

1723

Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen

NINA Rapport

Forslag til samordning og dataflyt

Hanno Sandvik



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen

Forslag til samordning og dataflyt

Hanno Sandvik

Sandvik, H. 2019. Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen.
Forslag til samordning og dataflyt. NINA Rapport 1723.
Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, november 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3477-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ann Kristin Schartau

ANSVARLIG SIGNATUR

Ingeborg Palm Helland (sign.)

OPPDRAAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAAGS GIVERS REFERANSE

M-1551|2019

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Breidsjøåa, en ikke-turbid kalkfattig humøs elv med middels nedbørfelt i skogregionen på Østlandet (eller, ifølge vann-nett, «312-45-R, en REM2221»), hvis økologiske tilstand er klassifisert som god

© Odd Terje Sandlund

NØKKEWORD

Bunnfauna, eutrofiering, ferskvann, forsurening, kystvann, naturindeks, organisk belastning, overflatevann, planteplankton, vannforskriften, økologisk kvalitetskvotient, økologisk tilstand

KEY WORDS

Acidification, benthic fauna, coastal water, ecological quality ratio, ecological status, eutrophication, freshwater, Nature Index for Norway, organic pollutants, phytoplankton, surface water, Water Framework Directive

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Sandvik, H. 2019. Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen. Forslag til samordning og dataflyt. NINA Rapport 1723. Norsk institutt for naturforskning.

Med naturindeksen og vannforskriften har Norge to ordninger som rapporterer tilstanden for ferskvanns- og kystvannsystemer. Det bør være et mål at indikatorene som inngår i begge ordningene, gir mest mulig sammenfallende beskrivelser. Her følger jeg opp tidligere anbefalinger om samordning ved å beskrive en mulig form for dataflyt av data som er samla inn i sammenheng med vannforskriften, til naturindeks. Dette omfatter også en geografisk oppskalering fra vannforskriftens punktobservasjoner til større administrative enheter som kommuner og fylker.

En viktig forutsetning for dataflyt er allerede oppfylt, siden indikatorene i både vannforskriften og naturindeks er skalert fra 0 til 1, der 1 er referanseverdien. Vannforskriften oppnår dette gjennom å beregne nEQR-verdier (normaliserte økologiske kvalitetskvotienter) ved å trunkere, skalere og normalisere indikatorenes indeksverdier. For å ta vare på hele variasjonen i de tilgjengelige dataene, er det imidlertid viktig å utveksle data mellom vannforskrift og naturindeks før dataene blir trunkert. De skalerte og normaliserte, men ikke-trunkerte indeksverdiene blir her omtalt som mEQR-verdier (modifiserte økologiske kvalitetskvotienter).

For å kunne oppskalere fra punktmåling til større geografiske områder brukes her en tilnærming med modellering av målingene (på mEQR-skala) og ekstrapolering til vannforekomster som ikke er målt. Modelleringa er basert på modellsleksjon av lineære modeller som inkluderer tid (år), typologifaktorer og overvåkingsaktiviteter som forklaringsvariabler for måleverdiene. Typologifaktorer omfatter vannforekomstenes klimasone, størrelse, kalk-, humusinnhold og lignende. Disse samvarierer ofte systematisk med indikatorverdiene og må derfor tas høyde for.

Hver vannmåling som registreres i vannforskriftsammenheng, er knytta til nøyaktig én overvåkingsaktivitet, som definerer målingens forvaltningsmessige formål. De fleste aktiviteter har andre formål enn å gi et representativt bilde av hovedøkosystemets samla tilstand, men iverksettes f.eks. nettopp fordi vannforekomstene har en antatt eller påvist dårlig tilstand (bl.a. forsurings- eller forurensningsovervåking). Dette medfører at målinger med dårlig tilstand må antas å være overrepresentert i datamaterialet som er samla inn i vannforskriftsammenheng. Det foreslås derfor en metode for å vekte de ulike overvåkingsaktivitetene for deres representativitet, for på denne måten å kunne korrigere for noe av skjevheten som ligger i datamaterialet.

Ekstrapolering til vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra, bør skje i form av prediksjon basert på den beste modellen. Usikkerheten kan angis i form av prediksjonsintervaller basert på simuleringer. Oppskaleringas siste trinn er å aggregere de målte eller predikerte verdiene for alle relevante vannforekomster ved å ta et gjennomsnitt, som kan være uvekta eller vekta. Det foreslås å vekte for vannforekomstenes størrelse, noe som her er utprøvd for innsjøvannforekomster. Når målet er at alle størrelsesklasser skal bidra noenlunde likt til gjennomsnittet, er løsninga å vekte verdiene for de respektive vannforekomstenes overflateinnhold.

Den foreslåtte metoden er testa ut på fire indikatorer som er felles for vannforskrift og naturindeks, og som dekker både elve-, innsjø- og kystsystemer, nemlig bunndyrindeksene ASPT og Raddum1, trofiindeksen for planteplankton (PTI) og artsmangfoldet i marin bløtbunnsfauna (MBH). Metoden er imidlertid generisk og bør derfor også kunne anvendes på andre indikatorer.

Hanno Sandvik. Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
E-post: hanno.sandvik@nina.no

Abstract

Sandvik, H. 2019. Assessing freshwater systems for the Water Framework Directive and the Norwegian Nature Index: a proposal for improved comparability and dataflow. NINA Report 1723. Norwegian Institute for Nature Research.

In Norway, the ecological status of freshwater and coastal water systems is reported according to two different schemes, viz. the Water Framework Directive and the Nature Index. It is desirable that indicators that are common to both schemes provide as congruent descriptions as possible. I here follow up previous recommendations by describing a possible dataflow from the Water Framework Directive to the Nature Index. This includes recommendations on how to scale up from point observations to larger administrative entities such as municipalities or counties.

One precondition for dataflow is already fulfilled, because indicators in both schemes are scaled from 0 to 1, where 1 corresponds to the reference value. In connection with the Water Framework Directive, this is achieved by calculating nEQR values (normalised ecological quality ratios) using truncation, scaling and normalisation of the absolute index values. It is important that the data exported to the Nature Index retain their full range of variation, however. This can be obtained by exchanging scaled and normalised, but untruncated values, which are here referred to as mEQR values (modified ecological quality ratios).

The upscaling from point measurements to larger geographic areas is here accomplished using modelling of the measurement values (on mEQR scale), followed by extrapolation to water bodies that have not been measured. Modelling selection is based on linear models incorporating time (year), typology and surveillance activities as explanatory variables. "Typology" refers to such factors as the climate zone, size, alkalinity and organic carbon contents of the water bodies. These factors often co-vary with the indicator values and therefore need to be accounted for.

Each water measurement that is registered in connection with the Water Framework Directive is linked to exactly one "surveillance activity", which defines the objectives for taking that measurement. Most activities are connected to the established fact or the assumption that the water body measured is in a poor or bad ecological status. This means that most measurements do not aim at giving a representative overall picture of the freshwater ecosystem, and that reports of poor or bad status must be expected to be overrepresented in the data material collected. It is here proposed to weight measurements by the representativeness of their surveillance activity. This will partially correct for the bias inherent in the data available.

Extrapolation to water bodies that have not been sampled should be accomplished using predictions based on the best model. Uncertainty can be expressed by means of prediction intervals based on simulations. The final stage of upscaling entails the aggregation of measured or predicted values by means of an unweighted or weighted average. It is here proposed to weight measurements by the size of the water body, and the procedure is successfully applied to lakes. Given the aim that all size classes of water bodies should contribute more or less equally to the average, it is shown that the appropriate weighting uses the surface area of lakes.

The method proposed is tested using four indicators that are common to the Water Framework Directive and the Nature Index, covering rivers, lakes and coastal waters, viz. ASPT, Raddum1, PTI and MBH. These indices address acidification and eutrophication using benthic fauna and phytoplankton. However, the method is generic and should be just as applicable to other indicators.

Hanno Sandvik. Norwegian Institute for Nature Research (NINA), P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. E-mail: hanno.sandvik@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Prosjektets målsetting	8
1.3 Indikatorer/parametere	9
2 Dataflyt fra originaldata til naturindeks	11
2.1 Datakilder.....	11
2.2 Kvalitetssikring av målingene	12
2.3 Skalering.....	13
2.4 Korrigering for vanntype	15
2.5 Korrigering for overvåkingsaktivitet	17
2.6 Modellering av indikatorverdiene.....	19
3 Geografisk oppskalering	20
3.1 Tilordning av mEQR-verdier til vannforekomster.....	20
3.2 Vekting for vannforekomstenes størrelse.....	21
3.3 Aggregering av ulike vannkategorier.....	24
4 Resultater	25
4.1 Datatilfang.....	25
4.2 Betydning av vann typer og overvåkingsaktiviteter.....	27
4.3 Vekting for størrelse.....	30
4.4 Fylkes- og kommunevis tilstand for indikatorene	31
5 Drøfting	34
5.1 Overvåkingsaktiviteter	34
5.2 Vekting for areal.....	35
5.3 Modellering kontra stratifisering	35
5.4 Sluttbemerkninger.....	36
6 Referanser	37

Forord

Denne rapporten er sluttrapporten for prosjektet «Naturindeks – ferskvann samordning vanndirektiv» (kontraksnummer 17040062), som svarte på Miljødirektoratets utlysning «Naturindeks – videreutvikling og styrking av datagrunnlag» i 2016. Jeg overtok ledelsen for dette prosjektet ett år etter oppstart (og rett etter min overgang til NINA) og kan nok si at jeg ble kasta ut på dypt vann (vanntype LMM28113 *minst*). Jeg står i stor gjeld til Anders Finstad og Odd Terje Sandlund, som utarbeida og satte i gang prosjektet, selv om det etter hvert tok litt andre veier enn skissert i den opprinnelige prosjektbeskrivelsen.

Jeg ønsker å rette en stor takk til Miljødirektoratet – selvfølgelig for finansiering av prosjektet, men også for forståelse da prosjektet måtte omdefineres, og for konstruktive tilbakemeldinger underveis. Jeg har hatt stort utbytte av diskusjoner, samtaler og hjelp med/fra Odd Terje Sandlund, Trygve Hesthagen, Ann Kristin Schartau, Peder Fiske, Torbjørn Forseth, Bjørn Mejdell Larsen, Bård Pedersen, Signe Nybø (alle fra NINA), Hege Gundersen og Roar Brænden (begge fra NIVA). Ann Kristin Schartau, Signe Nybø og Bård Pedersen har også kommentert og forbedra teksten.

24. november 2019

Hanno Sandvik

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Med naturindeksen og vannforskriften har Norge to ordninger som rapporterer tilstanden i ferskvanns- og kystvannsystemer. Mens vannforskriften rapporterer *økologisk tilstand*, rapporterer naturindeksen *tilstanden til det biologiske mangfoldet*, der det sistnevnte er et noe smalere begrep som inngår i det videre begrepet «økologisk tilstand». Etter en kort presentasjon av de to ordningene vil jeg komme tilbake til behovet for samordning.

Naturindeks

Naturindeksen måler tilstanden og utviklinga til det biologiske mangfoldet i Norge (Framstad 2015). Tilstanden angis på en skala fra 0 til 1, der 0 representerer et helt ødelagt økosystem, mens 1 er referansetilstanden, som representerer et helt intakt økosystem med lite menneskelig aktivitet. For hvert av hovedøkosystemene (hav, kystvann, ferskvann, våtmark, åpent lavland, skog og fjell) baseres naturindeksen på et sett med indikatorer som representerer arter fra de ulike funksjonelle gruppene (nedbrytere, primærprodusenter, plantespisere, mellom- og topppredatorer) samt et fåtall ikke-arts-indikatorer.

Naturindeksen for et gitt hovedøkosystem i ett gitt område på et gitt tidspunkt beregnes som et vektet gjennomsnitt av indikatorverdiene (Certain mfl. 2011; Pedersen og Nybø 2015). Vektinga har som hensikt å korrigere for skjevheter i datagrunnlaget, å sørge for representasjonen av de ulike trofiske nivåene og funksjonelle gruppene samt å gjenspeile tilhørigheten til hovedøkosystemet og viktigheten av utvalgte nøkkelindikatorer. Ved aggregering av indeksene på kommune- eller høyere nivå brukes likeså vektet gjennomsnitt, der vekten tilsvarer arealet som dekkes av de respektive økosystemene i aggregeringsenheten.

Vannforskriften

Med vannforskriften (Miljøverndepartementet 2006) har Norge omsatt EUs vanddirektiv (EU 2000) til norsk lov. Målet med begge lovtekstene er å fastsette miljømål for overflatevann (ferskvann, brakkvann og kystvann) samt grunnvann. Det er utarbeida et klassifiseringssystem for økologisk tilstand i overflatevann som opererer med fem tilstandsklasser, svært dårlig (SD), dårlig (D), moderat (M), god (G) og svært god (SG). Miljømålene for overflatevann omfatter bl.a. at vannforekomstene skal ha minst god økologisk tilstand og at tilstanden ikke skal forringes (slik at vannforekomster med svært god tilstand skal beholde denne). Er miljømålet ikke nådd, skal dette som regel utløse tiltak (Direktoratsgruppen 2018b).

Økologisk tilstand klassifiseres i vannforskriften på grunnlag av ulike biologiske kvalitetselementer, som er bunndyr, fisk, planteplankton, makroalger/ålegress, påvekstalger og vannplanter (noen av disse benyttes bare for noen av vannkategoriene innsjø, elv og kystvann). Hvert kvalitets-element kan beskrives gjennom ulike parametere eller indekser.

Behovet for samordning

Når tilstanden i ferskvann rapporteres gjennom to ordninger, er det opplagt å forvente at indikatorer som inngår i begge ordningene, gir sammenlignbare konklusjoner. På grunn av forskjeller i metode og formål kan man ikke regne med *identiske* resultater. Men det hadde vært uheldig om den ene ordninga viser at tilstanden er dårlig, mens det andre friskmelder ferskvann som hovedøkosystem.

Schartau mfl. (2016) har gått gjennom forskjeller og likheter mellom naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem. De viktigste fellestrekkene er at flere av vannforskriftens para-

metere/indekser også inngår som (nøkkel)indikatorer i naturindeksen, og at begge ordningene uttrykker tilstanden som avviket fra en referansetilstand. Blant forskjellene kan man nevne at tilstanden rapporteres som punktmålinger på *vannforekomstnivå* for vannforskriften, men arealmessig aggregert på *administrative* nivåer (kommune, fylke, landsdel) for naturindeksen. Videre bestemmes den samla tilstanden av en vannforekomst ifølge vannforskriften av parameteren med *lavest verdi* (verste-styrer-prinsippet), mens naturindeks er et vektet *gjennomsnitt* av de ulike indikatorene.

Basert på disse analysene ga Schartau mfl. (2016) flere anbefalinger til å samordne vannforskriftens klassifiseringssystem og naturindeksen. Blant disse er

- at naturindeksen bør bruke samme måleskala som vannforskriftens klassifiseringssystem for de felles parameterne, nemlig normaliserte EQR-verdier fremfor uskalerte indeksverdier;
- at naturindeksen bør bruke en større del av vannforskriftens datagrunnlag, med mål om å «bruke forvaltningens egen database som eneste kilde for innhenting av data til bruk i andre produkter i offentlig regi» (som naturindeksen);
- at punktobservasjonene i vannforskriften må gis en bedre geografisk representativitet for å kunne beskrive tilstanden på kommune- eller fylkesnivå.

Gundersen mfl. (2018) har fulgt opp disse anbefalingene ved å sammenligne ulike metoder for beregning av tilstand og oppskalere punktmålinger til kommune- eller fylkesnivå. Forslagene ble testa ut med trofiindeksen for vannplanter (TI_c), men er overførbare til andre indikatorer/parametere. Den herværende rapporten bygger videre på analysene til Schartau mfl. (2016) og Gundersen mfl. (2018).

1.2 Prosjektets målsetting

Prosjektets opprinnelige hovedmål var

- (a) å mobilisere og standardisere eksisterende data for ferskvannsøkologiske indikatorer,
- (b) å demonstrere en praktisk og ressurseffektiv dataflyt fra originaldata til naturindeks, samt
- (c) å samordne naturindeks og vannforskriftklassifisering, herunder geografisk oppskalering.

I løpet av 2017 hadde det blitt tydelig at den opprinnelige prosjektbeskrivelsen måtte revideres kraftig, siden det viste seg at mange av dens forutsetninger ikke var oppfylt: Eksisterende data forelå ikke i en form som tillot noen enkel mobilisering; data i Vannmiljø-systemet forelå ikke i maskinlesbar form; og data i GBIF (resp. Artskart) omfatter foreløpig hovedsakelig forekomst- og til en viss grad frekvensdata. Prosjektet måtte derfor justeres i henhold til de faktiske tilgjengelige dataene og deres format.

I januar 2018 ble det gjennomført et avklaringsmøte med oppdragsgiver. På dette møtet ble utfordringene med de opprinnelige planene forklart, og prosjektet ble redefinert og betydelig nedskalert i budsjett og omfang. Det viktigste punktet i så måte var å snu på hovedmålenes prioritering. I tillegg ble hovedmålene avgrenset på følgende måte:

- (c) Hovedmål c blir prioritet 1. Siden vannforskriften ligger nokså fast, må en samordning med naturindeks ta utgangspunkt i å tilpasse naturindeksens indikatorer til vannforskriftens parametere (heller enn motsatt). Forutsetninga for dette er på plass, siden vannforskriftens nEQR-verdier (normaliserte økologiske kvalitetskvotienter) bruker samme skala som naturindeksen, nemlig tallverdier mellom 0 (dårligste tilstand) og 1 (referansetilstand). Den gjenstående utfordringa består hovedsakelig i den geografiske oppskaleringa, siden vann-

forskriften har fokus på vannforekomsten, mens naturindeks oppsummerer tilstanden for større geografiske områder (f.eks. fylker).

- (b) Hovedmål b forblir prioritet 2. Den ideelle situasjonen er at alle biologiske originaldata (slik som forekomst-, overvåknings-, prøvefiske-, individdata) foreligger i en maskinlesbar database. GBIF er den mest nærliggende infrastrukturen i så måte. Realiteten er imidlertid at mange datasett ikke er lasta opp på GBIF, og ikke en gang foreligger i et format som tillater at de lastes opp umiddelbart. Dette inkluderer også Miljødirektoratets egen database, vannmiljø. I sin nåværende form er vannmiljø «enveiskjørt», ved at data som lastes opp i vannmiljø, bare kan hentes ut manuelt (via nedlastinger av regneark). Det innebærer også til dels dobbelrapportering (i vannmiljø og GBIF) og vanskeligheter med å følge opp feilrapporteringer. Det kan ikke være noe mål å lage en ny infrastruktur parallelt til GBIF, hvilket betyr at det er vanskelig å optimalisere dataflyten før Miljødirektoratet har samkjørt sin datahåndtering med GBIF. Innafor dette prosjektet har arbeidet med dataflyt derfor blitt begrensa til å utarbeide noen eksempler på hvordan dataflyten *kunne* fungere, gitt at data foreligger i maskinlesbar form (eller gitt at man har lasta ned de relevante datasettene manuelt).
- (a) Hovedmål a blir prioritet 3. Datasettene som ble nevnt i prosjektbeskrivelsen, var stort sett ikke klar for opplasting til GBIF. Dette vil kreve større ressurser til punching og kvalitets-sikring. Som et resultat av nedskaleringa falt dette målet ut av prosjektet. Det kan påpekes at det for laks allerede foreligger et forslag for å samordne klassifiseringa av vassdrag etter kvalitetsnormen for villaks med klassifiseringa av laks etter vannforskriften (jf. Forseth og Fiske 2017; Thorstad og Forseth 2017). Oppskaleringa kan eventuelt skje etter samme metode som beskrevet her. Situasjonen for elvemusling er at den nasjonale databasen for elvemusling hos fylkesmannen i Trøndelag bare inneholder forekomstdata og ikke er helt oppdatert. For å bruke elvemusling som indikator på økologisk tilstand, er det imidlertid viktig at man ikke bare benytter forekomstdata, men også bruker data på muslingenes størrelsesfordeling og tetthet (jf. Larsen 2017). Slike data foreligger som regneark hos NINA, men må bearbeides kraftig før de kan gjøres tilgjengelig via f.eks. GBIF. Selv om datautvekslingsformatet som GBIF er basert på (DarwinCore) tillater innlegging av f.eks. individstørrelser, må det gjøres en større innsats med tilrettelegging.

Forslaget til dataflyt presenteres i kapittel 2. Geografisk oppskalering er tema for kapittel 3. Metoden prøves ut med fire indikatorer/parametere (se neste underkapittel), og resultatene av disse testene beskrives i kapittel 4.

1.3 Indikatorer/parametere

Metodene som beskrives i denne rapporten har blitt utprøvd på fire av indikatorene/parameterne som er felles for naturindeksen og vannforskriften (Schartau mfl. 2016) og som dekker elve-, innsjø- og kystvannforekomster. Tabell 1 gir en oversikt over disse. I resten av rapporten følger jeg begrepsbruken fra naturindeks og omtaler vannforskriftens *parametere* som *indikatorer*.

Tabell 1. Oversikt over indikatorene/parameterne som inngikk i undersøkelsene.

Indikator (naturindeks)	Parameter-navn (vannforskrift)	Forkortelse
Bunndyr ASPT indeks	average score per taxon	ASPT
Bunndyr forsursingsindeks	Raddum forsursingsindeks 1	Raddum1
Planteplankton innsjøer	planteplankton trofiindeks	PTI
Bløtbunn artsmangfold fauna kyst	Shannon-Wiener diversitetsindeks (H')	MBH

ASPT-indeksen (**average score per taxon**) for bunndyr er en gjennomsnittlig skår for toleranseverdiene til taxa av virvelløse dyr i bunnprøver fra elver. Den brukes til å måle effekter av eutrofiering og organisk belastning. Taxaene har fått tildelt toleranseverdier mellom 1 og 10, og det er prøvens gjennomsnitt som bestemmer skåren. ASPT kan brukes for alle typer elver unntatt brelver. Referanseverdien og klassegrensene er de samme for alle elvevanntyper.

Raddum1 er en forsuringindeks for bunndyr. Indeksen ble opprinnelig utvikla for rennende vann, men kan også brukes i innsjøer. Indeksen er nokså grov i og med at taxaenes toleranseverdier for forsuring er angitt med bare fire trinn (0, $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$, 1). Dette medfører at indeksen ikke har noen klart definert referansetilstand og at normalisering til tilstandsklasser ikke er enkel. Indeksen tilfredsstillende ikke fullt ut vannforskriftens krav og er ikke interkalibrert, men den er enkel å beregne.

PTI er en trofiindeks for planteplankton i innsjøer. Den beregnes som et vekta gjennomsnitt av taxaenes toleranseverdi for eutrofiering, der vektinga er med taxonets andel i vannprøven. Referanseverdier og klassegrenser varierer mellom ulike innsjøtyper.

MBH er diversitetsindeksen **H'** for marin bløtbunnsfauna. Indeksen måler artsmangfoldet; den tar med både antall arter prøven og fordelinga av individene mellom de ulike artene. Høy dominans av enkeltarter vil altså redusere indeksverdien. MBH brukes til å måle effekter av eutrofiering, organisk belastning og sedimentering.

Detaljer om beregning av indeksene, krav til prøvetaking, referanseverdier og klassegrenser er beskrevet i klassifiseringsveilederen samt dennes vedlegg (Direktoratsgruppen 2018b, 2018c).

2 Dataflyt fra originaldata til naturindeks

Det foreslåtte skjemaet til dataflyt er oppsummert trinnvis i tabell 2. Trinnene forklares mer detaljert i de følgende kapitlene.

Tabell 2. Trinnvis oppsummering av dataflyten.

Trinn	Innhold	Kap.
1)	Målinger leses inn fra vannmiljø	2.1
2)	Målinger som ligger utafor rapporteringsperiodene for naturindeksen, fjernes	2.2
3)	Målinger med verdier som ligger utafor indikatorens verdiområde, fjernes	2.2
4)	Målingene kobles til vannlokaliteter	2.2
5)	Vannlokalitetene kobles til vannforekomster	2.2
6)	Vannforekomstene kobles til innsjønumre (bare relevant for innsjøer)	3.2
7)	Målinger som er tatt i feil vannkategori (elv, innsjø, kystvann), fjernes	2.2
8)	Målinger som er tatt i feil vanntype, fjernes	2.2
9)	Hvis antallet målinger i en rapporteringsperiode er for lite, fjernes målingene	2.2
10)	Måleverdiene skaleres til mEQR-verdier	2.3
11)	Modellseleksjon	2.4–2.6
12)	Uvekta gjennomsnitt av målinger innafor en vannforekomst bestemmer dennes verdi	3.1
13)	Ekstrapolering av mEQR-verdier til vannforekomster som det ikke fins målinger fra	3.1
14)	Simulering basert på konfidens-/prediksjonsintervaller for å kvantifisere usikkerheten	3.1
15)	Aggregering av vannforekomstenes verdier for geografiske enheter som gjennomsnitt	3.2
16)	Uvekta gjennomsnitt av de aggregerte verdiene for ulike vannkategorier	3.3

2.1 Datakilder

Det er brukt fire datasett i analysene:

- Målingene av indikatorene ble eksportert fra vannmiljø (Miljødirektoratet 2018).
- Vannlokalitetene var beskrevet i et separat datasett, som også ble eksportert fra vannmiljø (Miljødirektoratet 2018). Ved hjelp av dette datasettet kunne målingene knyttes til vannforekomst-id via vannlokalitets-id.
- Typifiseringa av vannforekomstene ble eksportert fra vann-nett (Miljødirektoratet og NVE 2018). Ved hjelp av dette datasettet kunne målingene knyttes til typologifaktorer via vannforekomst-id.
- Arealer til innsjøvannforekomster ble eksportert fra innsjødatabasen (NVE 2018). Koblinga mellom innsjønumre og målinger kunne foretas via vannforekomst-id.

Indikatorene som ble eksportert, var ASPT, Raddum1, Raddum2, PTI og MBH (vannmiljøkoder ASPT, RADDUM1, RADDUM2, PPTI og MBH). Raddum2 er kun under gitte forhold anbefalt brukt til vannforskrift-klassifisering og inngår ikke som naturindeks-indikator, men ble her brukt for å øke antall målinger av Raddum1-indeksen. Slik Raddum1 og Raddum2 er definert, er indeksverdiene identiske for skårene 0, $\frac{1}{4}$ og $\frac{1}{2}$, mens Raddum1-skåren alltid er 1 for verdier av Raddum2 som er større enn $\frac{1}{2}$ (Direktoratsgruppen 2018b, 2018c). Derfor ble Raddum2 regnet om til Raddum1 og lagt til Raddum1-datasettet.

2.2 Kvalitetssikring av målingene

Det kan være en rekke grunner for at målinger som er rapportert i vannmiljø, ikke kan brukes i naturindeks. Disse målingene må sorteres ut før de resterende analysene. De følgende problemene har blitt identifisert:

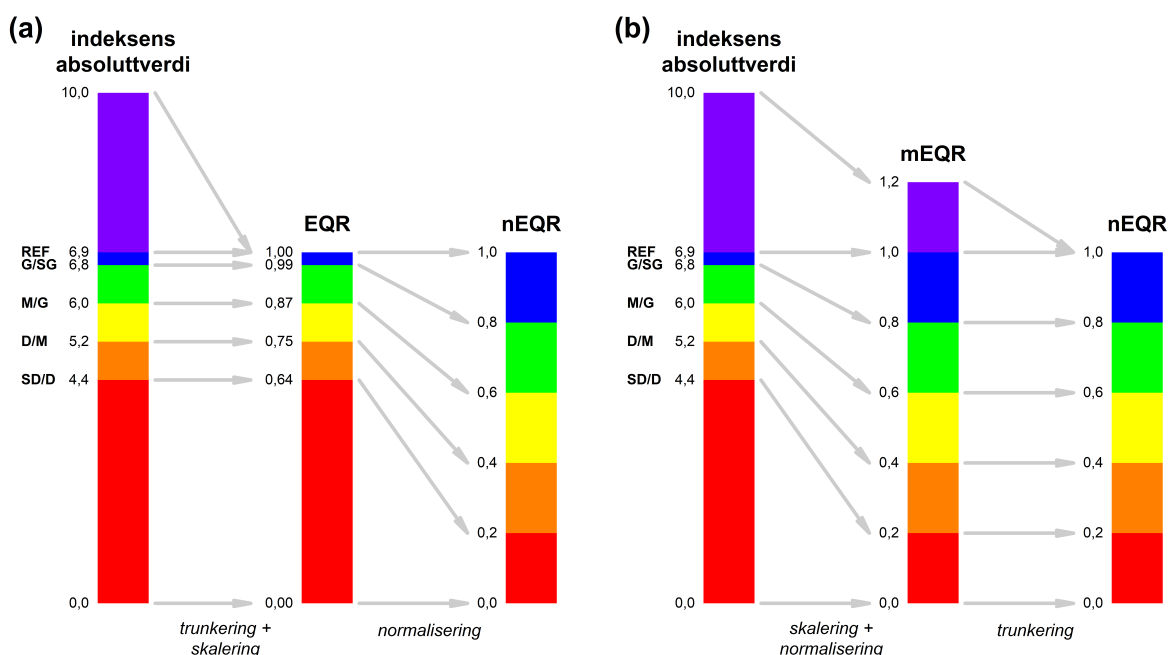
- For noen indikatorer eksisterer data langt tilbake i tid. Det ble her brukt rapporteringsperioder på maksimalt ti år før naturindeksens rapporteringsår (1990, 2000, 2010, 2014 og 2019). Målinger som var tatt før 1981, ble derfor forkasta.
- Det er dessverre ikke synlig i vannmiljø-databasen om en måling er gjort på feil måte eller har blitt feilrapportert – med mindre selve tallverdien ligger utafør verdiområdet for indikatoren. I slike tilfeller må selvfølgelig den berørte målinga bli ekskludert. Et åpent spørsmål er derimot om man i slike situasjoner bør ekskludere flere målinger. Ytterpunktene er (a) å beholde alle øvrige målinger og (b) å ekskludere alle andre målinger gjennomført av samme oppdragstager. Jeg har valgt en middelvei, nemlig (c) å ekskludere andre målinger gjennomført på samme dato av samme oppdragstager. Løsning (c) kan potensielt medføre eksklusjonen av svært mange riktige målinger, mens løsning (a) vurderes som for risikabel. Når det er rapportert umulige verdier, er tross alt sannsynligheten stor for at målingene ble utført på feil måte, bare at noen av tallverdiene tilfeldigvis havna innafør indikatorens verdiområde.
- Siden klassegrenser varierer mellom vanntyper og ekstrapolering forutsetter at vanntypen til en vannforekomst er kjent, kan bare målinger med kjente vanntyper brukes i modelleringa. Dette betyr at målinger som ikke kan knyttes til en typifisert vannforekomst, må ekskluderes. Under prosjektets testfase har det dukket opp to ulike grunner til at målinger ikke kunne knyttes til en typifisert vannforekomst: (a) at vannlokaliteten som var ført opp for en måling, mangla i vannmiljøets liste over vannlokaliteter og dermed ikke kunne tilordnes noen vannforekomst-id, eller (b) at vannlokaliteten kunne knyttes til en vannforekomst-id, men at denne id-en mangla i vann-netts liste over typifiserte vannforekomster. Effekten er den samme, nemlig at målinga ble foretatt i en ukjent vanntype og dermed ikke kunne brukes i herværende sammenheng. Ved fullskala-analysen oppstod ikke feil (a) lenger, noe som tyder på at problemet skyldtes at dataene hadde blitt lasta ned før de ulike databasene var blitt oppdatert til nyeste status. Det er mulig at problem (b) også vil forsvinne om man laster ned dataene på et senere tidspunkt. Det ser i hvert fall ut til at man, avhengig av tidspunktet for nedlasting av data, må regne med at ikke alle målinger kan kobles til en typifisert vannforekomst.
- Noen målinger blir gjennomført i vannforekomster som indikatoren ikke er definert for (eller ikke har klassegrenser for). Dette kan skyldes at vannkategorien er feil (f.eks. at indikatoren har blitt målt i en elvevannforekomst, selv om den bare er definert i innsjøvannforekomster). Også andre sider ved typifiseringa kan medføre at indikatoren ikke er definert for en gitt vannforekomst, slik som det ikke er fastsatt klassegrenser for ASPT i brepåvirka elver.
- Av statistiske grunner bør det være et absolutt minimum av 30 målinger per rapporteringsperiode. I de tilfeller der en rapporteringsperiode hadde færre datapunkt, ble disse derfor fjerna fra analysene.

2.3 Skalering

Alle indikatorer (parametere) som inngår i vannforskriften, har definerte klassegrenser. Klassegrensene definerer skillene mellom tilstandsklassene (svært dårlig – dårlig – moderat – god – svært god) samt referanseverdien og den laveste verdien for svært dårlig tilstand. Den laveste verdien for svært dårlig tilstand er ofte, men ikke alltid, den lavest mulige verdien som indikatoren kan ta. Referanseverdien er som regel lavere enn den høyeste verdien som indikatoren kan ta.

Ifølge vannforskriften transformeres indikatorenes (parameternes) absolutte indeksverdier til såkalte *normaliserte økologiske kvalitetskvotienter* eller **nEQR** (*normalised ecological quality ratios*). nEQR-verdier kan variere mellom 0 og 1, der 0 er dårligst og 1 tilsvarer referanseverdien. Transformasjonen har to trinn (figur 1a): Først *trunkeres* indeksverdiene ovenfor referanseverdien og nedenfor nedre grense for svært dårlig tilstand, og denne trunkerte indeksverdien *skaleres* til intervallet [0;1] – det resulterende tallet kalles **EQR**. Så *normaliseres* EQR på en slik måte at avstanden mellom alle klassegrensene er 0,2 – dette tallet kalles nEQR.

Trunkeringa under beregning av EQR-verdier kan skape et problem for naturindeksen, siden naturindeksen trenger ikke-trunkerte verdier for å kunne modellere usikkerheten i indeksverdiene. Under trunkering går informasjon tapt som naturindeks trenger. Også modelleringa forutsetter ikke-trunkerte tallverdier. Løsninga ligger i å endre noe på rekkefølgen av transformasjonstrinnene og utveksle dataene mellom vannmiljø og naturindeks etter normalisering, men før trunkering. Rekkefølgen bør altså endres fra «trunkering–skalering–normalisering» til «skalering–normalisering–trunkering» (figur 1).

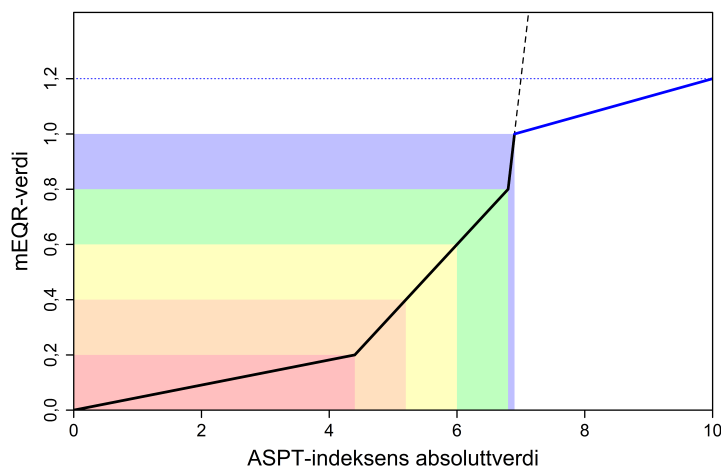


Figur 1. Beregning av nEQR med ASPT-indeksens klassegrenser som eksempel. **(a)** Vannforskriftens standardprosedyre (modifisert etter Direktoratgruppen 2018b, s. 37): I første trinn beregnes EQR-verdier gjennom trunkering og skalering; i andre trinn beregnes nEQR-verdier gjennom normalisering. **(b)** Foreslått prosedyre for å ta vare på verdier som ligger over referanseverdien: I første trinn beregnes «mEQR»-verdier gjennom skalering og normalisering; om man i andre trinn trunkerer mEQR-verdiene, ender man opp med de samme nEQR-verdiene som i standardprosedyren. Utveksling mellom vannforskriftsdata og naturindeks bør skje i form av mEQR-verdier.

Siden de trunkerte og skalerte tall heter EQR, og de normaliserte tall heter nEQR, omtaler jeg for enkelthets skyld de normaliserte og ikke-trunkerte tall som **mEQR**-verdier («m» for «modifisert» – eller som bokstaven før «n»). mEQR-verdier beregnes fra indikatorenes absolutte indeksverdier ved å *skalere* og *normalisere* indeksverdiene (figur 1b). nEQR-verdier kan i sin tur beregnes fra mEQR-verdier gjennom enkel *trunkering* til intervallet [0;1]. Sluttresultatet, dvs. nEQR-verdien, er identisk uansett rekkefølge av trinnene, dvs. uavhengig av om den beregnes via en EQR-verdi eller via en mEQR-verdi. Forskjellen ligger bare i at mellomtrinnet gir et ikke-trunkert tall som er på samme skala som en nEQR-verdi.

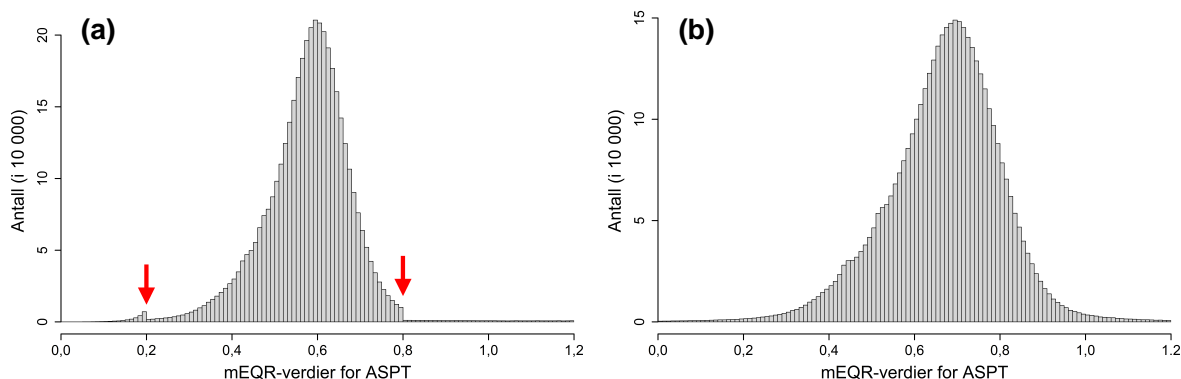
Vannforskriftens indikatorer (parametere) trunkeres under beregning av nEQR under to betingelser: hvis referanstillstanden ikke er sammenfallende med den høyest mulige indeksverdien, og/eller hvis den nedre grensen for tilstandsklassen «svært dårlig» ikke er sammenfallende med den lavest mulige indeksverdien. ASPT er et eksempel på det første: Referanseverdien (dvs. EQR = 1) er satt til en indeksverdi på 6,9, men indeksen kan ta verdier helt opp til 10 (jf. figur 1). Hvis man ekstrapolerer de overskytende verdiene basert på stigningstallet i det siste intervallet (ASPT mellom 6,8 og 6,9, tilsvarende nEQR-verdier mellom 0,8 og 1,0), ville en ASPT-indeks på 10 resultere i en ikke-trunkert mEQR-verdi på 7,2, altså mer enn det 7-dobbelte av referanstillstanden. For å unngå dette, kan man sette mEQR-skalaens maksimumsverdi til f.eks. 1,2 (se figur 1b og figur 2). Avstanden på 0,2 mellom maksimumsverdien og referanstillstanden tilsvarer avstanden mellom de øvrige klassegrensene. Siden referanseverdien på 1 dermed havner midt mellom den nedre grensa for svært god tilstand og maksimumsverdien, passer dette godt med at noen indikatorer har definert referanseverdien som mediantilstanden («midtpunktet») av referansevannforekomster.

På en tilsvarende måte kan man forhindre at mEQR-verdier blir meningsløst små, f.eks. mindre enn $-0,2$. PTI er et eksempel på en indeks som kan få negative mEQR-verdier, siden den nedre grensa for svært dårlig tilstand er satt til 4,000, mens indeksen kan få absoluttverdier helt opp til 4,767 (merk at PTI har invertert skala, dvs. høyere absoluttverdier tilsvarer lavere nEQR-verdier).



Figur 2. Skalering fra ASPT-indeksverdier til mEQR-verdier. Den tykke svarte linja beskriver skaleringa fra ASPT til nEQR, slik den følger av klassegrensene (Direktoratsgruppen 2018b). Hvis de overskytende verdiene (som ligger over referanseverdien på 6,9, men under den maksimalt mulige indeksverdien på 10) også skal skaleres, kan man bruke en rett forlengelse av den svarte linja (her gjengitt med en tynn stiplinje), men den maksimale mEQR-verdien vil i så fall bli mange ganger større enn referanseverdien. Alternativet er å skalere de overskytende verdiene slik at maksimumsverdien blir f.eks. 1,2 (tykk blå linje). Fargelegginga viser til tilstandsklassene (rød = svært dårlig, oransje = dårlig, gul = moderat, grønn = god, blå = svært god).

Et relevant spørsmål knytta til skalering er også på hvilket tidspunkt i dataflytprosessen skaleringa skal skje, spesielt om det skal skje før eller etter modelleringa (kap. 2.6). Den valgte løsinga her er å modellere mEQR-verdiene, ikke indeksenes absoluttverdier. Dette innebærer altså at verdiene må skaleres og normaliseres til mEQR-skala før modelleringa. Grunnen er «knekkpunktene» som noen av normaliseringene påfører mEQR-verdiene. I figur 2 ser man at den svarte «oversettelseslinja» fra ASPT-indeks til mEQR-skala knekker to plasser, nemlig ved 4,4 og 6,8 (klassegrensene «svært dårlig»–«dårlig» og «god»–«svært god»). Når skaleringa skjer etter modellering og ekstrapolering, vil disse knekkpunktene oversettes til hakk i den simulerte fordelinga (figur 3a). Dette kan unngås ved å skalere før modellering (figur 3b).



Figur 3. Hyppighetsfordeling av simulerte mEQR-verdier av ASPT for norske kommuner i 2019, avhengig av om skalering til mEQR-skala skjer før eller etter modellering. **(a)** Modelltilpassninga og ekstrapoleringa brukte ASPT-indeksverdier, som ble transformert til mEQR-verdier til slutt. De røde pilene viser hakkene som oppstår i fordelinga der normaliseringskurven har sine knekkpunkt. **(b)** ASPT-indeksverdier ble transformert til mEQR-verdier før modelltilpassning og ekstrapolering.

2.4 Korrigering for vanntype

For flere av vannforskriftens indikatorer (parametere) kan referansetilstanden variere sterkt mellom vannforekomster med ulike naturlige miljøforhold. For å fange opp denne naturlige variasjonen har norske vannforekomster blitt gruppert i ulike vanntyper. Typologifaktorene som brukes til denne grupperinga, varierer mellom ferskvann og kystvann. Ferskvannsforkomster blir gruppert etter økoregion, klimasone (eller høydesone), størrelse, alkalitet (eller kalkinnhold), humusinnhold (eller totalinnhold av organisk karbon, TOC) og turbiditet (tabell 3). For innsjøer brukes i tillegg dybde. Kystvannsforkomster blir gruppert etter økoregion, kysttype, salinitet, tidevannsforskjell, eksponering, miksing, oppholdstid og strømhastighet (tabell 4). En vannforekomst som har fått registrert en verdi for samtlige relevante typologifaktorer, kalles typifisert.

Vanntypene er viktig for ekstrapolering og modellering, fordi typologifaktorene inngår som forklaringsvariabler når mEQR-verdiene modelleres, slik at de i neste trinn kan brukes til å predikere mEQR-verdien til vannforekomster som er typifisert, men som det ikke foreligger målinger fra. De fleste indikatorerne i vannforskriften har ulike klassegrenser i ulike vanntyper, og/eller deres klassegrenser er bare fastsatt for enkelte vanntyper. I det første tilfellet må modellene som brukes i ekstrapoleringa inkludere de relevante typologifaktorene. I det andre tilfellet kan man ikke ekstrapolere indikatorverdier til vanntypene som indikatorens klassegrenser ikke er definert for.

Det fins imidlertid en tredje situasjon, nemlig at de målte indikatorverdiene varierer systematisk mellom ulike vanntyper, selv om den aktuelle indikatoren er definert for og har identiske klassegrenser i alle disse vanntypene. Denne variasjonen kan det også være viktig å ta høyde for i modellene som brukes i ekstrapoleringa, rett og slett for å forbedre modellenes forklaringsverdi

og prediksjonsevne. Når en vannforekomst først er typifisert, er det ikke vanskelig å ta høyde for slik variasjon. Som et eksempel kan man se for seg at 50 % av målingene i et fylke kommer fra kalkrike elver, mens bare 10 % av elvene i fylket faktisk er kalkrike. De kalkrike elvene er altså overrepresentert i utvalget, og en ukorrigert ekstrapolering fra målingene ville gi fem ganger for høy vekt til målingene i de kalkrike elvene. Ved å vekte ned disse målingene med faktor 5 vil ekstrapoleringene derimot gjenspeile den faktiske fordelinga av elvevannforekomstene.

Tabell 3. Typologifaktorer for vannforekomster i ferskvann og deres inndelinger og koder. Kodene er angitt med halvfeite typer; verdiintervallene bruker måleenheten som er angitt i siste kolonne.

Typologi-faktor	Inndeling						Måleenhet
Økoregion	E: Øst-landet	S: Sør-landet	W: Vest-landet	M: Midt-Norge	N: ytre Nord-Norge	F: indre Nord-Norge	—
Klimasone	L: < 200		M: 200–800		H: > 800		moh.
Størrelse ^(L)	1: < 0,5		2: 0,5–5,0		3: 5–50		km ²
Størrelse ^(R)	1: < 10		2: 10–100		3: 100–1 000		km ²
Alkalitet	5: < ¼	6: ¼–½	7: ½–¾	8: ¾–1	2: 1–4	3: 4–20	mg Ca
Humus	4: < 2		1: 2–5		2: 5–15		mg/l TOC
Turbiditet	1: klar		2: brepåvirka		3: leirpåvirka		—
Dybde ^(L)	1: < 3		2: 3–15		3: > 15		m

^(L) gjelder bare innsjøer (størrelse = innsjøens overflateareal)

^(R) gjelder bare elver (størrelse = nedbørsfeltets areal)

Tabell 4. Typologifaktorer for vannforekomster i kystvann og deres inndelinger og koder. Kodene er angitt med halvfeite typer; verdiintervallene bruker måleenheten som er angitt i siste kolonne.

Typologi-faktor	Inndeling						Måleenhet	
Økoregion	S: Skager-rak	N: Nord-sjøen sør	M: Nord-sjøen nord	H: Norske-havet sør	G: Norske-havet nord	B: Barents-havet	—	
Kysttype	1: åpen eksponert kyst		2: moderat eksponert kyst		3: beskytta kyst/fjord		—	
	5: sterkt ferskvannspåvirka fjord		6: oksygenfattig fjord		7: strømrikt sund			
Salinitet	1: < ½	2: ½–5	3: 5–18	4: 18–30	5: > 30	6^(S): < 25	7^(S): > 25	‰
Tidevann	1: > 1			2: ≤ 1			m	
Eksponert	1: høyt		2: moderat		3: beskytta		—	
Miksing	1: blanda		2: delvis blanda		3: lagdelt		—	
Opph.-tid	1: < 7		2: 7–30		3: > 30		d	
Strøm	1: < 0,51		2: 0,51–1,54		3: > 1,54		m / s	

^(S) gjelder bare Skagerrak

2.5 Korrigerings for overvåkingsaktivitet

Hver måling som ligger i vannmiljø, er knyttet til nøyaktig én såkalt «aktivitet». En liste over aktiviteter samt kort beskrivelse og en firebokstavers ID er tilgjengelig fra vannmiljøets nettsider (Miljødirektoratet uten år). Forklaringa som her gis på hva som menes med «aktivitet», er følgende:

«All miljøovervåking og -kartlegging har som utgangspunkt å fremskaffe tilstrekkelig kunnskap til å kunne utøve en best mulig forvaltning av naturmiljøet. Det enkelte overvåkingsprosjekt eller -program er innrettet for å oppnå mer spesifikke forvaltningsmål, f.eks. å kontrollere at avbøtende tiltak faktisk fører til forbedring i miljøtilstanden. For å sikre en best mulig utnyttelse av ressursene til overvåking av miljøtilstanden i vann, er det viktig å ha oversikt over alle pågående og avsluttede overvåkingsaktiviteter. Det gir bedre grunnlag for å samordne aktiviteter gjennom felles prøvetaking og sammenholde ferske data med resultater fra tidligere overvåking. Derfor skal alle overvåkingsdata (vannregistreringer) i Vannmiljø knyttes til en overvåkingsaktivitet. En vannregistrering kan bare tilhøre en overvåkingsaktivitet, mens en vannlokalitet kan ha mange vannregistreringer med forskjellige aktiviteter.» (Miljødirektoratet uten år)

Lista inneholder 49 aktiviteter. Av disse er f.eks. 22 relevant for målinger av ASPT (tabell 5).

Tabell 5. Oversikt over overvåkingsaktiviteter. Alle overvåkingsaktivitetene som er relevante for ASPT, er tatt med, sammen med antall målinger og vektningsskår (se tekst).

ID	Aktivitetens navn	ASPT	Skår
ANLA	Overvåking av anadrom laksefisk	7	0
ANNE	Annet	640	0
AREA	Effekter av planlagt arealbruk	121	-1
BAPO	Basisovervåking – påvirka områder	30	-1
BARE	Basisovervåking – referanseforhold	93	+3
BIOM	Overvåking av biologisk mangfold	135	0
ELVE	Elveovervåkingsprogrammet	66	0
FORS	Forsuringsovervåking	893	-2
GRUV	Overvåking av gruvepåvirka vassdrag	39	-1
KALK	Nasjonal overvåking av kalka vassdrag	749	-2
KALL	Lokal overvåking av kalka vassdrag	446	-2
KART	Kartlegging av arter	8	0
KAVE	Kartlegging av påvirkning fra vegtrafikk	44	-1
LANG	Lange tidsserier	24	0
MYFO	Myndighetspålagt forurensningsovervåking	293	-2
OEKF	Økosystemovervåking i ferskvann (ØkoFersk)	190	+3
OEKS	Økosystemovervåking i store innsjøer (ØkoStor)	7	0
PROB	Problemkartlegging	664	-3
RELV	Referanseelver	84	+3
TILT	Tiltaksorientert overvåking	2596	-2
TRUA	Overvåking av trua arter	8	0
VASS	Effekter av vassdragsinngrep	37	-1

Et av de største problemene med å bruke data fra vannmiljø til å estimere naturindeksen er at *målingene ikke nødvendigvis er representative for vannforekomstene som ikke har blitt målt*. Hvis f.eks. *samtlig*e målinger hadde kommet fra forurensningsovervåking, hadde man ikke hatt noen mulighet til å uttale seg om den gjennomsnittlige tilstanden i Norge eller i et fylke. Dette fordi forurensningsovervåking skjer helt målrettet i de vannforekomstene der man vet at forurensning er eller har vært et problem. Basert på dette utvalget av vannforekomster kan man altså ikke avlede tilstanden til vannforekomster som *ikke* er eller har vært forurensa.

En mulig løsning på dette problemet er at man vektet ulike målinger i forhold til deres representativitet. Aktiviteter som er tett knytta til at tilstanden i en vannforekomst er dårlig, vil i så fall vektet ned. Hadde man basert en beskrivelse av Norges naturindeks på disse, hadde naturindeksen *underestimert* den sanne tilstanden. Det samme gjelder selvfølgelig for aktiviteter som er tett knytta til at tilstanden i en vannforekomst er god (f.eks. referanseelver), bare at disse målingene hadde *overestimert* den gjennomsnittlige tilstanden.

Ved å gi mindre vekt til aktiviteter som er tette knytta til en spesielt dårlig (eller spesielt god) tilstand, kan man forsøke å korrigere for denne skjevheten i utvalget. Tabell 6 viser et mulig system for vekting, slik det er brukt i dette prosjektet, der skår fra -3 til +3 representerer avviket fra et representativt utvalg. En skår på 0 representerer minst avvik og vil dermed få høyest vekting. Skår på -3 og +3 representerer maksimal avvik og vil få lavest vekting.

Oppdragsgiver har bidratt med en tentativ vekting av overvåkingsaktivitetene som er relevante for ASPT (kolonnen «Skår» i tabell 5). Det er disse skårene som er brukt i prosjektets analyser. Det er viktig å påpeke at disse skårene er tentative. Det er ikke gjort noe forsøk på å teste skårene (det er ikke mulig basert utelukkende på data fra vannmiljø, nettopp fordi det krever et tilfeldig utvalg av vannforekomster, noe vannmiljø ikke er). Videre er de samme skårene brukt for alle indikatorer, selv om man ideelt sett burde skåre representativiteten av en overvåkingsaktivitet adskilt for ulike påvirkningsfaktorer (forsuring, eutrofiering, hydromorfologi). Dette fordi f.eks. data fra forsuringsovervåking vil kunne gi et skjevt bilde av vannforekomstenes forsuringstilstand (gitt at denne aktiviteten konsentrerer seg om vannforekomster som man vet eller antar er eller har vært forsura), men ikke nødvendigvis av vannforekomstenes eutrofieringstilstand.

Tabell 6. Forslag til skåring av ulike overvåkingsaktiviteter i henhold til målingenes representativitet for vannforekomsten.

Skår	Definisjon
-3	Aktiviteten utføres <i>nettopp fordi og bare så lenge</i> vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt dårlig, og avsluttes hvis eller når tilstanden har blitt bedre
-2	Aktiviteten utføres fordi vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt dårlig, men videreføres også etter at tilstanden eventuelt har blitt bedre
-1	Aktiviteten utføres pga. en kjent påvirkning, men vannforekomstens økologiske tilstand er ikke nødvendigvis sterkt korrelert med denne påvirkning
0	Aktiviteten utføres uavhengig av vannforekomstens antatte økologiske tilstand
+1	[Antagelig fins det ikke noen «positiv motpart» til -1]
+2	Aktiviteten utføres fordi vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt god, men videreføres også etter at tilstanden eventuelt har blitt dårligere
+3	Aktiviteten utføres <i>nettopp fordi og bare så lenge</i> vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt god, og avsluttes hvis eller når tilstanden har blitt dårligere

Skåren s blir oversatt til en vekt v ved hjelp av følgende ligning:

$$v = a^{-|s|}, \quad (1)$$

der a er en vektingsfaktor. Ved $a = 10$ vil f.eks. aktiviteter med skår -1 eller $+1$ få ti ganger lavere vekt enn de mest representative aktiviteter (skår 0). Ulike vektingsfaktorer har blitt prøvd ut i dette prosjektet (2, 5, 10), og de fleste resultater rapporteres for en vekting med $a = 5$. Ved denne vekting får aktiviteter 5 ganger lavere vekt når de har en skår på ± 1 ; 25 ganger lavere vekt når de har en skår på ± 2 ; og 125 ganger lavere vekt når de har en skår på ± 3 .

2.6 Modellering av indikatorverdiene

For å predikere mEQR-verdier i vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra, trenger man først en modell å predikere ut fra. Det er brukt lineære regresjonsmodeller til dette formål. Som kovariater (forklaringsvariabler) er det utelukkende brukt tid, typologifaktorer og overvåkingsaktiviteter.

Tid er gjort om til to variabler, nemlig (1) rapporteringsperiode for naturindeks (1981–1990, 1991–2000, 2001–2010, 2011–2014, 2015–2019, definert som klassevariabler) og (2) antall år før rapporteringsåret (1990, 2000, 2010, 2014, 2019). Eksempelvis er altså året 1996 kodet som å ligge i første rapporteringsperiode, 4 år før rapporteringsåret. Ved å dele opp årstall på denne måten, får man (a) separate estimater for gjennomsnittlig tilstand i en rapporteringsperiode og (b) estimater for trender innafor hver rapporteringsperiode. Modellen inkluderer interaksjonen mellom disse to variablene, som betyr at innen-periode-trendene kan variere uavhengig av hverandre. Tallverdiene som rapporteres, er alltid for periodens siste år.

Modelleringa begynner med en fullt parameterisert modell (som inkluderer alle typologifaktorer). Det brukes modellseleksjon for å forenkle modellen mest mulig. Forenkling vil si at det gjennomføres tester for om enkelte (eller alle) typologifaktorer kan droppes fra modellen. Eksempelvis begynner modellen med å gi separate estimater for alle tre klimasoner (lavland, skog, fjell), men tester om nabosonene kan slås sammen uten at modellen blir dårligere (enten lavland+skog kontra fjell eller lavland kontra skog+fjell). Hvis alle tre klimasonene kan slås sammen, betyr det at klimasone ikke har noen effekt på mEQR-verdiene, slik at denne typologifaktoren kan droppes helt fra modellen. Tilsvarende forenkles overvåkingsaktiviteter ved å slå sammen de aktivitetene som har gitt lignende mEQR-verdier.

Ordinale og nominale variabler behandles ulikt, ved at ordinale variabler bare kan forenkles ved å slå sammen naboverdier (f.eks. lavland+skog kontra fjell, men ikke lavland+fjell kontra skog), mens nominale variabler kan forenkles ved å slå sammen vilkårlige verdier. Klimasone, størrelse, alkalitet, humusinnhold og dybde er behandla som ordinale variabler, likeså samtlige typologifaktorer for kystvann. Overvåkingsaktivitet og turbiditet er behandla som nominale variabler. Tidsvariablene inngår ikke i forenklinga i det hele tatt, dvs. beholdes uendra.

Modellseleksjon er basert på det informasjonsteoretiske kriteriet AIC (Akaike's informasjonskriterium; Akaike 1973). Generelt kan man si at en modell er bedre, jo lavere AIC-verdi den får; men ved omtrent samme AIC-verdi (innafor 2 AIC-enheter) bør man foretrekke den enklere modellen (dvs. den med færre parametere; Burnham og Anderson 2002). En forenkla modell betraktes altså som bedre enn det mer kompliserte alternativet hvis den har en AIC-verdi som er mindre eller maksimalt 2 enheter større enn AIC-verdien til alternativmodellen. Modellseleksjonen ble automatisert, dvs. det er skrevet et R-program (R Core Team 2017) som leter seg frem til den beste modellen ved iterativt å teste startmodellen mot forenkla versjoner. Optimaliseringa avsluttes når alle ytterligere forenklinger hadde resultert i en dårligere modell (dvs. en økning på mer enn 2 AIC-enheter), eller når alle kovariater (unntatt tid) har blitt droppa.

3 Geografisk oppskalering

Den geografiske oppskaleringa fra vannforskriftens punktmålinger til arealdekkende administrative enheter som kommuner eller fylker omfatter opptil tre trinn:

- 1) Tilordning av mEQR-verdier til alle vannforekomster som indikatoren er definert for, noe som innebærer ekstrapolering til vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra. Metoden beskrives i kapittel 3.1.
- 2) Beregning av et gjennomsnitt for vannforekomstene som ligger i de valgte administrative enhetene. Dette gjennomsnittet kan være uvekta eller vekta. Ulike forslag til vektning for vannforekomstenes størrelse presenteres i kapittel 3.2.
- 3) Noen indikatorer kan brukes i to ulike vannkategorier (innsjø og elv) som hører til samme hovedøkosystem. Kapittel 3.3 forklarer hvordan disse kan kombineres.

3.1 Tilordning av mEQR-verdier til vannforekomster

I det første trinnet av oppskaleringa får hver vannforekomst tilordna en mEQR-verdi for hvert rapporteringsår av naturindeksen. Hvis indikatoren bare er definert for visse vanntyper, er det bare vannforekomster av disse vanntypene som det ekstrapoleres til.

For å kvantifisere usikkerheten er det ikke nok å estimere eller predikere mEQR-verdien for hver vannforekomst, man må også simulere sannsynlige avvik fra den estimerte eller predikerte verdien. Det er her brukt 10 000 simuleringer for hver modell. I dette trinnet må vannforekomster behandles ulikt, avhengig av om det foreligger målinger fra dem eller ikke:

- For en vannforekomst som det *foreligger* målinger fra, blir simuleringa basert på *konfidensintervallene* for *estimatet* for denne vannforekomsten. På grunn av naturlig variasjon og målefeil vil en gitt måling ikke nødvendigvis representere den underliggende, «sanne» verdien. Et 50 %-konfidensintervall inneholder den aktuelle vannforekomstens sanne mEQR med en sannsynlighet på 50 %.
- For en vannforekomst som det *ikke* foreligger målinger fra, blir simuleringa basert på *prediksjonsintervaller* fra den beste *modellen*. Modellen (kapittel 2.6) beskriver hvordan mEQR-verdiene varierer med vannforekomstets typologi, noe som kan brukes til å predikere mEQR-verdier for vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra, og til å beregne prediksjonsintervaller. Et 50 %-prediksjonsintervall inneholder den sanne mEQR-verdien til vannforekomster som ikke inngikk i modelltilpasninga, med en sannsynlighet på 50 %. Det kvantifiserer altså forenkla sagt ikke bare usikkerheten knytta til estimering av modellparameterne, men også usikkerheten knytta til estimatenes overførbarhet til andre vannforekomster. Prediksjonsintervaller er derfor nødvendigvis videre enn konfidensintervaller.

For modeller som bare inneholder typologifaktorer som kovariater, er simuleringa kun relevant for kvantifisering av usikkerheten. Indikatorens forventningsverdi for en vannforekomst kan beregnes også uten simuleringer. Dette gjelder imidlertid ikke for modeller som (også) inneholder overvåkingsaktivitet som kovariat. Vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra, kan jo ikke knyttes til noen overvåkingsaktivitet (siden de ikke er overvåka i det hele tatt). Dermed kan man heller ikke predikere tilstanden i ukjente vannforekomster basert på modellestimatene alene.

Prediksjon er bare mulig når den ikke-målte vannforekomsten kan skåres for alle kovariater som har inngått i modellen. For overvåkingsaktiviteter kan dette gjøres gjennom simuleringer, ved å tilordne alle ikke-målte vannforekomster hver sin «imaginære» overvåkingsaktivitet på ren slump, og gjenta denne prosessen mange (f.eks. 10 000) ganger. Forventningsverdien blir da beregna som medianverdien for simuleringene.

Vektingsfaktoren fra ligning 1 (side 19) kan brukes for å angi sannsynligheten for at en gitt vannforekomst tilordnes den respektive overvåkingsaktiviteten. På denne måten kan vektingsfaktoren bestemme *andelen* av vannforekomstene som blir tilordna de ulike aktivitetene, mens det blir randomisert *hvilke* vannforekomster som «tilhører» hvilken overvåkingsaktivitet i hver simuleringsrunde.

3.2 Vekting for vannforekomstenes størrelse

Det er nærliggende at størrelsen til en vannforekomst bør ha betydning for hvor mye den bidrar til naturindeksen. Samtidig ville det ha vært uheldig om verdien i naturindeksen domineres totalt av én størrelsesklasse av vannforekomster, mens tilstanden til de andre vannforekomstene fullstendig «drukner» i gjennomsnittsverdien. Ved uvekta gjennomsnitt over alle vannforekomster kunne man se for seg at det store antallet små vannforekomster «overdøver» verdiene som er målt i de få store vannforekomstene. Hvis man derimot vekter gjennomsnittet for størrelsen (f.eks. arealet), kunne man tenke seg å ende opp med den motsatte situasjonen, dvs. at gjennomsnittsverdien domineres av noen få veldig store vannforekomster, mens de mange små vannforekomstene nesten ikke teller. Målet bør altså være at alle størrelsesklasser av vannforekomster bidrar til den gjennomsnittlige indeksverdien.

I motsetning til elve- og kystvannforekomster er innsjøvannforekomster entydig og objektivt avgrensbare. Derfor vil tematikken her behandles adskilt for disse tre vannkategoriene.

Vekting for størrelse av innsjøvannforekomster

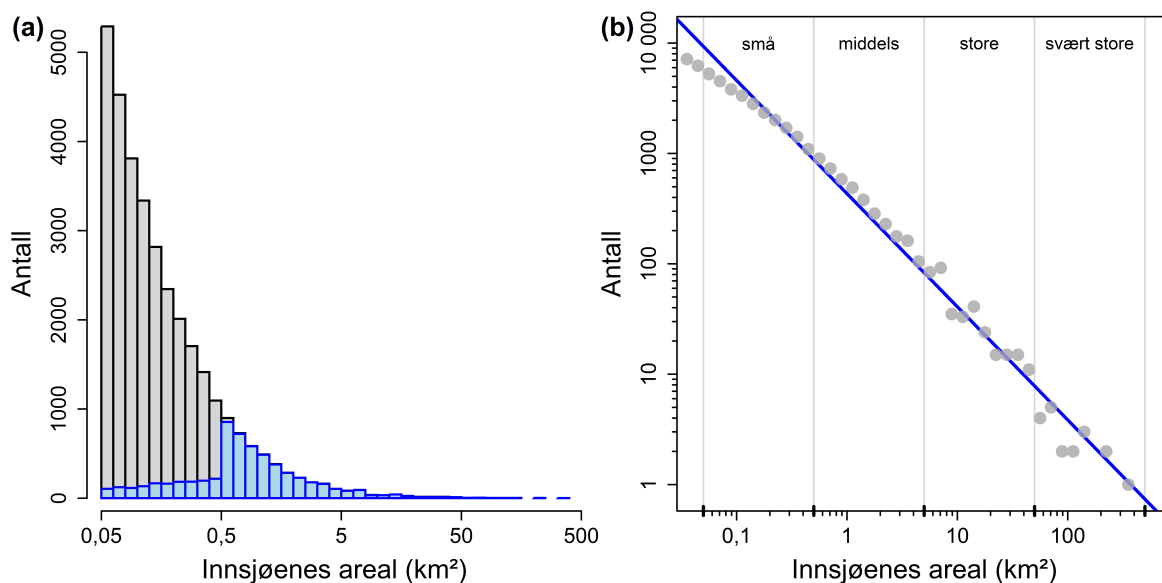
På grunn av sin nokså entydige avgrensning kan størrelsen til innsjøvannforekomster angis som deres areal (flateinnhold). De mest nærliggende måtene å vekte innsjøer er dermed (a) lik vekt eller (b) vekting for areal, men man kan også se for seg andre muligheter:

- ingen vekting (= areal^{0/2})
- diameter (= areal^{1/2})
- areal (= areal^{2/2})
- volum (= areal^{3/2})

Diameter og volum er i denne sammenheng ikke ment som reelle mål, men som «idealisererte» verdier basert på arealet.

For å besvare spørsmålet hva som blir den beste vektinga, brukes her NVEs innsjødatabase, som inneholder arealet for 260 544 norske innsjøer (NVE 2018), og vann-netts størrelsestypifisering av 6 424 innsjøvannforekomster (Miljødirektoratet og NVE 2018). Det viste seg at nesten 5 % (307) av innsjøene i vann-nett har fått tildelt en størrelsesklasse som ikke stemmer overens med flateinnholdene fra innsjødatabasen. Én innsjø (Totak, 37 km²) er typifisert som to størrelsesklasser for liten, 81 som én klasse for liten, 218 som én klasse for stor og 7 som to klasser for stor. For disse innsjøene har størrelsesklassene blitt justert i forkant av analysene, slik at de er i overensstemmelse med innsjødatabasen.

Når man ser på størrelsesfordelinga av innsjøer (figur 4), er det best å bruke en dobbellogaritmisk graf (figur 4b). Sammenhengen mellom areal og antall blir her tilnærma lineær med et stignings-tall på nokså nøyaktig 1 ($b = 1,03 \pm 0,02$, $r^2 = 0,99$). Dette betyr at det samla arealet i alle størrelsesklasser er (tilnærma) uavhengig av hvilken størrelsesklasse det er snakk om. Slike sammenhenger finner man ikke bare i Norge, men i mange nasjonale og globale datasett (Meybeck 1978; Cael og Seekell 2017; Steele og Heffernan 2017). Denne fordelinga er antagelig en naturlov som følger av innsjøers fraktale natur og innebærer at størrelsesfordelinga på innsjøer er (tilnærma) skaleringsuavhengig (Seekell mfl. 2013; Seekell 2018). Relevansen i herværende sammenheng er at det samla arealet for de ulike størrelsesklassene er omtrent i samme størrelsesorden (tabell 7).



Figur 4. Størrelsesfordeling av norske innsjøer med et areal på minst 5 hektar, basert på data fra innsjø-databasen (NVE 2018), som **(a)** histogram med logaritmisk x-akse og **(b)** dobbellogaritmisk graf. Størrelsesklassene (små–svært store) følger vann-nett. Oppløsninga er på 10 stolper/punkt per størrelsesklasse. I graf (a) er andelen av innsjøene som er typifisert i vann-nett (Miljødirektoratet 2018), vist i blått. I graf (b) er regresjonslinja vist i blått.

Tabell 7. Størrelsesfordeling av innsjøer i Norge.

Størrelses-klasse ^a	Areal ^b (km ²)	Samla areal ^c (km ²)	Totalt antall innsjøer ^c	Antall typifiserte vannforekomster ^d
Svært store	50–500	2 041	18	22
Store	5–50	4 438	361	353
Middels	0,5–5	5 172	4 041	3 996
Små	0,05–0,5	4 049	28 335	1 581
Svært små	0,005–0,05	1 920	128 864	407
«Knøtt små»	< 0,005	> 336	> 98 914	32

^a Størrelsesklassene er basert på vannforskrift-veileder 1 (Direktoratsgruppen 2018a, s. 16) – bortsett fra at veilederens størrelsesklasse «små» (dvs. < 0,5 km²) her er delt i tre.

^b Størrelsesintervallene er høyreåpne, dvs. de nedre/øvre grensene er hhv. inkludert/ekskludert.

^c Samla areal og totalt antall innsjøer er basert på innsjødatabasen (NVE 2018). Denne er bare komplett for innsjøer med et areal på minst 0,0025 km². Talla i den siste raden er derfor minimumsverdier.

^d Antall typifiserte vannforekomster er basert på vann-nett – bortsett fra 307 vannforekomster med feilaktig størrelsesklasse, som her har blitt korrigert vha. innsjødatabasen (se s. 21).

Det er noen avvik mellom tabellens to siste kolonner:

- At det er flere *svært store* innsjøer blant de typifiserte vannforekomstene (22) enn i innsjø-databasen (18), skyldes det faktum at tre av disse er hovedsakelig svenske innsjøer med en liten norsk arealandel (Sijdasjávrrre, Överuman og Store Le); og at innsjødatabasen behandler Blåsjø (81 km²) som tre innsjøer, som alle havner i størrelsesklassen «stor» (Oddatjørn, Førrevatn og Storvatn). I analysene brukes vann-netts størrelsestypifisering for disse fire innsjøene, siden det er den totale størrelsen til en innsjø som er økologisk relevant.
- Avvikene for *store* og *mellomstore* innsjøer skyldes i all hovedsak to forhold: enten at noen vannforekomster er delt opp i innsjødatabasen, men ikke i vann-nett; eller at de er ført som innsjøer i innsjødatabasen, men som elve- eller kystvannforekomster i vann-nett (hvis de har et areal rundt 50 hektar resp. har direkte forbindelse til havet). Slike avvik berører bare ca. 2 % av de store og 1 % av de mellomstore innsjøene. Typifiserte vannforekomster utgjør altså et nesten fullstendig, og i hvert fall representativt, utvalg av Norges innsjøer i disse størrelsesklassene.
- For *små* vannforekomster representerer derimot vann-nett et svært ufullstendig utvalg, ved at bare 6 % av de eksisterende innsjøene mellom 5 og 50 hektar, og under 1 % av innsjøene som er enda mindre, har blitt typifisert (se også figur 4a). Dette er fordi innsjøer under 50 hektar bare unntaksvis defineres som egne vannforekomster; vanligvis behandles de som en del av de relevante elvevannforekomstene (Direktoratsgruppen 2018a, s. 13).

Disse funnene tilsier at man får et mest representativt bilde av innsjøvannforekomster i Norge hvis man ved beregning av en gjennomsnittlig tilstand vektet de ulike innsjøene med deres areal. Dette begrunnes på følgende måte:

- 1) Størrelsesklassene får nokså lik samla vekt. For eksempel får mellomstore innsjøer ca. 1,2 ganger så stor vekt som de store (5 172 / 4 438; jf. tabell 7). Uten vekting hadde de mellomstore innsjøene fått 11 ganger så stor vekt som de store (4 041 / 361). Ved vekting med (idealisert) diameter hadde de mellomstore innsjøene fremdeles fått 3,6 ganger så stor vekt som de store (4 346 / 1 201), og ved vekting med (idealisert) volum hadde de store innsjøene fått 2,7 ganger så stor vekt som de mellomstore (18 431 / 6 858). Av disse alternativene gir altså vekting med areal det jevneste resultatet. Riktignok får store innsjøer 2,2 ganger så stor vekt som svært store (4 438 / 2 041), men dette skyldes det faktum at størrelsesfordelinga av norske innsjøer ikke strekker seg helt til intervallgrensa på 500 km² (dvs. svært store innsjøer er fra naturens side underrepresentert i Norge). Uten vekting hadde dessuten de store innsjøene fått 20 ganger så stor vekt som de svært store (361 / 18), som hadde vært enda skjevare.
- 2) Et alternativ til vekting med innsjøenes *reelle* areal hadde vært vekting med *størrelsesklassenes* gjennomsnittlige (eller mediane) areal. Når dette alternativet ikke er valgt, er det fordi det kan gi merkelige og vilkårlige utslag, ved at en innsjø på 5,1 km² ville ha fått 10 ganger så stor vekt som en innsjø på 4,9 km².
- 3) Vekting ved flateinnhold er også det prinsippet som ellers følges i naturindeks-sammenheng (Certain mfl. 2011; Pedersen og Nybø 2015).

Siden den minste størrelsesklassen (små innsjøer) er dårlig representert blant typifiserte vannforekomster, ville disse få en for liten vekt. Det foreslås derfor at vekten for disse settes til den øvre arealgrensa for størrelsesklassen (0,5 km²) heller enn til vannforekomstenes reelle areal.

Selv med vekting for areal vil man kunne forvente enkelte merkelige utslag f.eks. for de få kommunene som rommer en svært stor innsjø, der denne antagelig vil dominere gjennomsnittet. Dette vil for det første jevne seg ut på høyere nivåer (fylke, landsdel, land). For det andre utgjør det likevel en mindre grad av skjevhet enn et uvekta gjennomsnitt, som ville gi merkelige utslag i alle resterende kommuner (samt fylker osv.).

Vekting for størrelse av elvevannforekomster

Lignende overveielser om vekting for størrelse kan gjøres for elve- og kystvannforekomster. Problemet er at ingen av disse er like tydelig avgrensa fra naturens side som en innsjøforekomst. Derfor er det i prosjektets analyser ikke foretatt vekting av elve- og kystvannforekomster. Slik vekting hadde likevel vært mulig, og de følgende avsnittene beskriver de mest nærliggende alternativene.

Relevante størrelsesmål for elvevannforekomster kunne være elvestrekning (i km) eller nedbørsfelt (i km²). Skulle vekting ta utgangspunkt i *nedbørsfeltets areal*, er det to muligheter: enten å bruke (a) det totale nedbørsfeltet til en gitt elvevannforekomst, eller (b) bare den andelen av nedbørsfeltet som er unik for elvevannforekomsten. Det siste betyr at nedbørsfeltet til elvevannforekomster som ligger oppstrøms, må trekkes fra. Variant (a) har den fordelen at den er mer intuitiv (siden det åpenbart er hele nedbørsfeltet som påvirker tilstanden i elvevannforekomsten), men den ulempen at elveavsnitt som ligger nedstrøms nødvendigvis får større vekt, uansett hvor lange de er. Tilsvarende forholder det seg motsatt for variant (b). Størrelsestypifisering av elvevannforekomster i vann-nett tar utgangspunkt i variant (b)

Elvestrekningas lengde er muligens et mer naturlig mål enn nedbørsfelt, siden bare en liten brøkdel av nedbørsfeltenes areal faktisk består av overflatevann. Dessverre har de nødvendige data for denne formen for vekting ikke vært tilgjengelig fra åpne databaser (og lengdedataene som er tilgjengelig kunne ikke kobles mot vannforekomst-id). Det har ikke vært noen del av dette prosjektet å lage et slikt datasett, men gitt at de nødvendige data blir gjort tilgjengelig (f.eks. av NVE), er vekting av elvevannforekomster selvfølgelig like gjennomførbart som for innsjøvannforekomster.

Vekting for størrelse av kystvannforekomster

For kystvannforekomster kunne vekting ta utgangspunkt i areal (i km²) eller kyststrekning (i km). Av disse er areal i utgangspunktet det mest nærliggende. Problemet med angivelse av arealet til en kystvannforekomst er at avgrensninga mot åpent hav er vilkårlig. Riktignok er avgrensninga *standardisert* (nemlig til én nautisk mil utafor grunnlinja, se Direktoratgruppen 2018a, s. 7). Standardisering gjør ikke avgrensninga mindre vilkårlig, men den gjør likevel arealangivelser sammenlignbare. Med dette utgangspunkt er vekting for areal å foretrekke fremfor uvekta gjennomsnitt, slik at ikke veldig små kystvannforekomster får unaturlig mye vekt. Dessverre har heller ikke kystvannforekomstenes areal vært tilgjengelig fra åpne databaser, slik at analysene her ikke har brukt vekting.

3.3 Aggregering av ulike vannkategorier

Dette siste trinnet i oppskaleringa er bare relevant for enkelte av vannforskriftens indikatorer (parametere), nemlig de som kan brukes i både innsjø- og elvevannforekomster. Av indikatorene som ble testa her, gjelder dette bare for Raddum1. Modelltilpasninga bør skje uavhengig for vannkategoriene (innsjø og elv), siden miljøforholdene kan forventes å være for ulike i disse. Dermed må også ekstrapoleringa skje adskilt for de to vannkategoriene. Kombinasjonene av verdiene må altså skje helt til slutt, etter at hver geografiske enhet (kommune, fylke e.l.) har fått sine predikerte og/eller simulerte mEQR-verdier.

Det foreslås her å slå sammen innsjø- og elveverdiene ved enkel, uvekta gjennomsnitt. For det første kan begge vannkategoriene ses på som like viktige komponenter av hovedøkosystemet ferskvann. For det andre er det vanskelig å se for seg en felles målestokk for vekting, siden areal og lengde har helt ulike betydning for en innsjø og en elvestrekning. Dermed er det uvekta gjennomsnitt som er brukt her.

4 Resultater

4.1 Datatilfang

For hver av de fire indikatorene som ble undersøkt, inneholdt vannmiljø-basen flere tusen datapunkt, hvorav mellom 30 % og 97 % kunne brukes til modellering og ekstrapolering. Tabell 8 gir en samla oversikt over dette tallmaterialet, mens fremgangsmåten beskrives mer detaljert for indikatoren med flest målinger, nemlig ASPT. Det forelå 9 013 målinger av ASPT. Av ulike grunner måtte 227 (3 %) av disse forkastes:

- 12 målinger lå utafør indikatorens verdiområde. Slik ASPT er definert, kan indeksverdiene bare ligge mellom 0 og 10. Verdier utafør dette intervallet må nødvendigvis være målt feil eller rapportert feil. De 12 ekskluderte målingene hadde ASPT-verdier fra 11 til 18. I tillegg til disse 12 ble ytterligere 42 målinger ekskludert, som ble rapportert inn av samme oppdragstaker med samme prøvetakingsdato.
- 137 målinger hadde en vannforekomst-id som ikke var ført opp i vann-netts liste over typifiserte vannforekomster.
- 69 målinger var blitt foretatt i innsjø- eller kystvannforekomster. Siden det bare er fastsatt klassegrenser for ASPT i elver, ble også disse målingene ekskludert.
- 17 ASPT-målinger foretatt i brepåvirka turbide elver, som klassegrensene for ASPT heller ikke kan anvendes på.
- Hvis det var færre enn 30 datapunkt i en rapporteringsperiode, ble denne rapporteringsperioden tatt ut av de resterende analysene. Dette var ikke tilfellet for ASPT.

Tabell 8. Oversikt over datatilfanget for de ulike indikatorene.

Mål	ASPT	Raddum1	PTI	MBH
Målinger i vannmiljø	9 013	7 045	5 724	4 946
Ekskluderte målinger	227	4 897	2 123	946
pga. feil måleverdi	54	0	26	13
pga. ukjent vannforekomst	137	205	112	648
pga. feil vannkategori	69	5	98	0
pga. feil vanntype	17	4 682	1 887	285
pga. for få data i en periode	0	5	0	0
Andel målinger som ble forkasta	3 %	70 %	37 %	19 %
Gjenstående målinger	8 736	2 148	3 601	4 000
Antall vannlokaliteter	3 128	592	267	1 514
Antall vannforekomster	1 903	384	240	401
Tidsrom	1984–2019	2002–2019	2001–2018	1981–2019
Totalt antall relevante vannforekomster	19 298	9 033	5 775	2 031
Andel av relevante vannforekomster med målinger	10 %	4 %	4 %	20 %

Etter at disse målingene var fjerna, stod man fremdeles igjen med 8 736 målinger, som fordelte seg over 3 128 ulike vannlokaliteter og 1 903 ulike vannforekomster i alle fylker (tabell 9). Dermed forelå det målinger for 10 % av de relevante vannforekomstene (dvs. alle typifiserte vannforekomster som ASPT er definert for). Antall målinger per rapporteringsperiode viste en sterk økning fra bare 40 på 1990-tallet til mer enn det hundredobbelte for perioden 2015–19 (tabell 10).

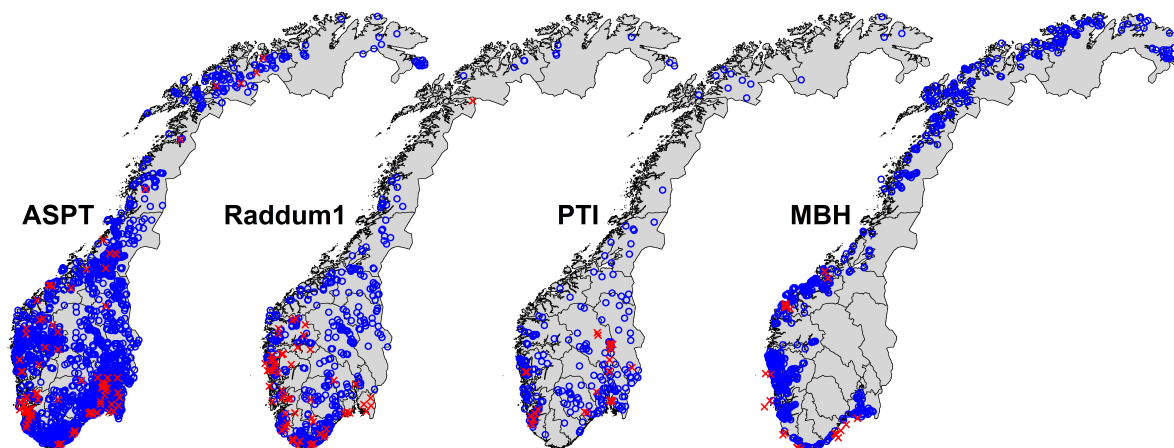
Den geografiske dekninga av indikatorene var nokså god, om enn ikke helt jevnt fordelt (figur 5, tabell 9). For samtlige av de fire indikatorer forelå målinger fra alle fylker (alle kystfylker for MBHs vedkommende), men dekninga var gjennomgående lavest i Nord-Norge.

Tabell 9. Antall målinger av de ulike indikatorene fordelt over fylkene.

Fylke	ASPT	Raddum1	PTI	MBH
Østfold	724	4	488	439
Akershus	1 060	8	417	36
Oslo	476	16	12	12
Hedmark	360	75	439	—
Oppland	614	71	501	—
Buskerud	421	32	244	77
Vestfold	272	21	269	504
Telemark	569	188	203	19
Aust-Agder	612	628	44	235
Vest-Agder	775	533	22	323
Rogaland	889	112	541	271
Hordaland	545	81	363	1 289
Sogn og Fjordane	913	233	236	163
Møre og Romsdal	167	122	36	439
Sør-Trøndelag	517	98	190	102
Nord-Trøndelag	294	17	116	56
Nordland	163	19	10	326
Troms	160	16	111	191
Finnmark	50	6	36	204

Tabell 10. Antall målinger av de ulike indikatorene fordelt over naturindeksens rapporteringsperioder.

Rapporteringsperiode	ASPT	Raddum1	PTI	MBH
1981–1990	40	0	0	424
1991–2000	132	0	0	929
2001–2010	1 258	577	33	740
2011–2014	2 965	887	891	845
2015–2019	4 341	684	2 677	1 062



Figur 5. Målinger av de analyserte indikatorene i vannmiljø. Blå sirkler: målinger som er brukt i analysene; røde kryss: målinger som ikke er brukt, bl.a. fordi de ikke kunne knyttes til typifiserte vannforekomster.

4.2 Betydning av vanntyper og overvåkingsaktiviteter

Som skissert i kapittel 2.4, kan man forvente at målinger av en indikator varierer mellom ulike vanntyper og mellom ulike overvåkingsaktiviteter. For å teste denne hypotesen, kan man sammenligne modeller som tar høyde for disse forklaringsvariablene med modeller som ikke tar høyde for dem. Som man ser fra tabell 11, var modellene som inkluderte både vanntype og overvåkingsaktivitet helt overlegne. For de tre ferskvannsindikatorene var den forklarte variasjonen (R^2) til disse modellene jevnt over 30 %, og målt i AIC var ikke de øvrige modellene i nærheten når det gjelder informasjonsinnhold.

Rangeringa av modellene etter kvalitet var den samme for de tre ferskvannsindikatorene (ASPT, Raddum1 og PTI): Modellene med vanntyper og overvåkingsaktivitet var best, etterfulgt av modellene som kun tok høyde for overvåkingsaktivitet (og ignorerte vanntyper), og av modellene

Tabell 11. Kvaliteten for ulike type modeller, angitt som determinasjonskoeffisient (R^2) og som ΔAIC . Jo større R^2 , desto større andel av variansen i dataene er forklart av modellen. Jo lavere AIC, desto bedre informasjonsteoretisk kvalitet har modellen (her angitt som ΔAIC , dvs. som avvik fra den beste modellen, som dermed selv får en ΔAIC på 0; modeller med en $\Delta AIC > 10$ anses som vesentlig dårligere enn den beste modellen). Alle modeller inneholder tid som forklaringsvariabel. (For å få sammenlignbare AIC-verdier, er disse basert på modeller som ikke ble vekta for aktivitet, selv for modeller som inkluderte aktivitet. For Raddum1 er modellene for elver gjengitt.)

Modell	ASPT		Raddum1		PTI		MBH	
	R^2	ΔAIC	R^2	ΔAIC	R^2	ΔAIC	R^2	ΔAIC
Ingen forklaringsvariabler	0,038	1 543	0,064	313	0,025	977	0,044	306
Kun vanntype	0,132	662	0,081	286	0,104	688	0,103	62
Kun overvåkingsaktivitet	0,231	759	0,306	64	0,392	326	0,089	159
Vanntype + overvåkingsaktivitet	0,426	0	0,321	0	0,457	0	0,116	0

som kun tok høyde for vanntype (og ignorerte overvåkingsaktiviteter). Modellene uten forklaringsvariabler var ikke overraskende dårligst. Siden de tok høyde for forskjellene mellom rapporteringsperiodene, var likevel deres forklarte varians større enn null.

Modellstrukturen var naturlig nok svært forskjellig for de ulike indikatorene, som vist i tabell 12 for vanntyper og i tabell 13 for overvåkingsaktiviteter. For ASPT og PTI viste fem av typologifaktorene seg å være vesentlige for å fange opp variasjonen mellom målingene. For Raddum1 i elver var derimot kun én typologifaktor relevant (alkalitet).

Tabell 12. Parameteriseringa av vanntyper i den beste modellen. Bokstaver og tall er forklart i tabell 3. Bokstaver/tall som står samla i en gruppe, har så like parameterestimer at de er slått sammen i den beste modellen. Når (grupper av) bokstaver/tall er adskilt gjennom en lodrett strek, indikerer dette derimot at deres indeksverdier er forskjellige. Økoregioner ble ikke testa for forskjeller.

Typologifaktor	ASPT	Raddum1 (elv)	Raddum1 (innsjø)	PTI
Klimasone	L MH	LMH	L MH	L M H
Størrelse	12 3 4 5	12345	12 34	1 2 34
Alkalitet	5678 2 3 4	56 2	2	682 34
Humusinnhold	41 2 3	41	1	41 2
Turbiditet	1 3	1	1	1
Dybde	—	—	2 3	12 3

Tabell 13. Parameteriseringa av overvåkingsaktiviteter i den beste modellen. Forkortelsene av aktivitetene er forklart i tabell 5. Aktiviteter som er forbundet med plusstegn, har så like parameterestimer at de er slått sammen i den beste modellen. Estimaten (\pm standardfeil) er angitt relativt til aktiviteten(e) med det laveste estimatet, som derfor er lik null.

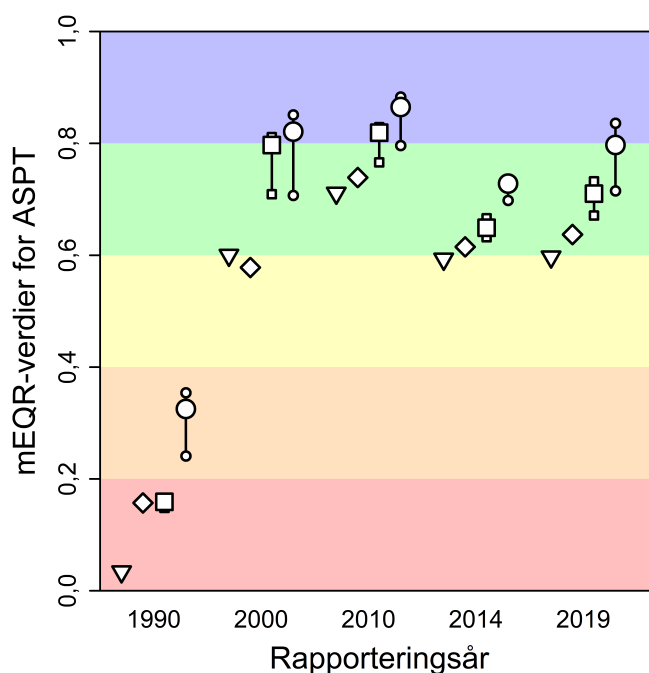
Indikator	Beste modell for overvåkingsaktiviteter	Estimat
ASPT	DRIK + FORS + KART + KAVE	0
	AREA + KALK + OEKF	0,083 \pm 0,015
	BAPO + BARE + GRUV + KALL + MYFO + TILT + VASS	0,189 \pm 0,013
	ANNE + PROB + TRUA	0,237 \pm 0,013
	BIOM	0,264 \pm 0,014
	ANLA + ELVE + RELV	0,326 \pm 0,015
	LANG	0,501 \pm 0,016
Raddum1 (elv)	AREA + BARE	0
	KALK + TILT	0,129 \pm 0,010
	ANLA + ANNE + ELVE + FORS + KALL + KART + KAVE + LANG + MYFO + OEKF + PROB + VASS	0,407 \pm 0,016
	BIOM + DRIK + GRUV + RELV	0,462 \pm 0,020
Raddum1 (innsjø)	ANNE + ELVE + FORS + KART + PROB	0
	OEKS + TILT	0,202 \pm 0,059
	BAPO + BARE + KALL + KAVE + OEKF	0,411 \pm 0,074
	GRUV + KALK	0,665 \pm 0,089
PTI	AREA + FORS + LANG	0
	ANNE + BAPO + TILT	0,106 \pm 0,014
	BARE + DRIK + OEKF + OEKS + PROB	0,266 \pm 0,011
MBH	ANNE + FOSJ + PROB + TILT	0
	LANG + MOMC + MYFO + OEKK	0,046 \pm 0,013
	KYST	0,137 \pm 0,014

Når det gjelder overvåkingsaktivitet (tabell 13), utmerka ASPT seg med sju ulike (grupper av) aktiviteter som hadde til dels svært forskjellige mEQR-verdier. Hos de øvrige indikatorene hadde den beste modellen tre til fire ulike (grupper av) aktiviteter. Noen aktiviteter var gjennomgående assosiert med lave mEQR-verdier (dvs. relativt dårlige tilstander), slik som forsuringsovervåking (FORS) og effekter av planlagt arealbruk (AREA). Aktiviteter som var assosiert med høye mEQR-verdier, i hvert fall for innsjøer, var basisovervåking/referanseforhold (BARE) og økosystemovervåking i ferskvann (OEKF). Andre aktiviteter hadde motsatt assosiasjon hos ulike indikatorer; f.eks. hadde lange tidsserier (LANG) høye mEQR-verdier for ASPT, men lave for PTI, mens det var omvendt for overvåking av drikkevann (DRIK). Nasjonal overvåking av kalka vassdrag (KALK) ga motsatt utslag for ASPT (lave mEQR-verdier) og Raddum1 i innsjøer (høye mEQR-verdier).

Kystvannsindikatoren MBH avvek noe fra de tre ferskvannsindikatorerne (tabell 11). Også her var modellen uten forklaringsvariabler dårligst, mens modellen som inkluderte både vanntype og overvåkingsaktivitet, var best, selv om den bare oppnådde drøye 11 % forklart varians. Derimot var modellen med kun vanntype en god del bedre enn modellen med kun overvåkingsaktivitet. MBH er ikke tatt med i tabell 12, siden det benyttes andre typologifaktorer for kystvannforekomster (se tabell 4). Typologifaktorene salinitet, tidevannsforskjell, eksponering, miksing, oppholdstid og strøm ble droppa helt fra den beste modellen for MBH. Blant økoregionene ble den sørlige slått sammen med den nordlige Nordsjøen, likeså det sørlige med det nordlige Norskehavet (S | NM | HG | B). Blant kysttypene ble åpne og moderat eksponerte kyster slått sammen (12 | 3 | 4 | 5). Forskjellen mellom overvåkingsaktivitetene var relativt liten for MBH sammenligna med ferskvannsindikatorerne (tabell 13).

Den gjennomsnittlige mEQR-verdien for et rapporteringsområde (f.eks. kommune, fylke eller hele landet) kan også påvirkes av modellen som er valgt. Dette er illustrert for ASPT-indeksen i figur 6. Når overvåkingsaktivitetene ikke inkluderes i modellen og ikke vektet ulikt under ekstrapolering, blir mEQR-verdien gjennomgående sterkt underestimert – med opptil én tilstandsklasse (0,2 nEQR-enheter). Figur 6 sammenligner også ulike vektingsfaktorer for aktivitetene (dvs. ulike verdier for variabelen a i ligning 1, side 19). Nesten uten unntak fører en større vektingsfaktor til en høyere mEQR-verdi. Forskjellen mellom vektingsfaktor 2 og 10 utgjør rundt en halv tilstandsklasse (0,1 nEQR-enheter). I de fleste tilfeller blir tilstanden også underestimert når modellen ikke inkluderer relevante typologifaktorer.

Figur 6. Nasjonale gjennomsnitt av mEQR-verdier for ASPT ifølge de ulike modellene, fordelt over naturindeksens rapporteringsperioder. De ulike symbolene står for modellene (trekant: ingen forklaringsvariabler; rombe: kun vanntype; kvadrat: kun overvåkingsaktivitet; sirkel: vanntype + overvåkingsaktivitet; store kvadrater og sirkler står for modeller som har brukt skaleringsfaktor 5, mens små symboler står for skaleringsfaktor 2 og 10; for disse symbolene er rekkefølgen nedenfra og opp 2–5–10, bortsett fra kvadratene i 2014, der rekkefølgen er 10–5–2).

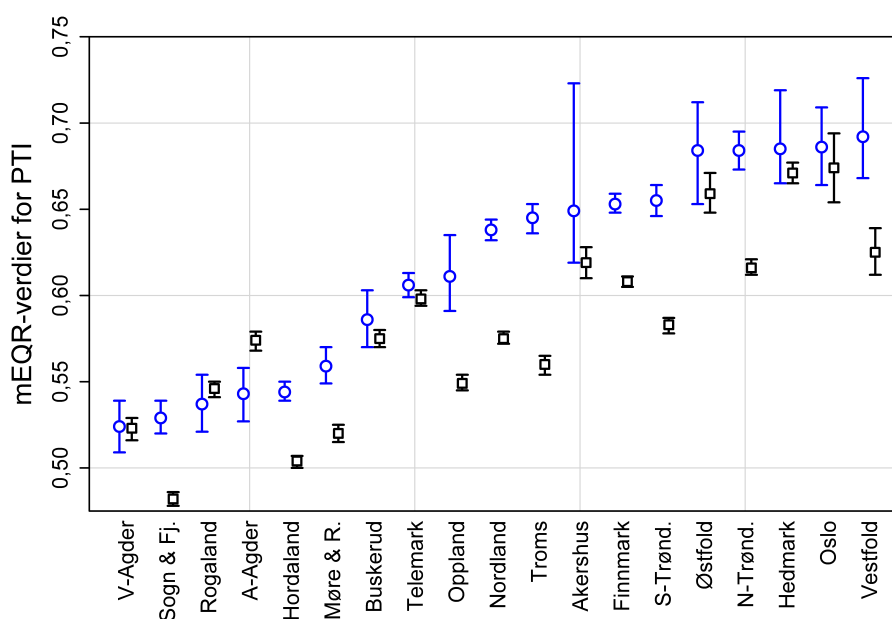


4.3 Vekting for størrelse

Målinger fra innsjøvannforekomster (dvs. PTI og noen av målingene for Raddum1) ble ved ekstrapolering vekta for innsjøforekomstenes areal. Som man ser fra tabell 14, varierer (øker) mEQR-verdier for PTI med vannforekomstenes størrelsesklasse. Også innsamlingstettheten øker med størrelsesklassen, ved at det foreligger PTI-data for rundt to av tre svært store innsjøer, for én av ti store, men bare for 3 % av de mindre vannforekomstene. Figur 7 viser at vekting for areal kan ha betydning for de rapporterte mEQR-verdiene. Det fremgår ikke av figuren hvilken vekting som er *riktig*, men gitt at vekting for areal er teoretisk mest tilfredsstillende (se kapittel 3.2), kan figuren illustrere hvor mye tilstanden kan bli under- eller overestimert hvis man *ikke* veker for areal. For halvparten (ti) av fylkene ville tilstanden ha blitt underestimert med rundt 0,05–0,10 nEQR-enheter. I Aust-Agder hadde man derimot fått en svak overestimert av tilstanden. For de resterende åtte fylkene ble ikke estimatet sterkt påvirket av vektinga for denne indikatoren. Figur 7 sammenligner bare vekting for areal (blå symboler) med lik vekting (svarte symboler). Vekting for diameter har ikke blitt testa, men må forventes å ligge mellom de to illustrerte alternativene.

Tabell 14. mEQR-verdier for PTI-målinger (median \pm halve kvartilavstanden), adskilt for vannforekomstenes (innsjøenes) størrelse. (Se tekst over for forklaringer.)

Størrelsesklasse	mEQR av PTI	Antall målinger	Antall vannforekomster	Samla areal (km ²)	Andel vannforekomster
Små	0,68 \pm 0,25	606	55	10	3 %
Middels	0,76 \pm 0,18	1837	137	105	3 %
Store	0,74 \pm 0,12	677	33	636	9 %
Svært store	0,80 \pm 0,11	481	15	1807	68 %

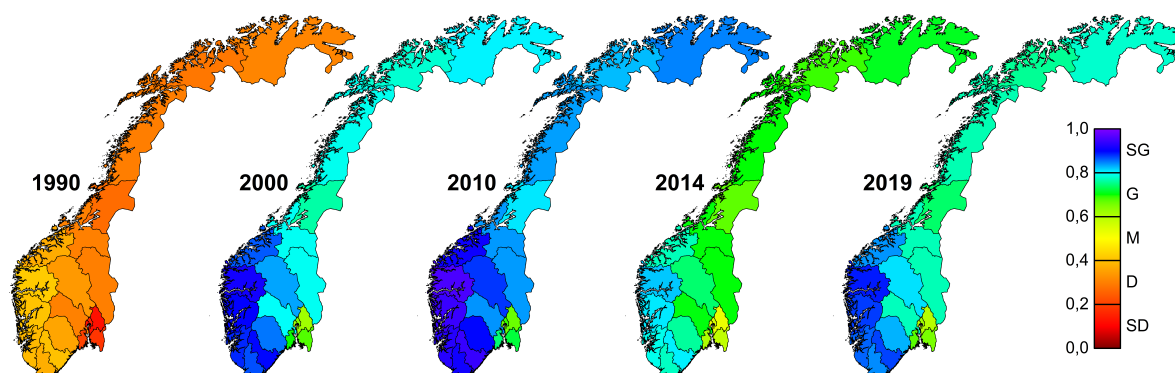


Figur 7. Fylkesvise gjennomsnitt av mEQR-verdier for PTI med (blå) og uten (svart) vekting for vannforekomstenes areal. Verdiene er for 2019. Fylkene er sortert etter stigende mEQR-verdier med vekting. Feilindikatorerne viser nedre og øvre kvartil.

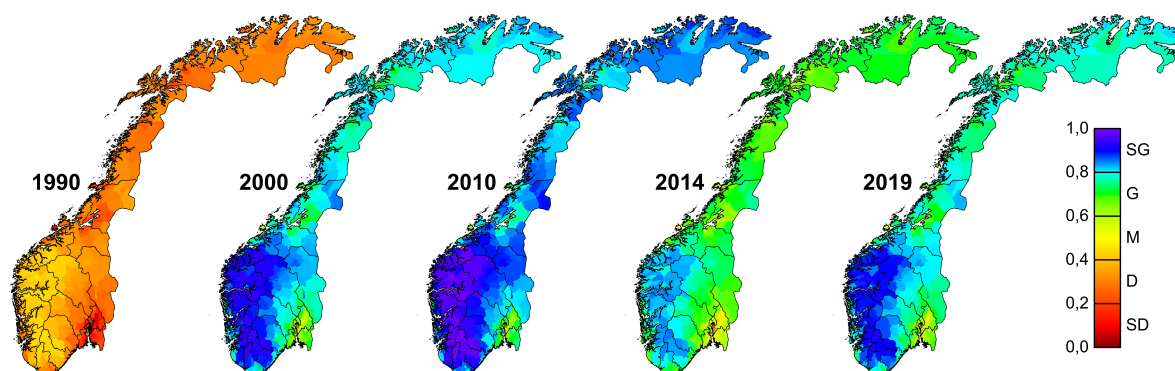
4.4 Fylkes- og kommunevis tilstand for indikatorene

På de følgende kartene vises fylkes- og kommunevise nEQR-verdier for ASPT (figur 8, figur 9), Raddum1 (figur 10, figur 11), PTI (figur 12, figur 13) og MBH (figur 14, figur 15), slik de kan benyttes i naturindeksen. Ved innlegging i naturindeksbasen benyttes mEQR-verdier, mens visningsversjonen vil benytte verdier som er trunkert ved 0 og 1, altså nEQR, slik de vises her. For Raddum1 var de (uttrunkerte) mEQR-verdiene større enn 1 for åtte fylkesgjennomsnitt i 2019, mens det for enkeltkommuner var flere mEQR-verdier større enn 1 i 2014 og 2019 samt to mEQR-verdier mindre enn 0 i 2010. For de øvrige indeksene lå alle fylkes- og kommunevise mEQR-gjennomsnitt mellom 0 og 1. Men for samtlige indeksene var noen av de simulerte enkeltverdiene for kommunene større enn 1, og for alle indeksene unntatt MBH var noen av de simulerte enkeltverdiene for kommunene mindre enn 0 (men under 0,1 % i begge tilfeller for alle indeksene unntatt Raddum1).

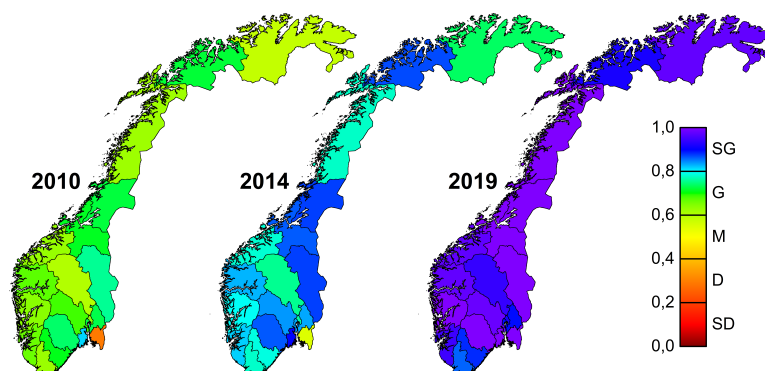
Mens Raddum1, PTI og MBH viser forbedringer i tilstanden over tid, oppnådde ASPT sine høyeste nEQR-verdier i 2010. Et påfallende funn for ASPT er at tilstanden i 1990 var vesentlig dårligere enn i de etterfølgende periodene. Dette er trolig et resultat av datamangel. Det forelå bare 40 ASPT-målinger for perioden 1981–1990, og samtlige kom fra tiltaksbasert overvåking. Vekting for overvåkingsaktiviteter klarte å korrigere for noe av denne skjevheten (jf. figur 6), men har åpenbart ikke klart å fjerne den helt.



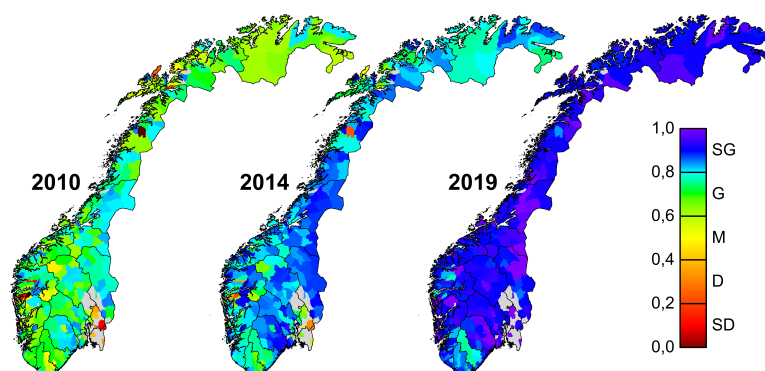
Figur 8. Fylkesvise nEQR-verdier for ASPT.



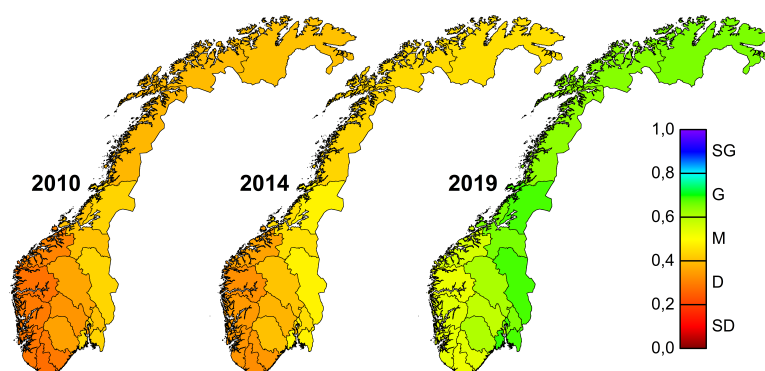
Figur 9. Kommunevise nEQR-verdier for ASPT.



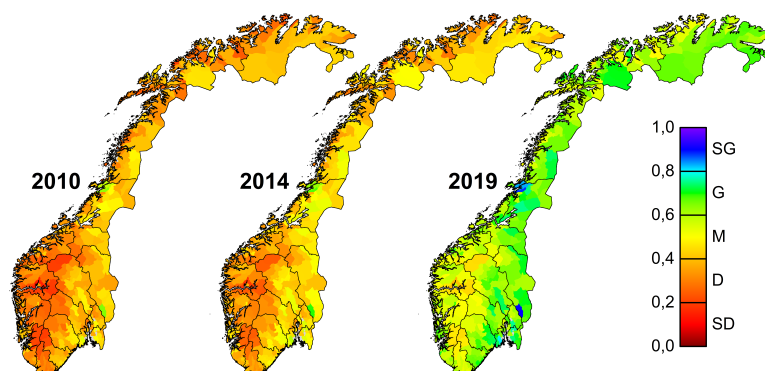
Figur 10. Fylkesvise nEQR-verdier for Raddum1.



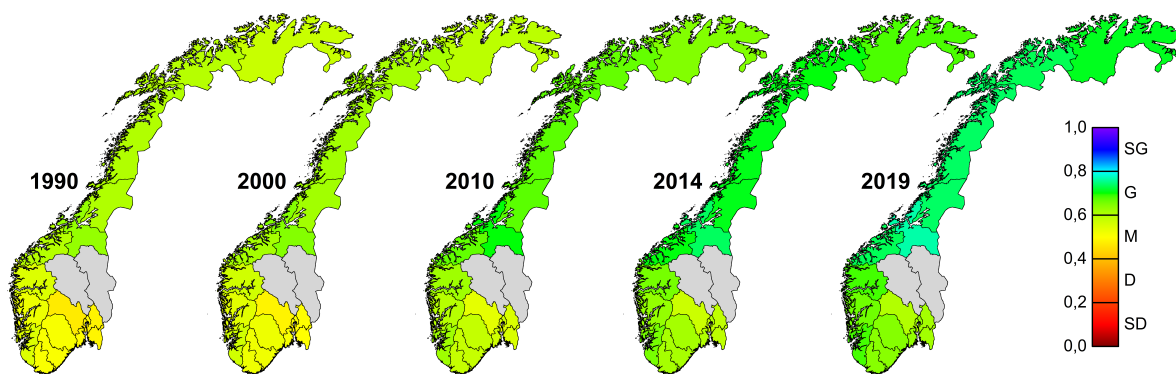
Figur 11. Kommunevise nEQR-verdier for Raddum1.



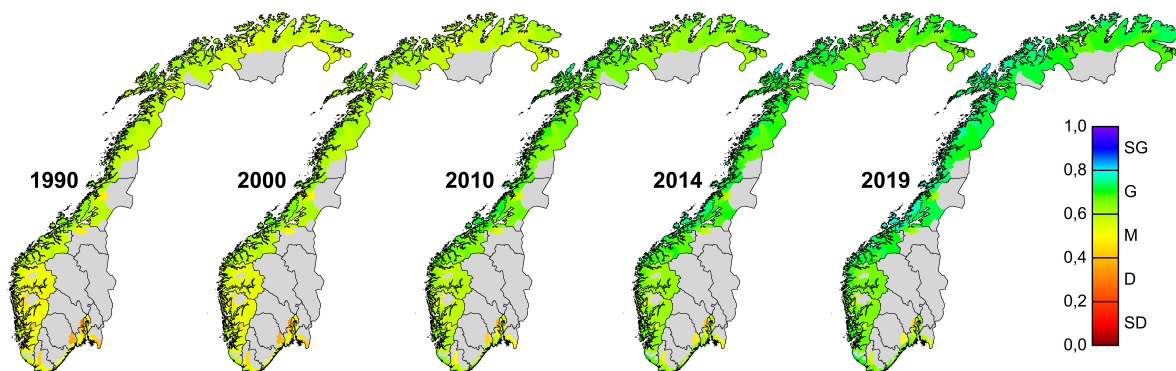
Figur 12. Fylkesvise nEQR-verdier for PTI.



Figur 13. Kommunevise nEQR-verdier for PTI.



Figur 14. Fylkesvise nEQR-verdier for MBH.



Figur 15. Kommunevise nEQR-verdier for MBH.

5 Drøfting

Det er her vist hvordan data som er rapport inn i sammenheng med vannforskriften, kan brukes i naturindeksen. Metoden er basert på og bygger videre på resultatene fra Schartau mfl. (2016). Data som er på nEQR-skala kan utveksles mellom systemene, men det er vist her at trunkering kan føre til problemer for enkelte indikatorer (bl.a. ASPT). Løsninga er å utveksle dataene etter skalering og normalisering, men før trunkering, noe jeg her har omtalt som mEQR-verdier.

Geografisk oppskalering er behandla i tråd med erfaringene fra Schartau mfl. (2016) og Gundersen mfl. (2018), nemlig ved å predikere mEQR-verdier for alle typifiserte vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra, som så aggregeres for større geografiske enheter som kommuner eller fylker (sammen med de estimerte verdiene fra vannforekomstene som det foreligger målinger fra). Det er her vist hvordan denne oppskaleringa kan korrigere ikke bare for en skjev fordeling av hvilke vanntyper det foreligger målinger fra, men også for overvåkingsaktivitetene som motiverte målingene. For innsjøvannforekomster er det foreslått å vekte for innsjøenes areal under oppskalering for å få omtrent lik representasjon av alle størrelsesklasser.

Metoden er testa på fire indikatorer/parametere og for både elve-, innsjø- og kystvannforekomster. Siden metoden er generisk, vil den være like anvendelig på andre ferskvanns- og kystvannindikatorer som er felles for vannforskriften og naturindeksen, dvs. AIP (begroing elver forsuringindeks), PIT (begroing elver eutrofieringsindeks), TI_c (vannplanter innsjø), NQI1 (bløtbunn eutrofiindeks), RSLA (hardbunn vegetasjon algeindeks) og MSMDI (hardbunn vegetasjon nedre voksegrense), potensielt også enkeltartsindikatorer som elvemusling (terskelindikator) og ørret.

5.1 Overvåkingsaktiviteter

Som beskrevet i kapittel 2.5, kan man få svært skjeve utslag i nEQR-estimatene om man ikke tar høyde for at vannforekomster med antatt eller påvist dårlig tilstand er overrepresentert i vannmiljødatamateriale. Det er her utvikla en metode for å veie opp for skjevhetene, men de kan ikke fjernes helt. Som man kunne se av figur 6, kan ulik grad av korreksjon gi veldig store utslag for tilstandsbeskrivelsen. Avviket var i enkelte tilfeller større enn avstanden mellom tilstandsklassene.

At den estimerte tilstanden forbedres når overvåkingsaktiviteten tas høyde for, er som forventa. Det er imidlertid ikke mulig ut fra analysene å fastslå hvilken korrekturfaktor som er den beste, dvs. hvilken av dem som ligger nærmest sannheten. Det er mulig at en for stor korrekturfaktor overkorrigerer problemet ved å gi for *lite* vekt til de belasta vannforekomstene, dvs. mindre vekt enn deres reelle andel skulle tilsi. Problemet er nettopp at denne andelen er ukjent. Å få et estimat på dette krever en storstilt datainnsamling i tilfeldig utvalgte vannforekomster av alle vanntyper over hele landet.

Vektingsfaktoren som ble valgt her ($a = 5$), innebærer at målinger fra de minst representative overvåkingsaktivitetene vektet 125 ganger lavere enn målinger fra de mest representative overvåkingsaktivitetene. Det er antagelig en noe konservativ tilnærming. De minst representative aktivitetene utføres *nettopp fordi og bare så lenge* vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt dårlig (f.eks. problemkartlegging) eller god (f.eks. referanseelver), og avsluttes hvis eller når tilstanden endrer seg (jf. tabell 6). Antagelig utgjør slike vannforekomster mindre enn en 125-del av alle typifiserte vannforekomstene, men det er her ikke gjort noe forsøk på å kvantifisere dette.

Det er uansett tydelig at den beskrevne metoden ikke kan fjerne skjevheten helt. Når man ser på ASPT-verdiene i 1990, så har metoden forbedra mEQR-verdiene med mer enn én tilstandsklasse (figur 6), men fremdeles var verdiene for 1981–1990 mye lavere enn for de andre periodene (figur 8). I denne perioden kom samtlige målinger fra én overvåkingsaktivitet, og et så skjevt utvalg er det åpenbart ikke uten videre mulig å korrigere for helt.

5.2 Vekting for areal

Vekting for areal av innsjøvannforekomster var uproblematisk å gjennomføre. Det teoretisk mest tiltalende utgangspunktet er å vekte vannforekomster for deres reelle areal (kap. 3.2). Man kan selvfølgelig ikke slå fast at denne vekting er den eneste riktige, siden det kommer helt an på hva man ønsker å estimere. En vekting for areal gir i hvert fall tilnærma lik vekt til alle størrelsesklasser av innsjøer, som virker å være et nærliggende krav.

Som man kunne se fra figur 7, vil fravær av vekting (eller retttere sagt lik vekting av alle vannforekomster uansett størrelse) underrapportere den gjennomsnittlige tilstanden av planteplankton for mange fylker. For enkelte fylker vil man imidlertid få motsatt effekt, avhengig av den faktiske størrelsesfordelinga av vannforekomstene i området. Resultatene er heller ikke uten videre overførbare på andre indikatorer/parametere, siden sammenhengen mellom innsjøareal og tilstand vil variere fra indikator til indikator. Det resultatene derimot viser er at det er viktig å vekte for areal under oppskalering, i den grad det er et ønske om at alle størrelsesklasser skal bli representert omtrent likt i beskrivelsen av tilstand.

5.3 Modellering kontra stratifisering

Når det her er modellering som anbefales fremfor en tilnærming som Gundersen mfl. (2018) har omtalt som *stratifisering* (å overføre målingenes gjennomsnittsverdi innafor en vanntype til de ikke-målte vannforekomstene av samme vanntype), er det fordi modellering gir en optimal utnyttelse av informasjonen som ligger i datagrunnlaget. Dette skal utdypes noe:

- 1) Ved stratifisering kan man bare ekstrapolere til andre vannforekomster med nøyaktig samme vanntype (eller gruppe av vanntyper, i den grad det er statistisk forsvarlig å slå sammen lignende vanntyper) som de man har målinger fra. Det kan derfor hende at man ikke får ekstrapolert til alle relevante vanntyper. Som et enkelt eksempel kan man se for seg de to typologifaktorene klimaregion og alkalitet med hhv. to verdier (lavland-skog og kalkfattig-kalkrik) og at det foreligger målinger for tre av de fire mulige kombinasjonene (lavland/kalkfattig, lavland/kalkrik, og skog/kalkfattig). Med stratifisering kan man ikke ekstrapolere til den fjerde kombinasjonen (skog/kalkrik). Med modellering er dette mulig, siden det foreligger informasjon fra både skogssonen og kalkrike vannforekomster. (Eksempelet forutsetter altså at vannforekomstene her ikke kan slås sammen. Det forutsetter også at det ikke er vesentlige interaksjonseffekter mellom typologifaktorene.)
- 2) Selv om det foreligger data fra alle relevante kombinasjoner av typologifaktorer, vil modellering gi mer robuste estimater. Grunnen er den samme som over, nemlig at stratifisering må ekstrapolere fra de forholdsvis få datapunktene som har nøyaktig samme kombinasjon av typologifaktorer. Modellering bruker en større del av dataene ved at estimatene optimaliseres på tvers av hele datasettet.

Gundersen mfl. (2018) endte opp med en anbefaling om å bruke stratifisering fremfor modellering, hovedsakelig fordi resultatene blir mer transparente. Jeg er enig med Gundersen mfl. (2018) i at størst mulig grad av transparens er et mål og at modellene derfor bør holdes enkle.

Hvis målet for modelleringa ikke var ekstrapolering, men hypotesetesting, burde man ha brukt mer komplekse modeller, f.eks. blanda-effekt-modeller som tar høyde for geografisk og temporer autokorrelasjon. Dette vil imidlertid komplisere modellstrukturen enormt, uten å bidra vesentlig til det som er målet med modellene i herværende sammenheng, nemlig ekstrapolering til vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra. Av den grunn vurderes det som lite hensiktsmessig å inkludere kovariater i modellene (utover typologifaktorene og overvåkingsaktiviteter, som foreligger for alle målinger), ei heller å inkludere randomeffekter, estimere interaksjoner, bruke generaliserte additive modeller eller lignende.

Som Gundersen mfl. (2018) også har påpekt, har modeller den ulempen at de er sårbare for feilprediksjoner. Det som er fremheva som fordel i punkt 1 over – at modeller kan ekstrapolere til vann typer som man ikke har målinger fra –, blir nemlig forvandla til en ulempe i den grad det forekommer statistiske interaksjoner mellom de ulike typologifaktorene (altså at effekten av typologifaktor A på tilstanden er avhengig av verdien til typologifaktor B). Om dette faktisk er et problem og hvor ofte det kan oppstå, er ikke tilstrekkelig undersøkt.

Når det er sagt, har *alle* metoder for ekstrapolering en viss fare for feilprediksjon, i den forstand at de målte vannforekomstene antas å være representative for de ikke-målte, noe som ikke trenger å være tilfellet (jf. Schartau mfl. 2016). Dette gjelder altså ikke bare modellering, men også stratifisering samt bruk av enkle gjennomsnitt basert på ustratifiserte rådata. Antagelig er denne kilden til usikkerhet viktigere enn tilstedeværelsen av interaksjoner mellom typologifaktorer.

Uansett bruk av modellering eller stratifisering i *ekstrapolering og geografisk oppskalering*, bør modellering benyttes som et første trinn for å beskrive variasjonen blant de målte vannforekomstene. Ved bruk av stratifisering er det viktig å ikke dele opp datamaterialet mer enn nødvendig (for å unngå situasjonen som er beskrevet over, dvs. at man ender opp med kombinasjoner av typologifaktorer som man ikke kan ekstrapolere til), samtidig som man også bør unngå å slå sammen typologifaktorer som har klart forskjellige tilstander (som ville øke faren for feilprediksjoner). Denne balansegangen er det vanskelig å få til uten modellering som et første trinn, selv om man altså velger å bruke stratifisering som måte å oppskalere på.

Det er i denne rapporten vist at overvåkingsaktivitet kan inkluderes i modellprediksjonene ved hjelp av simuleringer under den geografiske oppskaleringa. Denne muligheten består ikke uten videre ved bruk av stratifisering.

Vekting for areal er også enkel å implementere når man bruker stratifisering for geografisk oppskalering. Ved bruk av enkle gjennomsnitt basert på ustratifiserte rådata får man derimot ikke muligheten til å vekte for areal.

5.4 Sluttbemerkninger

Dette prosjektet har gitt grunnlag for en forbedra vurdering av tilstanden til vannforskriftens indikatorer/parametere for ulike geografiske nivåer. Dette gjelder både dataflyt til naturindeks, men også for helhetlige vurderinger knytta til vannforskriften alene. Det er likevel flere momenter som ikke kunne løses i dette prosjektet, men som er av stor betydning for en forbedring av dataflyten fra vannforskriftsdata til naturindeksen. De viktigste av disse er:

- Fullgod dataflyt mellom systemene er ikke mulig før dataene fra vannmiljø er integrert med GBIF. Dette forutsetter antagelig en gjennomgående omstrukturering av vannmiljø, f.eks. som et separat datasett i GBIF.
- Datatilgangen på vannforekomster er svært lite datavennlig. Informasjonen på f.eks. innsjøers areal og elvestrekningers lengde må plukkes fra forskjellige databaser og kan være vanskelig å koble sammen. Slik informasjon bør være tilgjengelig via vann-nett.
- Her har det bare blitt brukt tentative skår for å vekte overvåkingsaktiviteter. Disse bør gjennomgås og eventuelt revideres. Det kan også være formålstjenlig å bruke ulike vektningsskår for ulike påvirkningsfaktorer (f.eks. forsurening og eutrofiering).
- Skal man gjøre et helherttet forsøk på å korrigere for de ulike skjevhetene i vannmiljøets datamateriale, krever dette en omfattende datainnsamling av relevante indikatorer/parametere i et representativt (delvis randomisert) – og helst stort – utvalg av vannforekomster.

6 Referanser

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. I Petrov, B.N. & Csáki, F. (red.) Second International Symposium on Information Theory: Tsahkador, Armenia, USSR, September 2–8, 1971. Akadémiai Kiadó, Budapest. S. 267–281.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2. utg. Springer, New York.
- Cael, B.B. & Seekell, D.A. 2017. The size-distribution of Earth's lakes. Scientific Reports (Nature Publishing Group) 7: 29633.
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nilsen, J.-E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H.-C., Schartau, A.-K., van der Meeren, G.I., Aslaksen, I., Engen, S., Garnås-jordet, P.-A., Kvaløy, P., Lillegård, M., Yoccoz, N.G. & Nybø, S. 2011. The Nature Index: a general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. Public Library of Science ONE 6: e18930.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (red.). 2018a. Veileder 1:2018 Karakterisering. Metodikk for å karakterisere og vurdere miljømålsoppgåelse etter vannforskriftens § 15. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (red.). 2018b. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (red.). 2018c. Vedlegg til veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Miljødirektoratet, Trondheim.
- EU. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Union. Legislation 43 (317): 1–72.
- Forseth, T. & Fiske, P. 2017. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. VRL Rapport 10b. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Framstad, E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Rapport M-441 | 2015. Miljødirektoratet.
- Gundersen, H., Mjelde, M., Schartau, A.K. & Oug, E. 2018. Norsk naturindeks. Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av vanddirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen vannplanter (Tlc) som eksempel. NIVA Rapport 7324. Norsk institutt for vannforskning.
- Larsen, B.M. 2017. Overvåking av elvemusling i Norge. Oppsummering av det norske overvåkingsprogrammet i perioden 1999–2015. NINA Rapport 1350. Norsk institutt for naturforskning.
- Meybeck, M. 1978. Global distribution of lakes. I Lerman, A., Imboden, D.M. & Gat, J.R. (red.) Physics and chemistry of lakes. Springer, Berlin. S. 1–35.
- Miljødirektoratet. 2018. Vannmiljø. URL: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>. Lasta ned den 26.10.2018. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Miljødirektoratet. uten år. Aktivitet. URL: <https://vannmiljokoder.miljodirektoratet.no/Activity.aspx>. Lasta ned den 26.11.2019. Miljødirektoratet, Trondheim.

- Miljødirektoratet & NVE. 2018. Vannforekomster med vanntype, tilstand, potensial, risiko og miljømål. URL: <https://www.vann-nett.no/portal/#/reportgenerator/103/Vannforekomster%20med%20vanntype,%20tilstand,%20potensial,%20risiko%20og%20milj%C3%B8m%C3%A5l>. Lasta ned den 21.9.2018. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Miljøverndepartementet. 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Norsk lovtidend. Avdeling I, lover og sentrale forskrifter mv. 2006: 2004–2034 [FOR-2006-12-15-1446].
- NVE. 2018. Innsjødatabase. URL: <https://www.nve.no/karttjenester/kartdata/vassdragsdata/innsjodatabase/>. Lasta ned den 21.9.2018. NVE, Oslo.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning.
- R** Core Team. 2017. **R**: a language and environment for statistical computing, versjon 3.3.3. **R** Foundation for Statistical Computing, Wien.
- Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. 2016. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. NINA Kortrapport 5. Norsk institutt for naturforskning.
- Seekell, D. 2018. Fractal characteristics of lakes. *Thule (Umeå)* 31: 109–119.
- Seekell, D.A., Pace, M.L., Tranvik, L.J. & Verpoorter, C. 2013. A fractal-based approach to lake size-distributions. *Geophysical Research Letters* 40: 517–521.
- Steele, M.K. & Heffernan, J.B. 2017. Land use and topography bend and break fractal rules of water body size-distributions. *Limnology and Oceanography Letters* 2: 71–80.
- Thorstad, E.B. & Forseth, T. 2017. Status for norske laksebestander i 2017. VRL Rapport 10. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3477-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger