

Norsk naturindeks

Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av
vanndirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen
vannplanter (Tlc) som eksempel



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel Norsk naturindeks. Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av vanddirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen vannplanter (Tlc) som eksempel	Løpenummer 7324-2018	Dato 21.12.2018
Forfatter(e) Hege Gundersen, Marit Mjelde, Ann Kristin Schartau, Eivind Oug	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 50

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet rapport M-1258 2019 v/ Else Løbersli	Oppdragsreferanse Naturindeks – beregningsmetoder vannindikatorer (16040048)
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 16278

<p>Sammendrag</p> <p>Arbeidet i dette prosjektet har vist hvordan ulike metoder for beregning av tilstand og referansetilstand kan bli brukt for å øke den geografiske representativiteten for punktmålte indikatorer i naturindeksen. Ferskvannsindeksens vannplanter (Tlc) er brukt som eksempel, og vi ser tilsvarende forbedringspotensial for andre vanddirektivindekser i naturindeksen, som begroingsalger i elv (PIT og AIP), planteplankton i innsjø (PTI) og bunndyr i elv (ASPT og RAMI). I tråd med Schartau m.fl. (2016) har prosjektet fokusert på nEQR-verdier i beregningen av tilstand og referanseverdier i stedet for uskalerte Tlc-verdier. Vi konkluderer med at bruk av stratifisering er den beste metoden for beregning av tilstand for vannplanteindikatoren i naturindeks. Dette er basert på hensynet til geografisk representativitet og transparens, samt ønsket om konsistens med vanddirektivet. Videre foreslår vi å bruke vanddirektivets referanseverdier også i naturindeksen. Hensynet til konsistens med vanddirektivet og behovet for å gjøre beregningene av tilstand fra referanseverdier uavhengige av hverandre har ligget til grunn for valget. Disse valgene støtter også opp om målet om en mest mulig strømlinjeformet prosess fra offentlige (evt. «institusjonelle») databaser, via enkle algoritmer, som beregner og legger inn kommunevise indikatorverdier i naturindeksens database.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Ferskvannsindeks 2. Vannforskriften 3. Planteplankton 4. Vannplanter 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Nature Index for Norway 2. Water Framework Directive 3. Phytoplankton 4. Aquatic macrophytes
--	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Prosjektleder

Marit Mjelde

ISBN 978-82-577- 7059-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Forskningsleder

Therese Fosholt Moe

Norsk naturindeks

**Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av
vanndirektivdata i naturindeksen**

- ferskvannsindeksen vannplanter som eksempel

Forord

Norsk institutt for vannforskning har på oppdrag fra Miljødirektoratet vurdert statistiske beregningsmetoder for å utnytte vanndirektivdata i naturindeksen. Analysene er foretatt av Hege Gundersen, som også har skrevet rapporten med innspill fra Marit Mjelde, Ann-Kristin Schartau (NINA) og Eivind Oug. Marit Mjelde har vært NIVAs prosjektleder, mens Therese Fosholt Moe har kvalitetssikret rapporten. Vi ønsker å rette en takk til Miljødirektoratet v/Else Løbersli for finansiering av prosjektet. Takk også til Lars Stalsberg fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) for geodatabasefiler over innsjøer, innsjøtyper, nedbørfelt og økoregioner. Jens Vedal takkes for uttrekk av NIVAs databaser og Faggruppen for Norsk naturindeks takkes også for nyttig diskusjon og gode råd i løpet av to samlinger i Trondheim.

Oslo, 17. desember 2018

Marit Mjelde

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Mål for prosjektet	8
1.3 Naturindeks vs. vanndirektivet	9
1.4 Punktopserverte data og geografisk representativitet	9
1.5 Tilstand og referansetilstand	10
1.5.1 Tilstand	10
1.5.2 Referansetilstand	10
1.6 Indikator for vannplanter	10
2 Metoder	13
2.1 Datasammenstilling i GIS	13
2.2 Metoder for beregning av tilstand og referansetilstand	13
2.2.1 Stratifisering	14
2.2.2 Modellering	14
2.2.3 Beregning av tilstand	15
2.2.4 Beregning av referansetilstand	15
2.2.5 Beregninger på kommunenivå for bruk i naturindeksen	16
3 Resultater	17
3.1 Datamateriale	17
3.2 Innledende analyser	19
3.2.1 Utvikling av TIC over tid	19
3.2.2 Effekt av fosfor på TIC	20
3.2.3 Observasjoner av TIC i økoregioner og innsjøtyper	21
3.3 Beregning av tilstand	23
3.3.1 Rådata	23
3.3.2 Stratifisering	25
3.3.3 Modellering	26
3.4 Beregning av referansetilstand	28
3.4.1 Vanndirektivets referanseverdier	28
3.4.2 Stratifisering basert på et lav-fosfor-utvalg	28
3.4.3 Modeller der fosfor inngår	29
3.4.4 Modeller basert på et lav-fosfor-utvalg	30
4 Diskusjon	31
4.1 Tilgjengelig data på indikator for vannplanter (TIC)	31
4.2 Beregning av tilstand	32
4.3 Beregning av referansetilstand	33
4.4 Naturindeks vs. vanndirektivet	34

4.5 Konklusjon.....	36
5 Referanser	38
6 Vedlegg 1	40

Sammendrag

Arbeidet i dette prosjektet har vist hvordan ulike metoder for beregning av tilstand og referansetilstand kan bli brukt for å øke den geografiske representativiteten for punktmålte indikatorer i naturindeksen. Ferskvannsidekatoren «Vannplanter» (Tlc) er brukt som eksempel, og vi ser tilsvarende forbedringspotensial for andre vanddirektivindekser i naturindeksen, som begroingsalger i elv (PIT og AIP), planteplankton i innsjø (PTI) og bunndyr i elv (ASPT og RAMI).

I tråd med Schartau m.fl. (2016) har prosjektet fokusert på nEQR-verdier i beregningen av tilstand og referanseverdier i stedet for uskalerte Tlc-verdier. Vår gjennomgang av dataene viser at referanseverdiene kan se ut til å være satt noe høyt i vanddirektivet. Ved revisjon av vanddirektivets klassifiseringssystem foreslår vi at det ses nærmere på muligheten for å slå sammen klare og humøse innsjøer til en innsjøtype med hensyn til Tlc, samt vurdere å differensiere for økoregion i klassifiseringen.

Det er ulike styrker og svakheter ved de forskjellige metodene brukt for beregning av tilstand. Ønsket om økt geografisk representativitet gjør at bruk av rådata er en lite aktuell metode. I samråd med naturindeksens faggruppe har vi kommet til at bruk av stratifisering er den ønskede metoden for beregning av tilstand for vannplanteindikatoren i naturindeks. Dette er basert på hensynet til geografisk representativitet og transparens, samt ønsket om konsistens med vanddirektivet.

Det er også styrker og svakheter ved metodene brukt for å beregne referansetilstand, men overveiende mye taler for bruk av vanddirektivets referanseverdier i stedet for stratifisering eller modellering. Hensynet til konsistens med vanddirektivet og behovet for å frikoble beregningene av tilstand fra referanseverdier har ligget til grunn for dette valget.

Valget av vanddirektivets referanseverdier og bruk av stratifisering for beregning av tilstand støtter også opp om målet om en mest mulig strømlinjeformet prosess fra offentlige (evt. «institusjonelle») databaser, via algoritmer, som beregner og legger inn kommunevise indikatorverdier i naturindeksens database. To nye prosjekt under Norsk naturindeks, finansiert for 2018/2019 og under ledelse av henholdsvis NIVA og NINA, har til hensikt å bidra til nettopp dette.

Summary

Title: Statistical calculations for utilizing Water Framework Directive data in the Nature Index for Norway – using the freshwater index (Tlc) as an example

Year: 2018

Authors: Hege Gundersen, Marit Mjelde, Ann-Kristin Schartau, Eivind Oug

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577- 7059-4

This work has shown how different methods of calculation of status (“tilstand”) and reference condition (“referansetilstand”) can be used to increase the geographical representativeness of point observations in the Nature Index for Norway. The freshwater macrophyte indicator Tlc is used as an example, and we see a potential for improvement also for other WFD indices, such as benthic algae (PIT, AIP) and macroinvertebrate indexes (ASPT, RAMI) for rivers, and phytoplankton index (PTI) in lakes.

In line with recommendations from Schartau et al. (2016), the project has focused on nEQR values in the calculation of status and reference values instead of Tlc values. We suggest that the WFD does not differentiate on humus content for reference values for Tlc. Possibly, it should be differentiated for a regional division, such as ecoregions.

There are strengths and weaknesses of the different methods used for calculating status. The goal of increased geographical representativeness means that the use of raw data is not a good solution. Through discussions within the Nature Index for Norway's expert group, we find that stratification is the desired method for calculating status for the aquatic plant indicator in the Nature Index for Norway. This is based on the consideration of geographical representativeness and transparency, as well as the desire for consistency with the WFD.

When it comes to the reference values, the strongest support was towards the use of the existing WFD reference values rather than calculating them using stratification or modeling. Consistency with the WFD and a wish to make the calculations of status and reference values independent of each other were the main reasons for this choice.

By using the existing WFD reference values and the use of stratification for calculating status, we also support the goal of a more streamlined process from public (or institutional) databases, through algorithms that calculate indicator values on the municipal level for the Nature Index for Norway's database. Two new projects under the Norwegian Nature Index are financed for 2018/2019, under the leadership of NIVA and NINA, respectively, to contribute to this goal.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Naturindeksen har som hensikt å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold i Norge for ulike hovedøkosystemer. Arbeidet med å utvikle det teoretiske og metodiske rammeverket for naturindeksen startet i 2007 og bygget på erfaringer fra blant annet Nederland (ten Brink 2000) og Sør-Afrika (Scholes og Biggs 2005). Resultatene fra dette arbeidet ble første gang presentert i 2010 (Nybø 2010a). Datagrunnlaget og rammeverket er beskrevet i Certain og Skarpaas (2010), Nybø (2010b) og Certain m.fl. (2011). Naturindeksens rammeverk og datagrunnlag ble senere gjennomgått på nytt og relansert i 2015 (Framstad 2015). Det reviderte rammeverket er presentert i Pedersen og Nybø (2015).

Naturindeksen beregnes på grunnlag av bestandsutviklingen for 301 indikatorer av arter eller grupper av arter (Framstad 2015). Disse er hentet fra økosystemene hav, kyst, ferskvann, åpent lavland, våtmark og fjell og representerer det biologiske mangfoldet i Norge. Siden naturindeksen baseres på allerede eksisterende data og overvåkingsprogrammer, er antall indikatorer ulikt fordelt mellom hovedøkosystemer og funksjonelle grupper. Da ferskvann er noe underrepresentert i naturindeksen, er det et behov for å forbedre datagrunnlaget for ferskvannsindikatorer. Det er dessuten et ønske om å teste ulike metoder for å beregne tilstand og referansetilstand for indikatorer basert på punktobservasjoner i naturindeksen (Gundersen m.fl. 2013). Den utvalgte ferskvannsindikatoren i dette utviklingsprosjektet utgjør én av i alt fire biologiske kvalitetselementer for ferskvann i vanddirektivet (Direktoratgruppen vanddirektivet 2018, heretter kalt Veileder 2:2018) som brukes til å måle effekten av eutrofieringspåvirkning i innsjøer. Ingen av indikatorene har til nå vært utnyttet med alle tilgjengelige data i naturindeksen, og hittil kun vært tilgjengelig til dels i NIVAs databaser og ubearbeidede Excelfiler. Videre er indikatoren sikret tilfang av data gjennom store pågående overvåkingsprogrammer, som ØKOSTOR (Lyche m.fl. 2016) og ØKOFERSK (Schartau m.fl. 2017).

1.2 Mål for prosjektet

Prosjektet har som mål å utvikle og teste ulike metoder for å beregne tilstand (indikatorverdier på kommunenivå for gitte perioder) og referansetilstand for ferskvannsindikatorer med data fra vanddirektivet. Som grunnlag for arbeidet er indikatoren *vannplanter innsjøer* valgt, som i vanddirektivet kalles *Trofi-indeks* (Tic). Dette er en indeks for eutrofi og skal representere artssammensetning i innsjøer (Veileder 2:2018). Indikatorer i ferskvann er underrepresentert i naturindeksen. Det samme gjelder den funksjonelle gruppen *planter – generalister*. Med den utvalgte indikatoren vil prosjektet kunne bidra til å forbedre balansen mellom økosystemer, naturtyper, samt taksonomiske- og funksjonelle grupper i naturindeksen. Indikatoren for vannplanter representeres av en relativt lang tidsserie og har stor romlig oppløsning i datamaterialet. I tillegg til å gjøre et utviklingsarbeid for en viktig ferskvannsindikator og forbedre denne i naturindeksen, vil resultatene fra prosjektet ha overføringsverdi til andre punktmålte indikatorer og hovedøkosystemer i naturindeksen.

Vi har lagt opp til gjenbruk av innsamlet kartmateriale, GIS-lag og analysescript, dersom det senere bevilges penger til utvikling av andre lignende indikatorer. Her er først og fremst de seks ferskvannsindikatorer aktuelle: Planteplankton Trofisk Indeks (PTI), Begroing elver, Bunndyr (ASPT indeks), Bunndyr forsøringsindeks og Dvergsivaks.

1.3 Naturindeks vs. vanndirektivet

Schartau m.fl. gjorde i 2016 en vurdering av hvilken innflytelse indikatorene som inngår i vanndirektivets klassifisering har i naturindeksen. Rapporten kommer med en rekke anbefalinger som skal bidra til bedre samordning mellom naturindeksen og vanndirektivet, og gjøre at resultater fra de to systemene er mer konsistente. Blant disse var en tilråding om å utnytte mer av datagrunnlaget fra vanndirektivet i naturindeks. Vannplanter i innsjøer er her nevnt som et eksempel der det fantes store datamengder som verken er tilgjengelig gjennom miljødirektoratets database Vannmiljø eller NIVAs database AquaMonitor. Det ble i rapporten etterlyst ressurser for videreutvikling av disse indikatorene. Videre ble det anbefalt å bruke nEQR-verdier i stedet for uskalerte verdier fra vanndirektivet – dette for å oppnå konsistens mellom de to systemene. Til slutt var det et ønske om å forbedre den geografiske representativiteten til punktmålte data. Dette er videre diskutert i Kapittel 1.4. Arbeidet til Schartau m.fl. (2016) har ligget til grunn for ønsket om å videreutvikle naturindeksens ferskvannsindikatorer i dette utviklingsprosjektet.

1.4 Punktobserverte data og geografisk representativitet

Det er viktig at dataene som benyttes i naturindeks skal ha en riktig geografisk representativitet og å utnytte så mye som mulig av dataenes potensial, det vil si representere så stort geografisk område som mulig, innenfor hva som er forsvarlig (Gundersen m.fl. 2013).

I naturindeks er det særlig for lavere trofiske nivåer at data foreligger som punktobservasjoner. I akvatiske systemer gjelder dette de fleste alger, karplanter og virvelløse dyr. I disse hovedøkosystemene vil en god representasjon av lavere trofiske nivåer avhenge av hvordan punktmålte data behandles i naturindeksen. I prinsippet vil alle indikatorer som hentes fra overvåkingen under vanndirektivet og miljøovervåkings-programmer i ferskvann og sjø basere seg på punktobservasjoner. Indikatorer fra vanndirektivet omfatter måleparametere som skal representere tilstanden innen en vannforekomst eller et område (ofte resipient i forurensningsovervåking) og har derfor allerede en vurdert geografisk representativitet. Prøvetakingsstedet er valgt strategisk for å sikre dette.

Det er viktig å være klar over at hvordan en indikator rapporteres i naturindeksdatabasen påvirker hvilken betydning indikatoren får for den samlede naturindeksen. Jo flere kommuner en indikator er rapportert for, dess større vekt vil indikatoren få på aggregert nivå (f.eks. fra kommune- til fylkesnivå). I mange tilfeller risikerer vi dermed en reell nedvektning av punktindikatorer i forhold til heldekkende indikatorer dersom man er svært restriktive med hensyn til hvilke kommuner punktene skal representere. For eksempel kan man ende opp med at en punktindikator med godt datamateriale faktisk får mindre vekt enn en indikator som kun er basert ved ekspertvurdering og gjort gjeldende på fylkesnivå.

I NIVA-notatet «Utkast til retningslinjer for bruk av punktobservasjoner i Norsk Naturindeks» (Gundersen m.fl. 2013) ble det foreslått tre ulike metoder for å la punktdata få økt geografisk representativitet i naturindeksen. Disse er ekstrapolering, stratifisering og modellering. I denne studien har vi vurdert de to metodene stratifisering og modellering. Ekstrapolering/interpolering er ikke vurdert som en egen metode, da den i praksis kan sies å inngå som en del av begge disse metodene, siden man beregner/predikerer verdier utenfor datasettets (geografiske) gyldighetsområde.

1.5 Tilstand og referansetilstand

1.5.1 Tilstand

Naturindeksens indikatorverdier viser tilstand for biologisk mangfold i Norge. Minste enhet i naturindeksen er kommunenivå. Da kommuner ikke er noen naturlig økologisk/biologisk enhet for beregning av indikatorverdier, er det mer naturlig å gjøre beregninger på andre enheter, som vannforekomst, innsjøtype eller økoregionnivå, og heller deretter skalere dette opp eller ned til kommunenivå. Tilstand beregnes for hvert år, femårsperiode eller annet, avhengig av tidsmessig oppløsning på dataene. Både stratifisering og modellering, og med ulike utvalg av datasettet, er her brukt for å beregne tilstand (se Kapittel 2.2).

1.5.2 Referansetilstand

For naturlige økosystemer (fjell, skog, ferskvann, kystvann og hav) defineres referansetilstanden i naturindeks som et økosystem som er lite påvirket av menneskelig aktivitet (Framstad 2015). I vanndirektivet benyttes en lignende definisjon hvor det heter at verdier for biologiske kvalitetselementer tilsvarer dem som normalt forbindes med uberørte forhold. Tradisjonelt har man i naturindeks og vanndirektivet satt referansetilstand ved å hente verdier fra områder i antatt referansetilstand, altså uten vesentlig menneskelig påvirkning – gjerne i form av historiske data fra før-industriell tid, hvis dette har vært tilgjengelig, eller fra områder med lite menneskelig påvirkning. Der man ikke har hatt data har ofte ekspertvurderinger blitt brukt.

For å sette referansetilstand for indikatorer for vannplanter i naturindeksen har vi flere muligheter. Vi kan 1) bruke referanseverdiene allerede satt (og delvis interkalibrert) i vanndirektivet, 2) beregne nye referanseverdier for et utvalg av datasettet bestående av vanndirektivets referanseinnsjøer, 3) beregne nye referanseverdier for et utvalg av innsjøer med fosforverdier under referansenivå for fosfor (altså liten grad av eutrofiering) i vanndirektivet, 4) beregne referanseverdier fra modeller, der fosfor inngår som variabel i analysene og deretter predikere referansetilstand for Tlc ved å «skru» parameterverdiene til bakgrunnsnivå (referansenivå) definert i vanndirektivet (Veileder 2:2018), eller 5) modellere (som i punkt 4), basert kun på data med lave fosforkonsentrasjoner (som i punkt 3).

1.6 Indikator for vannplanter

Trofi-indeksen (Tlc, Figur 1) er en indikator i vannforskriften for å vurdere virkning av eutrofiering på vannplanter i innsjøer (Veileder 2:2018). Per i dag finnes det referanseverdier og klassegrenser for åtte innsjøtyper for denne indikatoren.



Figur 1. Eksempel på vannplanter: Hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*). Foto: Marit Mjelde, NIVA.

I vanddirektivet vurderes økologisk tilstand basert på vannplanter i innsjøer i forhold til tre påvirkningsfaktorer; eutrofiering, vannstandsregulering og forsurening. Tilstand i forhold til eutrofiering er basert på trofiindeksen Tlc (Veileder 2:2018), mens vurdering i forhold til regulering og forsurening er basert på vannstandsindeksen Wlc og forsuringindeksen Slc (Mjelde 2017, Veileder 2:2018).

Alle de tre indeksene er basert på forholdet mellom antall sensitive og antall tolerante arter. Sensitive arter foretrekker mer eller mindre upåvirkede innsjøer, mens de får redusert forekomst og dekning ved økt påvirkning. Tolerante arter får økt forekomst ved økende påvirkning og er sjeldne eller har lav dekning i upåvirkede innsjøer. Det er utarbeidet egne lister for artsspesifikk følsomhet for henholdsvis eutrofiering, vannstandsendringer og forsurening. Identifisering av sensitive og tolerante arter i henhold til de tre påvirkningsfaktorene er basert på artenes forekomst langs gradientene mengde fosfor (Tlc-indeksen, Penning m.fl. 2008a, 2008b), vintervedtapping (Wlc-indeksen, Mjelde m.fl. 2013) og pH (Slc-indeksen, Mjelde 2017).

Indeksene er definert med ulike referanseverdier og klassegrenser for åtte innsjøtyper; svært kalkfattig og klar, svært kalkfattig og humøs, kalkfattig og klar, kalkfattig og humøs, kalkrik og klar, kalkrik og humøs, svært kalkrik og klar, og svært kalkrik og humøs (Tabell 1). Forsuringindeksen er bare aktuell å beregne for de svært kalkfattige og kalkfattige innsjøtypene, mens vannstandsindeksen helst kun benyttes for innsjøer regulert til kraftformål (reguleringsmagasiner).

Tabell 1. Vanntyper der trofiindeksen (Tlc) er gjeldende. Disse åtte typene omfatter innsjøer i lavland og skog. Tlc er ikke definert for innsjøer i fjell, da det finnes lite data herfra.

Innsjøtype		Kalsium	Farge
001	Svært kalkfattig, klar	<1 mg/l	< 30 Pt/l
002	Svært kalkfattig, humøs	<1 mg/l	> 30 Pt/l
101	Kalkfattig, klar	1-4 mg/l	< 30 Pt/l
102	Kalkfattig, humøs	1-4 mg/l	> 30 Pt/l
201	Moderat kalkrik, klar	4-20 mg/l	< 30 Pt/l
202	Moderat kalkrik, humøs	4-20 mg/l	> 30 Pt/l
301	Kalkrik, klar	>20 mg/l	< 30 Pt/l
302	Kalkrik, humøs	>20 mg/l	> 30 Pt/l

Hver indeks kalkulerer én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvis alle er tolerante. Ved utregning av EQR kreves en indeksverdi på en positiv skala, derfor transformeres skalaen til 0-200 ved å legge til 100 på alle verdier. EQR er et måltall (kvotient) som vanndirektivet bruker for å angi grad av avvik fra referansetilstanden.

Klassegrensene for Wlc- og Slc-indeksene er ikke komplette da datagrunnlaget fortsatt er mangelfullt. Indeksene og de nye klassegrensene må testes videre når nye data foreligger. Særlig mangelfullt er data fra referansesjøer for begge indeksene, samt innsjøer med liten eller svært stor (> 6-7 meter) vinternedtapping for Wlc-indeksen og data for svært kalkfattige innsjøer og humøse innsjøer for Slc-indeksen. Fokus i dette prosjektet vil derfor være Tlc -indeksen. Denne indeksen kan ikke brukes direkte inn i naturindeks, fordi en gitt verdi kan være god i én vanntype, men dårlig i en annen, avhengig av innsjøtypenes klassegrenser. Vi bruker derfor nEQR-verdier, da disse er normalisert på tvers av innsjøtyper. Dette er også i tråd med anbefalingene fra Schartau m.fl. (2016) for å gjøre naturindeksen mer konsistent med vanndirektivet (Kapittel 1.3).

Fra og med 2014 har vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering vært en del av basisovervåkingen. Med andre ord kan vi regne med at det vil komme inn data fra overvåkingsprogrammene også i fremtiden – noe som bidrar til å sikre tilflyt av data også for naturindeksen. Fra 2017 inngår også vurdering av økologisk tilstand i forhold til de to øvrige indeksene i basisovervåkingen. To store overvåkingsprogrammer skal sikre årlig tilflyt av data til Tlc-indeksen: ØKOFERSK (etablert i 2015) og ØKOSTOR (etablert i 2009). Begge programmene har årlige innsamlinger av henholdsvis ca. 7 og 20 innsjøer, der blant annet vannplanter registreres med visse intervaller, altså ikke nødvendigvis hvert år. Programmene er foreløpig bestemt fram til 2020, men vil sannsynligvis fortsette også etter dette.

De viktigste påvirkningene i ferskvann er vannkraftreguleringer, langtransportert forurensning og avrenning fra landbruk og husholdninger, altså eutrofiering. Eutrofiering i innsjøer måles i form av mengde fosfor (og/eller nitrogen). Fosfor fører til reduserte lysforhold på grunn av økt planteplanktonbiomasse. Dette er sannsynligvis den viktigste effekten av eutrofiering på vannplanter. Ulike arter og grupper av arter har forskjellige krav til lys, og eutrofiering vil derfor virke inn på sammensetningen av arter i innsjøen og mengden av dem. Dessuten vil endrete lysforhold ha stor betydning for hvor dypt plantene kan vokse.

2 Metoder

2.1 Datasammenstilling i GIS

Indikatordatasettet på vannplanter har blitt lastet ned fra NIVAs databaser og tilrettelagt for import til GIS. Siden vi arbeider på innsjønivå (vannforekomstnivå) har vi gjennomgående kun brukt innsjøenes sentralpunkt, og ikke eksakt prøvetakingskoordinat i GIS-arbeidet. For datasettet på vannplanter har det blitt lagt ned et stort arbeid for å klargjøre datafilen for analyser. For eksempel var en del av registreringene av innsjønavn og koordinater enten mangelfulle eller ikke enhetlig angitt. I ArcGIS har datasettet fått tilordnet innsjønummer og innsjøtype fra NVEs geodatabase for innsjøer. Økoregion ble tilordnet fra en tilsvarende geodatabase, også fra NVE. Join-funksjonen i ArcGIS (versjon 10.1) ble brukt for å tilordne datamaterialet til de respektive geodatabasene for innsjøer og økoregioner. Dataene har deretter blitt eksportert ut av GIS og vært gjenstand for beregninger i Excel og analyser i statistikkprogrammet R (Kapittel 2.2.2).

2.2 Metoder for beregning av tilstand og referansetilstand

Begge de valgte metodene, stratifisering og modellering, for beregning av tilstand og referansetilstand handler om å dele inn dataene i relevante grupper, og la observasjonene representere den eller de gruppene de er tilordnet. Ved stratifisering beregnes et gjennomsnitt for hver gruppe eller gruppekombinasjon (Kapittel 2.2.1). Modellering går på mange måter ut på det samme, men i stedet for et gjennomsnitt, modelleres relasjonen mellom indikatoren og grupperingsvariable, samt eventuelt andre kovariabeler som man har data på, og verdiene kan predikeres ut fra den endelige modellen (Kapittel 2.2.2.1).

Den minste geografiske enheten i naturindeksen er kommunenivå. Men siden antallet kommuner i Norge er veldig høyt, egner ikke dette seg som en grupperingsvariabel, verken ved stratifisering eller som variabel i en statistisk analyse. Man må derfor finne andre grupperingsfaktorer som påvirker indikatoren og som observasjonene kan grupperes etter. Dette kan for eksempel være økologiske faktorer som naturtyper, klimasoner eller andre miljøgradienter. Det trengs i så fall tilgjengelige GIS-kart på relevante og viktige faktorer som kan ligge til grunn for stratifiseringen. I vanddirektivet er de viktigste klimagradientene innbakt i inndelingen i økoregioner, mens innsjøtyper fanger opp variasjon i kalkinnhold og humusinnhold (Tabell 1). Økoregion og innsjøtype er derfor naturlige grupperingsfaktorer å bruke i denne sammenhengen.

Både stratifisering og modellering kan brukes for beregning av tilstand og referansetilstand. En viktig forskjell er imidlertid at tilstand beregnes per år, mens referansetilstand er uavhengig av år. Ved stratifisering, må derfor år inn som grupperingsfaktor for tilstand, men ikke for referansetilstand. Naturindeksen er fleksibel for tidsmessig oppløsning på datainnleggelsen, slik at hvis man ikke har årlige målinger, kan man for eksempel legge inn verdier for femårs- eller tiårsperioder. Ved modellering må år også inngå som variabel ved beregning av tilstand for å kunne predikere per år. Men også ved modellering av referansetilstand kan år inngå som en kovariabel, både som en viktig kilde til variasjon og for å predikere tilbake til en tid med antatt tilnærmet naturtilstand (Kapittel 2.2.2.1).

Man må også være oppmerksom på når det er aktuelt å inkludere påvirkningsfaktorer i modellene, og når dette ikke lar seg gjøre. Inkludering av påvirkningsfaktorer ved predikering av tilstand er kun relevant dersom man har målinger av denne faktoren, for eksempel fosfor, for områder og

tidspunkter (altså ut over de som inngår i analysedatasettet) som man ønsker å predikere for. I slike tilfeller kan man da sette inn målte verdier av fosfor i den endelige modellen og predikere hva tilstanden (indeksverdien) ville vært i en innsjø med denne fosforverdien, i en gitt innsjøtype, i en gitt økoregion.

Videre, hvis man i naturindekssammenheng skal relatere indikatoren til påvirkningsfaktorer, for eksempel ved bruk av temaindekser (Framstad 2015), er det viktig at påvirkningsfaktoren ikke allerede er innbakt i indeksverdien. Dette ble diskutert på faggruppemøte for naturindeksen på Brattøra i mars 2017. Det ble konkludert at man ikke ønsket å inkludere påvirkningsfaktorer i modellene av tilstand, selv om dette muligens går på bekostning av modellenes prediksjonsevner. I modellene for referansetilstand, derimot, er fosfor inkludert som viktig kilde til variasjon, både for planteplankton og vannplanter. Ved modellering av referansetilstand har fosfor dessuten en viktig rolle for å kunne predikere ut fra modellen hva verdien ville vært, gitt bakgrunnsverdier av denne påvirkningen (e.g. lave konsentrasjoner av TotP) (se Kapittel 2.2.2).

2.2.1 Stratifisering

Ordet stratifisering betyr det samme som å gruppere. I vårt tilfelle er det naturlig å bruke vanddirektivets inndelinger i økoregioner og innsjøtyper som grupperingsfaktorer. Det kan også være aktuelt å slå sammen enkelte av gruppene, dersom datamaterialet er tynt eller manglende for enkelte av gruppene (se Kapittel 3.2.3). Stratifisering kan være et godt alternativ til modellering, der viktige miljø-/grupperingsvariable allerede er kjent. Stratifisering er som regel raskere enn modellering, og krever ikke spesiell statistisk kompetanse. Og siden denne metoden er basert på gjennomsnitt er resultatene mer intuitive og transparente enn ved modellering.

2.2.2 Modellering

Modellering ligner stratifisering, men baseres på mer avanserte analyser og inkluderer ofte flere kovariable. For modellering av tilstand og referansetilstand for vannplanter, har vi her brukt såkalte Generaliserte Additive Modeller (GAM) ved bruk av biblioteket *mgcv* i statistikkprogrammet R (versjon 3.3.2, R Core Team 2016). Fordelen med GAM framfor lineære modeller (f.eks. GLM), er at metoden tillater ikke-lineære sammenhenger (f.eks. asymptotiske), noe som ofte forekommer i naturen. Forklaringsvariable var Økoregion, Innsjøtype, År og påvirkningsfaktoren fosfor (TotP). Innsjønummer ble også inkludert som en grupperingsfaktor (random faktor) for å korrigere for ikke-uavhengige registreringer i samme innsjø.

For å velge den beste modellen for tilstand og referansetilstand satt vi opp ulike kandidatmodeller der vi prøvde ut både additive - og interaksjonseffekter mellom Økoregion og Innsjøtype, samt mellom År og TotP (kun for referansetilstand). Siden ikke alle innsjøtypene er representert i alle økoregioner (selv etter sammenslåingen) var det ikke mulig å teste de to faktorene i en vanlig interaksjon. I stedet ble disse to kombinert i en felles variabel som bestod av alle reelle kombinasjoner (altså der vi har data). Den beste av fire kandidatmodeller for tilstand og to kandidatmodeller for referansetilstand ble da testet ved bruk av Akaike Information Criterion (AIC), som er en objektiv måte å rangere modeller mot hverandre ut fra hvor stor del av variasjonen som er forklart, samtidig som man straffes for kompliserte modeller.

I figurene som genereres automatisk fra GAM-analysene er responsen (y-aksen) skalert rundt 0. Verdiene på y-aksen kan derfor ikke tolkes direkte, men kurveforløpet er slik det ville vært ved uskalerte data. En slik skalering av responsene skal gjøre figurene mer sammenliknbare (Økland m.fl. 2003).

2.2.2.1 Prediksjon fra modell

For å komme frem til predikerte verdier for tilstand og referansetilstand tok vi utgangspunkt i modellen som er resultatet av de statistiske analysene og parametriserer denne i forhold til hvilke økoregioner og innsjøtyper vi skal beregne for. Variabelen År parametriseres for hvert aktuelt år i predikeringen av tilstand, mens for referansetilstand parametriseres år til 1960, som representerer det tidligste tidspunktet i dataserien og således nærmest en antatt naturtilstand. Dog er det viktig å påpeke at mange av innsjøene antageligvis var påvirket av menneskelig aktivitet også i 1960, så vi har ingen garanti for at prediksjoner for dette året faktisk representerer referansetilstand. I teorien kan man ekstrapolere tilbake til et tidspunkt som ikke dekkes av dataserien, men dette er ikke forsvarlig da man ofte får urealistiske og usikre prediksjoner. I modeller som inkluderte TotP (kun referansetilstand), parametriserte vi denne til bakgrunnsnivåer (referansenivåer) definert i vanddirektivet. Disse ligger mellom 3 og 7 µg/L, avhengig av innsjøtype (Tabell 7.8 i klassifiseringveilederen). Av praktiske grunner satt vi dette referansenivået til 5 for alle innsjøtyper, da det i praksis gir minimalt utslag om vi avviker med et par enheter fra referansenivået.

2.2.3 Beregning av tilstand

For å beregne tilstand etter **stratifisering** grupperte vi alle dataene etter økoregion og innsjøtype. I tillegg grupperte vi etter ulike tidsperioder (1, 5 og 10 års intervaller) for å få estimater på tilstand over tid. Gjennomsnittlig tilstand ble så beregnet for hver gruppe.

For å beregne tilstand ved **modellering** fulgte vi metoden beskrevet ovenfor (Kapittel 2.2.2) og laget modeller som inneholdt variablene Økoregion, Innsjøtype og År. TotP ble ikke inkludert i disse modellene av grunner nevnt i Kapittel 2.2.

2.2.4 Beregning av referansetilstand

I Kapittel 1.5.2 nevnte vi fem ulike metoder for å beregne referansetilstand. Disse er gjengitt og utdypet nedenfor. Den første metoden (Kapittel 2.2.4.1) innebærer ingen form for beregning, da referanseverdiene hentes direkte fra vanddirektivet. De to neste (Kapittel 2.2.4.2 og 2.2.4.3) representerer ulike former for stratifisering, basert på ulike utvalg av datamaterialet (hvorav metoden med referanseinnsjøer ble utelatt her). De to siste metodene dreier seg om modellering (Kapittel 2.2.4.4 og 2.2.4.5), basert på henholdsvis fullt datasett og et «lav-fosfor-utvalg». Vi har altså beregnet referansetilstand på fire ulike måter for Tlc, delvis for å se hvorvidt de gir veldig forskjellige resultater, og da i tilfelle om det er grunn til å revurdere de etablerte referanseverdiene i vanddirektivet.

2.2.4.1 Vanddirektivets referanseverdier

Siden indikatorene for vannplanter er en etablert indeks i vanddirektivet finnes det allerede definerte og (i de fleste tilfeller) interkalibrerte referanseverdier satt i vanddirektivet. Og siden det er et generelt ønske om at resultatene fra naturindeks og vanddirektivet skal være mest mulig konsistente, vil det være en fordel om vanddirektivets referanseverdier også kan brukes for naturindeksen. Imidlertid er referanseverdiene i vanddirektivet satt ut fra et mer begrenset datasett enn det vi nå har tilgang til og utviklingen av indeksen er gjort ved bruk av mindre avanserte beregningsmetoder. Det er derfor en god anledning for å legge til rette for en revurdering av vanddirektivets referanseverdier gjennom dette prosjektet, blant annet ved å presentere dose-responskurver av TotP på Tlc-indeksen (Kapittel 3.2.3).

2.2.4.2 Vanddirektivets utvalgte referanseinnsjøer

Basisovervåkingen av innsjøer under vannforskriften innebærer blant annet overvåking av 13 såkalte referanseinnsjøer. Disse er antatt å være i referansetilstand og kunne således vært brukt som utvalg for beregning av referansetilstand også i naturindeksen, enten ved bruk av stratifisering eller modellering. Imidlertid dekker disse innsjøene på langt nær alle kombinasjoner av økoregioner og innsjøtyper. I tillegg viser det seg at mange av referanseinnsjøene faktisk ikke holder svært god eller god tilstand (Solheim m.fl. 2016). Vi har derfor ikke gått videre med denne metoden for beregning av referansetilstand for vannplanter.

2.2.4.3 Stratifisering basert på et lav-fosfor-utvalg

En tredje mulighet for beregning av referanseverdier for naturindeks er å gjøre et utvalg fra datamaterialet og bruke kun registreringer med lave fosforverdier for stratifiseringsøvelser. Som nevnt i Kapittel 2.2.2.1, kan vi bruke vanddirektivets definerte referansenivåer for fosfor (Tabell 7.8 i klassifiseringsveilederen) og basere våre beregninger på de registreringene i datamaterialet der TotP er målt til 5 µg/L eller lavere.

2.2.4.4 Modeller der fosfor inngår

En fjerde metode for beregning av referanseverdier er ved bruk av modeller der fosfor inngår som variabel i analysene. Deretter predikeres referansetilstand for Tlc ved å «skru» parameterverdiene til bakgrunnsnivå (referansenivå) definert i vanddirektivet (Veileder 2:2018). Fordelen ved denne metoden fremfor de andre måtene å beregne referanseverdier på, er at vi da kan bruke hele datamaterialet, i stedet for å bruke kun et utvalg der innsjøer i antatt referansetilstand inngår. Denne metoden er tidligere brukt som en av flere alternative metoder for fastsetting av referanseverdier for bløtbunnsindekser i kystvann i vannforskriften (Pedersen m.fl. 2016).

2.2.4.5 Modeller basert på et lav-fosfor-utvalg

Denne metoden er lik som forrige, men analysene er basert på kun et utvalg av observasjoner med lave fosforkonsentrasjoner (≤ 5) (som i 2.2.4.3) og uten at TotP-variabelen er med i modellen.

2.2.5 Beregninger på kommunenivå for bruk i naturindeksen

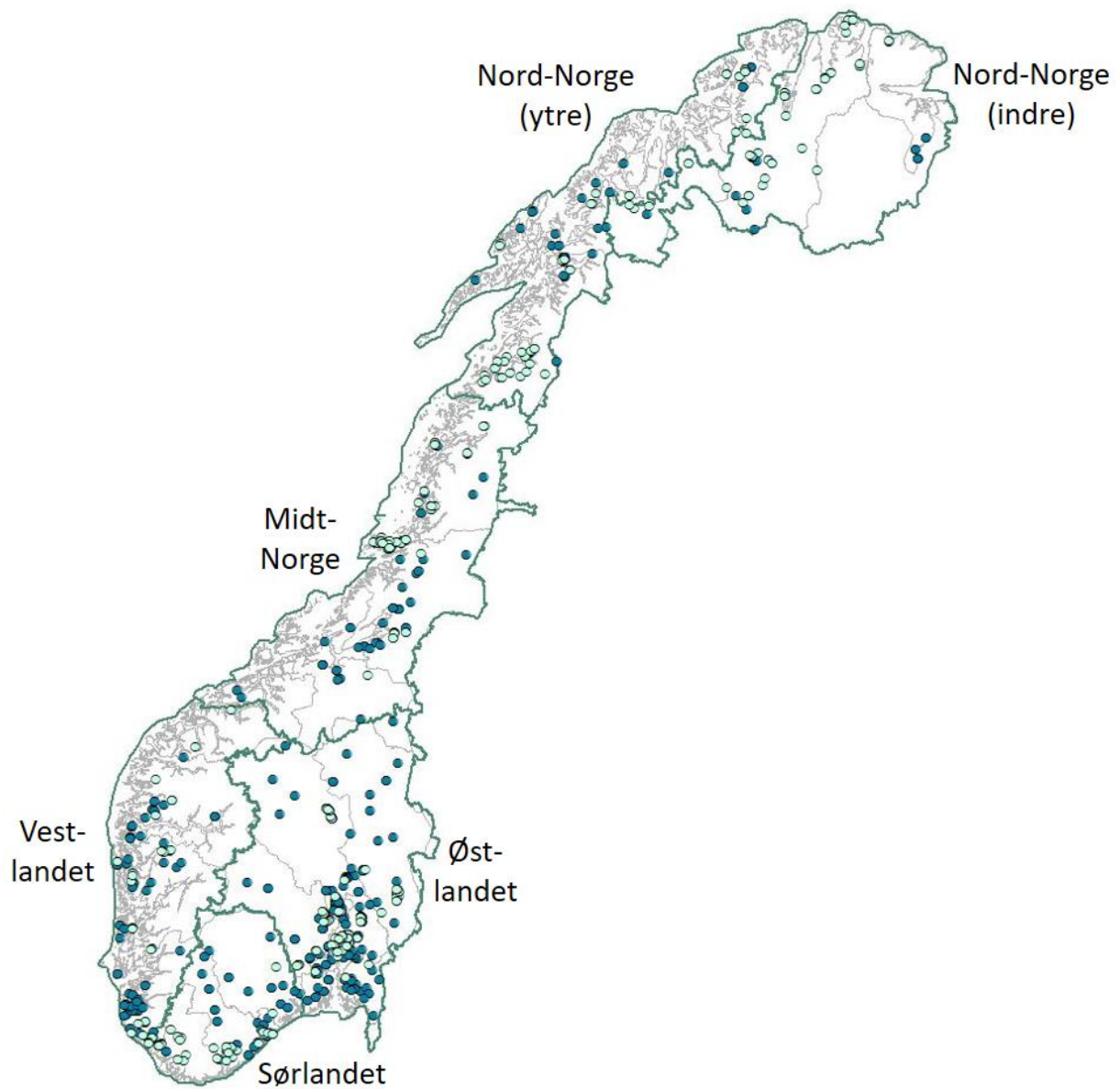
For å akkumulere verdiene til kommunenivå i naturindeks, brukte vi den beregnede/predikerte verdien fra stratifisering eller modelleringen for hver vannforekomst (innsjø) av hver økoregion-innsjøtypekombinasjon. Deretter beregnet vi et gjennomsnitt for alle innsjøene i hver kommune. Dette ble gjort i ArcGIS. Dette ble gjort per år (eller tiårsperiode) i de tilfellene det var aktuelt (altså i beregningen av tilstand).

3 Resultater

3.1 Datamateriale

Datasettet for vannplanter var på i alt 786 registreringer, eller såkalte innsjø-år (Figur 2, Tabell 2). Materialet strekker seg fra noen få registreringer allerede midt på 1950-tallet, mens hovedvekten av dataene er samlet etter 1990 og fram til 2016. Registreringene er gjort i mer enn 600 ulike innsjøer. De fleste av stasjonene er besøkt kun én gang (n=467), mens andre er besøkt opptil seks ganger i ulike år. Dataene stammer fra mange ulike prosjekter i NIVAs regi, og det er kun i nyere tid (2009-) at deler av innsamlingen er del av et større overvåkingsprogram (først og fremst ØKOSTOR og ØKOFERSK). Alle seks økoregioner og 20 fylker (Figur 2), samt hele 44 % av kommunene, er representert. Datasettet dekker derfor mange viktige naturlige miljøgradienter. Imidlertid finnes få registreringer over tregrensen i materialet, da fjellinnsjøer ikke har vært prioritert i særlig grad.

I Norge finnes mer enn 250 000 innsjøer, men kun 6 390 av disse har blitt typifisert og dermed fått en ID i vannforskriften (nve.no). Mange av innsjøene i vårt datamateriale mangler derfor ID, og siden innsjøtype var grupperingsfaktor og viktig kilde til variasjon i Tlc, var vi nødt til å fjerne alle registreringer uten ID i beregningen av tilstand og referansetilstand. Dette reduserte materialet med 296 registreringer. Videre fjernet vi registreringer der det totale antallet arter funnet var tre eller færre (n=34), som har blitt sett på som minstekravet for beregning av Tlc-indeksen (M. Mjelde pers. komm.). Til slutt fjernet vi registreringer der fosforkonsentrasjon ikke var blitt målt (n=40), siden fosfor var en viktig forklaringsvariabel i de statistiske modellene og nødvendig for predikering av referansetilstand ut fra modellene. Innledende analyser (Kapittel 3.2) viste også at noen få (n=5) ekstremt høye fosforverdier (> 200 µg P/l) påvirket analysene i uforholdsmessig stor grad (såkalte statistiske uteliggere) – disse ble også fjernet. Utvalget som brukes i innledende analyser var derfor på 411 registreringer (Tabell 3). Til de endelige beregningene av tilstand og referansetilstand ble ytterligere ni observasjoner fjernet gjennom de innledende analysene på grunn av lite datamateriale i enkelte økoregion-innsjøtype grupper (se Kapittel 3.2.3), så endelig analyseutvalg er på 402 registreringer.



Figur 2. Det samlede datasettet av vannplanter med 786 registreringer fordelt i de seks økoregionene for innsjøer i Norge. Mørke punkter representerer innsjøer med ID i vannforskriften (altså som er typifisert og som dermed kan inngå i analyser av tilstand og referansetilstand), mens lyse punkter er uten ID.

Tabell 2. Antall registreringer (innsjø-år) av vannplanter fordelt over femårsperioder (med unntak av siste periode som utgjør kun to år) i de seks økoregionene for innsjøer i Norge.

Økoregion / Periode	1955 1959	1960 1964	1965 1969	1970 1974	1975 1979	1980 1984	1985 1989	1990 1994	1995 1999	2000 2004	2005 2009	2010 2014	2015 2016	Tot
Østlandet	1	1	15	1	5	9	1	35	57	46	34	111	36	352
Sørlandet					2	5	3	19	13	4	14	9	11	80
Vestlandet			3		2		3	10	27	9	12	20	12	98
Midt-Norge						3		6	35		10	40	16	110
Nord-Norge ytre								18	21		15	35	7	96
Nord-Norge indre						7		5	29		3	5	1	50
Totalt	1	1	18	1	9	24	7	93	182	59	88	220	83	786

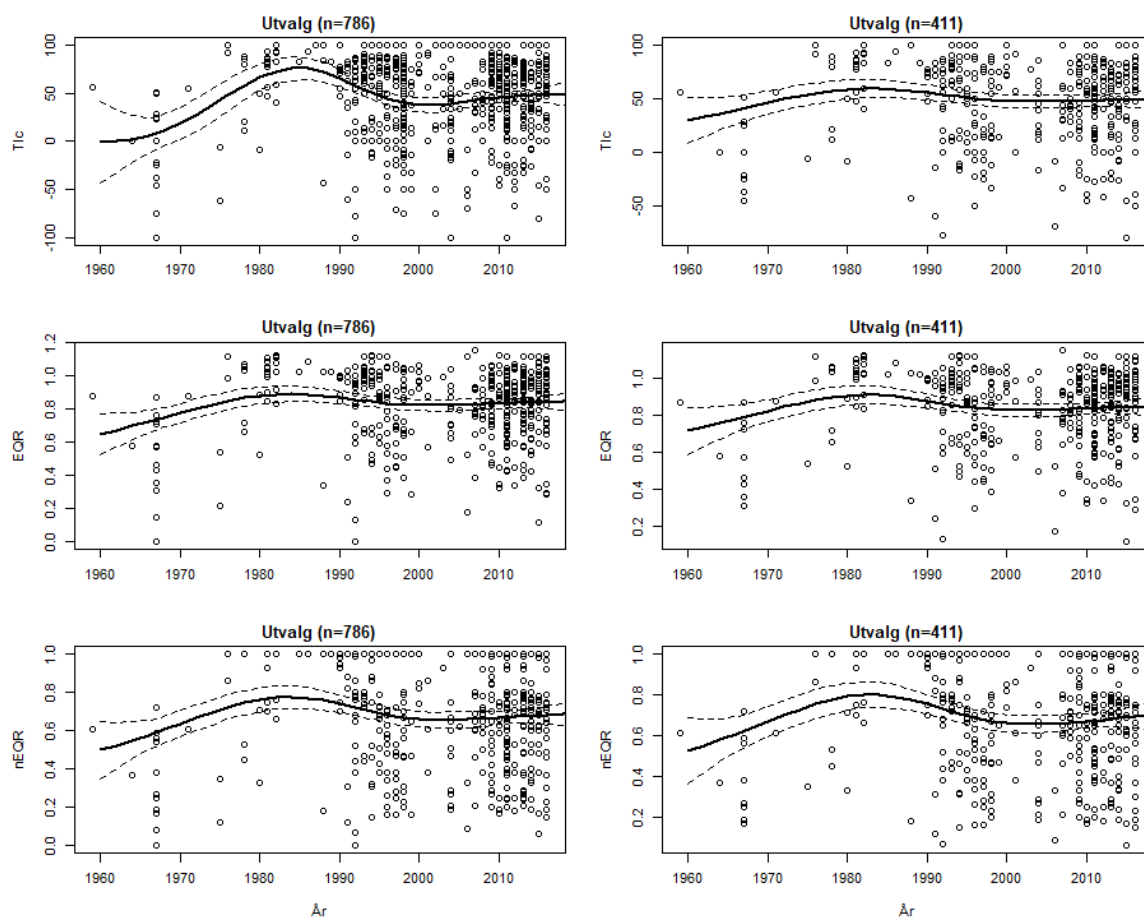
Tabell 3. Utvalget av registreringer (innsjø-år) av vannplanter fordelt over femårsperioder (med unntak av siste periode som utgjør kun to år) i de seks økoregionene, etter at registreringer uten ID i vannforskriften (dvs. uten typologi), antall arter ≤ 3 , samt manglende og ekstreme fosforverdier er fjernet.

Økoregion / Periode	1955 1959	1960 1964	1965 1969	1970 1974	1975 1979	1980 1984	1985 1989	1990 1994	1995 1999	2000 2004	2005 2009	2010 2014	2015 2016	Tot
Østlandet	1	1	11	1	4	9	1	20	17	11	28	75	25	204
Sørlandet					2	4	2	8	5	3	5	9	6	44
Vestlandet					2		2	5	16	8	7	14	10	64
Midt-Norge						3		4	12		5	17	9	50
Nord-Norge ytre								15	6		3	10	4	38
Nord-Norge indre						6		2	1		1		1	11
Totalt	1	1	11	1	8	22	5	54	57	22	49	125	55	411

3.2 Innledende analyser

3.2.1 Utvikling av Tlc over tid

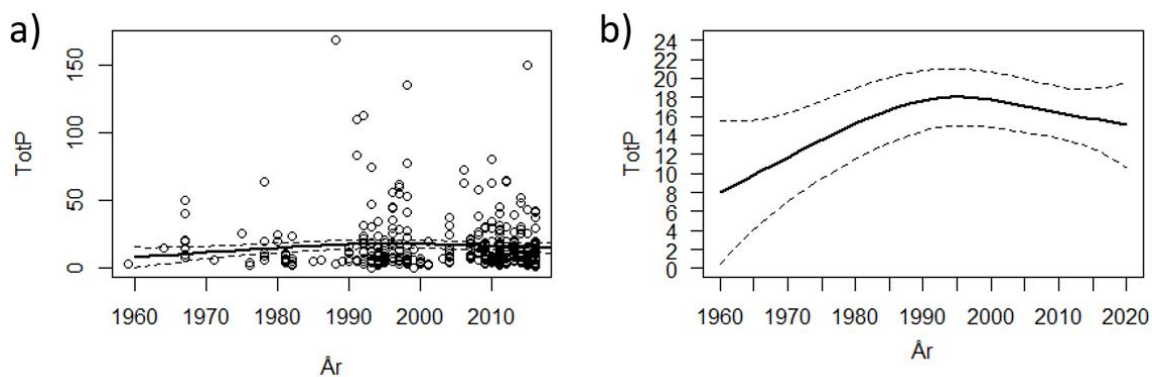
Det analyserte datasettet viser en positiv utvikling av Tlc (dvs. forbedring av tilstand) gjennom 60, 70 og tidlig 80-årene (Figur 3). Imidlertid er datamaterialet veldig tynt fra denne perioden og det er usikkert hvor sterk/reell denne økningen faktisk er. Fra rundt 1990 er datagrunnlaget bedre, og vi ser en svak nedgang i indeksverdier mot år 2000. Analysene er gjort for EQR og nEQR i tillegg til Tlc og viser at de tre variantene av indeksen viser samsvarende mønstre ($F > 3,4$; $p < 0,040$). I tillegg ser vi at kurvene basert på datautvalget på 411 registreringer følger noenlunde samme mønster som det samlede datasettet, noe som indikerer at vi har et representativt utvalg, selv om datasettet er nær halvert fra det opprinnelige på 786 registreringer.



Figur 3. Utviklingen av Tlc over tid målt som Tlc, EQR og nEQR basert på analyser av fullt datasett ($n=786$) (venstre) og utvalget på 411 observasjoner (høyre). De predikerte kurvene er basert på GAM-modeller der År er eneste forklaringsvariabel.

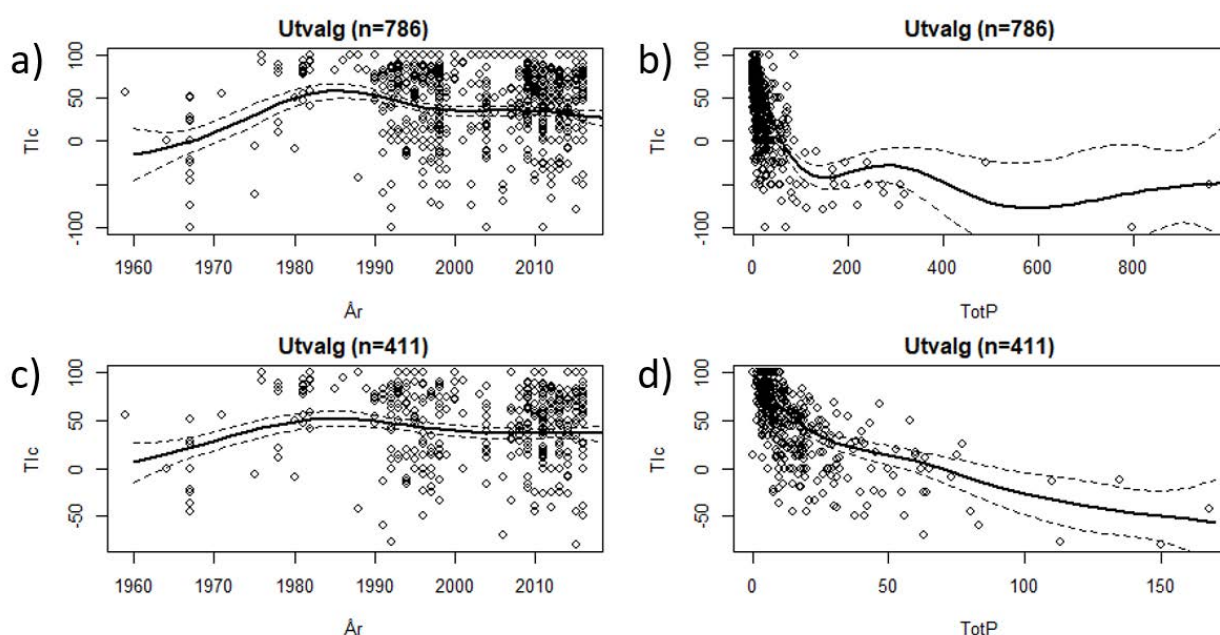
3.2.2 Effekt av fosfor på Tlc

En analyse av utviklingen av fosforkonsentrasjonen viser, i likhet med Tlc-indeksen, at det også for fosfor er en økning fra 1960 og frem til 1990-tallet, før konsentrasjonene avflater og muligens avtar noe de siste 20 årene ($F=3,8$; $p=0,017$; Figur 4). Også her ser vi at konfidensintervallet er spesielt stort i begynnelsen av kurven (Figur 4b), noe som gjenspeiler tynt datamateriale i perioden 1960-1990 (figur 4a). Som for Tlc-utviklingen, er det usikkert hvor sterk/reell denne økningen faktisk er.



Figur 4. Utviklingen av fosfor over tid. De to figurene viser samme resultat, visualisert med (a) og uten (b) observasjoner. Testen er utført på det utvalgte datamaterialet på 411 observasjoner.

Ved å inkludere TotP i tillegg til År som forklaringsvariabel i analysene, ser vi effekten av År etter at TotP er korrigert for og omvendt (Figur 5). Til tross for en tilsynelatende positiv korrelasjon mellom TotP og Tlc i begynnelsen av perioden (økende trend i både Figur 3 og 4), så er den overordnede sammenhengen negativ (Figur 5 b og d) ($F_{n=411} > 89,1$; $p < 0,0001$). Det er fremdeles en signifikant effekt av År ($F_{n=411} > 9,2$; $p < 0,0001$) som ikke er knyttet til TotP, men hva denne variasjonen skyldes er uvisst. Både effektene av År og TotP er sterkt signifikante og hele 54 % av variasjonen i Tlc er forklart ved disse to variablene ($R^2_{n=411} = 0,54$). Analysen er gjort både på det fulle datasettet og utvalget, og viser at selv om kurvene utvikler seg noenlunde likt, ser vi også at Tlc-forløpet ved høye fosforverdier blir svært usikker på grunn av tynt datamateriale i denne enden av skalaen. Den uforholdsmessige store innflytelsen disse få observasjonene får i modellen ligger til grunn for fjerning av 5 observasjoner med fosforverdier høyere enn 200 (dette gjaldt kun 5 observasjoner etter at annen seleksjon var blitt gjort på det totale materialet).



Figur 5. Tlc som funksjon av År og TotP for fullt datasett (a og b) og for utvalget (c og d). De to forklaringsvariablene er inkludert i samme modell, slik at effekten av år (a og c) viser forklart restvariasjon etter at fosfor er kontrollert for, og omvendt (b og d). Den uforholdsmessige store innflytelsen høye fosforverdier får i modellen ligger til grunn for fjerning av 5 observasjoner med fosforverdier høyere enn 200.

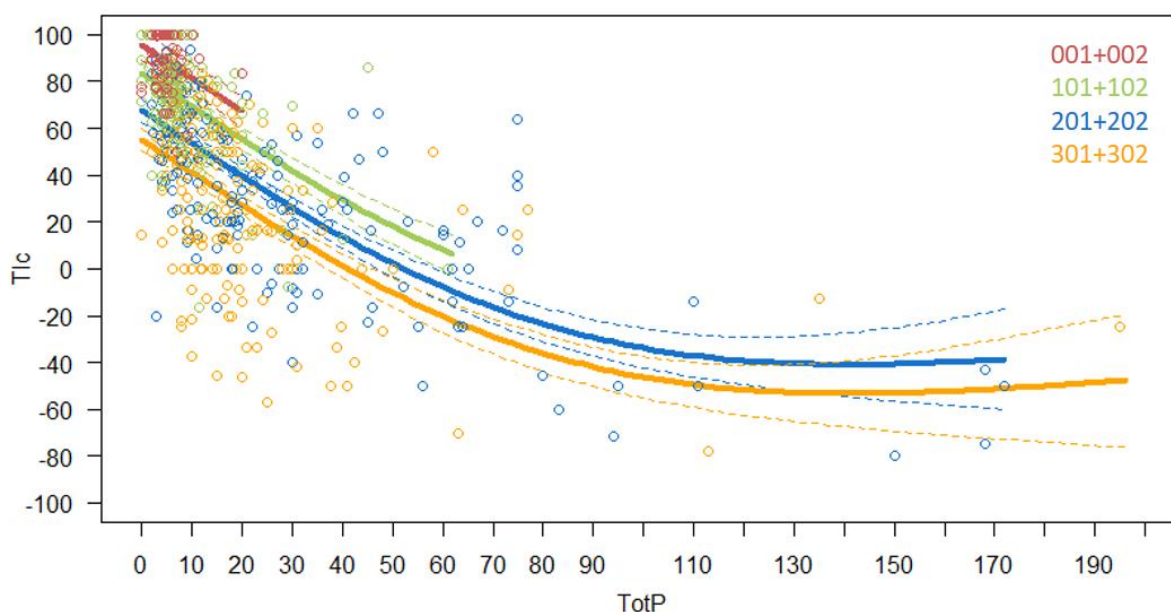
3.2.3 Observasjoner av Tlc i økoregioner og innsjøtyper

Selv om datamaterialet dekket alle seks økoregioner og åtte innsjøtyper, var materialet tynt eller manglende i enkelte kombinasjoner av disse (Tabell 4). For å kunne gjøre analyser der disse to faktorene inngår, kreves det en viss mengde data i hver gruppe (kombinasjon). Vi valgte å sette grensen på mer enn 5 observasjoner i en økoregion-innsjøtypekombinasjon for å inkluderes i videre beregninger og analyser. Men før vi slettet noen observasjoner vurderte vi hvorvidt noen av økoregionene eller innsjøtypene kunne slås sammen. Grunnet svært få observasjoner ($n=11$) i indre Nord-Norge valgte vi å slå sammen indre med ytre Nord-Norge. I de få tilfellene det var mulig å sammenligne indre og ytre Nord-Norge (innsjøtype 102, 201 og 202) var verdiene for Tlc svært like (Figur 7), noe som bidrar til å forsvare denne sammenslåingen.

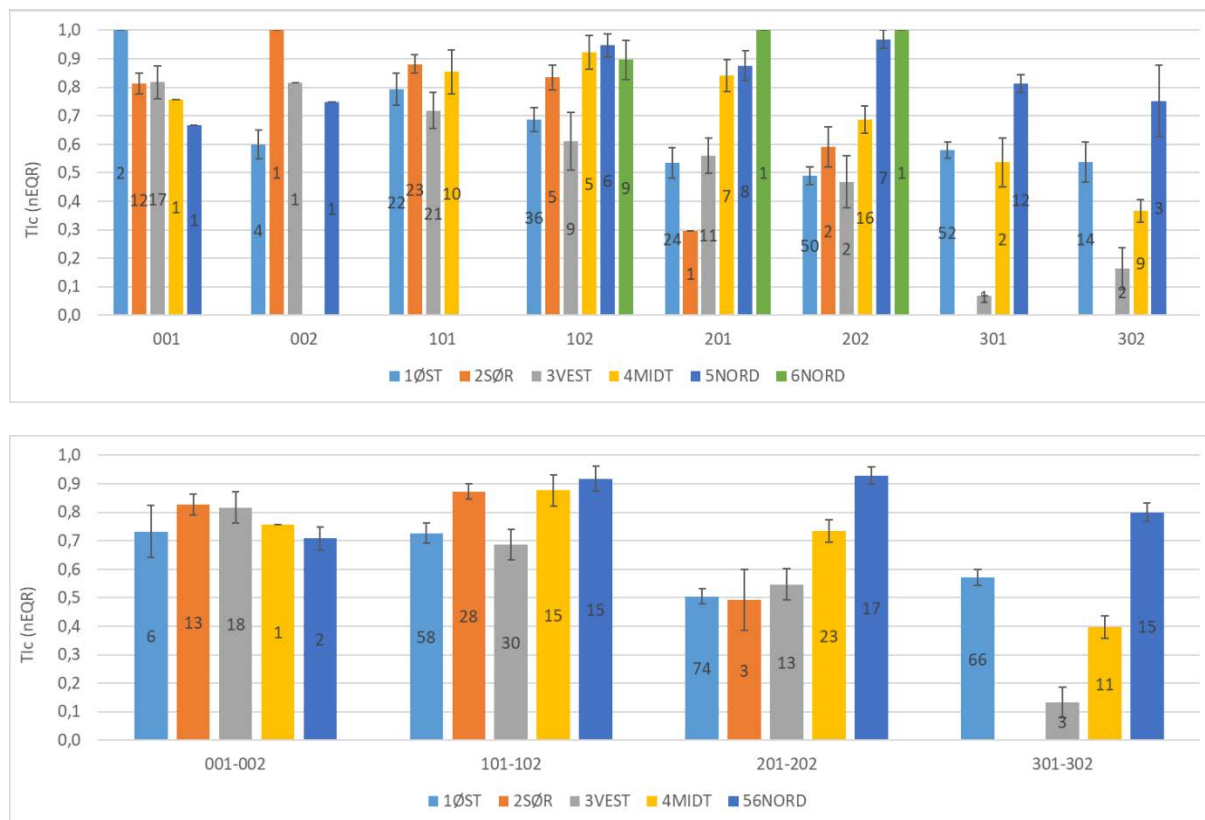
Tabell 4. Antall observasjoner fordelt på økoregion og innsjøtype. Kun innsjøer med ID i vannforskriften er inkludert her. Se Tabell 1 for forklaring til kode for innsjøtyper.

Økoregion / Innsjøtype	001	002	101	102	201	202	301	302	Totalt
Østlandet	2	4	22	36	24	50	52	14	204
Sørlandet	12	1	23	5	1	2			44
Vestlandet	17	1	21	9	11	2	1	2	64
Midt-Norge	1		10	5	7	16	2	9	50
Nord-Norge ytre	1	1		6	8	7	12	3	38
Nord-Norge indre				9	1	1			11
Totalt	33	7	76	70	52	78	67	28	411

For å vurdere om noen av innsjøtypene kunne slås sammen gjorde vi et sett med analyser for å teste hvordan effekten av fosfor på Tlc varierer med ulike inndelinger av innsjøtyper (Figur 6). Totalt syv kandidatmodeller ble testet, der de åtte innsjøtypene ble gruppert 2 og 2 (klare innsjøer slått sammen med humøse), 4 og 4 (svært kalkfattig slått sammen med kalkfattig og moderat kalkrik slått sammen med kalkrik, i tillegg til klar/humøs-sammenslåingen), eller forble ugruppert (Tabell 1). Analysene ble testet i både additive modeller (dvs. uten interaksjon) og i modeller som inneholdt interaksjonen mellom fosfor og innsjøtype. Også en kandidatmodell uten innsjøtype ble testet. AIC-verdiene for de syv kandidatmodellene viste at en additiv modell med fire innsjøtypegrupper var den beste ($R^2=56\%$; $F_{\text{Innsjøtype}}=38,4$; $p_{\text{Innsjøtype}}<0,0001$; $F_{\text{TotP}}=181,4$; $p_{\text{TotP}}<0,0001$; Figur 6). Figur 7 viser Tlc-verdier før og etter sammenslåing av økoregion 5 og 6, samt klare og humøse innsjøtyper. Tlc-verdier for de sammenslåtte innsjøtypene avviker lite, noe som vises best i grupper med mye data (f.eks. 201+202). For grupper med lite data er forskjellene av og til noe større, men dette kan skyldes tilfeldigheter og enkeltobservasjoner som gir utslag der vi har lite data (Figur 7). Etter sammenslåingen var det fremdeles fire økoregion-innsjø-kombinasjoner med $n \leq 5$. Ni observasjoner i disse gruppene ble derfor slettet, slik at det endelige datasettet brukt i beregning og modellering av tilstand og referansetilstand var på 402 observasjoner.



Figur 6. Effekten av fosfor på Tlc, for svært kalkfattige (001+002), kalkfattige (101+102), moderat kalkrike (201+202) og kalkrike (301+302) innsjøer. Klare innsjøtyper (innsjøtypenummer slutter på 1) er her slått sammen med humøse (innsjøtypenummer slutter på 2).



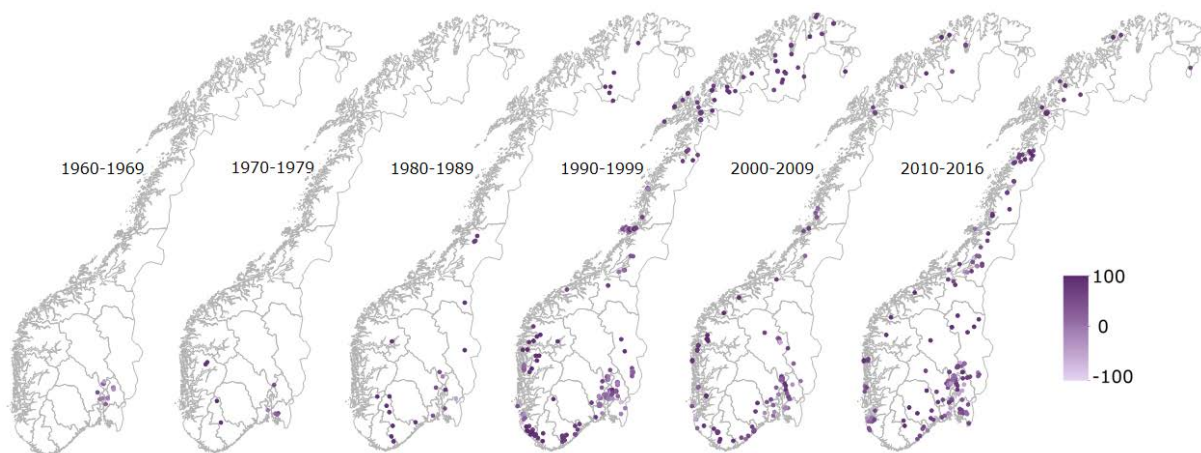
Figur 7. Tlc (vist som nEQR) fordelt per økoregion og innsjøtyper, før (over) og etter (under) sammenslåing av indre og ytre Nord-Norge, samt klare og humøse innsjøtyper.

3.3 Beregning av tilstand

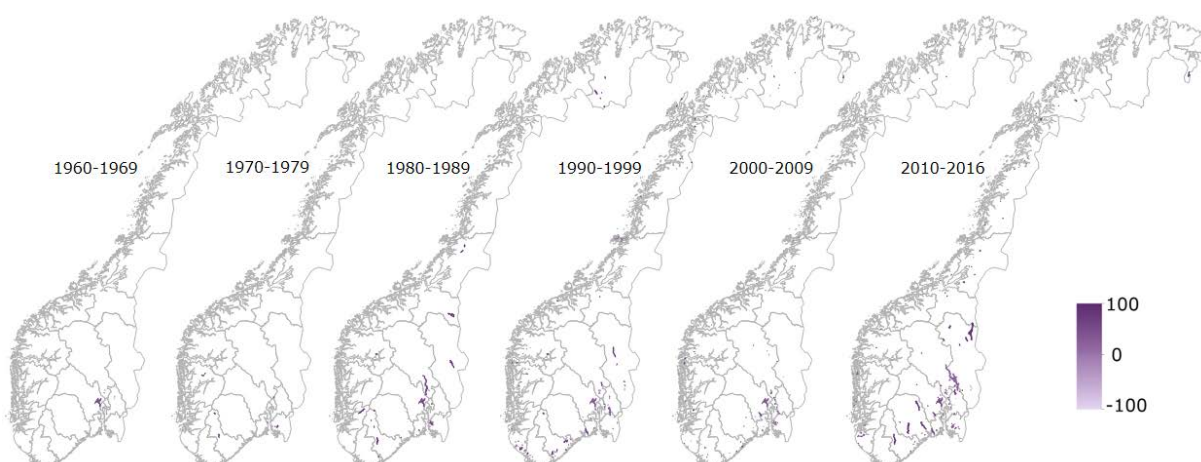
Beregning av tilstand for Tlc er gjort ved stratifisering (Kapittel 3.3.2) og modellering (Kapittel 3.3.3), og sammenlignes også her med rådataene der ingen form for ekstrapolering er blitt brukt (Kapittel 3.3.1). Resultatene viser at observasjonene er blitt gjort gjeldende for stadig større områder, altså har hatt en økende grad av ekstrapolering og geografisk representativitet, fra rådata, via stratifisering til modellering. Og fra punkt, via vannforekomst (innsjø), innsjøtype og økoregion, til kommunenivå. Siden visualiseringen av rådataene ikke innebærer noen form for gruppering, har hele datamaterialet på 786 observasjoner blitt brukt her, men da kun for Tlc-verdier og ikke nEQR-verdier siden typologi ikke er kjent for alle innsjøene i dette materialet. De øvrige figurene er basert på datamaterialet på 402 observasjoner. Dette utvalget inkluderer kun én observasjon fra 1950-tallet, derfor begynner figurene på 1960.

3.3.1 Rådata

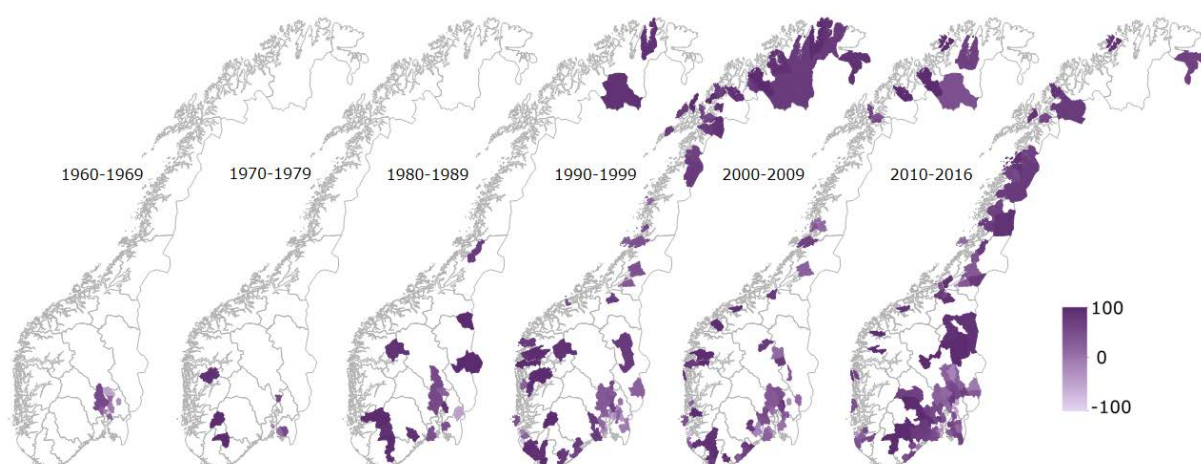
Figurene nedenfor viser Tlc-verdier for rådataene fordelt på tiårsperioder. Vi ønsker her å vise hvor stor dekning vi får ved å bruke hele datamaterialet på 786 observasjoner, men da uten noen form for gruppering (stratifisering eller modellering). nEQR kan ikke vises her siden beregning av EQR er avhengig av kjennskap til typologi, som ikke er kjent for alle innsjøene i det fullstendige materialet.



Figur 8. Tlc fordelt per innsjø (punkter) i tiårsperioder for det totale datamaterialet (n=786). Ingen form for stratifisering eller modellering er brukt her.



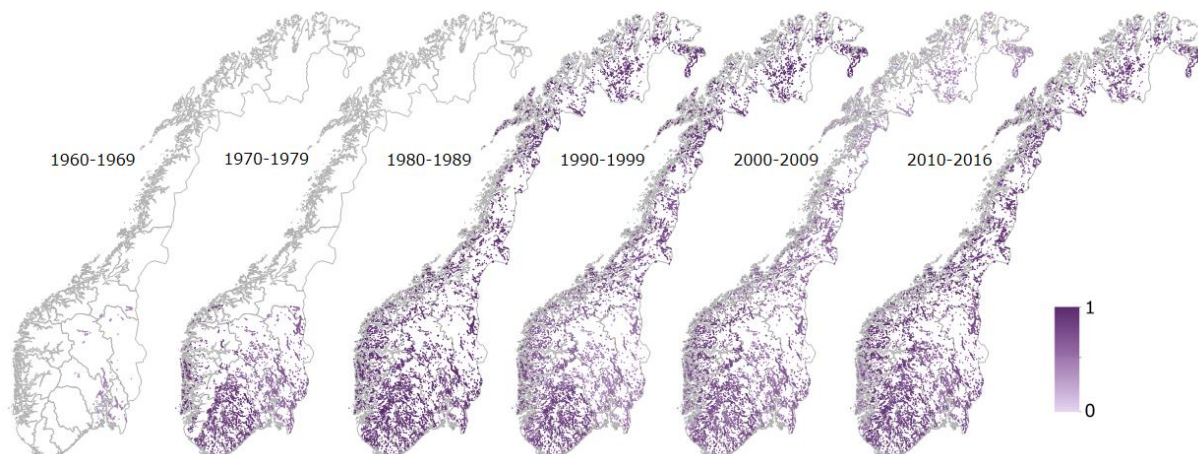
Figur 9. Tlc fordelt per innsjø (vannforekomst) i tiårsperioder for det totale datamaterialet (n=786). Ingen form for stratifisering eller modellering er brukt her.



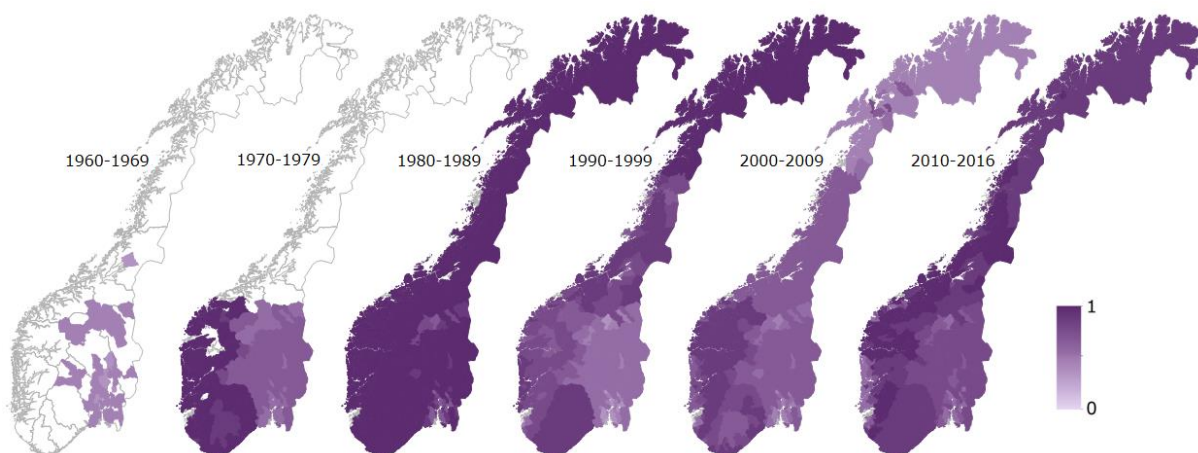
Figur 10. Tlc beregnet som gjennomsnitt av innsjøene innen hver kommune fordelt på tiårsperioder. Det totale datamaterialet (n=786) er brukt her, uten noen form for stratifisering eller modellering.

3.3.2 Stratifisering

Ved stratifisering av tilstand for økoregioner og innsjøtype-kombinasjoner har vi brukt utvalget på 402 observasjoner og viser her hvordan fordelingen ser ut for tiårsperioder på innsjønivå (Figur 11) og kommunenivå (Figur 12). Økoregion 5 og 6 er slått sammen, samt klare og humøse innsjøtyper. Mange av innsjøene er aldri blitt målt, men har allikevel fått en beregnet verdi, da de støtter seg på andre vannforekomster av samme innsjøtype i samme økoregion. Tabell 5 viser tilstand per økoregion og innsjøtype i tiårsperioder basert på beregninger gjort på stratifiserte data.



Figur 11. Tlc (nEQR) fordelt per innsjø (vannforekomst) i tiårsperioder for datautvalget på 402 observasjoner. Alle vannforekomster av samme innsjøtype og i samme økoregion har her samme verdi. Kun innsjøer med ID i vannforskriften er med.



Figur 12. Tlc (nEQR) beregnet per kommune i tiårsperioder basert på stratifiserte data fra utvalget på 402 observasjoner. Kommunegjennomsnitt er beregnet fra alle vannforekomster med ID i vannforskriften.

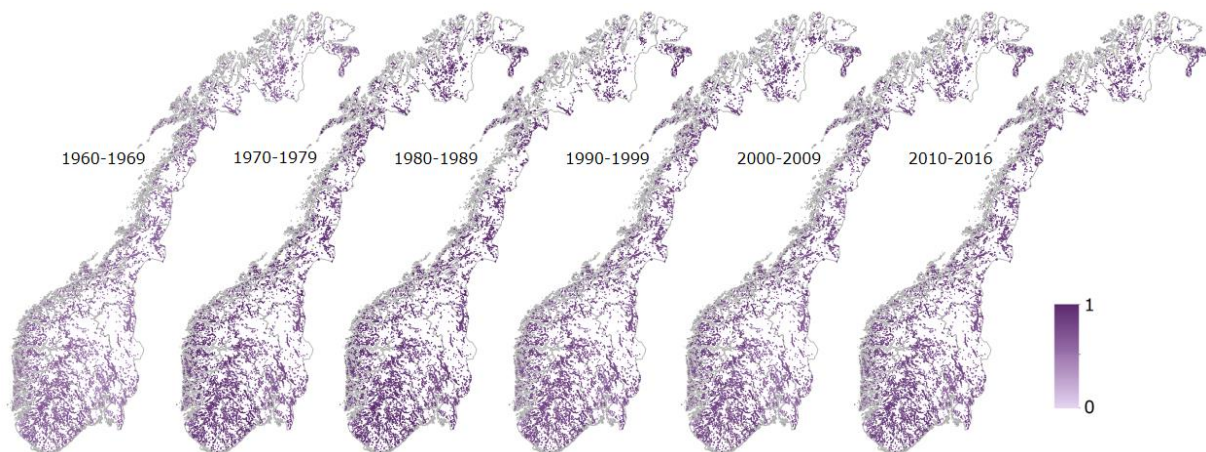
Tabell 5. Beregnet tilstand per økoregion og innsjøtype i tiårsperioder basert på stratifiserte data.

	Østlandet				Sørlandet		Vestlandet			Midt-Norge			Nord-Norge		
	001 002	101 102	201 202	301 302	001 002	101 102	001 002	101 102	201 202	101 102	201 202	301 302	101 102	201 202	301 302
1960-1969			0,42	0,36											
1970-1979		0,61	0,58		0,86	1,00		1,00							
1980-1989		1,00	0,64		1,00	1,00	1,00	1,00		0,98			1,00	1,00	
1990-1999		0,56	0,39	0,59	0,83	0,89	0,69	0,84	0,47	0,85	0,65	0,39	0,94	0,94	0,91
2000-2009		0,64	0,48	0,66	0,65	0,85	0,88	0,69	0,49	0,67	0,65		0,48		0,78
2010-2016	0,73	0,79	0,54	0,55	0,81	0,80	1,00	0,53	0,61	0,93	0,81	0,40	0,86	0,90	0,73

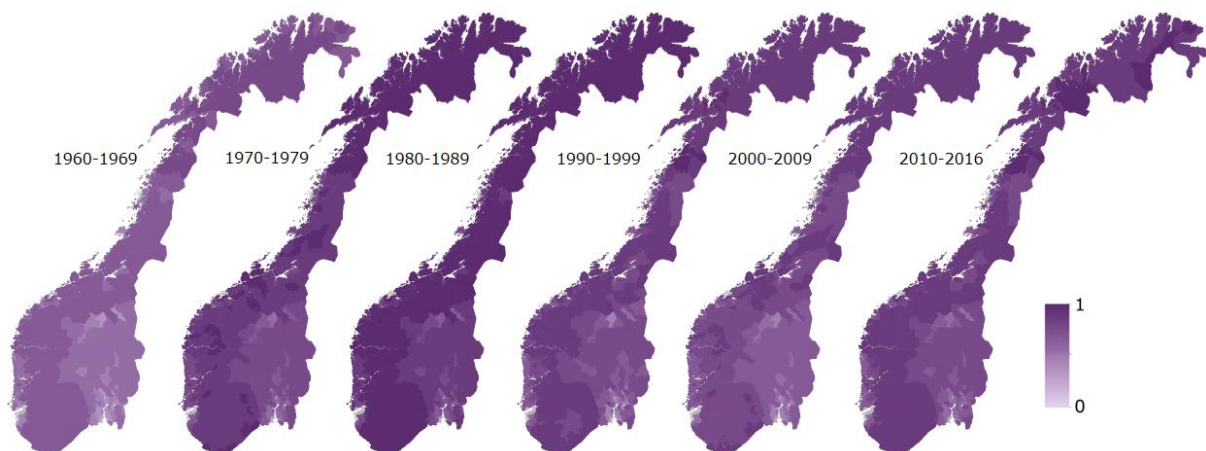
3.3.3 Modelling

I analysen av tilstand, ble to kandidatmodeller testet. I tillegg til å inneholde År som forklaringsvariabel bestod modellene henholdsvis av en additiv - og en interaksjonseffekt av Økoregion og Innsjøtype. Interaksjonsmodellen var den beste (dAIC=25,1) og viste en sterk effekt av både År ($F=6,1$; $p<0,0001$) og Økoregion x Innsjøtype ($F=12,4$; $p<0,0001$). 35% av den totale variasjonen var forklart i denne modellen ($R^2=0,35$). Som for stratifiseringen, ble analysene gjort på datasettet bestående av 402 observasjoner der kun innsjøer med ID i vannforskriften er inkludert.

Modellen predikerer for hvert år, men i figurene nedenfor er det laget gjennomsnitt per tiår basert på årlige prediksjoner (Figur 13 og 14) for å være sammenlignbare med øvrige resultater (Kapittel 3.3.1 og 3.3.2), samt av plasshensyn. Mange av innsjøene er aldri blitt målt, men har allikevel fått en beregnet verdi, da de støtter seg på andre vannforekomster av samme innsjøtype i samme økoregion. På samme måte predikerer vi for vannforekomster i økoregioner og innsjøtyper som ikke er blitt besøkt i en gitt tiårsperiode, men allikevel kan vi predikere for disse periodene, siden år er med som en variabel i modellen. Kommunevise gjennomsnitt er beregnet på samme måte som ved stratifisering (og som vist i rådataene), altså gjennomsnitt av beregnede/predikerte verdier for hver vannforekomst innen hver kommune (Figur 14). I alt har vi predikert for 416 av 433 mulige kommuner. Tabell 6 viser predikert tilstand per økoregion og innsjøtype i tiårsperioder basert på prediksjoner fra modellen.



Figur 13. Predikert nEQR av Tlc per innsjø basert på modellert tilstand, der variablene År, samt interaksjonen mellom Økoregion og Innsjøtype er inkludert i modellen.



Figur 14. Predikert nEQR av Tlc per kommune basert på modellert tilstand, der variablene År, samt interaksjonen mellom Økoregion og Innsjøtype er inkludert i modellen.

Tabell 6. Årlig modellert tilstand per økoregion og innsjøtype.

	Østlandet				Sørlandet		Vestlandet			Midt-Norge			Nord-Norge		
	001 002	101 102	201 202	301 302	001 002	101 102	001 002	101 102	201 202	101 102	201 202	301 302	101 102	201 202	301 302
1960	0,47	0,48	0,24	0,33	0,55	0,60	0,59	0,42	0,30	0,60	0,48	0,16	0,61	0,67	0,52
1961	0,49	0,49	0,26	0,35	0,56	0,62	0,61	0,44	0,32	0,61	0,50	0,18	0,63	0,69	0,54
1962	0,50	0,51	0,27	0,37	0,58	0,63	0,63	0,46	0,34	0,63	0,52	0,20	0,64	0,70	0,56
1963	0,52	0,53	0,29	0,38	0,60	0,65	0,65	0,48	0,36	0,65	0,53	0,21	0,66	0,72	0,58
1964	0,54	0,55	0,31	0,40	0,62	0,67	0,67	0,50	0,37	0,67	0,55	0,23	0,68	0,74	0,59
1965	0,56	0,57	0,33	0,42	0,64	0,69	0,69	0,51	0,39	0,69	0,57	0,25	0,70	0,76	0,61
1966	0,58	0,59	0,35	0,44	0,66	0,71	0,71	0,54	0,41	0,71	0,59	0,27	0,72	0,78	0,63
1967	0,60	0,61	0,37	0,46	0,68	0,73	0,73	0,56	0,44	0,73	0,61	0,29	0,74	0,80	0,66
1968	0,63	0,63	0,39	0,49	0,70	0,75	0,75	0,58	0,46	0,75	0,64	0,32	0,76	0,83	0,68
1969	0,65	0,65	0,42	0,51	0,72	0,78	0,77	0,60	0,48	0,78	0,66	0,34	0,79	0,85	0,70
1970	0,67	0,68	0,44	0,53	0,75	0,80	0,80	0,63	0,51	0,80	0,68	0,36	0,81	0,87	0,73
1971	0,70	0,70	0,47	0,56	0,77	0,83	0,82	0,65	0,53	0,82	0,71	0,39	0,84	0,90	0,75
1972	0,72	0,73	0,49	0,58	0,80	0,85	0,85	0,68	0,56	0,85	0,73	0,41	0,86	0,92	0,78
1973	0,75	0,75	0,52	0,61	0,82	0,87	0,87	0,70	0,58	0,87	0,76	0,44	0,89	0,95	0,80
1974	0,77	0,78	0,54	0,63	0,85	0,90	0,90	0,72	0,60	0,90	0,78	0,46	0,91	0,97	0,82
1975	0,79	0,80	0,56	0,65	0,87	0,92	0,92	0,75	0,63	0,92	0,80	0,49	0,93	0,99	0,85
1976	0,82	0,82	0,58	0,68	0,89	0,94	0,94	0,77	0,65	0,94	0,83	0,51	0,95	1,02	0,87
1977	0,83	0,84	0,60	0,69	0,91	0,96	0,96	0,79	0,67	0,96	0,84	0,53	0,97	1,03	0,89
1978	0,85	0,86	0,62	0,71	0,93	0,98	0,97	0,80	0,68	0,98	0,86	0,54	0,99	1,05	0,90
1979	0,86	0,87	0,63	0,72	0,94	0,99	0,99	0,82	0,70	0,99	0,87	0,55	1,00	1,06	0,92
1980	0,87	0,88	0,64	0,73	0,95	1,00	1,00	0,83	0,71	1,00	0,88	0,56	1,01	1,07	0,93
1981	0,88	0,88	0,65	0,74	0,95	1,01	1,00	0,83	0,71	1,01	0,89	0,57	1,02	1,08	0,93
1982	0,88	0,89	0,65	0,74	0,96	1,01	1,01	0,84	0,71	1,01	0,89	0,57	1,02	1,08	0,93
1983	0,88	0,89	0,65	0,74	0,95	1,01	1,00	0,83	0,71	1,01	0,89	0,57	1,02	1,08	0,93
1984	0,87	0,88	0,64	0,74	0,95	1,00	1,00	0,83	0,71	1,00	0,89	0,57	1,01	1,07	0,93
1985	0,87	0,87	0,64	0,73	0,94	0,99	0,99	0,82	0,70	0,99	0,88	0,56	1,01	1,07	0,92
1986	0,86	0,86	0,62	0,72	0,93	0,98	0,98	0,81	0,69	0,98	0,87	0,55	1,00	1,06	0,91
1987	0,84	0,85	0,61	0,70	0,92	0,97	0,97	0,80	0,68	0,97	0,85	0,53	0,98	1,04	0,90
1988	0,83	0,83	0,60	0,69	0,90	0,95	0,95	0,78	0,66	0,95	0,84	0,52	0,97	1,03	0,88
1989	0,81	0,82	0,58	0,67	0,89	0,94	0,93	0,76	0,64	0,94	0,82	0,50	0,95	1,01	0,86
1990	0,79	0,80	0,56	0,65	0,87	0,92	0,92	0,75	0,63	0,92	0,80	0,48	0,93	0,99	0,85
1991	0,77	0,78	0,54	0,64	0,85	0,90	0,90	0,73	0,61	0,90	0,78	0,47	0,91	0,97	0,83
1992	0,76	0,76	0,52	0,62	0,83	0,88	0,88	0,71	0,59	0,88	0,77	0,45	0,89	0,96	0,81
1993	0,74	0,74	0,51	0,60	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,75	0,43	0,88	0,94	0,79
1994	0,72	0,72	0,49	0,58	0,79	0,85	0,84	0,67	0,55	0,85	0,73	0,41	0,86	0,92	0,77
1995	0,70	0,71	0,47	0,56	0,78	0,83	0,83	0,66	0,54	0,83	0,71	0,39	0,84	0,90	0,76
1996	0,69	0,69	0,46	0,55	0,76	0,82	0,81	0,64	0,52	0,81	0,70	0,38	0,83	0,89	0,74
1997	0,68	0,68	0,44	0,54	0,75	0,80	0,80	0,63	0,51	0,80	0,69	0,37	0,82	0,88	0,73
1998	0,67	0,67	0,44	0,53	0,74	0,79	0,79	0,62	0,50	0,79	0,68	0,36	0,81	0,87	0,72
1999	0,66	0,67	0,43	0,52	0,74	0,79	0,78	0,61	0,49	0,79	0,67	0,35	0,80	0,86	0,71
2000	0,66	0,66	0,43	0,52	0,73	0,79	0,78	0,61	0,49	0,78	0,67	0,35	0,80	0,86	0,71
2001	0,66	0,66	0,43	0,52	0,73	0,79	0,78	0,61	0,49	0,79	0,67	0,35	0,80	0,86	0,71
2002	0,66	0,67	0,43	0,52	0,74	0,79	0,79	0,62	0,49	0,79	0,67	0,35	0,80	0,86	0,71
2003	0,67	0,67	0,44	0,53	0,74	0,80	0,79	0,62	0,50	0,79	0,68	0,36	0,81	0,87	0,72
2004	0,68	0,68	0,44	0,54	0,75	0,80	0,80	0,63	0,51	0,80	0,69	0,37	0,81	0,88	0,73
2005	0,68	0,69	0,45	0,55	0,76	0,81	0,81	0,64	0,52	0,81	0,70	0,38	0,82	0,89	0,74
2006	0,69	0,70	0,46	0,56	0,77	0,82	0,82	0,65	0,53	0,82	0,71	0,39	0,83	0,89	0,75
2007	0,70	0,71	0,47	0,57	0,78	0,83	0,83	0,66	0,54	0,83	0,72	0,40	0,84	0,90	0,76
2008	0,71	0,72	0,48	0,57	0,79	0,84	0,84	0,67	0,55	0,84	0,72	0,41	0,85	0,91	0,77
2009	0,72	0,73	0,49	0,58	0,80	0,85	0,85	0,68	0,55	0,85	0,73	0,41	0,86	0,92	0,77
2010	0,73	0,73	0,50	0,59	0,80	0,85	0,85	0,68	0,56	0,85	0,74	0,42	0,87	0,93	0,78
2011	0,73	0,74	0,50	0,59	0,81	0,86	0,86	0,69	0,56	0,86	0,74	0,42	0,87	0,93	0,78
2012	0,73	0,74	0,50	0,60	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,74	0,43	0,87	0,93	0,79
2013	0,74	0,74	0,50	0,60	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,75	0,43	0,87	0,94	0,79
2014	0,74	0,74	0,50	0,60	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,75	0,43	0,87	0,94	0,79
2015	0,73	0,74	0,50	0,60	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,74	0,43	0,87	0,93	0,79
2016	0,73	0,74	0,50	0,59	0,81	0,86	0,86	0,69	0,57	0,86	0,74	0,42	0,87	0,93	0,79

3.4 Beregning av referansetilstand

I tillegg til vannforskriftens definerte referansetilstander for Tlc (Kapittel 3.4.1) presenterer vi her beregninger av referansetilstand for naturindeksen ('økosystem lite påvirket av menneskelig aktivitet') gjort ved stratifisering basert på et lav-fosfor-utvalg av datasettet (Kapittel 3.4.2), samt ved modellering – gjort på hele datasettet (Kapittel 3.4.3) og lav-fosfor-utvalget (Kapittel 3.4.4).

3.4.1 Vanndirektivets referanseverdier

Vanndirektivets referanseverdier for Tlc er gitt i klassifiseringsveilederen (Tabell 4.5a i Veileder 2:2018) og gjengitt her i Tabell 7. Referanseverdiene er ulikt satt for de ulike innsjøtypene, da kalkholdighet og humusinnhold spiller inn på hvilke arter vi kan forvente å finne i de ulike innsjøene, men ikke differensiert mellom økoregioner. Så lenge vi opererer med nEQR-verdier (for så vidt også ikke-normaliserte EQR-verdier), er referanseverdiene lik 1 for alle innsjøtyper (Figur 15, Tabell 7).

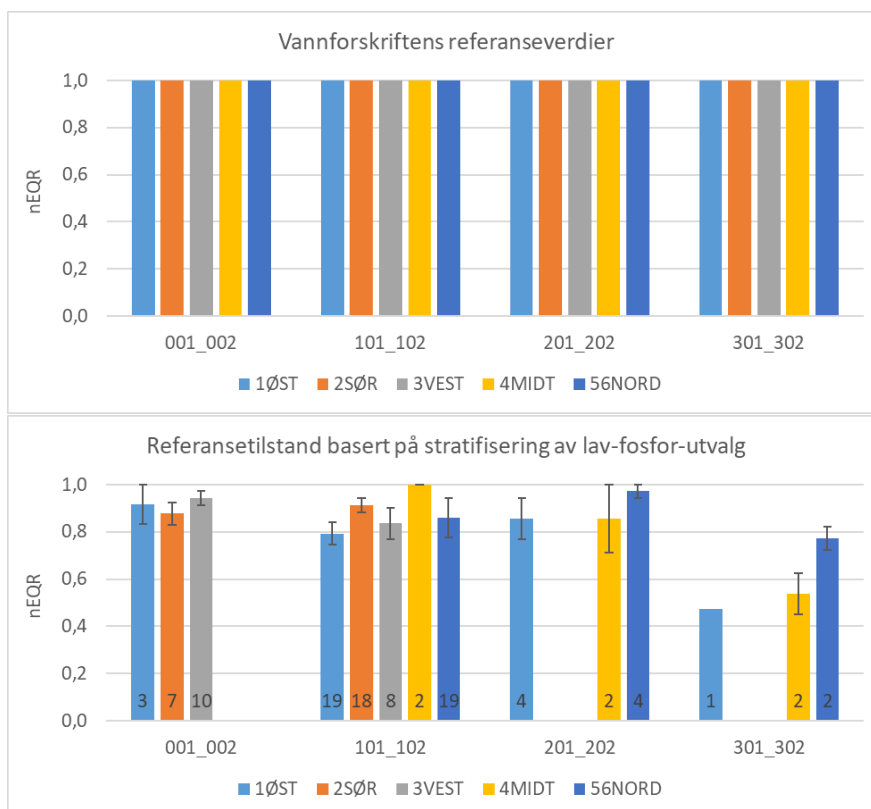
3.4.2 Stratifisering basert på et lav-fosfor-utvalg

Utvalget av datamaterialet med fosforverdier på fem eller lavere utgjorde totalt 96 observasjoner. Gjennomsnittsverdier for hver økoregion-innsjøtype-kombinasjon representerer da referanseverdien. Kun 14 (av i alt 20 mulige) slike kombinasjoner fantes det data for i dette utvalget (Figur 16).

Innsjøtype	Tlc	EQR	nEQR
001 Svært kalkfattig, klar	95	1	1
002 Svært kalkfattig, humøs	78	1	1
101 Kalkfattig, klar	79	1	1
102 Kalkfattig, humøs	78	1	1
201 Moderat kalkrik, klar	74	1	1
202 Moderat kalkrik, humøs	69	1	1
301 Kalkrik, klar	75	1	1
302 Kalkrik, humøs	73	1	1

Tabell 7.

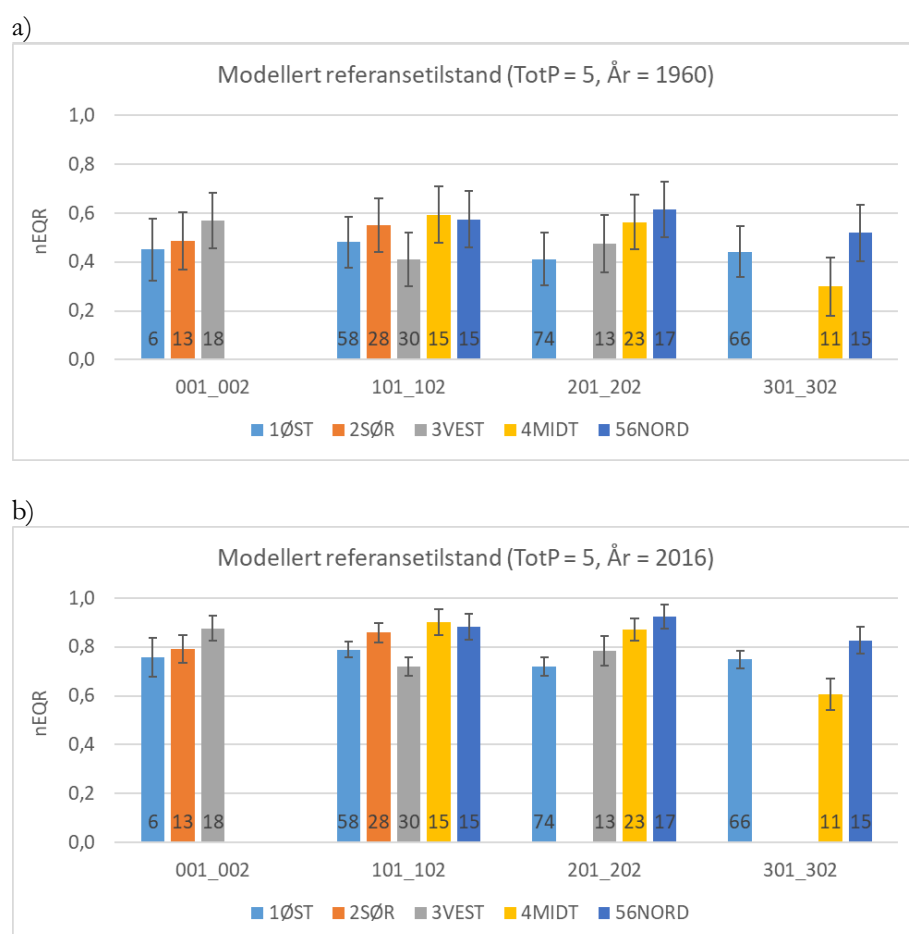
Vanndirektivets referanseverdier for Tlc, EQR og nEQR, gitt for de åtte ulike innsjøtypene der trofiindeksen (Tlc) er gjeldende.



3.4.3 Modeller der fosfor inngår

I analysen av referansetilstand ble fire kandidatmodeller testet. Alle modellene inneholdt variablene År, TotP, Økoregion og Innsjøtype, men varierte mellom å inkludere interaksjonen mellom År og TotP, samt Økoregion og Innsjøtype. Den beste modellen inneholdt Økoregion x Innsjøtype, mens År og TotP ble holdt additive. Modellen viste en sterk effekt av både År ($F=7,5$; $p<0,0001$), TotP ($F=27,4$; $p<0,0001$) og Økoregion x Innsjøtype ($F=3,4$; $p<0,0001$). 49% av den totale variasjonen var forklart i denne modellen ($R^2=0,49$). Som tidligere, ble analysene gjort på datasettet bestående av 402 observasjoner der kun innsjøer med ID i vannforskriften er inkludert.

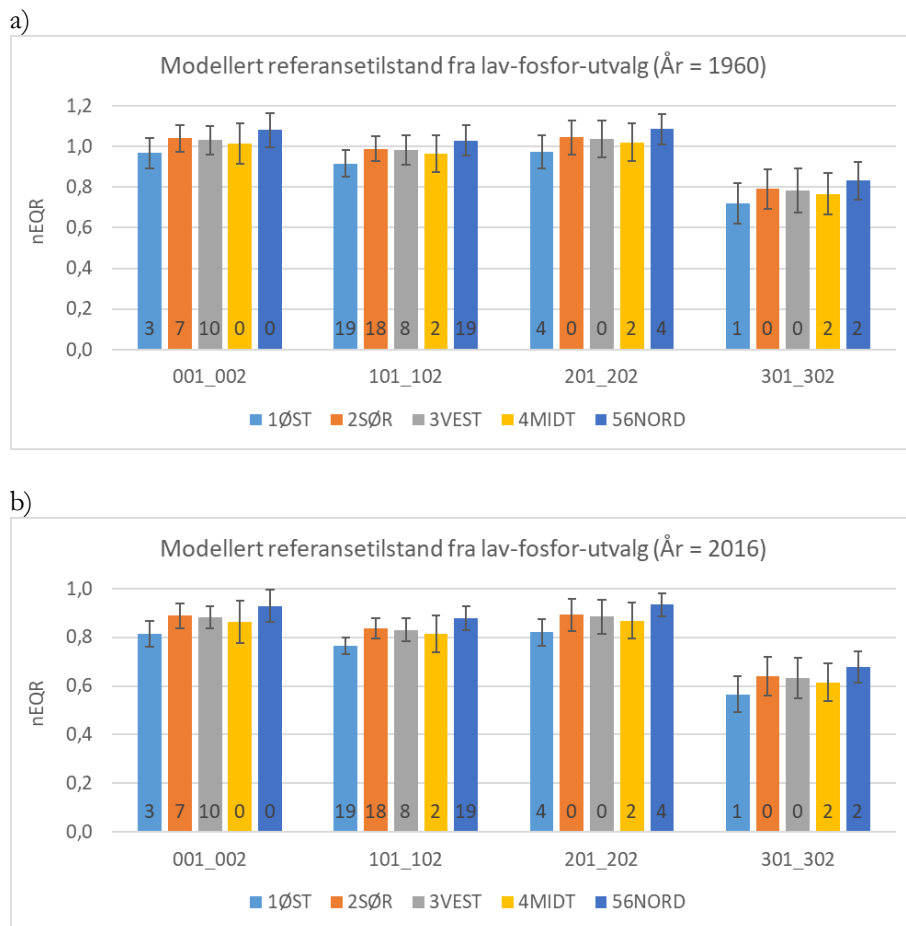
Predikering av referansetilstand ut fra modeller var tenkt gjort for året 1960, da dette året representerer det tidligste tidspunktet i dataserien og således nærmest en antatt naturtilstand. Imidlertid gav dette veldig lave referanseverdier (Figur 17a). Predikering for 2016 gir adskillig høyere referanseverdier, men fremdeles langt under 1 for flere av økoregion-innsjøtypene (Figur 17b).



Figur 17. Modellert referansetilstand predikert for TotP=5 for henholdsvis 1960 (a) og 2016 (b).

3.4.4 Modeller basert på et lav-fosfor-utvalg

I analysen av referansetilstand som baserte seg kun på registreringer med TotP \leq 5 (n=96) ble de samme kandidatmodellene testet som ved fullt datasett (Kapittel 3.4.3), men i tillegg testet vi to modeller uten TotP (med og uten interaksjonen mellom Økoregion og Innsjøtype). Den beste modellen inneholdt År, samt den additive effekten av Økoregion og Innsjøtype. Modellen viste ingen signifikant effekt av Økoregion (F=1,5; p=0,2021), en sterk effekt av Innsjøtype (F=4,6; p=0,0050) og en svak effekt av År (F=4,1; p=0,0472). Kun 17 % av den totale variasjonen var forklart i denne modellen (R²=0,17). Predikering av referansetilstand ut fra modeller ble også her gjort for både 1960 og 2016 (Figur 18b). Det faktum at den selekterte (beste) modellen hadde en additiv effekt mellom Økoregion og Innsjøtype gjør at vi her er i stand til å predikere også for økoregion-innsjøtypekombinasjoner uten data. Den additive modellen antar nemlig at det innbyrdes forholdet mellom økoregioner er lik for alle innsjøtyper. Eller sagt på en annen måte, at forskjellen mellom innsjøtyper er lik for alle økoregioner. Hvorvidt dette er en riktig antagelse kan diskuteres, men for ikke å presentere et utall mange alternativer, har vi valgt å bruke AIC-verdier, og på den måten presentere den objektivt sett beste modellen. Den beste kandidatmodellen uten additiv effekt hadde en dAIC=5,1. Altså ikke veldig mye dårligere enn den selekterte.



Figur 18. Modellert referansetilstand basert på utvalg med TotP \leq 5 for henholdsvis 1960 (a) og 2016 (b). Merk at skalaen på y-aksen går over 1,0 i figur a).

4 Diskusjon

Arbeidet i dette prosjektet har vist hvordan ulike metoder for beregning av tilstand og referansetilstand kan bli brukt for å øke den geografiske representativiteten for punktmålte indikatorer i naturindeksen. Ferskvannsindikatoren vannplanter (T1c) er her brukt som et eksempel, men metoden vil også kunne gjelde andre punktmålte indikatorer i naturindeksen, dersom de behandles på samme måte. Vannplanter utgjør én av i alt seks biologiske kvalitetselementer for ferskvann i vanndirektivet. De andre er planteplankton, påvekstalger, heterotrof begroing, virvelløse dyr og fisk (Veileder 2:2018) som brukes til å måle effekten av eutrofiering, organisk belastning, forsurening, vannstandsending eller generell påvirkning i innsjøer og/eller elver. Hver av disse har ulike indikatorer for ulike typer påvirkninger, og vi ser tilsvarende forbedringspotensial som for T1c også for andre vanndirektivindekser i naturindeksen, for eksempel begroingsalger i elv (PIT og AIP), planteplankton i innsjø (PTI) og bunndyr i elv (ASPT og RAMI).

4.1 Tilgjengelig data på indikator for vannplanter (T1c)

Gjennom prosjektet har NIVAs data på vannplanter (T1c) blitt tilrettelagt. Mye av dette er data som til nå ikke har vært brukt i naturindeksen, slik at prosjektet har ført til en kraftig forbedring av datagrunnlaget for indikatoren vannplanter. De innledende analysene ble gjort både på fullt datasett og på et utvalg bestående av 411 observasjoner. Dataene som ble fjernet i utvalget var enten ikke typifisert (pga. manglende ID i vannforskriften, $n=296$), basert på tre eller færre arter ($n=34$), eller der fosforkonsentrasjon ikke var blitt målt ($n=40$) eller var ekstremt høye ($n=5$). Analyser og figurer basert på datautvalget på 411 registreringer fravek minimalt fra mønsteret basert på det samlede datasettet, noe som indikerer at vi har et representativt utvalg, selv om datasettet var nær halvert fra det opprinnelige på 786 registreringer. Basert på de innledende analysene ble ytterligere 9 registreringer utelatt da de representerte innsjøtype-økoregiongrupper med svært få observasjoner. Det endelige utvalget for stratifisering og modellering var da på 402 registreringer.

Som en del av diagnostiseringen av datamaterialet undersøkte vi utviklingen av indeks for eutrofiering for vannplanter (T1c, EQR og nEQR) i innsjøer gjennom den 50-årsperioden som datamaterialet strekker seg over. Det var en positiv utvikling av T1c gjennom 60, 70 og tidlig 80-årene, og en svak nedgang fra 1990 mot år 2000. Den første perioden er preget av meget tynt datamateriale, så det er usikkert hvor reell denne økningen er. Imidlertid er det kjent at tidlige undersøkelser av vannplanter ble gjort i typiske problemområder og at dette sannsynligvis gjenspeiles i datamaterialet. På den annen side ser vi ikke tilsvarende høye fosforkonsentrasjoner i samme periode (frem til tidlig 1980-tallet), slik at det i tilfelle må være andre faktorer enn fosfor som har forårsaket den dårlige tilstanden. Noen få høye T1c-målinger gjort på midten av 1980-tallet representerer et toppunkt i utviklingen, for deretter å avta noe. Hvorvidt dette er en reell nedgang, eller om kurven i virkeligheten er noenlunde flat, altså med jevnt nokså høye T1c-verdier, er usikkert. I de store overvåkingsprogrammene for ferskvann, ØKOFERSK og ØKOSTOR, inkluderes flere referanseinnsjøer, slik at mengden data fra innsjøer i referansetilstand må antas å øke fremover. I tillegg vil kommende data være mer standardisert med hensyn til tid på året for prøvetaking, sted for prøvetaking (dybde/avstand fra vannkant), antall replikater, etc. enn de som datasettet i dag består av. Dette vil ha stor betydning for muligheten for å kunne fastsette mer riktige referanseverdier i vanndirektivet, og vil derfor også kunne endre både økologisk tilstand og Naturindeksen.

4.2 Beregning av tilstand

For beregning av tilstand for vannplanter ble det brukt tre ulike metoder basert på rådata (gjennomsnitt per kommune), stratifisering (gjennomsnitt per innsjøtype og økoregion – deretter kommunegjennomsnitt) og modellering (predikert tilstand basert på modeller som inneholdt innsjøtype og økoregion – deretter kommunevise gjennomsnitt). Alle beregninger ble gjort i 10-årsintervaller, for å oppnå tilstrekkelig med data i alle romlige enheter (innsjøtype og økoregion).

Beregningene på rådatanivå er gjort på det totale datamaterialet på 786 observasjoner, siden tilknytning til innsjøtype ikke var begrensende her. Tilstand er derfor gitt som Tlc-verdier, siden EQR ikke er mulig å beregne uten innsjøtypetilknytning. Ved ikke å bruke noen form for stratifisering eller modellering, er denne metoden svært transparent og etterprøvbart, da den viser dataene i sin mest ubehandlede form. Dette er også den enkleste metoden, da den i teorien kan beregnes i Excel dersom man vet hvilken kommune prøvene er tatt i. Utover det som skjer gjennom beregning av kommunevise gjennomsnitt, vil metoden ikke resultere i noen form for økt geografisk representativitet i datamaterialet. Antallet kommuner med indeksverdi varierer her fra 8 (1970-1979) til 123 (2010-2016) av i alt ca. 430 kommuner i Norge. Med mindre det gjøres et utvalg for typifiserte vannforekomster, vil bruk av Tlc-verdier medføre en skjevhet i naturindeksen, da verdiene ikke er justert for innsjøtype. En overvekt av innsjøtyper med lave klassegrenser/referanseverdier vil da overestimere (dvs. gir en bedre tilstand), mens innsjøtyper med høye klassegrenser/referanseverdier, vil underestimere (dvs. gir en dårligere tilstand).

Ved bruk av metoden som vi har kalt stratifisering har vi brukt informasjon om vannforekomstenes innsjøtype og økoregion til å beregne gjennomsnitt for hver av disse kombinasjonene, for deretter å beregne kommunegjennomsnitt. Beregningene ble gjort for utvalget på 402 registreringer der innsjøtype var fastsatt. Metoden er transparent og etterprøvbart, da den ikke benytter noen form for modellering, kun gjennomsnitt på ulike nivåer. Inndeling av observasjoner i innsjø- og økoregiongrupper, samt beregning av gjennomsnitt krever noe bruk av GIS, men ingen avanserte statistiske beregninger. Beregning av tilstand ved stratifisering vil være enkelt å implementere i en eventuell utbedring av dataflyten mellom Vannmiljø (eller andre databaser, f.eks. NIVAs AquaMonitor) til naturindeksdatabasen, ved hjelp av enkle algoritmer. Den geografiske representativiteten til dataene økes betraktelig ved at hvert datapunkt først representerer sin innsjøtype i sin region, deretter sin kommune. Antallet kommuner med indeksverdi varierer her fra 73 (1960-1969) til 416 (1990-99 og 2010-2016). Ved bruk av nEQR-verdier unngår man problemet med skjevheter knyttet til innsjøtyper med ulike referanseverdier (referanseverdier ved bruk av nEQR er alltid 1), samt at resultatene i naturindeks da er langt på vei konsistente med vanddirektivet.

Den siste metoden vi testet var bruk av statistisk modellering i R, der indeksverdiene ble analysert mot forklaringsvariablene Økoregion og Innsjøtype, samt År. Årlige indeksverdier er predikert for hver innsjøtype og økoregion, for deretter å bli beregnet som kommunevise gjennomsnitt per 10-årsperiode. Den største fordelen ved bruk av statistisk modellering i beregningen av tilstand er at man ved hjelp av modellen kan beregne predikerte verdier også for steder og tider som i utgangspunktet ikke var dekket i datamaterialet. Det vil si at man fyller hullene i datamaterialet ved en form for intrapolering. Dersom man predikerer ut over det (tids-)rommet man har data fra (for eksempel i fremtiden), blir dette en form for ekstrapolering. Utnyttingen av dataene i form av geografisk (og tidsmessig) representativitet er derfor potensielt veldig stor, og i vårt tilfelle har vi predikert tilstand for 416 kommuner for alle år i perioden 1959-2016. Imidlertid er det viktig å være kritisk til hvilke av prediksjonene man vil benytte, og hvilke man har mindre tiltro til. Denne vurderingen må gjøres ut fra god kjennskap til datamaterialet. For eksempel viser Figur 14 at vi har predikert verdier for hele Norge også i perioden 1960-1969, da vi i realiteten hadde svært lite data.

Her har modellens generelle trender over tid i ulike områder ligget til grunn for prediksjon også for områder uten data, gitt antagelsen om at observerbare trender også gjelder områdene uten data. Dette er ikke nødvendigvis riktig, og etter en ekspertvurdering (Marit Mjelde) har vi konkludert med at verdiene for 1960-tallet sannsynligvis er underestimert (altså resulterer i dårligere tilstand enn hva som er tilfellet), der noen få lave indeksverdier i enden av en tidsserie har fått for stor innflytelse på resultatet. Dette gjelder sannsynligvis også perioden 1970-79 hvor blant annet tilstanden i Nord-Norge er predikert ut fra forholdsvis få data fra Sør-Norge. Bruk av modellering som metode for å beregne tilstand i naturindeks krever bruk av GIS og programvare for statistisk analyse (f.eks. GLM eller GAM), og krever dermed noe mer erfaring enn de andre metodene. Som for stratifiseringen, gjør bruken av nEQR-verdier at man unngår problemer med skjevheter knyttet til innsjøtyper med ulike referanseverdier, samt at resultatene i naturindeks blir mer konsistente med vanddirektivet.

Både økoregion og innsjøtype (og interaksjonen mellom dem) viste seg å være sterkt signifikante i de statistiske analysene, og dermed viktige kilder til variasjon for vannplanteindeksen. I løpet av prosjektet ble det vurdert om vi skulle inkludere påvirkningsfaktoren TotP i analysene av tilstand, siden vi hadde fosfordata tilgjengelig. Dette ville i tilfelle forbedre modellene, siden denne variabelen er en viktig kilde til variasjon i datasettet. Etter å ha diskutert dette i Faggruppen for Norsk naturindeks besluttet vi likevel ikke å inkludere påvirkningsfaktorer, da man generelt ønsker at naturindeksens indikatorverdier skal være uavhengig av påvirkningsfaktorer, for å kunne inkludere disse i overordnede analyser av naturindeksen. Videre ville en eventuell inkludering av påvirkningsfaktorer krevd et omfattende datasett på denne variabelen for å kunne predikere for alle mulige romlige og tidsmessige enheter. Bruk av proksier som befolkningstetthet, landbruksområder, etc. i stedet for direkte påvirkninger kan være en mulighet, men dette alternativet ble ikke testet i dette prosjektet.

4.3 Beregning av referansetilstand

I tillegg til vanddirektivets referanseverdier, har vi vurdert stratifisering og modellering som alternative måter å beregne referansetilstand for vannplanterindikatoren.

Beregningene/modelleringen ble gjort for et utvalg av datasettet bestående av kun lave konsentrasjoner av fosfor (altså antatt i referansetilstand), i tillegg til et sett med modeller der høye fosforverdier ikke var ekskludert (n=402), men ved inkludering av påvirkningsfaktoren TotP som gjorde det mulig å predikere referanseverdier for en gitt innsjøtype og økoregion, ved å sette fosfornivået til bakgrunnsnivå i modellen.

I rapporten «Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann» anbefaler Schartau m.fl. (2016) å basere input data til naturindeksbasen på nEQR-verdier for å oppnå konsistens mellom indikatorer som er felles for de to systemene. Derfor bør også vanddirektivets allerede etablerte referanseverdier brukes for indekser der disse finnes, i stedet for å beregne egne referanseverdier for naturindeks. Vanddirektivets referanseverdier er hentet fra klassifiseringsveilederen (Tabell 4.5a i Veileder 2:2018). En stor fordel ved å bruke vanddirektivets referanseverdier fremfor de som er beregnet i dette prosjektet, er at man da får en frikobling mellom tilstand og referanseverdier, som ellers helt eller delvis vil være basert på det samme datamaterialet.

Datamaterialet basert på lav-fosfor-utvalget var på kun 96 observasjoner, som i tillegg var ujevnt fordelt mellom innsjøtype og økoregion-gruppene. Beregningene basert på stratifisering ved bruk av et lav-fosfor-utvalg viste noe variasjon i referanseverdier mellom økoregion og innsjøtype-kombinasjoner, men for de aller fleste gruppene lå verdiene mellom 0,8 og 1,0. Unntakene gjaldt innsjøtype 301+302 (kalkrike innsjøer) som hadde betraktelig lavere referanseverdier, men her var

beregningene gjort på et ekstremt tynt datamateriale. Det generelle inntrykket fra disse beregningene var at referanseverdiene satt i vanddirektivet er satt noe høyt. Vi ønsker å påpeke behovet for mer data fra kalkrike og moderat kalkrike innsjøtyper i antatt referansetilstand i alle økoregioner, muligens også for svært kalkfattige i Midt- og Nord-Norge, selv om denne innsjøtypen har begrenset forekomst i de to regionene (Schartau m.fl. 2009).

Referanseverdier ble modellert for to ulike utvalg, ett for hele datasettet på 402 observasjoner, og ett for lav-fosfor-utvalget på 96 observasjoner. Der vi modellerer på hele materialet, bruker vi informasjon om hvordan Tlc (nEQR) responderer på TotP og predikerer ut fra modellen hvordan tilstanden ville vært dersom fosforkonsentrasjonen var ved bakgrunnsnivå (TotP=5). Dette kan altså gjøres for alle år, økoregion og innsjøtyper, siden disse variablene inngår i modellen. En utfordring da viste seg å være valg av år for prediksjonen, siden det fremdeles var en trend i Tlc (nEQR) over tid, også etter at TotP var korrigert for. Vi prøvde derfor to ulike tidspunkter for prediksjon. Det ene tidspunktet var 1960, som representerte det tidligste tidspunktet i serien, selv om vi mistenkte at innsjøene heller ikke i 1960 var ved naturtilstand. Det andre var 2016, som representerer dagens forhold. Siden Tlc-målingene var lave i begynnelsen av tidsserien, resulterte 1960-prediksjonen i svært lave referanseverdier (Figur 17a), typisk lavere enn 0,6 for alle grupper. Derfor, siden datamaterialet var veldig tynt i denne perioden, og vi ikke vet om målingene fra den tiden er representative for den faktiske tilstanden, har vi valgt ikke å legge særlig vekt på denne prediksjonen. 2016-prediksjonen resulterte i referanseverdier som var en god del høyere enn for 1960, typisk rundt 0,8, men fremdeles ligger verdiene langt lavere enn 1, som er vanddirektivets referanseverdier. Dette kan enten bety at vanddirektivets referanseverdier er satt for høyt, eller at modellen underpredikerer. Det at prediksjonene er såpass sensitive til hvilket år vi predikerer for, gjør oss skeptiske til å stole på modellresultatene.

Prediksjonene for 1960 fra modellen basert på et lav-fosfor-utvalg gav referanseverdier for nEQR på omtrent 1 for alle innsjøtyper, unntatt for kalkrike innsjøer som ligger mye lavere (rundt 0,8). For 2016 predikerte vi noe lavere, med verdier typisk mellom 0,8 og 0,9, unntatt kalkrike innsjøer som ligger rundt 0,6. Resultatene fra denne metoden kan peke i retning av at referanseverdiene i vanddirektivet er enten noen lunde riktig satt, eller litt for høye. For kalkrike innsjøer ser det ut til at referanseverdiene er for høyt satt uansett hvilket år vi predikerer for eller hvilken metode vi benytter for å stratifisere/modellere referansetilstand.

4.4 Naturindeks vs. vanddirektivet

I tråd med Schartau m.fl. (2016) har dette prosjektet fokusert på nEQR-verdier i beregningen av tilstand og referanseverdier i stedet for Tlc-verdier. Dette avviker fra tidligere beregninger av indikatoren for vannplanter i naturindeks. Selv om utbedring av Tlc-indeksen for vanddirektivet ikke var en del av prosjektet, var det naturlig å benytte anledningen til også å tolke resultatene for dette formålet, ikke minst fordi den videre utviklingen av indikator for vannplanter i naturindeksen avhenger av hvor godt vanddirektivets Tlc-indeks er utviklet. Sett i lys av dose-responsanalysene i Kapittel 3.2, der analysene viste at innsjøtyper med ulikt humusinnhold responderte likt på TotP, foreslår vi at det i vanddirektivet ikke differensieres på humusinnhold når det gjelder referanseverdier for Tlc. Interaksjonen mellom innsjøtype og økoregion var sterkt signifikant i analysen av tilstand, så muligens bør det legges til en differensiering for økoregion.

I arbeidet med referanseverdier og tilstandsklassifisering er det viktig å være klar over at innsjøtypene bestemmes ut fra kalkinnhold og humusinnhold, som er faktorer som varierer mer mellom sesonger og år. Dersom en prøvetaker ved prøvetakingstidspunktet for eksempel måler et

kalknivå som er annerledes enn tidligere angitt, og dette rapporteres Vann-Nett¹, kan dette medføre en endring i vannforekomstens typologi. Dette vil få innvirkning på innsjøens referanseverdier og klassegrenser og dermed også klassifisering. Dette er en viktig grunn til at man må bruke vanndirektivets referanseverdier, og ikke etablere egne referanseverdier i naturindeksen.

Videre, siden naturindeksen beregnes på kommunenivå, er det ikke mulig å gjøre koblinger mellom tilstand og referanseverdier på vannforekomstnivå i naturindeksen. Dette er også en viktig grunn til å bruke nEQR-verdier i naturindeksen, siden en gitt Tlc-verdi kan gi ulik tilstand i ulike innsjøtyper. Tilstand og referanseverdier gitt i form av nEQR vil derimot være justert for ulike innsjøtyper. Alternativt, dersom Tlc-verdier ble brukt direkte i naturindeks, ville dette medført et behov for å koble tilstand til referanseverdier på vannforekomstnivå, noe som ville medført en utfordring for den praktiske beregningen av naturindeksverdier, siden tilstand og referanseverdi i dag beregnes på kommunenivå.

¹ Miljøforvaltningens kartløsning for gjennomføring av vannforskriften (vanndirektivet) i Norge; <https://vann-nett.no/portal/>

4.5 Konklusjon

Det er opplagt at det er ulike styrker og svakheter ved de forskjellige metodene brukt for beregning av tilstand i naturindeks. Disse er oppsummert i Tabell 8. Etter en diskusjon i prosjektgruppa og med faggruppemedlemmer har vi kommet til at stratifisering anbefales som metode for å beregne tilstand for vannplanter på kommunenivå. Det er hensynet til økt geografisk representativitet og derved vektning av indikatoren på aggregert nivå, samt transparens som er utslagsgivende for valget. I tillegg ble det lagt vekt på ønsket om konsistens med vanndirektivet. Økt geografisk representativitet veier såpass tungt at vi ser på bruk av rådata som en lite aktuell metode. For modellene var variasjon i resultatene og det faktum at valg av år var avgjørende for resultatet med på å redusere troverdigheten til modellene. Dersom vi hadde visst hvilke(n) faktor(er) som påvirker den generelle trenden over tid, og tatt høyde for denne i analysene, ville modellen vært mer robust og modellresultatene blitt mer troverdige. Uansett var det tydelig at de av medlemmene i faggruppen som hadde sterke meninger om valget av metode, mente at kravet til transparens burde veie tungt. Beregninger av tilstand basert på stratifisering for tiårsperioder per kommune er tilrettelagt for innlegging i naturindeksens database (Vedlegg 1).

Det er også styrker og svakheter ved metodene brukt for å beregne referansetilstand (Tabell 9), men overveiende mye taler for bruk av vanndirektivets referanseverdier i stedet for referanseverdiene beregnet ved stratifisering eller modellering i dette prosjektet. Hensynet til konsistens med vanndirektivet og behovet for å frikoble beregningene av tilstand fra referanseverdier har derfor ligget til grunn for valget av vanndirektivets referanseverdier for indikator for vannplanter (T1c) i naturindeksen.

Valget av stratifisering for beregning av tilstand og vanndirektivets referanseverdier støtter opp om målet om en mest mulig strømlinjeformet prosess fra offentlig (evt. «institusjonell») database, via algoritmer, som beregner og legger inn kommunevise indikatorverdier i naturindeksens databaser. To nye prosjekt under Norsk naturindeks, finansiert for 2018/2019 og under ledelse av henholdsvis NIVA og NINA, har til hensikt å bidra til nettopp dette.

Vår gjennomgang av dataene viser at referanseverdiene kan se ut til å være satt noe høyt i vanndirektivet. Ved revisjon av vanndirektivets klassifiseringssystem foreslår vi at det ses nærmere på muligheten for å slå sammen klare og humøse innsjøer til en innsjøtype med hensyn til T1c, samt vurdere å differensiere for økoregion i klassifiseringen.

I tillegg til å gjøre et utviklingsarbeid for en viktig ferskvannsindikator og forbedre denne i naturindeksen, vil resultatene fra prosjektet ha stor overføringsverdi til andre punktmålte indikatorer og hovedøkosystemer i naturindeksen, ikke minst de fra vanndirektivet. NIVA er allerede i gang med et nytt prosjekt finansiert av Naturindeksen (prosjektnummer hos Miljødirektoratet: 18087212) som skal sørge for en mer strømlinjeformet flyt av data fra Vannmiljø og NIVAs database AquaMonitor, der resultater fra dette prosjektet vil være direkte førende for hvilke algoritmer som kommer til å bli brukt i denne prosessen. Indikator for vannplanter var her brukt som eksempel og vi mener at rådet om bruk av stratifisering som metode for beregning av tilstand og bruk av vanndirektivets nEQR-verdier for referansetilstand dermed også gjelder andre indikatorer som er felles for naturindeks og vanndirektivet.

Tabell 8. Oppsummering av styrker (+) og svakheter (-) ved de ulike metodene for beregning av tilstand i naturindeks.

Egenskap	Rådata (Tic)	Stratifikering (nEQR)	Modellering (nEQR)
Transparent/etterprøvbar	+	+	-
Lavt krav til programvare og spesialkunnskap	+	+/-	-
Kan øke geografisk representativitet	-	+	+
Utnyttelse av datamaterialet	+	-	-
Lav sårbarhet for skjevheter i datamaterialet	-	-	+
Konsistens med vanndirektivet	-	+	+
Lav sårbarhet for feilprediksjoner som skyldes ekstrapolering	+	+	-

Tabell 9. Oppsummering av styrker (+) og svakheter (-) ved de ulike metodene for beregning av referansetilstand i naturindeks. VD står for vanndirektivet, «Strat.» og «Modell» står for henholdsvis de to metodene stratifikering og modellering.

Egenskap	VD	Strat. (lav-fosfor)	Modell	Modell (lav-fosfor)
Transparent/etterprøvbar	+	+	-	-
Lavt krav til programvare og spesialkunnskap	+	+	-	-
Frikobling mellom tilstand og referansetilstand	+	-	-	-
Lav sårbarhet for skjevheter i datamaterialet	+	-	+	+
Utnyttelse av datamaterialet	+	-	+	-
Konsistens med vanndirektivet	+	+/-	+/-	+/-
Lav sårbarhet for feilprediksjoner som skyldes ekstrapolering	+	+	-	-
Lav sårbarhet for uutviklet/ekspertvurdert referanseverdi	-	+	+	+

5 Referanser

- Certain G, Skarpaas O, Bjerke J-W, Framstad E, Lindholm M, Nielsen J-E, Norderhaug A, Oug E, Pedersen H-C, Schartau A-K, Storaunet KO, Van der Meeren GI, Aslaksen I, Engen S, Garnåsjordet P-A, Kvaløy P, Lillegård M, Yoccoz NG, Nybø S. 2011. The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. *PLoS ONE* 6: e18930.
- Certain G, Skarpaas O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NIN-rapport 542, Trondheim, 47 s.
- Direktoratgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann – Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Framstad E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mang-fold. - Miljødirektoratet Rapport M-441, 132 s.
- Gundersen H, Oug E, Schartau AK, Framstad E. 2013. Utkast til retningslinjer for bruk av punktobservasjoner i Norsk Naturindeks. NIVA notat av 14. mars 2013.
- Mjelde 2017. Forsuringsindeks SIc (upublisert rapport til Miljødirektoratet).
- Mjelde M, Hellsten S, Ecke F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia* vol 704:141-151.
- Nybø S. (red.) 2010a. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010: Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 164 s.
- Nybø S. (red.) 2010b. Datagrunnlaget for «Naturindeks i Norge 2010». DN-utredning 4-2010: Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 145 s.
- Pedersen A, Alve E, Alvestad T, Borgersen G, Dolven JK, Gundersen H, Hess S, Kutti T, Rygg B, Velvin R, Vedal J. 2016. Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrenser og metodikk. Miljødirektoratet rapport M-633. 59 s.
- Pedersen B, Nybø S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologiske rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA-rapport 1130, 80 s.
- Penning WE, Dudley B, Mjelde M, Hellsten S, Hanganu J. 2008 Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology* 42:253-264.
- Penning WE, Mjelde M, Dudley B, Hellsten S, Hanganu J. 2008 Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology* 42:237-251.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Schartau AK, Gundersen H, Pedersen B. 2016. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for fersk-vann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. NINA kortrapport 5. 44 s.
- Schartau AK, Solheim AL, Bongard T, Bækkelie KAE, Dahl-Hansen G, Dokk JG, Edvardsen H, Gjelland KØ, Hobæk A, Jensen TC, Jonsson B, Mjelde M, Mølversmyr Å, Persson J, Saksgård R, Sandlund OT, Skjelbred B, Walseng B. 2017. ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2016. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet, NINA-rapport 1369. 175 s.
- Schartau AK, Solheim AL, Halvorsen G, Høgaasen T, Lindholm M, Skjelbred B, Sloreid S-E, Walseng B. 2009. Nettverk for basisovervåking i innsjøer og elver i Norge i hht. Vannforskriften. NINA-rapport 520. 90 s.
- Scholes RJ, Biggs R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434:45-9.
- Solheim AL, Schartau AK, Bongard T, Bækkelie KAE, Edvardsen H, Jensen TC, Mjelde M, Persson J, Rustadbakken A, Sandlund OT, Skjelbred B. 2016. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7070-2016, 151 s.
- Solheim AL, Schartau A-K, Bongard T, Edvardsen H, Jensen TC, Mjelde M, Persson J, Saksgård R, Sandlund OT, Skjelbred B. 2016. ØKOFERSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2015.

Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødir. Rapport M580-2016. 194 s.

ten Brink BJE. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental outlook and Strategy, a feasibility study. RIVM feasibility study report 402001014. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.

6 Vedlegg 1

Tilstand for TIC (nEQR) for tiårsperioder, beregnet som kommunevise gjennomsnitt beregnet ved hjelp av stratifisering (se Kapittel 2.2.1, 3.3.2 og 4.2).

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016	
101	Halden		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
104	Moss	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
105	Sarpsborg	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,66
106	Fredrikstad	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
111	Hvaler		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
118	Aremark	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,77
119	Marker	0,42	0,60	0,89	0,51	0,59	0,71
121	Rømskog		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
122	Trøgstad	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
123	Spydeberg	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
125	Eidsberg		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
127	Skiptvet	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
128	Rakkestad	0,42	0,60	0,94	0,54	0,61	0,75
135	Råde	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
136	Rygge	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
137	Våler	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,66
138	Hobøl		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
213	Ski	0,42	0,59	0,76	0,45	0,53	0,64
214	Ås	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
215	Frogn	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
216	Nesodden	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
217	Oppegård	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
219	Bærum	0,41	0,59	0,71	0,45	0,53	0,58
220	Asker	0,36	0,59	0,82	0,57	0,65	0,57
221	Aurskog-Høland	0,42	0,60	0,93	0,53	0,61	0,74
226	Sorum		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
227	Fet	0,42	0,59	0,76	0,45	0,53	0,62
228	Rælingen	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,66
229	Enebakk	0,42	0,60	0,90	0,52	0,59	0,72
230	Lørenskog		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
231	Skedsmo	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
233	Nittedal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
234	Gjerdrum		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
235	Ullensaker	0,37	0,59	0,82	0,54	0,62	0,60
236	Nes		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
237	Eidsvoll	0,42	0,61	0,96	0,55	0,62	0,76
238	Nannestad		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
239	Hurdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
301	Oslo	0,40	0,61	0,96	0,55	0,62	0,75
402	Kongsvinger		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
403	Hamar	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,66
412	Ringsaker	0,39	0,61	0,97	0,55	0,63	0,75
415	Løten		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
417	Stange	0,42	0,61	0,95	0,54	0,62	0,76
418	Nord-Odal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
419	Sør-Odal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
420	Eidskog		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
423	Grue		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
425	Åsnes	0,42	0,60	0,94	0,54	0,61	0,75
426	Våler		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016	
427	Elverum		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
428	Trysil		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
429	Åmot		0,61	1,00	0,56	0,64	0,77
430	Stor-Elvdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
432	Rendalen	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,76
434	Engerdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,77
436	Tolga	0,42	0,59	0,74	0,44	0,52	0,61
437	Tynset	0,42	0,60	0,96	0,73	0,64	0,85
438	Alvdal	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,71
439	Folldal	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
441	Os		0,61	1,00	0,61	0,64	0,79
501	Lillehammer		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
502	Gjøvik		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
511	Dovre	0,42	0,59	0,78	0,52	0,55	0,68
512	Lesja		0,61	1,00	0,70	0,82	0,88
513	Skjåk	0,42	0,60	0,97	0,62	0,76	0,80
514	Lom	0,42	0,60	0,90	0,55	0,66	0,75
515	Vågå	0,42	0,59	0,72	0,43	0,51	0,65
516	Nord-Fron		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
517	Sel		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
519	Sør-Fron		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
520	Ringebu		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
521	Øyer		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
522	Gausdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
528	Østre Toten	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,77
529	Vestre Toten	0,36	0,61	1,00	0,58	0,65	0,65
532	Jevnaker	0,37	0,60	0,88	0,55	0,63	0,63
533	Lunner	0,37	0,60	0,91	0,56	0,63	0,63
534	Gran	0,37	0,60	0,94	0,56	0,64	0,65
536	Søndre Land	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,76
538	Nordre Land	0,42	0,61	0,98	0,55	0,63	0,77
540	Sør-Aurdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
541	Etnedal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
542	Nord-Aurdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
543	Vestre Slidre		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
544	Øystre Slidre		0,61	1,00	0,56	0,64	0,77
545	Vang		0,73	1,00	0,66	0,72	0,76
602	Drammen	0,39	0,60	0,90	0,53	0,61	0,68
604	Kongsberg	0,42	0,61	0,96	0,55	0,62	0,76
605	Ringerike	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,77
612	Hole	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
615	Flå		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
616	Nes	0,42	0,60	0,89	0,51	0,59	0,71
617	Gol		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
618	Hemsedal		0,61	1,00	0,60	0,71	0,81
619	Ål	0,42	0,60	0,91	0,53	0,62	0,74
620	Hol		0,64	1,00	0,60	0,68	0,78
621	Sigdal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
622	Krødsherad		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
623	Modum	0,40	0,60	0,92	0,53	0,61	0,72
624	Øvre Eiker	0,42	0,60	0,93	0,53	0,60	0,74
625	Nedre Eiker	0,39	0,60	0,91	0,53	0,61	0,69
626	Lier	0,38	0,60	0,92	0,54	0,62	0,69
627	Røyken	0,42	0,59	0,76	0,45	0,53	0,62
628	Hurum	0,42	0,60	0,88	0,51	0,58	0,71

Kommune		1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016
631	Flesberg		0,61	1,00	0,56	0,64	0,78
632	Rollag		0,61	1,00	0,56	0,64	0,77
633	Nore og Uvdal	0,42	0,65	0,99	0,60	0,65	0,78
701	Horten	0,42	0,59	0,82	0,48	0,56	0,66
702	Holmestrand	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
704	Tønsberg	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
706	Sandefjord	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
709	Larvik	0,42	0,60	0,86	0,50	0,58	0,70
711	Svelvik		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
713	Sande	0,42	0,61	0,97	0,55	0,62	0,77
714	Hof	0,42	0,59	0,76	0,45	0,53	0,62
716	Re	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
719	Andebu	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
720	Stokke	0,42	0,58	0,64	0,39	0,48	0,54
728	Lardal		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
805	Porsgrunn		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
806	Skien		0,93	1,00	0,84	0,82	0,80
807	Notodden		0,96	1,00	0,87	0,79	0,81
811	Siljan		0,61	1,00	0,56	0,64	0,79
814	Bamble		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
815	Kragerø		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
817	Drangedal		0,96	1,00	0,87	0,79	0,81
819	Nome		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
821	Bø		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
822	Sauherad		0,94	1,00	0,84	0,82	0,80
826	Tinn		0,94	1,00	0,86	0,76	0,81
827	Hjartdal		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
828	Seljord		0,97	1,00	0,87	0,80	0,81
829	Kviteseid		0,97	1,00	0,87	0,80	0,81
830	Nissedal		0,87	1,00	0,83	0,66	0,81
831	Fyresdal		0,87	1,00	0,83	0,66	0,81
833	Tokke		0,93	1,00	0,86	0,75	0,81
834	Vinje		0,92	1,00	0,85	0,73	0,80
901	Risør		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
904	Grimstad		0,92	1,00	0,86	0,74	0,81
906	Arendal		0,95	1,00	0,87	0,78	0,81
911	Gjerstad		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
912	Vegårshei		0,99	1,00	0,89	0,84	0,80
914	Tvedestrand		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
919	Froland		0,91	1,00	0,85	0,72	0,81
926	Lillesand		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
928	Birkenes		0,90	1,00	0,85	0,70	0,81
929	Åmli		0,88	1,00	0,84	0,67	0,81
935	Iveland		0,88	1,00	0,84	0,67	0,81
937	Evje og Hornnes		0,87	1,00	0,83	0,66	0,81
938	Bygland		0,88	1,00	0,83	0,67	0,81
940	Valle		0,89	1,00	0,84	0,69	0,81
941	Bykle		0,89	1,00	0,82	0,71	0,83
1001	Kristiansand		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
1002	Mandal		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
1003	Farsund		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80
1004	Flekkefjord		0,90	1,00	0,85	0,71	0,81
1014	Vennesla		0,89	1,00	0,84	0,69	0,81
1017	Songdalen		0,97	1,00	0,88	0,81	0,81
1018	Søgne		1,00	1,00	0,89	0,85	0,80

Kommune		1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016
1021	Marnardal		0,92	1,00	0,85	0,73	0,81
1026	Åseral		0,89	1,00	0,84	0,69	0,81
1027	Audnedal		0,98	1,00	0,88	0,82	0,81
1029	Lindesnes		0,97	1,00	0,88	0,81	0,81
1032	Lyngdal		0,91	1,00	0,85	0,71	0,81
1034	Hægebostad		0,90	1,00	0,84	0,70	0,81
1037	Kvinesdal		0,90	1,00	0,85	0,71	0,81
1046	Sirdal		0,92	1,00	0,83	0,76	0,83
1101	Eigersund		0,91	1,00	0,73	0,82	0,92
1102	Sandnes		1,00	1,00	0,59	0,57	0,61
1103	Stavanger		1,00	1,00	0,53	0,53	0,59
1106	Haugesund		1,00	1,00	0,77	0,66	0,54
1111	Sokndal		0,87	1,00	0,82	0,69	0,84
1112	Lund		0,93	1,00	0,83	0,77	0,84
1114	Bjerkreim		0,97	1,00	0,72	0,85	0,94
1119	Hå		1,00	1,00	0,65	0,74	0,82
1120	Klepp				0,47	0,49	0,61
1121	Time		1,00	1,00	0,73	0,66	0,59
1122	Gjesdal		0,99	1,00	0,73	0,80	0,84
1127	Randaberg				0,47	0,49	0,61
1129	Forsand		0,91	1,00	0,71	0,86	0,97
1130	Strand		1,00	1,00	0,78	0,77	0,72
1133	Hjelmeland		0,98	1,00	0,71	0,83	0,91
1134	Suldal		0,97	1,00	0,72	0,84	0,92
1135	Sauda			1,00	0,69	0,88	1,00
1146	Tysvær		1,00	1,00	0,73	0,66	0,59
1149	Karmøy		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1151	Utsira		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1160	Vindafjord		1,00	1,00	0,76	0,80	0,79
1201	Bergen		1,00	1,00	0,79	0,76	0,69
1211	Etne		1,00	1,00	0,71	0,86	0,95
1216	Sveio		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1219	Bømlo		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1221	Stord		1,00	1,00	0,82	0,72	0,60
1222	Fitjar		1,00	1,00	0,73	0,83	0,87
1223	Tysnes		1,00	1,00	0,80	0,73	0,64
1224	Kvinnherad		1,00	1,00	0,73	0,84	0,89
1227	Jondal		1,00	1,00	0,73	0,83	0,87
1228	Odda		0,95	1,00	0,74	0,83	0,92
1231	Ullensvang		0,99	1,00	0,77	0,85	0,89
1232	Eidfjord		0,72	1,00	0,67	0,78	0,87
1233	Ulvik		0,94	1,00	0,72	0,82	0,86
1234	Granvin			1,00	0,69	0,88	1,00
1235	Voss		1,00	1,00	0,73	0,84	0,89
1238	Kvam		1,00	1,00	0,73	0,83	0,88
1241	Fusa		1,00	1,00	0,78	0,76	0,70
1242	Samnanger		1,00	1,00	0,75	0,80	0,81
1243	Os		1,00	1,00	0,82	0,71	0,57
1244	Austevoll		1,00	1,00	0,82	0,72	0,60
1245	Sund		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1246	Fjell		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1247	Askøy		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1251	Vaksdal		1,00	1,00	0,73	0,83	0,87
1252	Modalen		1,00	1,00	0,71	0,85	0,93
1253	Osterøy		1,00	1,00	0,72	0,85	0,92

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016	
1256	Meland		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1259	Øygarden		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1260	Radøy		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1263	Lindås		1,00	1,00	0,81	0,73	0,63
1264	Austrheim		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1265	Fedje		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1266	Masfjorden		1,00	1,00	0,71	0,86	0,95
1401	Flora		1,00	1,00	0,70	0,87	0,97
1411	Gulen		1,00	1,00	0,70	0,86	0,96
1412	Solund		1,00	1,00	0,73	0,83	0,87
1413	Hyllestad		1,00	1,00	0,73	0,83	0,87
1416	Høyanger		1,00	1,00	0,70	0,87	0,96
1417	Vik			1,00	0,69	0,88	1,00
1418	Balestrand			1,00	0,69	0,88	1,00
1419	Leikanger			1,00	0,69	0,88	1,00
1420	Sogndal			1,00	0,69	0,88	1,00
1421	Aurland		1,00	1,00	0,73	0,83	0,88
1422	Lærdal		1,00	1,00	0,72	0,85	0,91
1424	Årdal		1,00	1,00	0,71	0,85	0,93
1426	Luster		1,00	1,00	0,70	0,87	0,94
1428	Askvoll			1,00	0,69	0,88	1,00
1429	Fjaler		1,00	1,00	0,71	0,86	0,94
1430	Gaular		1,00	1,00	0,72	0,84	0,90
1431	Jølster			1,00	0,69	0,88	1,00
1432	Førde		1,00	1,00	0,73	0,84	0,89
1433	Naustdal			1,00	0,69	0,88	1,00
1438	Bremanger		1,00	1,00	0,71	0,86	0,94
1439	Vågsøy		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1441	Selje		1,00	1,00	0,79	0,76	0,69
1443	Eid		1,00	1,00	0,71	0,86	0,93
1444	Hornindal		1,00	1,00	0,72	0,85	0,92
1445	Gloppen			1,00	0,69	0,88	1,00
1449	Stryn		1,00	1,00	0,72	0,84	0,89
1502	Molde			0,98	0,85	0,67	0,93
1504	Ålesund		1,00	1,00	0,84	0,69	0,53
1505	Kristiansund			0,98	0,75	0,66	0,87
1511	Vanylven		1,00	1,00	0,72	0,84	0,91
1514	Sande		1,00	1,00	0,72	0,84	0,91
1515	Herøy		1,00	1,00	0,73	0,83	0,88
1516	Ulstein			1,00	0,69	0,88	1,00
1517	Hareid		1,00	1,00	0,79	0,76	0,69
1519	Volda		1,00	1,00	0,71	0,85	0,93
1520	Ørsta		1,00	1,00	0,71	0,86	0,94
1523	Ørskog		1,00	1,00	0,76	0,79	0,77
1524	Norddal		1,00	1,00	0,70	0,88	0,97
1525	Stranda		0,80	1,00	0,69	0,83	0,91
1526	Stordal			1,00	0,69	0,88	1,00
1528	Sykkylven		1,00	1,00	0,71	0,86	0,94
1529	Skodje		1,00	1,00	0,81	0,73	0,62
1531	Sula		1,00	1,00	0,82	0,72	0,60
1532	Giske		1,00	1,00	0,76	0,79	0,77
1534	Haram		1,00	1,00	0,71	0,86	0,95
1535	Vestnes		1,00	1,00	0,79	0,76	0,69
1539	Rauma		1,00	1,00	0,70	0,87	0,98
1543	Nesset		1,00	1,00	0,73	0,83	0,95

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016	
1545	Midsund		0,98	0,85	0,67	0,93	
1548	Fræna		0,98	0,78	0,66	0,89	
1551	Eide		0,98	0,77	0,66	0,88	
1554	Averøy		0,98	0,79	0,66	0,90	
1557	Gjemnes		0,98	0,85	0,67	0,93	
1560	Tingvoll		0,98	0,84	0,66	0,93	
1563	Sunnadal		0,98	0,85	0,67	0,93	
1566	Surnadal		0,98	0,83	0,66	0,92	
1567	Rindal		0,98	0,85	0,67	0,93	
1571	Halsa		0,98	0,85	0,67	0,93	
1573	Smøla		0,98	0,85	0,67	0,93	
1576	Aure		0,98	0,85	0,67	0,93	
1601	Trondheim		0,98	0,76	0,66	0,88	
1612	Hemne		0,98	0,85	0,67	0,93	
1613	Snillfjord		0,98	0,83	0,66	0,92	
1617	Hitra		0,98	0,84	0,67	0,93	
1620	Frøya		0,98	0,85	0,67	0,93	
1621	Ørland		0,98	0,85	0,67	0,93	
1622	Agdenes		0,98	0,80	0,66	0,90	
1624	Rissa		0,98	0,84	0,67	0,93	
1627	Bjugn		0,98	0,80	0,66	0,91	
1630	Åfjord		0,98	0,84	0,67	0,93	
1632	Roan		0,98	0,85	0,67	0,93	
1633	Osen		0,98	0,82	0,66	0,92	
1634	Oppdal	0,42	0,58	0,94	0,80	0,64	0,89
1635	Rennebu		0,98	0,77	0,66	0,88	
1636	Meldal		0,98	0,84	0,66	0,93	
1638	Orkdal		0,98	0,82	0,66	0,91	
1640	Røros	0,42	0,60	0,89	0,56	0,59	0,73
1644	Holtålen		0,98	0,82	0,66	0,89	
1648	Midtre Gauldal		0,98	0,79	0,66	0,89	
1653	Melhus		0,98	0,71	0,65	0,85	
1657	Skaun		0,98	0,63	0,65	0,76	
1662	Klæbu		0,98	0,73	0,65	0,86	
1663	Malvik		0,98	0,73	0,65	0,86	
1664	Selbu		0,98	0,85	0,67	0,93	
1665	Tydal		0,98	0,82	0,67	0,86	
1702	Steinkjer	0,36	0,98	0,73	0,66	0,85	
1703	Namsos		0,98	0,85	0,67	0,93	
1711	Meråker		0,98	0,84	0,66	0,93	
1714	Stjørdal		0,98	0,73	0,66	0,86	
1717	Frosta			0,56	0,65	0,67	
1718	Leksvik		0,98	0,83	0,66	0,92	
1719	Levanger		0,98	0,69	0,65	0,82	
1721	Verdal		0,98	0,80	0,66	0,89	
1723	Mosvik		0,98	0,75	0,66	0,87	
1724	Verran		0,98	0,78	0,66	0,88	
1725	Namdalseid		0,98	0,85	0,67	0,93	
1729	Inderøy		0,98	0,68	0,65	0,83	
1736	Snåsa		0,98	0,81	0,66	0,90	
1738	Lierne		0,98	0,83	0,66	0,92	
1739	Røyrvik		0,98	0,81	0,66	0,91	
1740	Namsskogan		0,98	0,85	0,67	0,93	
1742	Grong		0,98	0,85	0,67	0,93	
1743	Høylandet		0,98	0,85	0,67	0,93	

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016
1744	Overhalla		0,98	0,83	0,66	0,92
1748	Fosnes		0,98	0,85	0,67	0,93
1749	Flatanger		0,98	0,83	0,66	0,92
1750	Vikna		0,98	0,60	0,65	0,71
1751	Nærøy		0,98	0,75	0,66	0,85
1755	Leka		0,98	0,78	0,66	0,89
1804	Bodø		1,00	0,94	0,48	0,89
1805	Narvik		1,00	0,93	0,53	0,85
1811	Bindal		0,98	0,83	0,66	0,92
1812	Sømna		0,98	0,81	0,66	0,91
1813	Brønnøy		0,98	0,81	0,66	0,91
1815	Vega		0,98	0,72	0,65	0,85
1816	Vevelstad		0,98	0,85	0,67	0,93
1820	Alstahaug			0,65	0,65	0,81
1822	Leirfjord		0,98	0,85	0,67	0,93
1824	Vefsn		0,98	0,83	0,66	0,92
1825	Grane		0,98	0,82	0,66	0,92
1826	Hattfjelldal		0,98	0,72	0,65	0,86
1827	Dønna			0,65	0,65	0,81
1828	Nesna		0,98	0,72	0,65	0,85
1832	Hemnes		0,98	0,69	0,65	0,84
1833	Rana		0,98	0,74	0,66	0,86
1834	Lurøy		0,98	0,81	0,66	0,91
1836	Rødøy		0,98	0,84	0,66	0,93
1837	Meløy		0,99	0,91	0,67	0,91
1838	Gildeskål		1,00	0,94		0,90
1839	Beiarn		1,00	0,94	0,48	0,90
1840	Saltdal		1,00	0,92	0,50	0,88
1841	Fauske		1,00	0,94	0,48	0,90
1845	Sørfold		1,00	0,94	0,48	0,86
1848	Steigen		1,00	0,94	0,48	0,87
1849	Hamarøy		1,00	0,94	0,48	0,86
1850	Tysfjord		1,00	0,94	0,48	0,87
1851	Lødingen		1,00	0,94	0,48	0,86
1852	Tjeldsund		1,00	0,94	0,48	0,86
1853	Evenes		1,00	0,93	0,66	0,84
1854	Ballangen		1,00	0,94	0,48	0,87
1856	Røst		1,00	0,94	0,48	0,86
1859	Flakstad		1,00	0,94	0,48	0,86
1860	Vestvågøy		1,00	0,94	0,48	0,86
1865	Vågan		1,00	0,94	0,48	0,86
1866	Hadsel		1,00	0,94	0,48	0,86
1867	Bø		1,00	0,94	0,48	0,86
1868	Øksnes		1,00	0,94	0,48	0,86
1870	Sortland		1,00	0,94	0,48	0,86
1871	Andøy		1,00	0,94	0,48	0,86
1874	Moskenes		1,00	0,94	0,48	0,86
1901	Harstad		1,00	0,93	0,78	0,89
1902	Tromsø		1,00	0,94	0,48	0,87
1911	Kvæfjord		1,00	0,94	0,48	0,87
1913	Skånland		1,00	0,93	0,65	0,85
1917	Ibestad		1,00	0,94	0,48	0,89
1919	Gratangen		1,00	0,94	0,48	0,89
1920	Lavangen		1,00	0,93	0,78	0,85
1922	Bardu		1,00	0,94	0,48	0,88

Kommune	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2016
1923	Salangen		1,00	0,94	0,48	0,90
1924	Målselv		1,00	0,94	0,50	0,88
1925	Sørreisa		1,00	0,94		0,90
1926	Dyrøy		1,00	0,94	0,48	0,88
1927	Tranøy		1,00	0,93	0,52	0,85
1928	Torsken		1,00	0,94	0,48	0,86
1929	Berg		1,00	0,94	0,48	0,86
1931	Lenvik		1,00	0,94	0,48	0,88
1933	Balsfjord		1,00	0,93	0,68	0,87
1936	Karlsøy		1,00	0,94	0,48	0,86
1938	Lyngen		1,00	0,94	0,48	0,88
1939	Storfjord		1,00	0,94	0,48	0,88
1940	Kåfjord		1,00	0,94	0,48	0,88
1941	Skjervøy		1,00	0,94	0,48	0,86
1942	Nordreisa		1,00	0,94	0,48	0,86
1943	Kvænangen		1,00	0,94	0,48	0,87
2002	Vardø		1,00	0,94	0,48	0,86
2003	Vadsø		1,00	0,94	0,48	0,86
2004	Hammerfest		1,00	0,94	0,48	0,86
2011	Kautokeino		1,00	0,94	0,48	0,86
2012	Alta		1,00	0,94	0,48	0,87
2014	Loppa		1,00	0,94	0,48	0,86
2015	Hasvik		1,00	0,94	0,48	0,86
2017	Kvalsund		1,00	0,94	0,48	0,87
2018	Måsøy		1,00	0,94	0,48	0,86
2019	Nordkapp		1,00	0,94	0,48	0,86
2020	Porsanger		1,00	0,94	0,48	0,87
2021	Karasjok		1,00	0,94	0,48	0,88
2022	Lebesby		1,00	0,94	0,48	0,88
2023	Gamvik		1,00	0,94	0,48	0,86
2024	Berlevåg		1,00	0,94	0,48	0,86
2025	Tana		1,00	0,94	0,48	0,89
2027	Nesseby		1,00	0,94	0,48	0,86
2028	Båtsfjord		1,00	0,94	0,48	0,88
2030	Sør-Varanger		1,00	0,94	0,48	0,86

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no