses to acidification: A review of laboratory bioassays. *Water, Air, and Soil Pollut.* 60: 135-148.
- Lyche A. 1990. Cluster Analysis of plankton community structure in 21 lakes along a gradient of trophy. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 586-591.
- Lyche Solheim, A., Skjelbred, B., Ptacnik, R. og Phillips, G. 2011. Norwegian classification method for phytoplankton in lakes. Method summary and boundary setting protocol. Northern GIG report, Milestone 6, final, Annex 1, http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_6/lakes/final_results/northern_phytoplankton&vm=detailed&sb=Title
- Naturvårdsverket 2007. Naturvårdsverket Handbok 2007:4 <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Vattenforvaltning/Handbok-20074/>
- Naturvårdsverket. 2008. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten; beslutade den 12 december 2007. NFS 2008:1, 114 s.
- NS-ISO 7828. 1994. Vannundersøkelse. Metoder for biologisk prøvetaking. Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr.
- NS-EN 15110. 2006. Vannundersøkelse. Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.
- Pont, D., B. Hugueny og C. Rogers. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European fish index. *Fisheries Management and Ecology* 14: 427-439.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. – s. 7-16 I: Raddum, G.G., Rosseland, B.O. & Bowman, J. (red.). Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. - ICP-Waters Rapp. 50/99. NIVA, Oslo. [http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/\\$FILE/4091_72dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/$FILE/4091_72dpi.pdf)
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen, 225 s.
- Schartau, A.K.L. og Petrin, Z. 2010. Development of a Norwegian classification system for lakes' acidification using littoral macroinvertebrates. Notat til Direktoratet for naturforvaltning, datert 13.10.2010 (upublisert).
- Schartau, A.K., Halvorsen, G. og Walseng, B. 2007. Northern Lakes Recovery Study (NLRS) – microcrustaceans. Reference conditions, acidification and biological recovery. NINA Rapport 235. 66 s.
- Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Halvorsen, G., Høgaasen, T., Lindholm, M., Skjelbred, B., Storeid, S.E. og Walseng, B. 2009. Nettverk for basisovervåking i innsjøer og elver i Norge i hht. Vanndirektivet. Forslag. NINA Rapport 520. 86 s.
- Schartau, A.K.L., Walseng, B. og Halvorsen, G. 2001. Hva betyr kalsium for artsrikdom og sammensetning av småkreps i Norge? *Vann* 36: 408-413.
- Sevaldrud, I.H. og Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1980. SNSF prosjektet, IR 77/80. 95 s.
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Rognerud, S., Schartau, A.K. og Fjeld, E. 2006. Samordnet nasjonal innsjøovervåking; effekter av langtransporterte forurensninger. Plan for pro-

- grammet og framdriftsrapport for 2004 og 2005. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 956/2006. 62 s.
- Straile, D. og Geller, W. 1998. Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. *Advances in Limnology*. 53: 255-274.
- SS-EN 27828: 2003 Handbok för miljöövervakning, bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – tidsserier.
- SS-EN 15204: 2006. Vattenundersökningar: vägledning för bestämning av förekomst och sammansättning av fytoplankton genom inverterad mikroskopi (Utermöhlteknik).
- Trybom, F. 1902. Undersökning av Bohuslänska sjöar sommaren 1900. Göteborgs och Bohusläns hushållningssällsks kvartalsskrift 1902.
- Vasshaug, J. 1990. Undersøkelser av fiskevann i Østfold i årene 1950-52. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen, Rapport 14-1990. 84 s.
- Walseng, B. 1994. *Alona* spp. in Norway: Distribution and ecology. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2358-2359.
- Walseng, B. 1998. Occurrence of *Eucyclops* species in acid and limed water. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2007-2012.
- Walseng, B. og Halvorsen, G. 2005. Littoral microcrustaceans as indices of trophy. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 827-829.
- Walseng, B. og Hesthagen, T. 2012. Enningdalsvassdraget, en ferskvannsbiologisk dokumentasjon. Del 1 – Krepsdyr. NINA Rapport 827. 54 s.
- Walseng, B. og Schartau, A.K.L. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway: comparison of species along a pH gradient. *Water, Air & Soil pollution* 130: 1319-1324.
- Walseng, B., Yan, N.D. og Schartau, A.K.L. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Shield Lakes. *Ambio* 32: 208-213.

7 Vedlegg

Vedlegg 1: Klassifisering av innsjøer

Innsjø: **Aspen**

Norsk innsjøtype: Lavland, mod stor, sv grunn, moderat kalkrik, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,42
	PLANTEPLANKTON	Moderate				0,42
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	Moderate	1,94		0,76	0,50
E	PTI	Moderate	2,73		0,73	0,52
E	Biomasse Cyanobacteria	Moderate	1,8839		0,81	0,42
	Eutrofiering planteplankton	Moderate				0,42
	BUNNDYR	High				1,00
F	Modifisert Indeks1	High	1	NA	NA	
F	MultiClear	High	5	4,21	1,19	1,00
	Forsuring bunndyr	High				1,00
E	ASPT (kun utløp)	Moderate	5,587	6,9	0,810	0,50
	KREPSDYR	Moderate				
F	# taxa	High	49			
F	Andel fors.sensitive arter	High	41			
F	Andel fors.tolerante arter	High	10			
F	% Daphnia spp.	High	31			
	Forsuring krepsdyr	High				
E	Andel eutrof.tolerante arter	Moderate	10			
	FISK	Good				0,72
E, F	FCI (fiskesamfunn)	Good	0,87	1	0,87	0,72
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE				0,57
F	pH (min)	NA				
F	ANC	NA				
F	LAI (maks)	NA				
	Forsuring vannkjemi	NA				
E	Okxygen	"Poor"	1,2	12	0,100	0,24
E	Siktedyp	Moderate	1,85	5	0,370	0,57
E	Tot-P	Good	19,00	7,00	0,368	0,60
E	Tot-N	Moderate	760	300	0,395	0,49
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate				0,57
	ASPEN	MODERATE				0,42

Innsjø: **Aspen**

Norsk innsjøtype: Lavland, mod stor, sv grunn, moderat kalkrik, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTE	Poor				0,38
	PLANTEPLANKTON	Poor				0,38
F	# taxa	High	52,5	45,00	1,17	1,04
E	Biomasse	Moderate	2,145	0,3	0,14	0,443
E	TPI	Poor	2,506	-1	0,12	0,38
E	% Cyanobacteria	Poor	56,299	7	0,47	0,33
	Eutrofiering plantepl.	Poor	1,913	4,5	0,43	0,38
	BUNNDYR	High				0,87
F	MILA	High	87,3	77,5	1,13	0,98
F	Ekspertbedømming	Nåra neutralt				
E	ASPT	High	5,775	5,85	0,99	0,87
	KREPSDYR					
F	NA					
E	NA					
	FISK	Good				0,63
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	Good			0,5	0,63
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE (OR POORER)				<0,6
F	pH (Magic modell)	Good	7,3	7,55	0,56	0,74
	pH differens		0,25			
	Forsuring vannkjemi	Good				0,74
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,35			
E	Siktedyp	Good	1,85	3,69	0,501	0,602
E	Tot-P	Moderate	19,00	9,43	0,496	0,596
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	ASPEN	POOR				0,38

Innsjø: **Alnässjön**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, grunn, moderat kalkrik, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,41
	PLANTEPLANKTON	Moderate				0,41
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	Poor	3,70		0,49	0,34
E	PTI	Moderate	2,76		0,71	0,49
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0310		1,00	0,96
	Eutrofiering planteplankton	Moderate				0,41
	BUNNDYR	High				0,95
F	Modifisert Indeks1	High	1	NA	NA	
F	MultiClear	High	4,75	4,21	1,13	0,95
	Forsuring bunndyr	High				0,95
E	ASPT (kun utløp)	Moderate	5,864	6,9	0,850	0,57
	KREPSDYR	Moderate				
F	# taxa	High	52			
F	Andel fors.sensitive arter	High	38			
F	Andel fors.tolerante arter	High	13			
F	% Daphnia spp.	High	35			
	Forsuring krepsdyr	High				
E	Andel eutrof.tolerante arter	Moderate	12			
	FISK	High				1,00
E, F	FCI (fiskesamfunn)	High	1	1	1	1,00
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE				0,59
F	pH (min)	NA				
F	ANC	NA				
F	LAI (maks)	NA				
	Forsuring vannkjemi	NA				
E	Oksygen	"Bad"	0,95	12	0,079	0,19
E	Siktedyp	Moderate	1,40	5	0,281	0,48
E	Tot-P	Good	16,33	7,00	0,429	0,67
E	Tot-N	Moderate	610	300	0,492	0,59
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate				0,59
	ALNÄSSJÖN	MODERATE				0,41

Innsjø: **Alnässjön**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, grunn, moderat kalkrik, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,54
	PLANTEPLANKTON	Moderate				0,54
F	# taxa	High	55	45,00	1,22	1,09
E	Biomasse	Bad	7,16	0,3	0,04	0,17
E	TPI	Moderate	1,67	-1	0,16	0,46
E	% Cyanobacteria	High	0,35	7	1,07	0,99
	Eutrofiering plantepl.	Moderate	2,72	4,5	0,60	0,54
	BUNNDYR	High				0,96
F	MILA	High	81,250	77,5	1,05	0,93
F	Ekspertbedømming	Nära neutralt				
E	ASPT	High	6,025	5,85	1,03	0,96
	KREPSDYR					
F	NA					
	E	NA				
	FISK					
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	data missing; the fish community is severely affected by fish stocking				NA
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE (OR POORER)				0,47
F	pH (Magic modell)	Good	7,07	7,34	0,54	0,72
	pH differens		0,27			
	Forsuring vannkjemi					
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,65			
E	Siktedyp	Moderate	1,40	3,62	0,39	0,47
E	Tot-P	Good	16,33	10,13	0,62	0,72
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	ALNÄSSJÖN	MODERATE				0,47

Innsjø: **Södra Bullaresjön**

Norsk innsjøtype: Lavland, stor, grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				<0,6
	PLANTEPLANKTON	Good				0,77
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	High	0,34		0,99	0,97
E	PTI	Moderate	2,53		0,78	0,57
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0179		1,00	0,98
	Eutrofiering planteplankton	Good				0,77
	BUNNDYR	High				0,95
F	Modifisert Indeks1	High	1	NA	NA	
F	MultiClear	High	4,875	4,21	1,16	0,98
	Forsuring bunndyr	High				0,95
E	ASPT (kun utløp)	Moderate	5,604	6,9	0,812	0,50
	KREPSDYR	Moderate				
F	# taxa	High	56			
F	Andel fors.sensitive arter	High	38			
F	Andel fors.tolerante arter	High	13			
F	% Daphnia spp.	High	58			
	Forsuring krepsdyr	High				
E	Andel eutrof.tolerante arter	Moderate	13			
	FISK	Good				0,62
E, F	FCI (fiskesamfunn)	Good	0,77	1	0,77	0,62
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	GOOD				0,65
F	pH (min)	High	6,8	5,8	1,172	1,90
F	ANC	High	206	90	1,611	1,22
F	LAI (maks)	High	5	2,5	0,500	0,80
	Forsuring vannkjemi	High				1,22
E	Oksygen	Moderate	3,700	12	0,308	0,51
E	Siktedyp	Moderate	2,06	6	0,344	0,48
E	Tot-P	Good	11,50	6,00	0,522	0,77
E	Tot-N	Good	472,5	300	0,635	0,65
	Eutrofiering vannkjemi	Good				0,65
	SÖDRA BULLARESJÖN	MODERATE				<0,6

Innsjø: **Södra Bullaresjön**

Norsk innsjøtype: Lavland, stor, grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning	Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,41
PLANTEPLANKTON	High				0,89
F # taxa	High	57,5	45,00	1,28	1,13
E Biomasse	High	0,320	0,3	0,94	0,91
E TPI	Good	0,030	-1	0,33	0,68
E % Cyanobacteria	High	3,390	7	1,04	0,95
Eutrofiering plantepl.	High	4,436	4,5	0,99	0,89
BUNNDYR	High				0,84
F MILA	High	85,250	77,5	1,10	0,97
F Ekspertbedømming	Nära neutralt				
E ASPT	High	5,675	5,85	0,97	0,84
KREPSDYR					
F NA					
E NA					
FISK	Moderate				0,41
E, F EQR8 (fiskesamfunn)	Moderate			0,31	0,41
VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE (OR POORER)				<0,6
F pH (Magic modell)	High	6,93	7	0,85	0,92
pH differens		0,07			
Forsuring vannkjemi	High				0,92
E Oksygen	Moderate or poorer	0,5125			
E Siktedyp	Good	2,06	3,58	0,575	0,69
E Tot-P	High	11,50	9,81	0,853	0,85
Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
SÖDRA BULLARESJÖN	MODERATE				0,41

Innsjø: **Langtjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	HIGH				0,90
	PLANTEPLANKTON	High				0,95
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	High	0,43		0,98	0,91
E	PTI	High	2,10		1,00	1,00
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0395		1,00	0,95
	Eutrofiering planteplankton	High				0,95
	BUNNDYR	High				0,90
F	Modifisert Indeks1	High	1	NA	NA	
F	MultiClear	High	4,5	4,21	1,07	0,90
	Forsuring bunndyr	High				0,90
E	ASPT (kun utløp)	Moderate	5,539	6,9	0,803	0,49
	KREPSDYR	High/Good				
F	# taxa	Good	45			
F	Andel fors.sensitive arter	High	38			
F	Andel fors.tolerante arter	Good	11			
F	% Daphnia spp.	High	9			
	Forsuring krepsdyr	High/Good				
E	Andel eutrof.tolerante arte	High	2			
	FISK	High				1,00
E, F	FCI (fiskesamfunn)	High	1	1	1	1,00
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	GOOD				0,72
F	pH (min)	High	6,3	5,8	1,086	1,40
F	ANC	High	106	90	1,082	0,89
F	LAI (maks)	High	5	2,5	0,500	0,80
	Forsuring vannkjemi	High				0,80
E	Oksygen	Poor	1,90	12	0,158	0,38
E	Siktedyp	Moderate	1,94	6	0,323	0,46
E	Tot-P	High	8,50	6,00	0,706	0,84
E	Tot-N	Good	435	300	0,690	0,72
	Eutrofiering vannkjemi	Good				0,72
	LANGTJERN	GOOD				0,72

Innsjø: **Langtjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,58
	PLANTEPLANKTON	High				0,87
F	# taxa	High	60	45,00	1,33	1,18
E	Biomasse	High	0,37	0,3	0,82	0,88
E	TPI	Good	0,18	-1	0,30	0,67
E	% Cyanobacteria	High	0,83	7	1,07	0,98
	Eutrofiering plantepl.	High	4,33	4,5	0,96	0,87
	BUNNDYR	High				0,86
F	MILA	High	73,000	77,5	0,94	0,86
F	Ekspertbedømming	Nära neutralt				
E	ASPT	High	6,225	5,85	1,06	1,03
	KREPSDYR					
F	NA					
	FISK	Moderate				0,58
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	Moderate			0,45	0,58
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE (OR POORER)				<0,6
F	pH (Magic modell)	High	6,5	6,67	0,68	0,82
	pH differens		0,17			
	Forsuring vannkjemi	High				0,82
E	Oksygen	Moderate or poorer	1,14			
E	Siktedyp	Good	1,94	3,70	0,52	0,63
E	Tot-P	High	8,50	9,20	1,08	0,93
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	LANGTJERN	MODERATE				0,58

Innsjø: **Sevtjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, sv grunn, kalkfattig, sv humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Central slätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	POOR				0,22
	PLANTEPLANKTON	Poor				0,22
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	Bad	6,31		-0,05	0,00
E	PTI	Moderate	2,66		0,71	0,44
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0033		1,00	1,00
	Eutrofiering planteplankton	Poor				0,22
	BUNNDYR	High				0,80
F	Modifisert Indeks1	High	0,875	NA	NA	
F	MultiClear	High	4	4,21	0,95	0,80
	Forsuring bunndyr	High				0,80
E	ASPT (kun utløp)	Poor	5,017	6,9	0,727	0,36
	KREPSDYR	High				
F	# taxa	High	47			
F	Andel fors.sensitive arter	High	36			
F	Andel fors.tolerante arter	Good	19			
F	% Daphnia spp.	High	24			
	Forsuring krepsdyr	High				
E	Andel eutrof.tolerante arter	High	4			
	FISK	High				1,00
E, F	FCI (fiskesamfunn)	High	1	1	1	1,00
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	Moderate				0,52
F	pH (min)	High	6	5,8	1,034	1,10
F	ANC	High	149	90	1,310	1,03
F	LAI (maks)	Good	17	2,5	0,149	0,63
	Forsuring vannkjemi	High				1,03
E	Oksygen	Bad	0,60	12	0,050	0,12
E	Siktedyp	Poor	1,03	6	0,171	0,28
E	Tot-P	Moderate	19,50	6,00	0,308	0,52
E	Tot-N	Moderate	550	300	0,545	0,55
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate				0,52
	SEVTJERN	POOR				0,22

Innsjø: **Sevtjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, sv grunn, kalkfattig, sv humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	POOR				0,38
	PLANTEPLANKTON	Good				0,75
F	# taxa	Good	40,5	45,00	0,90	0,82
E	Biomasse	Poor	4,72	0,3	0,06	0,25
E	TPI	High	-1,01	-1	1,00	1,00
E	% Cyanobacteria	High	0,03	7	1,08	0,99
	Eutrofiering plantepl.	Good	3,74	4,5	0,83	0,75
	BUNNDYR	Good				0,70
F	MILA	Good	52,000	77,5	0,67	0,70
F	Ekspertbedømming	Måttlig surt				
E	ASPT	High	6,050	5,85	1,03	0,97
	KREPSDYR					
F	NA					
	E	NA				
	FISK	Poor				0,38
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	Poor			0,29	0,38
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	Poor				0,31
F	pH (Magic modell)	Good	6,18	6,38	0,63	0,80
	pH differens		0,2			
	Forsuring vannkjemi	Good				0,80
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,55			
E	Siktedyp	Poor	1,03	3,49	0,29	0,31
E	Tot-P	High	19,50	14,13	0,72	0,81
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	SEVTJERN	POOR				0,38

Innsjø: **Hauganetjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, sv grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	Poor				0,36
	PLANTEPLANKTON	<i>Moderate</i>				0,50
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	<i>Moderate</i>	1,66		0,76	0,47
E	PTI	<i>Moderate</i>	2,57		0,75	0,53
E	Biomasse Cyanobacteria	<i>High</i>	0,0008		1,00	1,00
	Eutrofiering planteplankton	<i>Moderate</i>				0,50
	BUNNDYR	Good/Moderate				??
F	Modifisert Indeks1	<i>Moderate</i>	0,625	NA	NA	
F	MultiClear	<i>Good</i>	3,375	4,21	0,80	0,65
	Forsuring bunndyr	<i>Good/Moderate</i>				??
E	ASPT (kun utløp)	<i>Moderate</i>	5,532	6,9	0,802	0,49
	KREPSDYR	High/Good				
F	# taxa	<i>Good</i>	43			
F	Andel fors.sensitive arter	<i>High</i>	33			
F	Andel fors.tolerante arter	<i>Moderate</i>	23			
F	% Daphnia spp.	<i>High</i>	27			
	Forsuring krepsdyr	<i>High/Good</i>				
E	Andel eutrof.tolerante arter	<i>High</i>	0			
	FISK	Poor				0,36
E, F	FCI (fiskesamfunn)	<i>Poor</i>	0,45	1	0,45	0,36
F	CPUE (ørret)					
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	Moderate				0,43
F	pH (min)	<i>Poor</i>	5,3	5,8	0,914	0,35
F	ANC	<i>Good</i>	61	90	0,849	0,71
F	LAI (maks)	<i>Moderate</i>	55	2,5	0,045	0,43
	Forsuring vannkjemi	Moderate				0,43
E	Oksygen	<i>Bad</i>	0,50	12	0,042	0,10
E	Siktedyp	<i>Poor</i>	1,25	6	0,208	0,34
E	Tot-P	<i>Good</i>	14,75	6,00	0,407	0,64
E	Tot-N	<i>Good</i>	420	300	0,714	0,75
	Eutrofiering vannkjemi	Good				0,64
	HAUGANETJERN	POOR				0,36

Innsjø: **Hauganetjern**

Norsk innsjøtype: Lavland, liten, sv grunn, kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	POOR				0,29
	PLANTEPLANKTON	Good				0,67
F	# taxa	Good	28	38,98	0,72	0,65
E	Biomasse	Måttlig	1,305	0,3	0,23	0,57
E	TPI	High	-2,010	-1	1,00	1,00
E	% Cyanobacteria	High	0,085	7	1,07	0,99
	Eutrofiering plantepl.	High	4,282	4,5	0,95	0,86
	BUNNDYR	Good				0,74
F	MILA	Good	59,000	77,5	0,76	0,75
F	Ekspertbedømming	Nä ra neutralt				
E	ASPT	High	6,600	5,85	1,13	1,16
	KREPSDYR					
F	NA					
E	NA					
	FISK	Poor				0,29
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	Poor			0,21	0,29
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE (OR POORER)				0,45
F	pH (Magic modell)	Good	5,5	5,83	0,47	0,66
	pH differens		0,33			
	Forsuring vannkjemi	Good				0,66
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,18			
E	Siktedyp	Moderate	1,25	3,32	0,377	0,45
E	Tot-P	High	14,75	12,72	0,862	0,85
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	HAUGANETJERN	POOR				0,29

Innsjø: **Lerbekktjern**

Norsk innsjøtype: Skog, liten, sv grunn, svært kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	POOR				0,26
	PLANTEPLANKTON	Poor				0,32
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	Poor	0,82		0,75	0,39
E	PTI	Poor	2,56		0,66	0,24
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0045		1,00	0,99
	Eutrofiering planteplankton	Poor				0,32
	BUNNDYR	Moderate				0,55
F	Modifisert Indeks1	Moderate	0,75	NA	NA	
F	MultiClear	Moderate	3	4,21	0,713	0,55
	Forsuring bunndyr	Moderate				0,55
E	ASPT (kun utløp)	Good	6,167	6,9	0,894	0,64
	KREPSDYR	Good/Moderate				
F	# taxa	Good	43			
F	Andel fors.sensitive arter	Good	28			
F	Andel fors.tolerante arter	Moderate	23			
F	% Daphnia spp.	Moderate	0,7			
	Forsuring krepsdyr	Good/Moderate				
E	Andel eutrof.tolerante arter	High	2			
	FISK	Poor				0,26
E, F	FCI (fiskesamfunn)	Poor	0,33	1	0,33	0,26
F	CPUE (ørret)	NA				
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	MODERATE				0,47
F	pH (min)	Moderate	5,2	5,8	0,897	0,47
F	ANC	Good	36	60	0,850	0,62
F	LAI (maks)	Bad	63	2,5	0,040	0,19
	Forsuring vannkjemi	Moderate				0,47
E	Oksygen	"Bad"	0,20	12	0,017	0,04
E	Siktedyp	Moderate	1,84	6	0,307	0,45
E	Tot-P	High	6,50	6	0,923	0,88
E	Tot-N	High	383	300	0,784	0,81
	Eutrofiering vannkjemi	High				0,81
	LERBEKKTJERN	POOR				0,26

Innsjø: **Lerbekktjern**

Norsk innsjøtype: Skog, liten, sv grunn, svært kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	MODERATE				0,49
	PLANTEPLANKTON	Moderate				0,49
F	# taxa	Moderate	23,5	47,88	0,49	0,49
E	Biomasse	Good	1,01	0,3	0,30	0,64
E	TPI	High	-1,85	-1	1,00	1,00
E	% Cyanobacteria	High	0,40	7	1,07	0,99
	Eutrofiering plantepl.	High	4,39	4,5	0,98	0,88
	BUNNDYR	Good				0,66
F	MILA	Good	47,250	77,5	0,61	0,66
F	Ekspertbedømming	Mycket surt				
E	ASPT	High	6,575	5,85	1,12	1,15
	KREPSDYR					
F	NA					
E	NA					
	FISK	Good				0,73
E, F	EQR8 (fiskesamfunn)	Good			0,630	0,73
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	POOR				0,25
F	pH (Magic modell)	Poor	5,5	6,24	0,18	0,25
	pH differens		0,74			
	Forsuring vannkjemi	Poor				0,25
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,25			
E	Siktedyp	Good	1,84	3,49	0,53	0,63
E	Tot-P	High	6,50	12,41	1,91	1,20
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	LERBEKKTJERN	MODERATE				0,49

Innsjø: **Trestikket**

Norsk innsjøtype: Skog, liten, svært kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Norsk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, norsk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	BAD				0,15
	PLANTEPLANKTON	Good				0,74
F	NA					
E	Biomasse (Biovol)	Good	0,33		0,92	0,66
E	PTI	High	1,98		0,92	0,82
E	Biomasse Cyanobacteria	High	0,0001		1,00	1,00
	Eutrofiering planteplankton	Good				0,74
	BUNNDYR	Bad				0,15
F	Modifisert Indeks1	Bad	0	NA	NA	
F	MultiClear	Bad	1,75	4,21	0,416	0,15
	Forsuring bunndyr	Bad				0,15
E	ASPT (kun utløp)	Good	6,161	6,9	0,893	0,64
	KREPSDYR	Poor				
F	# taxa	Bad	30			
F	Andel fors.sensitive arter	Moderate	17			
F	Andel fors.tolerante arter	Bad	37			
F	% Daphnia spp.	NA	0			
	Forsuring krepsdyr	Poor	0			
E	Andel eutrof.tolerante arter	High				
	FISK	High				1,00
E, F	FCI (fiskesamfunn)	High	1	1	1	1,00
F	CPUE (ørret)	NA				
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	POOR				0,33
F	pH (min)	Poor	5	5,8	0,862	0,30
F	ANC	Bad	-3	60	0,606	0,18
F	LAI (maks)	Poor	36	2,5	0,069	0,33
	Forsuring vannkjemi	Poor				0,33
E	Oksygen	"Bad"	0,45	12	0,038	0,09
E	Siktedyp	Moderate	2,68	6	0,446	0,56
E	Tot-P	High	3,38	6	1,775	1,07
E	Tot-N	High	385	300	0,779	0,81
	Eutrofiering vannkjemi	High				0,81
	TRESTIKKET	BAD				0,15

Innsjø: **Trestikket**

Norsk innsjøtype: Skog, liten, svært kalkfattig, humøs

Svensk innsjøtype: Bunnfauna: Ecoregion 14 Centralslätten

Svensk tilstandsbedømming

Påvirkning		Tilstandsklasse, svensk metode	Absolutt verdi	Ref verdi	EQR	Norm EQR
	BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	BAD				0,13
	PLANTEPLANKTON	Moderat				0,59
F	# taxa	Moderat	26	40,07	0,65	0,59
E	Biomasse	High	0,54	0,4	0,74	0,86
E	TPI	High	-2,98	-1	1,00	1,00
E	% Cyanobacteria	High	0,01	7	1,08	0,99
	Eutrofiering plantepl.	High	4,70	4,5	1,04	0,94
	BUNNDYR	Moderat				0,45
F	MILA	Moderat	23,750	61,308	0,39	0,45
F	Ekspertbedømming	Mycket surt				
E	ASPT	High	5,900	5,85	1,01	0,92
	KREPSDYR					
F	NA					
E	NA					
E, F	FISK	Bad				0,13
	EQR8 (fiskesamfunn)	Bad			0,1	0,13
	VANNKJEMISKE STØTTEPARAMETRE	POOR				0,26
F	pH (Magic modell)	Poor	5,15	5,88	0,19	0,26
	pH differens		0,73			
	Forsuring vannkjemi	Poor				0,26
E	Oksygen	Moderate or poorer	0,45			
E	Siktedyp	High	2,68	3,89	0,69	0,81
E	Tot-P	High	3,38	8,50	2,52	1,41
	Eutrofiering vannkjemi	Moderate or poorer				
	TRESTIKKET	BAD				0,13

Vedlegg 2: Datagrunnlag

Tabell 2.1. Fysisk-kjemiske parametere benyttet i tilstandsvurderingen av 8 innsjøer i Enningdalsvassdraget. Medelverdier basert på 1-5 prover fra vekstsesongen juni – september 2009-2010. Enligt de norske bedømningsgrunderne användas minvärde for pH och maxvärde for LAI; dessa värden visas också. Profiler för temperatur och sikdjup finns att ladda ner på projektets hemsida.

(<http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/projektenningdalsalven/Sv/Pages/default.aspx>).

Innsjø	Siktdjup m	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	pH medel	pH min	LAI medel µg/l	LAI max µg/l	ANC µekv/l
Aspen	1,85	760	19,0	7,3	6,9	<10	<10	347
Alnässjön	1,40	610	16,3	7,1	6,9	<10	<10	330
S. Bullaresjön	2,06	473	11,5	6,9	6,8	<10	<10	206
Langtjern	1,94	435	8,5	6,5	6,3	<10	<10	106
Sevtjern	1,03	550	19,5	6,2	6	11	17	149
Hauganetjern	1,25	490	14,8	5,5	5,3	41	55	61
Lerbekktjern	1,84	383	6,5	5,5	5,2	44	63	36
Trestikket	2,68	385	3,4	5,2	5	30	36	-3

Tabell 2.2. Planteplanktonparametere benyttet i tilstandsvurderingen av 8 innsjøer i Enningdalsvassdraget. Gjennomsnitt for vekstsesongen juni – september 2009. Verdier benyttet i tilstandsvurderingen er presentert i **vedlegg 1**. Slimalgen *Gonyostomum semen* er angitt med dominans når denne utgjør ≥ 50 % av totalbiomassen.

A. Parametere inkludert i norsk klassifiseringssystem. I tilstandsvurderingen (se **vedlegg 1**) er følgende verdier benyttet: Total volum: middelverdi for juni-september, PTI: middelverdi for juli-september, Cyano volum: maks verdi for juni-september.

Innsjø	Dato 2009	Total volum mg/l	PTI	Cyano volum mg/l	IC-type benyttet	<i>Gonyostomum semen</i> forekomst
Aspen	Mai	1,08	2,26	0,0120	L-N8a	Ingen
	Juni	1,75	2,17	0,0674		Ingen
	Juli	1,89	2,59	0,6438		Litt
	Aug	2,40	2,86	1,8839		Litt
	Sept	1,72	2,74	0,2829		Dominans
Alnässjön	Mai	2,51	2,36	0,0188	L-N8a	Dominans
	Juni	2,90	2,57	0,0310		Dominans
	Juli	7,16	2,79	0,0254		Dominans
	Aug		2,73	0,0121		-
	Sept	1,05	2,70			Dominans
S. Bullaresjön	Mai	0,45	2,09	0,0003	L-N3a	Litt
	Juni	0,53	2,30	0,0004		Litt
	Juli	0,28	2,46	0,0113		Litt
	Aug	0,36	2,57	0,0101		Dominans
	Sept	0,19	2,56	0,0179		Litt
Langtjern	Mai	0,37	2,07	0,0002	L-N3a	Ingen

Sevtjern	Juni	0,57	2,07	0,0395	L-N3a	Ingen
	Juli	0,37	2,19	0,0051		Litt
	Aug	0,36	2,10	0,0009		Ingen
	Sept	0,41	2,02	0,0025		Ingen
	Mai	0,95	2,43	0,0000		Dominans
Hauganetjern	Juni	11,59	2,72	0,0005	L-N3a	Dominans
	Juli	7,16	2,61	0,0026		Dominans
	Aug	2,27	2,74	0,0002		Dominans
	Sept	4,17	2,62	0,0033		Dominans
	Mai	2,63	2,36	0,0000		Dominans
Lerbekktjern	Juni	1,89	2,58	0,0002	L-N5	Dominans
	Juli	2,08	2,70	0,0002		Dominans
	Aug	0,53	2,39	0,0008		Dominans
	Sept	2,16	2,61	0,0002		Dominans
	Mai	0,64	2,11	0,0004		Litt
Trestikket	Juni	0,62	2,35	0,0029	L-N5	Dominans
	Juli	1,14	2,67	0,0045		Dominans
	Aug	0,87	2,52	0,0034		Dominans
	Sept	0,76	2,48	0,0002		Dominans
	Mai	0,03	1,99	0,0000		Ingen
	Juni	0,24	2,09	0,0000		Ingen
	Juli	0,54	1,99	0,0001		Ingen
	Aug		1,96	0,0000		Ingen
	Sept	0,22	1,99	0,0000		Ingen

B. Parametere inkludert i svensk klassifiseringssystem. I tilstandsvurderingen er middelverdi for juli og august benyttet (se **vedlegg 1**).

Innsjø	Dato 2009	Biomasse mg/l	TPI	Cyano %	Artsantall	<i>Gonyostomum semen</i> forekomst
Aspen	Mai	1,08	0,42	0,99	30	Ingen
	Juni	1,75	1,84	3,86	49	Ingen
	Juli	1,89	2,19	34,12	47	Litt
	Aug	2,40	2,82	78,48	58	Litt
	Sept	1,72	1,25	16,40	46	Dominans
Alnässjön	Mai	2,51	-1,53	0,24	40	Dominans
	Juni	2,90	-0,35	1,07	51	Dominans
	Juli	7,16	1,67	0,35	55	Dominans
	Aug				50	-
	Sept	1,05	2,02	1,15	48	Dominans
S. Bullaresjön	Mai	0,45	-2,26	0,07	32	Litt
	Juni	0,53	-1,43	0,07	56	Litt
	Juli	0,28	-0,52	4,01	52	Litt
	Aug	0,36	0,58	2,77	63	Dominans
	Sept	0,19	1,11	9,57	58	Litt
Langtjern	Mai	0,37	-1,10	0,05	39	Ingen
	Juni	0,57	-1,73	6,91	47	Ingen
	Juli	0,37	0,69	1,39	62	Litt

Sevtjern	Aug	0,36	-0,33	0,26	58	Ingen
	Sept	0,41	-1,51	0,60	45	Ingen
	Mai	0,95	-2,07	0,00	32	Dominans
	Juni	11,59	-2,00	0,00	31	Dominans
	Juli	7,16	-1,60	0,04	39	Dominans
Hauganetjern	Aug	2,27	-0,41	0,01	42	Dominans
	Sept	4,17	-1,91	0,08	33	Dominans
	Mai	2,63	-2,01	0,00	21	Dominans
	Juni	1,89	-2,34	0,01	30	Dominans
	Juli	2,08	-2,02	0,01	25	Dominans
Lerbekktjern	Aug	0,53	-2,00	0,16	31	Dominans
	Sept	2,16	-1,77	0,01	26	Dominans
	Mai	0,64	-1,96	0,06	29	Litt
	Juni	0,62	-2,45	0,47	34	Dominans
	Juli	1,14	-1,69	0,40	25	Dominans
Trestikket	Aug	0,87	-2,00	0,39	22	Dominans
	Sept	0,76	-1,34	0,02	28	Dominans
	Mai	0,03	-1,22	0,00	18	Ingen
	Juni	0,24	-2,93	0,01	21	Ingen
	Juli	0,54	-2,98	0,01	21	Ingen
	Aug				31	Ingen
	Sept	0,22	-2,92	0,00	22	Ingen

Tabell 2.3. Småkrepsparametere benyttet i tilstandsvurderingen av 8 innsjøer i Enningdalsvassdraget. Med unntak av andel dafnier er alle parameterverdier basert på akkumulert artsantall (2 prøver per år). Verdier benyttet i tilstandsvurderingen er presentert i **vedlegg 1**.

Innsjø	Dato ¹	Arts- antall	Forsurings- sensitive, %	Forsuringsto- lerante, %	Dafnier, %	Eutrofieringsto- lerante, %
Aspen	Jun 09	45	42,22	8,89	34,57	6,67
	Sept 09				15,23	
	Jun 10	44	40,91	11,36	35,39	9,09
	Sept 10				13,22	
Alnässjön	Jun 09	45	35,56	13,33	16,30	8,89
	Sept 09				18,28	
	Jun 10	48	39,58	14,58	31,16	12,50
	Sept 10				3,47	
S. Bullaresjön	Jun 09	51	35,29	11,76	58,38	11,76
	Sept 09				6,25	
	Jun 10	49	32,65	14,29	40,14	10,20
	Sept 10				9,11	
Langtjern	Jun 09	43	39,53	11,63	6,02	2,33
	Sept 09				0,49	
	Jun 10	39	35,90	12,82	5,26	2,56
	Sept 10				9,36	
Sevtjern	Jun 09	41	34,15	17,07	14,87	2,44
	Sept 09				19,30	

Hauganetjern	Jun 10	40	37,50	20,00	23,85	2,50
	Sept 10				23,87	
	Jun 09	39	33,33	23,08	1,00	0,00
	Sept 09				0,26	
Lerbekktjern	Jun 10	38	28,95	23,68	26,95	0,00
	Sept 10				1,61	
	Jun 09	37	24,32	27,03	0	0,00
	Sept 09				0	
Trestikket	Jun 10	42	26,19	23,81	0	2,38
	Sept 10				0,69	
	Jun 09	22	4,55	45,45	0	0,00
	Sept 09				0	
	Jun 10	28	17,86	35,71	0	0,00
	Sept 10				0	

¹ Parameterverdier basert på akkumulert artsantall (artsantall, andel forsuringssensitive, andel forsuringstolerante, andel eutrofieringstolerante) representerer spesifisert årstall framfor dato.

Tabell 2.4. Bunndyrparametere benyttet i tilstandsvurderingen av 8 innsjøer i Enningdalsvassdraget. Verdier benyttet i tilstandsvurderingen er presentert i **vedlegg 1**.

A. Forsuringsindeks 1 (norsk klassifiseringssystem) beregnet for ulike typer prøver.

Innsjø	Dato	SE litoral	NO litoral	NO utløp	NO kombinert
Aspen	Mai 09	1	1	1	1
	Okt 09	1	1	1	1
	Mai 10	1	1	1	1
	Okt 10	1	1	1	1
Alnässjön	Mai 09	1	1	1	1
	Okt 09	1	1	1	1
	Mai 10	1	1	1	1
	Okt 10	1	1	1	1
S. Bullaresjön	Mai 09	1	1	1	1
	Okt 09	1	1	1	1
	Mai 10	1	1	1	1
	Okt 10	1	1	1	1
Langtjern	Mai 09	1	1	0,5	1
	Okt 09	1	1	0,5	1
	Mai 10	1	1	0,5	1
	Okt 10	1	1	1	1
Sevtjern	Mai 09	1	1	0,5	1
	Okt 09	1	1	0,5	1
	Mai 10	1	0,5	0,5	0,5
	Okt 10	1	1	0,5	1
Hauganetjern	Mai 09	0,5	0,5	0	0,5
	Okt 09	0,5	0,5	0,5	0,5
	Mai 10	0,5	0,5	0,5	0,5
	Okt 10	1	1	0,5	1

Lerbekktjern	Mai 09	0	1	0,25	1
	Okt 09	1	0	0	0
	Mai 10	1	1	0,25	1
	Okt 10	0	1	0,25	1
Trestikket	Mai 09	0	0	0	0
	Okt 09	0	0	0	0
	Mai 10	0	0	0	0
	Okt 10	0	0	0	0

B. MultiClear (norsk klassifiseringssystem) beregnet for ulike typer prøver.

Innsjø	Dato	SE litoral	NO litoral	NO utløp	NO kombinert
Aspen	Mai 09	5	5	5	5
	Okt 09	5	5	4	5
	Mai 10	4,5	5	4,5	5
	Okt 10	4	4,5	5	5
Alnässljön	Mai 09	4,5	4,5	4	4,5
	Okt 09	5	5	4	5
	Mai 10	4,5	5	4,5	5
	Okt 10	4,5	4,5	4	4,5
S. Bullaresjön	Mai 09	4,5	4	4	4,5
	Okt 09	4,5	3,5	4,5	5
	Mai 10	4,5	5	4	5
	Okt 10	5	5	4,5	5
Langtjern	Mai 09	4,5	4,5	3	4,5
	Okt 09	4	4,5	3	4,5
	Mai 10	4	4	2	4
	Okt 10	4,5	5	3,5	5
Sevtjern	Mai 09	4	4	3	4
	Okt 09	4	4,5	1,5	4,5
	Mai 10	4	3	1,5	3,5
	Okt 10	4	4	2,5	4
Hauganetjern	Mai 09	4	3	1,5	3
	Okt 09	4	3	2,5	3
	Mai 10	3	3	2	3,5
	Okt 10	4	3	3,5	4
Lerbekktjern	Mai 09	3	2,5	2	3
	Okt 09	3	2,5	1	3
	Mai 10	3	2,5	2	3
	Okt 10	3	2,5	1,5	3
Trestikket	Mai 09	2	2	1,5	1,5
	Okt 09	3	1,5	1,5	1,5
	Mai 10	2,5	2	1,5	1,5
	Okt 10	2,5	1,5	1,5	2,5

C. Forsuringsindeksen MILA (svensk klassifiseringssystem) og eutrofieringsindeksen ASPT (svensk klassifiseringssystem: innsjø; norsk klassifiseringssystem: kun utløpselv).

Innsjø	Dato	MILA		ASPT	
		SE litoral	NO litoral	SE litoral	NO utløp
Aspen	Mai 09	84	84	5,412	5,957
	Okt 09	89	88	6,300	5,600
	Mai 10	88	78	5,737	5,316
	Okt 10	88	81	5,692	5,476
Alnässjön	Mai 09	78	81	6,100	5,850
	Okt 09	89	88	5,550	5,824
	Mai 10	74	75	5,684	5,591
	Okt 10	85	81	5,727	6,190
S. Bullaresjön	Mai 09	78	80	5,556	5,278
	Okt 09	88	50	5,920	5,706
	Mai 10	85	86	5,833	5,526
	Okt 10	90	86	5,190	5,905
Langtjern	Mai 09	58	69	5,700	5,308
	Okt 09	81	79	6,158	5,800
	Mai 10	71	70	6,238	5,333
	Okt 10	82	71	6,130	4,917
Sevtjern	Mai 09	48	51	5,867	5,462
	Okt 09	49	58	5,667	4,857
	Mai 10	52	12	5,938	4,750
	Okt 10	59	62	6,286	5,000
Hauganetjern	Mai 09	54	33	6,600	5,556
	Okt 09	65	56	6,846	5,429
	Mai 10	45	45	6,500	5,429
	Okt 10	72	42	6,375	5,714
Lerbekktjern	Mai 09	32	45	6,333	6,000
	Okt 09	59	50	6,455	6,500
	Mai 10	36	37	6,727	6,000
	Okt 10	62	53	6,929	6,167
Trestikket	Mai 09	26	29	5,500	5,800
	Okt 09	25	40	6,000	6,818
	Mai 10	34	41	4,833	5,455
	Okt 10	10	24	6,222	6,571

Tabell 2.5. Fangstutbytte ved prøvefiske med Nordiske oversiktsgarn (bunngarn) for de enkelte arter, med innsats (antall garn) og tidspunkt (år). Data fra Norge i NINAs Fiskebase, mens data fra Aspen og Södra Bullaresjön i Sverige er hentet fra SLU's database (Daniel Johansson pers. medd.).

Lokalitet	År	Innsats	Abbor Abborre	Mort Mört	Gjedde Gädda	Brasme Braxen	Laue Benlöja	Sørv Sarv	Krøkle Nors	Suter Sutare	Regnbue Regnbue
Aspen	2005	24	376	445	5	108	32	32		1	
S. Bullaresjön	1991	35	883	706	5	230	33	9	339		20
Langtjern	2003	9	132	127	1						
Sevtjern	2005	6	137	181	5						
Hauganetjern	2003	6	25	6	2						
Lerbekktjern	2007	2	14	21							
Trestikket	2002	8	653								

Tabell 2.6. Tilstand for de ulike fiskeartene i de enkelte innsjøene: L= livskraftig (uendret), R: Redusert (skadet), T=Tapt (utdødd). U=ukjent. Det er skilt mellom stedegne og introduserte arter.

Fiskeart (norsk og svensk navn)	Aspen	Alnäs- sjön	S. Bullare- sjön	Lang- tjern	Sev- tjern	Haugane- tjern	Lerbekk- tjern	Tre- stikket
<i>1. Stedegne arter</i>								
Abbor	Abborre	L	L	L	L	R	R	L
Gjedde	Gädda	L	L	L	L	L		
Mort	Mört	L	L	L	L	R	R	
Brasme	Braxen	L	L					
Sørv	Sarv	L	L					
Krøkle	Nors	T	L					
Sik	Sik		T					
Lagesild	Siklöje		(T?)					
Laue	Benlöja	L	L					
Ørret	Øring		R					
Vederbuk	Id		T					
Ål	Ål	U	U	U	U	U	U	U
<i>2. Introduserte arter</i>								
Sik	Sik		T					
Brasme	Braxen		?					
Gjørs	Gös		L					
Suter	Sutare	R	R					
Regnbueørret	Regnboge		T	T				



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2470-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger