

# Sluttrapport – Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018

Vannkvalitet og statistiske analyser  
av data for 2005-2018

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 217



**Tittel**

Sluttrappport – Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018

**Undertittel**

Vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018

**Forfatter**

Saunes, H., Jørgensen, N.E., Værøy, N., Konierczny, R.M. og Åstebøl, S.O.

**Avdeling**

Transportavdelingen

**Seksjon**

Klima og miljø

**Prosjektnummer**

604305

**Rapportnummer**

Nr. 217

**Prosjektleder**

Kronvall, K.

**Godkjent av**

Heier, L. og Benz, R.

**Emneord**

Vegsalt, undersøkelser, saltpåvirkning, innsjøer, forurensning

**Sammendrag**

Se s 7.

**Title**

Final Report - Survey of lakes near road 2015-2018

**Subtitle**

Water quality and statistical analyzes of data for 2005-2018

**Author**

Saunes, H., Jørgensen, N.E., Værøy, N., Konierczny, R.M. and Åstebøl, S.O.

**Department**

Transport Department

**Section**

Climate and Environmental Assessment

**Project number**

604305

**Report number**

No. 217

**Project manager**

Kronvall, K.

**Approved by**

Heier, L. and Benz, R.

**Key words**

Road salt, investigations, salt impact, lakes, pollution

**Summary**

See page 9.



AUGUST 2019  
STATENS VEGVESEN VEGDIREKTORATET

# SLUTTRAPPORT – UNDERSØKELSE AV VEINÆRE INNSJØER 2015- 2018

VANNKVALITET OG STATISTISK ANALYSE AV DATA FOR PERIODEN 2005-2018



*Elgsjøen ved E134, Notodden kommune, Telemark.*



AUGUST 2019  
STATENS VEGVESEN VEGDIREKTORATET

# SLUTTRAPPORT - UNDERSØKELSE AV VEINÆRE INNSJØER 2015- 2018

VANNKVALITET OG STATISTISK ANALYSE AV DATA FOR PERIODEN 2005-2018

OPPDRAGSNR.	DOKUMENTNR.	PROSJEKTLEDER			
A070127	1.0	Svein Ole Åstebøl			
VERSJON	UTGIVELSESDATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET	KONTROLLERT	GODKJENT
1.0	26.08.2019	Sluttrapport veinære innsjøer 2015-2018	Halvor Saunes Niels Erik Jørgensen Nina Værøy	Roger M Koniczny	Svein Ole Åstebøl





# INNHOOLD

Sammendrag	7
1 Innledning	12
1.1 Formål	12
1.2 Om undersøkelsesprogrammet	13
1.3 Om vegsalt og konsekvenser	13
1.4 Generelt om forurensning fra vei	14
1.5 Salt- og oksygengradienter	14
1.6 Statistisk analyse av trender og sammenhenger	15
2 Material og metode	17
2.1 Metode feltundersøkelse	19
2.2 Statistiske metoder	20
3 Sammenstilling resultater for hver enkelt innsjø	21
3.1 Region Sør	22
3.2 Region Øst	22
3.3 Region Vest	23
3.4 Region Midt	24
4 Resultater fra statistiske analyser	26
4.1 Trendanalyse av kloridgradient	26
4.2 Trendanalyse av oksygengradient	34
4.3 Analyse av samspillet mellom kloridgradient og oksygengradient	37
4.4 Parametriske tester	40
4.5 Tidsutvikling klorid - Øvre Jerpetjern	54
4.6 PCA-analyse	55
4.7 Oppsummering fra de statistiske analysene	65

5	Konklusjon	70
6	Referanser	72
	Vedlegg A - Kloridmålinger topp- og bunnvann	73
	Vedlegg B - Innsjødata	83
	Vedlegg C - Statistikk	86
	Vedlegg D. Ikke konkluderende statistikk	101



## Sammendrag

Det er gjennomført et årlig undersøkelsesprogram av veinære innsjøer i Norge i perioden 2015-2018. Innsjøene er valgt ut av Statens vegvesen og totalt inngår 67 innsjøer i undersøkelsen. Alle innsjøer ble undersøkt i 2015. Et utvalg av de samme innsjøene ble undersøkt i årene 2016, 2017 og 2018 basert på en rullering. Undersøkelsen er en fortsettelse av tilsvarende overvåkningsprogram som NIVA gjennomførte i 2005-2006 og 2010.

Undersøkelsesprogrammet har sett på om og hvordan avrenningen fra vei påvirker innsjøene. I denne sluttrapporten er det fokusert på virkninger av veisalt.

Avrenning av veisalt til en innsjø kan foruten økt saltinnhold (klorid) i vannmassene, føre til potensiell opphopning av salt i bunnvannet, som igjen kan redusere sirkulasjonen av vannmassene vår og høst. Sistnevnte forårsakes av en høy konsentrasjonsforskjell (kalt saltgradient eller saltindusert sjiktning) mellom topp- og bunnvann. En forskjell i kloridkonsentrasjonen på >10 mg/l mellom bunnvann og overflatevann betegnes som en saltgradient, også kalt kloridgradient. Redusert sirkulasjon av vannmassene vil medføre oksygenmangel i bunnvannet, såkalt oksygengradient, som igjen vil føre til ulevelige forhold for vannlevende organismer i bunnvannet.

Det er utført statistiske analyser av alle resultater fra 2005, 2010 og 2015-2018 i innsjøer hvor man har to eller flere målinger. Det er gjort trendanalyser for å se på utvikling av kloridgradienter og konsentrasjoner i overflatevann og bunnvann, samt oksygengradienter i innsjøene. Det er i tillegg sett på sammenhenger mellom saltforbruk i nedbørsfeltet og innsjøegenskaper (morfologi, innsjøtype, nedbørsfelt, innsjøvolum, vindpåvirkning, oppholdstid, over/under marin grense). Hensikten har vært å undersøke hvilke faktorer som har størst innflytelse på innsjøenes respons på salttilførsel og utvikling av såkalte saltgradienter.

Datamaterialet fra perioden 2005-2018 viser store forskjeller mellom innsjøene med hensyn på kloridkonsentrasjoner i topp- og bunnvann. Resultatene viser også store variasjoner med hensyn på utviklingstrender og påvirkningsgrad. Trendanalysen viser at endringene i gjennomsnittsverdien av kloridgradientene og kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann mellom årene 2005, 2010 og 2016-2018 ikke er signifikant, men at spredningen i dataene har endret seg gjennom årene. Dette betyr at noen innsjøer har fått en bedre tilstand, mens andre er forverret. Utviklingen i oksygengradienten mellom årene 2005, 2010 og 2016-2018 viser heller ingen signifikant endring, men også her er spredningen i datasettet økt.

Den eneste innsjøen hvor det er utført målinger over en lengre periode er Øvre Jerpetjern (1990-2017). Det kan konkluderes med at kloridkonsentrasjonen i overflatevannet her har hatt en signifikant økende trend.

I likhet med Øvre Jerpetjern, er det naturlig å anta at konsentrasjonen av klorid også i andre veinære innsjøer har økt i forhold til bakgrunnsnivåene før veisaltning ble innført. Det har ikke vært mulig å beregne dette statistisk, da det kun er et begrenset prøvegrunnlag som viser "før-tilstand". Om man tar utgangspunkt i en kloridkonsentrasjon på <10 mg/l som representerer forventet naturtilstand i overflatevann, viser målingene at innsjøene i undersøkelsesprogrammet er påvirket, men i ulik grad.

De mest interessante innsjøene i datasettet er omtalt som "sving-innsjøer". Dette fordi de enten er i risiko for å etablere gradienter eller allerede har klorid- og oksygengradienter etter sirkulasjon. I disse innsjøene vil det potensielt være mulig å kontrollere utviklingen på kort sikt og hindre dannelse av kloridgradient f.eks. gjennom redusert salting eller ved å føre veivann til mindre sårbare resipienter.

Det er utført parametriske tester for å se på sammenhengen mellom innsjøegenskaper, grad av saltpåvirkning og saltforbruk. Forklaringsparameterne som er brukt i disse analysene er:

- > Veilengde av primær vei [m]
- > Veilengden av alle veier [m]
- > Årlig saltforbruk primær vei [tonn]
- > Årlig saltforbruk alle veier [tonn]
- > Årlig saltforbruk pr. veistrekning primær vei [tonn/km]
- > Årlig saltforbruk pr. veistrekning alle veier [tonn/km]
- > Årlig saltforbruk pr. innsjøareal [kg/m<sup>2</sup>]
- > Årlig saltforbruk pr. innsjøvolum [kg/m<sup>3</sup>]
- > Årlig saltforbruk dividert på tilrenning [kg/m<sup>3</sup>]
- > Årsdøgntrafikk (ÅDT)
- > Dybde i innsjøen [m]
- > Innsjøtype
- > Innsjøens areal [km<sup>2</sup>]
- > Innsjøvolum [m<sup>3</sup>]
- > Logaritmen av innsjøvolum Log(m<sup>3</sup>)
- > Årlig tilrenning [m<sup>3</sup>/år]
- > Logaritmen av årlig tilrenning Log(m<sup>3</sup>)
- > Innsjøens oppholdstid [år]
- > Logaritmen av innsjøens oppholdstid Log(år)
- > Høyde over havet [m]
- > Vindpåvirkning
- > Urbaniseringsgrad
- > Distanse til hav eller fjord [km]

Videre er det utarbeidet en GLM-modell (logit) og utført multivariat analyse (Prinsipal Component Analyse) for å belyse sannsynligheten for utvikling av kloridgradienter som funksjon av de viktigste forklaringsparameterne fra de parametriske testene.

Baserte på analyser fra de statistiske testene er det konstatert at følgende faktorer har statistisk signifikant betydning for utvikling av kloridgradienter (>10 mg/l):

- > Årlig saltforbruk på de primære veiene (mengde pr. lengde vei pr år)
- > Årlig saltforbruk på alle veier i nedbørsfeltet pr. innsjø areal (kg/m<sup>2</sup>)
- > Logaritmen til innsjøens volum
- > Logaritmen av den årlige tilrenningen
- > Innsjøens vindpåvirkningsgrad
- > Grad av urbanisering i nedbørsfeltet

Av disse parameterne er innsjøens vindpåvirkningsgrad den mest avgjørende for utvikling av kloridgradient. Ingen av innsjøene som er vindutsatt (vindpåvirkningsgrad=høy) har kloridgradienter. Videre viser analysene at volum av innsjøen og nedbørsfeltets årlige tilrenning er viktige faktorer.

Viktigste parametere for utvikling av oksygengradienter er særlig vindpåvirkningen, samt fosfor- og TOC-konsentrasjonen i bunnvannet. Faktorer som er signifikante er:

- > Saltforbruk for de primære veiene (tonn/km\*år)
- > Vindpåvirkningsgraden
- > Urbaniseringsgraden
- > TOC-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen
- > Fosfor-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen

#### **English summary:**

Annual analytical surveys of 'near road lakes' were performed in Norway for the period 2015-2018. The lakes were chosen by the State Highways Authority. In total, 67 lakes were chosen. All of the lakes were surveyed in 2015. A selection of the lakes was then surveyed by rotation in 2016, 2017 and 2018. One of the lakes, Upper Jerpetjern, had results from a significant longer time period (1990 – 2017). The surveys are a continuation of the monitoring programme performed by NIVA from 2005 to 2006 and in 2010.

The survey programme investigated if and how road salt run-off water effects the lakes. The focus of this final report is the effect of road salt on the lake's quality.

Road salt run-off can increase the salt content of the lake (chloride), resulting in increases in salt content in the bottom water, which can further reduce water circulation in the spring and autumn. The latter is caused by a significant concentration gradient called a salt gradient or salt induced layer between the top and bottom water of the lake. A difference in chloride concentrations of > 10 mg/l between the bottom and lake surface water can be classified as a salt gradient. The reduced circulation of the water body results in an oxygen deficit (oxygen gradient) in the bottom water, which further results in uninhabitable conditions for bottom water organisms.

Statistical analysis has been performed for lakes with two or more measurements for all the results from 2005, 2010 and 2015 to 2018. Trend analyses was performed to investigate the development of chloride concentrations and gradients between the surface and bottom waters of the

lakes. The potential links were investigated between the degree of impact, salt usage in the catchment area and the lakes characteristics (morphology, lake type, catchment area, volume, wind impact, retention time, above or below the marine border). The main aim was to investigate which factors have the biggest influence on the lake's response to salt addition and the formation of salt gradients.

Data sets for the period 2005 to 2018 show large differences between the lakes with regards to chloride concentrations between the top and bottom waters. The results also illustrate variation with respect to the degree of impact and trend development. Trend analysis shows that changes in the average chloride gradients and concentrations between 2005, 2010 and 2015 to 2018 are not significant, but that the spread of the data has changed over the period. This means that conditions have improved in some lakes, while in others the conditions have worsened. The development in oxygen gradients between 2005, 2010 and 2015-2018 did not illustrate any significant change, while the spread of the data set increased.

The only lake with measurements performed over a significant longer period is Upper Jerpetjern (1990 to 2017). From these results it can be concluded that the chloride concentration in the surface water has had a significant increasing trend. Upper Jerpetjern is also termed a 'swinging lake' which changes between having and not having a chlorine gradient, something which makes this lake specially interesting.

When considering Upper Jerpetjern, it is natural to assume that chloride concentrations in other near road lakes has also increased significantly after the introduction of road salting. However, it is not possible to calculate these statistics due to a limited series of samples for background values. If a chloride concentration <10 mg/l is considered as the natural condition in surface lake water, then the measurements illustrate that most of the lakes in the survey programme have been affected in varying degrees by road salting.

Parametric tests have been performed to investigate the relationship between the lake's characteristics, the degree of the effect of salting and the salt usage. The parameters used in these analyses were:

- > Primary road length [m]
- > The length of all roads [m]
- > Primary road total salt usage [tonne pr year]
- > All roads total salt usage [tonne pr year]
- > Annual salt usage per road length primary road [tonn/km]
- > Annual salt usage per road length all roads [tonnes/km]
- > Annual salt usage per lake surface area [kg/m<sup>2</sup>]
- > Annual salt usage per lake volume [kg/m<sup>3</sup>]
- > Annual salt usage divided by run-off [kg/m<sup>3</sup>]
- > Annual average daily traffic (AADT)
- > Lake depth [m]
- > Lake type
- > Lake surface area [km<sup>2</sup>]
- > Lake volume [m<sup>3</sup>]
- > Logarithm of the lake volume Log (m<sup>3</sup>)
- > Annual run-off [m<sup>3</sup>/year]
- > Logarithm of annual run-off Log (m<sup>3</sup>)

- > Lake retention time [year]
- > Logarithm of the lake retention time Log (year)
- > Altitude above sea level [m]
- > Wind sensitivity
- > Degree of urbanisation
- > Distance to the sea or the fjord [km]

Additionally, a GLM model (Logit) was prepared and multivariant analysis (Principal Component Analysis) was performed to illustrate the probability for chloride gradient formation as a function of the most important illustrative parameters from the parametric tests.

Based upon the statistical analyses the following factors were confirmed as significant for the formation of chloride gradients (>10 mg/l):

- > Annual salt usage on the primary roads (amount per road length pr year)
- > Annual salt usage on all roads in the catchment area pr. lake area (kg/m<sup>2</sup>)
- > Logarithm of Lake volume
- > logarithm of the annual run-off (into the lake)
- > Lake wind sensitivity
- > The degree of urbanisation

Out of these parameters, the lakes wind sensitivity was the most decisive for the formation a chloride gradient. None of the lakes that are exposed to wind (wind sensitivity = high) have chloride gradients. The analyses showed that the volume of the lake and the annual run-off from the catchment area are important factors.

The most important parameters for the establishment of oxygen gradients were shown to be wind sensitivity and phosphorous and TOC concentrations in the bottom water. The significant factors were:

- > Annual salt usage on primary roads (tonnes/km\*year)
- > Wind sensitivity
- > The degree of urbanisation
- > TOC concentrations in the bottom layer of the lake
- > Phosphorous concentration in bottom water

# 1 Innledning

COWI ble i 2015 engasjert av Statens vegvesen Vegdirektoratet for å gjennomføre et årlig undersøkelsesprogram av et utvalg veinære innsjøer i Norge. Undersøkelsen er en fortsettelse av tilsvarende overvåkningsprogram som NIVA gjennomførte i 2005-2006 [1] og 2010 [2]. COWI har gjennomført prøvetakning av veinære innsjøer i årene 2015, 2016, 2017 og 2018.

Undersøkelsesprogrammet har sett på om avrenning fra vei påvirker innsjøene.

Veiavrenning kan være en forurensningskilde i vannforekomster som ligger nær vei. Forurensningen består i hovedsak av veisalt (NaCl), men også metaller (f.eks. Cu, Zn, Ni, Pb), samt organiske miljøgifter som f.eks. PAH- forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner) som tilføres fra biltrafikken. Mengden av forurensninger fra veier til en vannforekomst er avhengig av bl.a. lengde på veistrekning i nedbørfeltet, trafikkmengde, type veidekke, forbruket av salt og nærhet til innsjøen.

Det er i hovedsak virkninger av tilrenningen av veisalt til innsjøene som er belyst i denne sluttrapporten. Rapporten gir en sammenstilling av alle målinger av klorid i topp- og bunnvann og belyser utviklingstrender. For mer informasjon om de øvrige kjemiske analysene i vann og sedimenter henvises det til tidligere utarbeidede årsrapporter i prosjektet [3,4,5,6].

## 1.1 Formål

Formålet med undersøkelsesprogrammet har vært å kartlegge vannkvalitetstilstanden i utvalgte veinære innsjøer Norge. Sluttrapporten oppsummerer måleresultater for klorid i innsjøene i tillegg til å:

- > Etablere tidstrender for å se på utviklingen i kloridkonsentrasjoner i overflatevann og bunnvann over tid. Det er benyttet resultater fra alle innsjøer som inngår i overvåkningsprogrammet fra 2015-2018 og som har to eller flere prøverunder, samt prøveresultater fra undersøkelsene utført av NIVA i 2005-2006 og 2010 [1,2].
- > Analysere sammenhenger mellom innsjøegenskaper, saltforbruk og målt vannkvalitet. Det er benyttet statistiske verktøy for å se på sammenhengen mellom påvirkningsgrad og saltforbruk på de aktuelle veistrekningene og innsjøegenskaper som morfologi, innsjøtype, nedbørsfelt, volum, vindeksponering, oppholdstid og over/under marin grense. Hensikten har vært å undersøke hvilke faktorer som har størst innflytelse på innsjøenes tilstand og dannelse av såkalte salt- og oksygengradienter. Det vil si sammenhengen mellom saltbelastning, innsjøegenskaper og respons i vannkvaliteten.

## 1.2 Om undersøkelsesprogrammet

Innsjøene som er undersøkt er valgt ut av regionene i Statens vegvesen. Totalt 68 innsjøer ble prøvetatt høsten 2015 og våren 2016 [1]. Videre ble 62 av de samme innsjøene overvåket videre basert på en rullering høsten 2016, 2017 og 2018 [3,4,5,6]. Prøveprøvet og rulleringen av innsjøer ble bestemt av Statens vegvesen. Innsjøer og prøvetakningsperioder er vist i Tabell 5.

I prosjektet er det i tillegg gjennomført biologiske undersøkelser. Det ble sett på sammensetningen i planteplanktonsamfunnet i 14 av innsjøene i juni 2016 og juni 2017. Resultatene fra de biologiske undersøkelsene baserer seg kun på én prøve per innsjø per sesong. Dette viste seg å være for lite datamateriale til å kunne påvise eventuelle sammenhenger mellom endringer i kloridnivåer og sammensetningen av planktonsamfunnet isolert fra andre påvirkninger. Det ble valgt å ikke gjøre biologiske undersøkelser i 2018.

## 1.3 Om vegsalt og konsekvenser

Salt benyttes for å øke trafikksikkerheten og fremkommeligheten på veier om vinteren. Veisaltet består i hovedsak av natriumklorid ( $\text{NaCl}$ ), samt mindre mengder kalsiumklorid ( $\text{CaCl}_2$ ) og magnesiumklorid ( $\text{MgCl}_2$ ). Saltet løses lett i vann og følger vannstrømmen fra veiene til vassdrag og grunnvann. Vinterdrift og saltstrategi skal være iht. vinterdriftsklassen for den spesifikke veistrekningen. Det er høyest saltforbruk på veier som klassifiseres som barvei. Graden av saltpåvirkning i innsjøene vil være avhengig av blant annet mengden årlig saltforbruk, innsjøens størrelse og den totale årlige tilrenningen til innsjøen (dvs. nedbørfeltets størrelse).

I en innsjø er et sprangsjikt en dybdebestemt endring i vannmassens egenskaper. Dette kan for eksempel være en kjemoklin (kjemisk endring) eller en termoklin (temperaturendring).

Et problem som oppstår ved stor tilførsel av veisalt til en innsjø er at saltholdig vann har høyere tetthet og derfor synker til bunns i innsjøen og fører til en saltindusert kjemoklin. Dette fører til sjiktning av vannmassene og det oppstår en såkalt saltgradient i innsjøen.

Innsjøer som islegges om vinteren sirkulerer normalt to ganger i året, om våren og om høsten. Dette skjer fordi tetthetsforskjellene mellom vannet i dypet og i overflaten på disse tidspunktene er liten på grunn av samme temperaturer i topp- og bunnvann. Samtidig forsvinner det vindbeskyttende islaget om våren. Det er i stor grad vindeksponering som setter i gang sirkulasjonen. Når det oppstår et tyngre vannlag på bunnen som følge av høyt innhold av salt, vil fullsirkulasjonen av innsjøen gå tregere og sirkulasjonen kan helt eller delvis opphøre. Dette medfører et nytt kjemisk regime (oksygengradient) med dannelse av oksygenfattig bunnvann som medfører ulevelige forhold for dyrelivet.

Innsjøer som ikke sirkulerer i løpet av året kalles meromiktiske. Dette kan skyldes naturlige forhold slik som biogen meromiksis som skyldes produksjon av



biologisk materiale og utfelling av kalk i innsjøen, eller høye konsentrasjoner av jernsalter i bunnvannet. Meromiksis som skyldes tilførsel av salt fra veiavrenning er menneskeskapt [7].

Eutrofe forhold (høy algevekst) og humuspåvirkninger kan medvirke til sjiktninger med hensyn på oksygen og næringssalter i innsjøer. Innsjøer som er mest utsatt for skader fra veisalt, er innsjøer med lav tilrenning (lite nedbørsfelt) og dermed har lang oppholdstid i vannmassene. Innsjøer har en naturlig variasjon i vannkvalitet basert på tilførsel av næringssalter, humusinnhold, innslag av grunnvann, etc. Innsjøer lokalisert nær kysten under marin grense vil ofte ha en ionesammensetning med markante innslag av sjøsalter (hovedsakelig natrium og klorid) [8].

Hvor god den naturgitte sirkulasjonen er i en innsjø, avhenger av innsjøens geografiske beliggenhet (temperatur, klima, innsjøens ionesammensetning, etc.), vindpåvirkning (areal, topografi, form, islegging og dekningsgrad, etc.) og innsjøvannets oppholdstid og gjennomstrømning (hydrologisk regime etc.) [8]. Ikke minst her de meteorologiske forholdene stor betydning for når innsjøen sirkulerer [7].

## 1.4 Generelt om forurensning fra vei

Tungmetaller og PAH i veiavrenning er i stor grad bundet til partikler. Disse forbindelsene vil til dels holdes tilbake i veigrøfter og sidearealer. Ved avrenning til tjern og innsjøer vil en betydelig andel sedimentere på bunnen [6]. En mindre andel vil imidlertid holde seg løst i selve vannfasen. Dette avhenger av typen metall og den øvrige vannkjemien. Høye konsentrasjoner av saltholdig veivann øker mobiliteten til tungmetallene, og gjør at de lettere transporteres til resipientene.

I den statistiske analysen er hovedveier som går tett opptil innsjøen definert som primærveier. I de fleste tilfellene er dette sterkt trafikkerte veier med høyt forbruk av veisalt vinterstid. Sekundærveiene er de øvrige saltede veiene som ligger innenfor nedbørsfeltet. Saltforbruk er hentet fra Statens vegvesen sin database over alle europaveier, fylkesveier og riksveier i de respektive nedbørsfeltene. Kommunale veier i nedbørsfeltet er ikke inkludert i datasammenstillingen for saltforbruk.

## 1.5 Salt- og oksygengradienter

Det eksisterer ingen tiltaksgrense for kloridkonsentrasjoner i vassdrag. Med utgangspunkt i vanndirektivet vil man normalt se på endringer i forhold til naturtilstand. Normalt vil bakgrunnskonsentrasjonen for klorid ligge mellom 2 og 10 mg/l, men kystnært overflatevann kan ha høyere innhold (30 mg/l) [8]. I arbeidet med å vurdere kloridnivåer i topp- og bunnvann i de undersøkte veinære innsjøene har vi sammenlignet nivåene opp mot data fra innsjøer i miljødirektoratets vannmiljødatabase, uten kjent salting.

En differanse mellom toppvann og bunnvann på 6 mg/l oksygen og 10 mg/l klorid er definert som oksygengradient og saltgradient i innsjøene etter fullsirkulasjon [1,2]. Innsjøer som er over disse grenseverdiene tyder på dårlig eller fravær av sirkulasjon av hele vannmassen. Undersøkelse av salt- og oksygengradient bør i hovedsak gjøres etter høst- eller vårsirkulasjon for å observere effekten av veisalt. Innsjøene skal da normalt ha gjennomgått fullsirkulasjon av vannmassene og vannkvaliteten vil være tilnærmet lik i hele vannsøylen. En konsekvens av økende saltinnhold i innsjøer er blant annet at artsrikdom av planter og dyr synker. Saltindusert sjiktning som blir permanente, vil endre de fysiske og kjemiske forholdene i innsjøene med påfølgende biologiske endringer med fravær av samfunn av smådyr som lever på og i bunnsedimentene i innsjøen [8].

Klorid- og oksygengradienter kan kun benyttes som indikasjon på veipåvirkning for innsjøer over en viss dybde. Grunne innsjøer (2-4 m dyp) vil ofte sirkulere flere ganger over sommerperioden som følge av sterk vind og det påvises derfor ikke gradienter selv om saltpåvirkningen er høy. I enkelte grunne innsjøer kan det derfor oppstå høye kloridkonsentrasjoner som følge av tilførsel av veisalt, uten at dette medfører noen kloridgradient. I disse innsjøene er det derfor valgt å kun se på den totale kloridkonsentrasjonen i vannsøylen for å vurdere saltpåvirkningen.

Bruk av oksygengradient som indikator på saltpåvirkning kan være problematisk. Oksygensvinn nedover i vannsøylen kan skyldes forhold som eutrofiering, nedbrytning av organisk stoff (humus) i bunnvannet og/eller lite volum under sprangsjiktet. Derfor er det målt på TOC og Tot-P for å undersøke eventuelle andre årsaker enn veisalt som kan føre til oksygensvinn i innsjøen. Økt fosforinnhold i vannmassene kan føre til eutrofiering i fotisk sone (den øvre delen av vannmassene som er eksponert for lys) og derav økt forbruk av oksygen.

Lavt oksygeninnhold kan ha stor påvirkning på innsjøens dynamikk, med økt utløsning av fosfor og andre uorganiske næringssalter som jern og mangan fra sedimentene. Utløsning av fosfor til vannmassene gir en intern gjødsling. For makrovertebrater og fisk kan anoksiske forhold eller langvarig hypoksi (underskudd på oksygen) ha en dramatisk effekt. Ulike organismer og ulike livsstadier har forskjellige krav til oksygen. Eksempelvis vil bentiske (bunnlevende) organismer, fiskeegg og juvenile individer med høy metabolisme være mer sårbare enn voksne individer.

## 1.6 Statistisk analyse av trender og sammenhenger

Ulike statistiske begreper som er brukt i rapporten er forklart i Vedlegg C.

Datagrunnlaget for de statistiske metodene som er utført i forbindelse med denne sluttrapporten stammer fra målinger i perioden 2005-2018. For innsjøen Øvre Jerpetjern eksisterer det i tillegg overvåkningsdata for klorid i overflatevann fra 1990 og frem til 2017.

Den statistiske analysen er delt inn i to deler. Den ene delen av analysen er en trendanalyse og den andre delen er multivariat sammenligning mellom saltforbruk og innsjøenes egenskaper som belyser de viktigste faktorene til utvikling av kloridgradienter og oksygengradienter.

Saltbelastningen er gitt av saltet veilengde i nedbørfeltet og forbruket av veisalt pr. km vei pr år (tonn salt pr. km vei pr år). Saltforbruket er fremskaffet av Statens Vegvesen og er oppgitt som gjennomsnitt av årlig forbruk for perioden 2015-2018.

En rekke faktorer vil være avgjørende for dannelse av kloridgradient med risiko for påfølgende stagnerende bunnvann i innsjøene. Parameterne som er brukt i de statistiske analysene er:

- > Innsjøenes geometriske parametere:
  - > Innsjøvolum
  - > Innsjøens areal
  - > Innsjøens dybde
- > Nedbørsfeltet:
  - > Areal av nedbørsfeltet
- > Øvrige parametere:
  - > Oppholdstid (bestemt som tilrenning/volum)
  - > Innsjøtype (norsk klassifisering iht. vanndirektivet)
- > Innsjøens kjemi:
  - > Innsjøens plassering over eller under den marine grense
  - > Nærhet til marint miljø (hav/fjord)

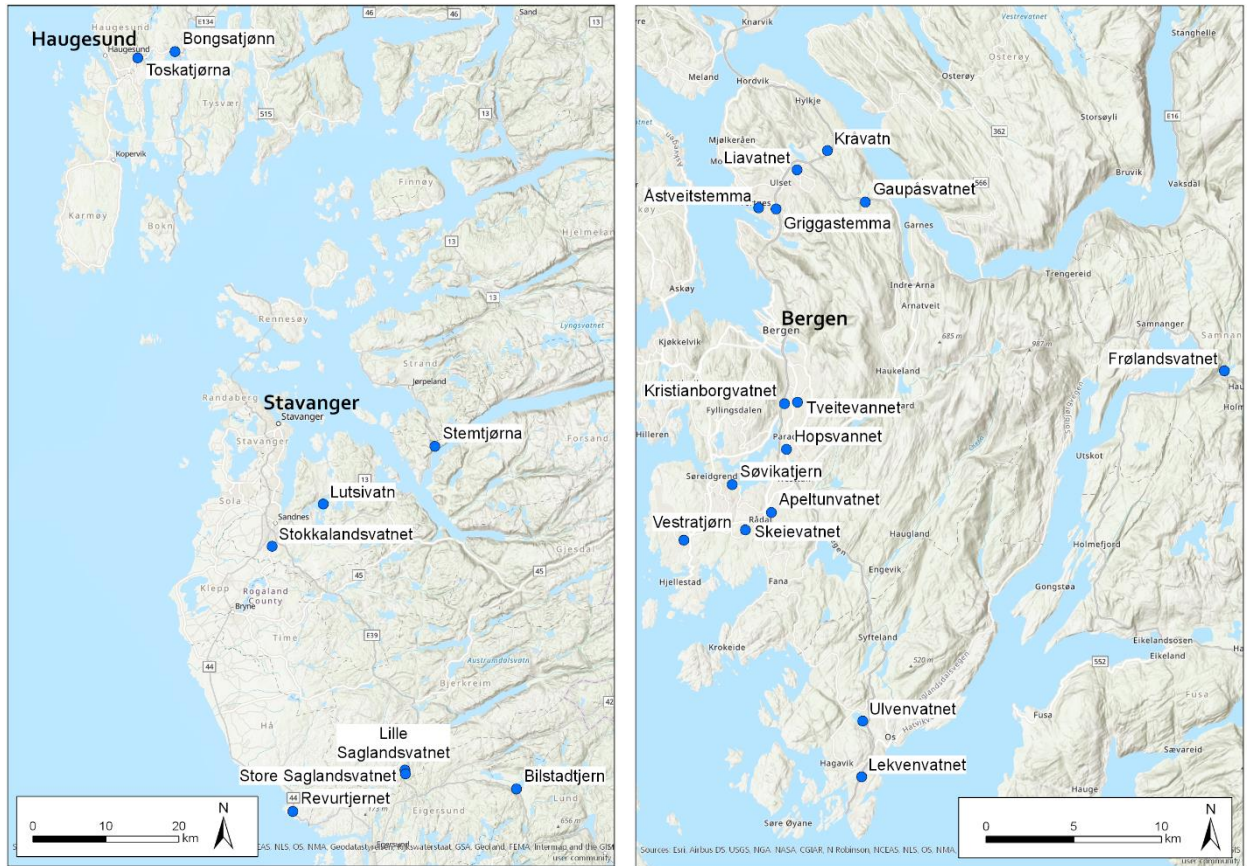
Spesielt for oksygenkonsentrasjonene vil også følgende innsjøkjemiske parametere kunne påvirke oksygentilstanden:

- > Fosfor i topp og bunnvann
- > TOC i bunnvann

Innsjøene er valgt ut av Statens vegvesen. Utvalget er en "biased selection" (se ordforklaring, vedlegg C), hvor fokus har vært innsjøer som er forventet påvirket av salt fra veier. Alle innsjøene ligger nær vei og med et ulikt årlig forbruk av veisalt i nedbørfeltet. Det finnes mange innsjøer i Norge som ikke ligger i nærheten av vei og uten noen form for saltpåvirkning. De undersøkte innsjøene er derfor ikke et representativt utvalg av samtlige norske innsjøer. Denne utvelgelsen av innsjøer betyr at saltpåvirkningens styrke som forklaringsparameter utvannes. Om utvelgelsen hadde vært tilfeldig blant alle innsjøer i Norge, ville det vært stor forskjell mellom innsjøer som er påvirket av salt og de som ikke er det.

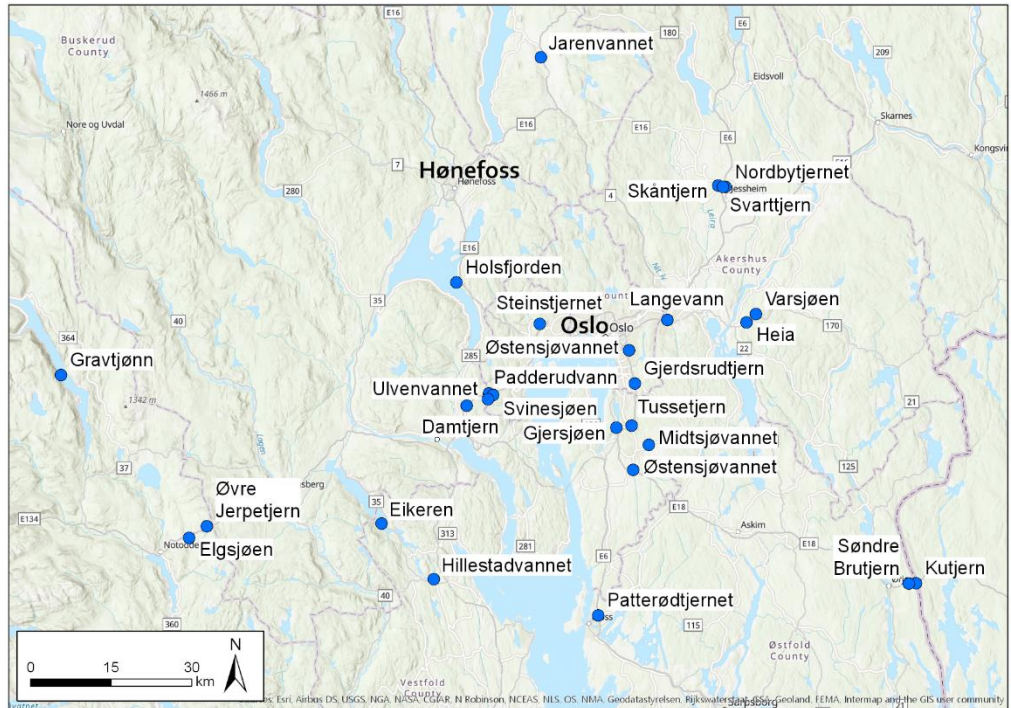
## 2 Material og metode

Overvåkningsprogrammet har inkludert 68 innsjøer i 14 fylker. Lokaliseringen av de undersøkte innsjøene er vist i Figur 1 - Figur 4.



Figur 1. Lokalisering av undersøkte innsjøer i Region Vest.

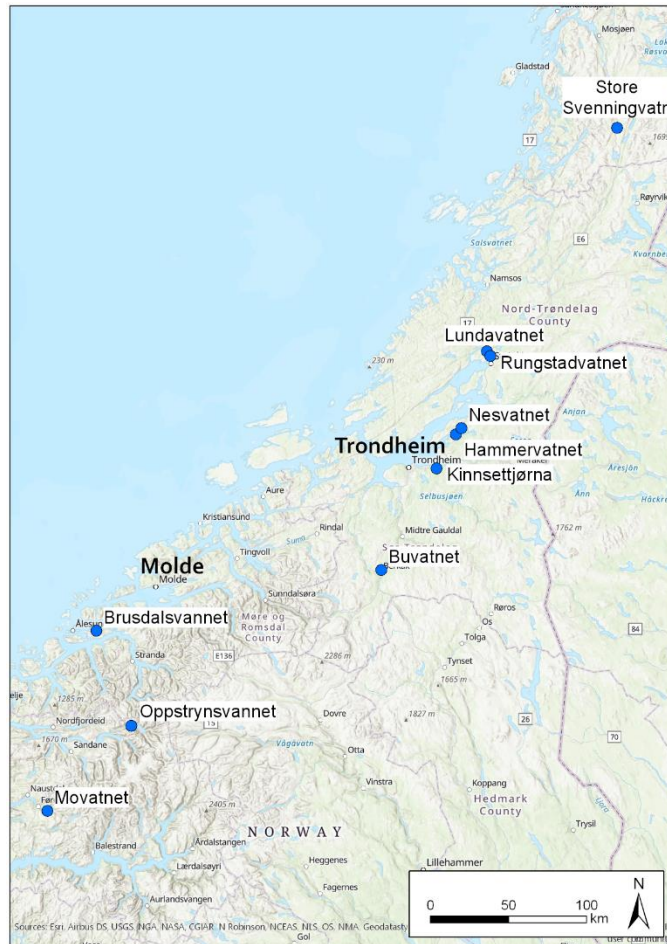




Figur 2. Lokalisering av undersøkte innsjøer i Region Øst.



Figur 3. Lokalisering av undersøkte innsjøer i Region Sør.



Figur 4. Lokalisering av undersøkte innsjøer i Region Midt.

## 2.1 Metode feltundersøkelse

Undersøkelsene utført i perioden 2015–2018 ble gjennomført i oktober og november, etter antatt høst-sirkulasjon. Enkelte målinger er også utført i juni etter vårsirkulasjon, samtidig med prøvetakning av planteplanktonsamfunn.

Det ble benyttet en 5-fots gummibåt eller 14-fots aluminiumsbåt under feltarbeidet. Dypeste punkt i innsjøene ble bestemt ved hjelp av ekkolodd og/eller GPS-koordinater fra tidligere prøvetakning.

Det ble samlet inn vannprøver fra topp- og bunnvann i innsjøene. Vannprøver ble samlet inn ved hjelp av en Ruttner-vannhenter og analysert for Cl, Na, Tot-P, TOC, Ca, Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Sb, Fe og Mn. Vannprøver ble filtrert i felt (filterhus, 0,45 µm), med unntak av måling av TOC og Tot-P. Alle analyser i perioden 2015-2018 ble utført av Eurofins Environment Testing AS.

Et utvalg parametere ble målt kontinuerlig nedover i hele vannsøylen ved hjelp av en senkbar sonde (YSI, Exo 2) for å påvise eventuell termoklin (temperatursprangsjikt) og kjemoklin (kjemisk sprangsjikt). Parametere fra disse målingene inkluderte dyp (m), pH, elektrisk konduktivitet (mS/m), temperatur (°C) og oksygen (mg/l).

## 2.2 Statistiske metoder

Det er benyttet to typer statistisk software: Matlab, version R2017a (9.2.0.538062) og R, versjon 3.6.0. Videre er det benyttet Excel (office 365).

Beskrivelse av de ulike statistiske metodene er forklart sammen med datatolkningen i kap 4. Ordforklaring for statistiske begreper er vist i vedlegg C. Utført statistikk som ikke er presentert i Kap. 4 er vist i vedlegg D.



### 3 Sammenstilling resultater for hver enkelt innsjø

Datamaterialet fra perioden 2005-2018 viser store forskjeller i kloridkonsentrasjonene mellom innsjøene. Resultatene viser også store variasjoner med hensyn på utviklingstrender og påvirkningsgrad. I flere av de mest påvirkede innsjøene varierer kloridkonsentrasjonene betydelig mellom hver prøvetakning. En oversikt måleverdier for klorid i topp- og bunnvann for alle innsjøene er vist i Vedlegg A.

Det understrekes at prøvegrunnet er sparsomt og at kloridkonsentrasjonen kan variere betydelig over året og mellom år. Det er også flere innsjøer hvor det er påvist saltgradient etter sirkulasjon, mens det året etter er tydelig sirkulasjon av vannmassene.

Det er viktig å være oppmerksom på at innsjøer kan være påvirket av veisalt uten å ha saltgradienter og at oksygengradient også kan skyldes andre forhold enn veisalt. Naturgitte forhold som vær og klima vil også kunne spille inn når det gjelder sirkulasjonsmønster mellom årene.

Det eksisterer lite vannkjemiske data som viser kloridkonsentrasjoner (bakgrunnsverdier) før det ble normalt å bruke veisalt. Det er derfor vanskelig å bestemme hva nøyaktig hva økningen har vært i forhold til naturtilstand. I arbeidet med denne rapporten er det lagt til grunn en forventet naturtilstand i innsjøene for klorid på <10 mg/l i overflatevannet. Datasettet viser at de fleste innsjøene har forhøyet innhold av klorid i vannmassene sammenlignet med forventet naturtilstand (<10 mg/l). I kystnære innsjøer kan man forvente en noe høyere konsentrasjon (<30 mg/l). En gjennomgang av resultatene viser at kun et fåtall av innsjøene har konsentrasjoner under 10 mg/l i overflatevannet.

Kun Øvre Jerpetjern har resultater på førtilstand. Her ble det målt 4,6 mg/l klorid i overflatevannet i 1990 og frem til 2000 var det en gradvis økning til ca. 8-10 mg/l. Fra 2010 og frem til 2017 har kloridkonsentrasjonen økt kraftig til ca. 25-27 mg/l.

### 3.1 Region Sør

I Region Sør er det sammenstilt prøveresultater fra 18 innsjøer, vist i Tabell 1.

Det er tre innsjøer som er sterkt påvirket av veisalt hhv. Damtjern, Gravtjønn og Hanevatn. Det er også andre innsjøer med påvist saltgradient og/eller har høye kloridkonsentrasjoner i vannsøylen som bør videreføres i et nytt overvåkningsprogram. Dette gjelder Aklandstjenna, Elgsjøen, Longumvannet, Molandsvann, Stokkevann, Studevann N, Søndbøvatn, Vassbotnfjorden/ Hallevannet, Vollevannet og Øvre Jerpetjern.

Tabell 1. Oppsummering og vurdering av alle undersøkte innsjøer i Region Sør i perioden 2005-2018. Tabellen viser undersøkelsesår, påvist saltgradient, om innsjøen er påvirket av veisalt og utviklingen mhp. kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann over tid.

Innsjø	Undersøkt år				Saltgradient (år)	Påvirket av veisalt	Utvikling kloridkonsentrasjon topp og bunnvann
	2005/06	2010	2015/16	2016-2018			
Aklandstjenna			x	x	Ja (2017)	Moderat	Økning
Bakkevatn øst	x	x	x	x	Ja (2005, 2010)	Lite	Redusert
Damtjern		x	x	x	Ja (2010, 2015, 2016)	Sterkt	Variierer
Elgsjøen	x		x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Gravtjønn		x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Økning
Hanevatn	x	x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Redusert
Hillestadvannet			x	x	Nei	Lite	Redusert
Jostadvann			x	x	Nei	Lite	Svak økning
Krågevann		x	x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Longumvannet	x	x	x	x	Nei	Moderat	Redusert
Molandsvann		x	x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Stokkevann		x	x	x	Nei	Moderat	Ingen endring
Studevann N		x	x	x	Ja, alle år	Moderat	Ingen endring
Søndbøvatn	x	x	x	x	Nei	Moderat	Variierer
Tarvatnet			x	x	Nei	Lite	Svak økning
Vassbotnfjorden/ Hallevannet	x	x	x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Vollevannet	x		x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Øvre Jerpetjern		x	x	x	Ja (2017)	Moderat	Svak økning

### 3.2 Region Øst

I Region Øst er det sammenstilt prøveresultater fra 18 innsjøer, vist i Tabell 2.

Analysedataene viser at halvparten er sterkt belastede innsjøer. Innsjøene som peker seg mest ut er Gjersrudtjern, Kutjern, Langvann, Nordbytjern, Padderudvann, Patterødtjern, Steinstjern, Svarttjern og Tussetjern. I Gjersrudtjern, Nordbytjern og Steinstjern har kloridinnholdet økt kraftig sammenlignet med de første måleresultatene i 2005 og/eller 2010.

Det anbefales at også innsjøene Gaupmyrdammen, Gjersjøen, Skåntjern, Svinesjøen, Søndre Brutjern, Ulvenvannet og Østensjøvannet videreføres i et fremtidig overvåkningsprogram.

Tabell 2. Oppsummering og vurdering av alle undersøkte innsjøer i Region Øst i perioden 2005-2018. Tabellen viser undersøkelsesår, påvist saltgradient, om innsjøen er påvirket av veisalt og utviklingen mhp. kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann over tid.

Innsjø	Undersøkt år				Saltgradient (år)	Påvirket av veisalt	Utvikling kloridkonsentrasjon i topp og bunnvann
	2005/06	2010	2015/16	2016-2018			
Gaupemyrdammen	x		x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Gjerdsrudtjern	x		x	x	Ja (2018)	Sterkt	Økning
Gjersjøen	x	x	x	x	Nei	Moderat	Svak økning
Jarenvannet		x	x		Nei	Lite	Ingen endring
Kutjern			x	x	Ja, alle år	Sterkt	Ingen endring
Langvann		x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Økning
Nordbytjern	x	x	x	x	Ja (2018)	Sterkt	Økning
Padderudvann		x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Variierer
Patterødtjern	x	x	x	x	Ja (2005, 2010, 2016)	Sterkt	Variierer
Skåntjern			x	x	Nei	Moderat	Ingen endring
Steinstjernet	x	x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Økning
Svarttjern			x	x	Ja, alle år	Sterkt	Svak økning
Svinesjøen		x	x	x	Ja (2015, 2016)	Moderat	Ingen endring
Søndre Brutjern		x	x	x	Ja (2010, 2015)	Moderat	Redusert
Tussetjern	x	x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Økning
Ulvenvannet	x	x	x	x	Ja (2010, 2018)	Moderat	Variierer
Varsjøen			x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Østensjøvannet, Ås			x	x	Nei	Moderat	Økning

### 3.3 Region Vest

I Region Vest er det sammenstilt prøveresultater fra 20 innsjøer, vist i Tabell 3.

Overvåkningsdata fra innsjøene i Region Vest viser at 6 av innsjøene er sterkt påvirket av veisalt. Dette gjelder hhv. Apeltunvatnet, Griggastemma, Lekvenvatn, Søvikatjern, Tveitavannet og Vestratjøen. Felles for disse innsjøene er at de har et relativt lite nedbørsfelt og stor avrenning fra urbane områder.

Kristianborgvannet, Lekvenvatn, Søvikatjern, Tveitavannet, Ulvenvatn og Åstveitstemma viser en kraftig økning av kloridnivået i topp- og bunnvann sammenlignet med første måling i 2005/06 og eller 2010. Det anbefales at også Liavatnet, Skeivatnet, Stokkalandsvatnet, Toskatjøen inngår i et fremtidig overvåkningsprogram.

Tabell 3. Oppsummering og vurdering av alle undersøkte innsjøer i Region Vest i perioden 2005-2018. Tabellen viser undersøkelsesår, påvist saltgradient, om innsjøen er påvirket av veisalt og utviklingen mhp. kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann over tid.

Innsjø	Undersøkt år				Saltgradient (år)	Påvirket av veisalt	Utvikling kloridkonsentrasjon topp og bunnvann
	2005/06	2010	2015/16	2016-2018			
Apeltunvatnet	x	x	x		Ja, alle år	Sterkt	Ingen endring
Bilstadtjern		x	x	x	Nei	Lite	Svak økning
Bongsatjørn	x			x	Nei	Lite	Ingen endring
Frølandsvatnet			x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Griggastemma	x	x	x	x	Ja, alle år	Sterkt	Varierer
Hopsvannet			x	x	Nei	Lite	Svak økning
Kristianborgvatnet			x	x	Ja (2016)	Moderat	Økning
Lekvenvatn			x	x	Ja (2018)	Sterkt	Økning
Liavatnet	x	x	x	x	Ja (2005, 2010, 2016)	Moderat	Økning
Lutsivatn	x		x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Revurtjernet			x	x	Nei	Lite	Redusert
Skeievatnet	x	x	x	x	Ja (2005,2010)	Moderat	Redusert
Stemtjørna			x	x	Nei	Lite	Redusert
Stokkalandsvatnet	x			x	Nei	Moderat	Ingen endring
Søvikatjern			x	x	Ja (2015, 2016)	Sterkt	Økende
Toskatjørn		x	x	x	Nei	Moderat	Svak reduksjon
Tveitavannet	x	x	x	x	Ja (2005, 2010, 2018)	Sterkt	Økning
Ulvenvatn			x	x	Ja (2018)	Moderat	Økning
Vestratjørn			x	x	Ja (2010, 2016)	Sterkt	Redusert
Åstveitstemma			x	x	Ja, alle år	Moderat	Økning

### 3.4 Region Midt

I Region Midt er det sammenstilt prøveresultater fra 7 innsjøer, vist i Tabell 4.

Det er ikke påvist saltgradient i noen av de undersøkte innsjøene. Kun 3 av innsjøene har kloridkonsentrasjoner som er markant høyere enn forventet bakgrunnsnivå. Dette gjelder Buvatnet, Kinnsettjørna og Rungstadvatnet.

Det anbefales at også Brusdalsvatnet og Nesvatnet tas med i et fremtidig overvåkningsprogram.

Tabell 4. Oppsummering og vurdering av alle undersøkte innsjøer i Region Midt i perioden 2005-2018. Tabellen viser hvilket år innsjøen er prøvetatt, påvist saltgradient, om innsjøen er påvirket av veisalt og utviklingen mhp. kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann over tid.

Innsjø	Undersøkt år				Saltgradient (år)	Påvirket av veisalt	Utvikling kloridkonsentrasjon topp og bunnvann
	2005	2010	2015/16	2016-2018			
Brusdalsvannet		x	x	x	Nei	Lite	Svak økning
Buvatnet			x	x	Nei	Moderat	Økning
Hammarvatn			x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Kinnsettjørna	x		x	x	Nei	Moderat	Ingen endring
Lundavatnet			x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Nesvatnet	x		x	x	Nei	Lite	Ingen endring
Rungstadvatnet	x		x	x	Nei	Moderat	Svak økning

## 4 Resultater fra statistiske analyser

### 4.1 Trendanalyse av kloridgradient

Trendanalysen sammenligner utviklingen av kloridkonsentrasjonen i hhv. overflatevannet og bunnvannet og utvikling av kloridgradienten, som er et forholdstall som representerer forskjellen mellom bunnvannets og overflatevannets kloridkonsentrasjon. I trendanalysen er det benyttet resultater fra innsjøer både med påvist gradient (>10 mg/l Cl) og uten gradient. I trendanalysen er det utarbeidet boks-plots for å illustrere parameterenes fordeling for hver prøveperiode.

Kun innsjøer som er undersøkt i flere årganger inngår i analysen. Det har vært nødvendig å slå sammen målingene fra 2016, 2017 og 2018 for å få tilstrekkelig antall innsjøer i analysen. Dvs. at årene som er inkludert er 2005, 2010 og en samling av målingene fra 2016-2018.

Tabell 5 viser en oversikt over innsjøer som inngår i trendanalysen. Som det fremgår av tabellen er det i alt 25 innsjøer som er inkludert i analysen for årene 2005 og 2010.

*Tabell 5. Oversikt over innsjøer som er prøvetatt og hvilke undersøkelsesperioder som er sammenlignet i analysen av kloridgradient. Et 1-tall markerer hvilket år innsjøene er prøvetatt. Innsjøer som er prøvetatt to eller flere ganger inngår i trendanalysen.*

Innsjø	2005-2010	2005, 2010, 2016-2018	2010- 2016-2018
Apeltunvatnet	1	1	1
Brusdalsvannet			1
Bakkevatn øst	1		
Barselvann N	1		
Blanktjørn	1		
Damtjern			1
Edlandsvatnet	1		
Gjersjøen	1	1	1
Gravtjønn			1
Griggastemma	1	1	1
Hanevatn	1	1	1
Krågevann			1
Kutjern			1
Harestuvannet	1		
Haukelandsvatnet	1		
Kvernavatnet	1		
Langvann			1
Liavatnet	1	1	1
Longumvannet	1	1	1
Molandsvann			1
Nordbytjern	1	1	1
Padderudvann			1
Patterødtjern	1	1	1
Råtjern	1		
Skeievatnet	1		
Steinsrudtjernet	1		

Innsjø	2005-2010	2005, 2010, 2016-2018	2010- 2016-2018
Steinstjernet	1	1	1
Stokkevann			1
Stovevatnet	1		
Studevann N			1
Svinesjøen			1
Søndbøvatn	1	1	1
Søndre Brutjern			1
Toskatjønn	1	1	1
Tussetjern	1	1	1
Tveitavannet	1	1	1
Ulvenvannet	1	1	1
Vassbotnfjorden/Hallevannet	1	1	1
Sum	26	15	27

Noen år er det utført målinger både midt på året (2. kvartal i juni) og sent på året (4. kvartal november/desember). I denne analysen er det kun sammenlignet data fra 4. kvartal, etter høstsirkulasjonen. For de innsjøene med svært kort oppholdstid kan man forvente en større endring gjennom året i kloridkonsentrasjonen, noe som er bakgrunnen for at det er brukt målinger som er utført i samme kvartal. Fordelingen av målinger i de forskjellige kvartalene er vist Tabell 6.

Tabell 6. Oversikt over antall målinger/feltrunder i innsjøene i ulike kvartaler. Dette inkluderer alle måleperiodene: 2005, 2010 og 2015-2018.

1. kvartal: 3 målinger	3. kvartal: 12 målinger
2. kvartal: 44 målinger	4. kvartal: 280 målinger

Kloridkonsentrasjonene fra 2. kvartalsmålingene (Q2) er generelt høyere enn 4. kvartalsmålingene (Q4) fra de samme innsjøene. Av 16 målinger av kloridkonsentrasjon av topplaget i både Q2 og Q4 er 11 målinger høyere i Q2 enn i Q4, 2 målinger viser ingen forskjell og kun 3 målinger viser lavere konsentrasjon i Q2 sammenlignet med Q4.

Det er utarbeidet boks-plot for deskriptiv statistikk (se Vedlegg C for ordforklaring) med trendanalyser. Det er videre brukt samme karakteristika for alle boks-plot. Boksens øvre og nedre grense viser øvre og nedre kvartil (hhv. 25 og 75 percentilen), og boksen inneholder derfor halvdelen av alle de målte verdier. Den røde streken viser medianen (50 percentilen); skjevhet i observasjonene viser at medianen ikke er midt mellom øvre og nedre kvartil. Halene til boksene i figuren er vist med stiplede linjer. På halen er det satt inn såkalte "whiskers" med en verdi på  $w=1.5$ . Vedlegg C beskriver boks-plottets parametere.



Dette gir følgende øvre og nedre verdier for kontinuerte fordelinger (forklart i Vedlegg C):

$$x_{\text{øvre verdi},w} = w * (x_{75} - x_{25}) + x_{25}$$

$$x_{\text{nedre verdi},w} = x_{25} - w * (x_{75} - x_{25})$$

hvor  $X_{25}$  er 25 percentilverdien,  $X_{75}$  er 75 percentilverdien og  $w$  er whiskerverdien. De øvre og nedre verdiene vil alltid være representert i den diskrete fordeling (se forklaring i Vedlegg C, boks-plot). Fordi fordelingene er basert på forholdsvis begrensede verdier ( $n=13-27$ ) kan øvre og nedre verdier endre seg betydelig.

Når man vurderer boks-plot ser man på median-verdier. Når det gjøres trendanalyse benyttes ANOVA Welch test som viser trender i gjennomsnittsverdier.

Verdier som ligger utenfor de øvre og nedre verdier er markert med plusser.

Det er i tillegg utført en hypotesetest (se vedlegg C). Det settes opp en hypotese  $H_0$  med hensikt å bevise hypotesen og en alternativ hypotese  $H_1$  som er motsetningen til  $H_0$ . Hypotesen  $H_1$  velges såfremt null-hypotesen  $H_0$  blir forkastet. Legg merke til at man alltid tester for  $H_0$ , selv om det i prinsippet er  $H_1$  man egentlig ønsker å vise.

$H_0$  : Gjennomsnittsverdiene mellom de testede fordelingene er like

$H_1$  : Minst en av de testede fordelinger må antas å avvike fra den andre

Det er beregnet en p-verdi. En lav p-verdi indikerer at  $H_0$  hypotesen kan avvises og  $H_1$  kan velges. Som grenseverdi er det brukt en p-verdi på 0.05.

#### 4.1.1 Trend i kloridgradient fra 2005 til 2010

Årene 2005 til 2010 er tidligere analysert statistisk av NIVA [2]. Resultatene i våre beregninger avviker noe fra resultatene fra 2011, men avvikene er så små at det ikke endrer på konklusjonene fra den gang.

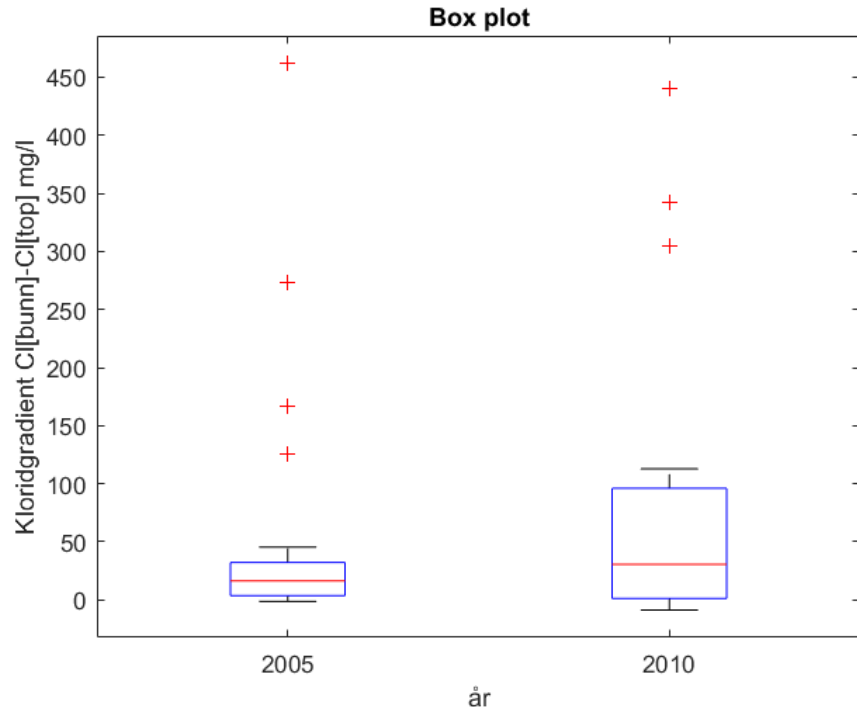
Resultatene fra analysen er vist som boks-plot i Figur 5. Man kan se av figuren at medianverdien, spredningen og maksverdien økte i perioden fra 2005 til 2010 (begrepene er forklart i Vedlegg C).

Med ANOVA Welch test [9] får man følgende teststatistikk:

*Df=1, Error=49.53, F=0.439 og p=0.51. Da  $p=0.51 > 0.05$  kan  $H_0$  ikke avvises.*

Derfor er endringen i gjennomsnittet mellom 2005-2010 ikke signifikant. Det henvises til Vedlegg C for en beskrivelse av ANOVA Welch test.

Om det tas utgangspunkt i kun de innsjøene som hadde en lagdeling (kloridgradient > 10 mg/l) i 2005 (16 innsjøer) har da 12 av disse en økt kloridgradient i 2010, noe som er signifikant økning ( $\chi^2 = 4.0$ ,  $p = 0.04 < 0.05$ ).

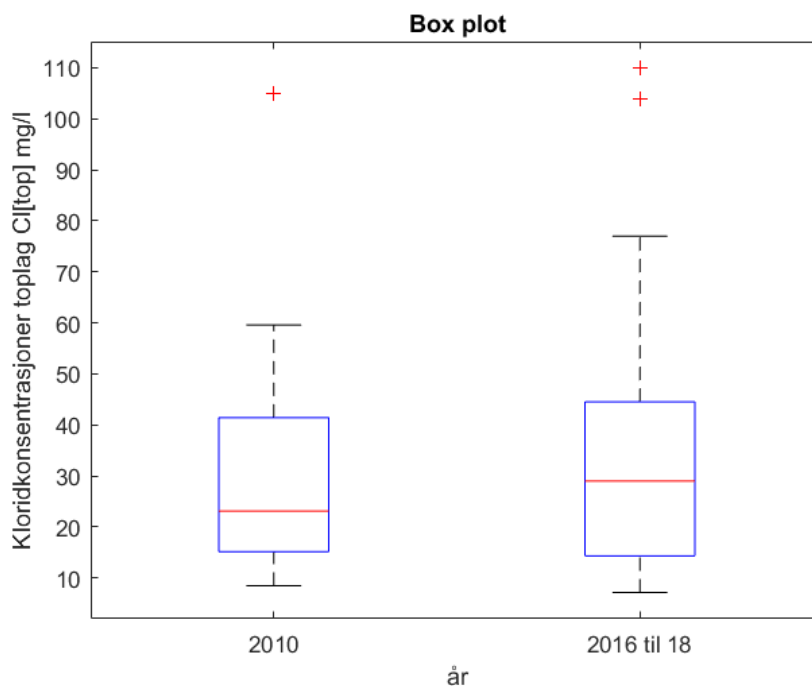


Figur 5. Kloridgradienten (bunnvannets kloridkonsentrasjon minus overflatevannets kloridkonsentrasjoner) for alle undersøkte innsjøer i årene 2005 og 2010. Statistikken er basert på  $n=26$  innsjøer som fremgår av Tabell 5.

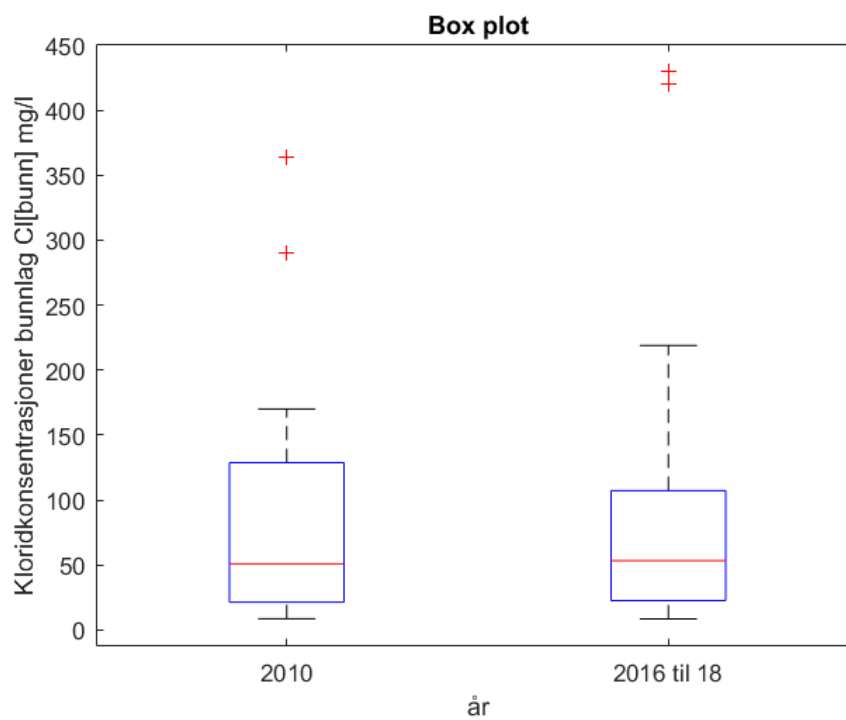
#### 4.1.2 Trend i kloridgradient fra 2010 til 2016-2018

Om man tar utgangspunkt i perioden fra 2010 til 2016-2018 (årene 2016, 2017 og 2018 er lagt sammen), så er det i alt 27 innsjøer som er undersøkt både i 2010 og 2016-2018. Figur 6 til Figur 8 viser utviklingen i kloridkonsentrasjonen i toppvannet, bunnvannet, samt kloridgradienten.

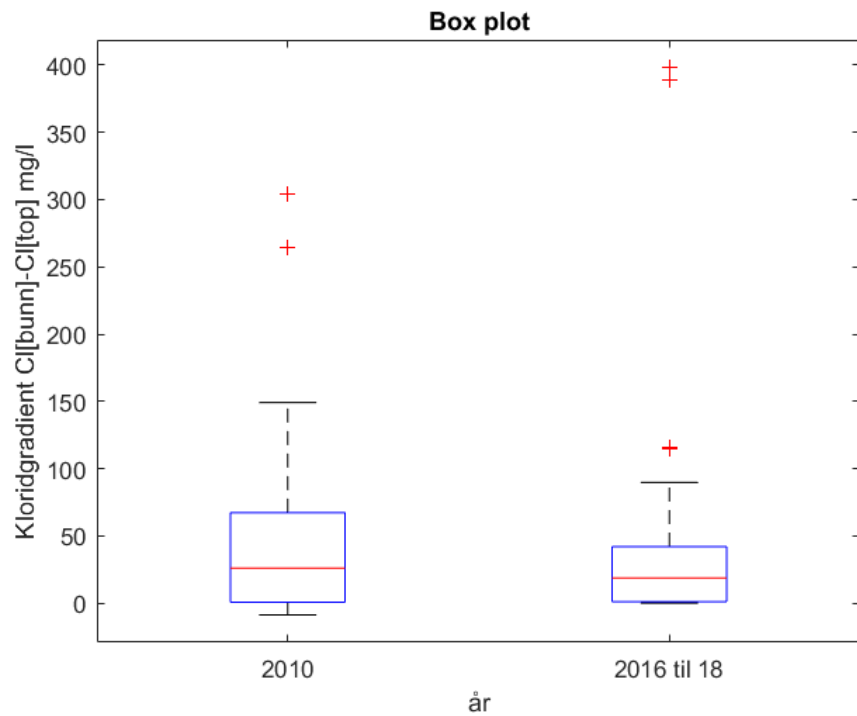
Som vist i Figur 6 har det ikke skjedd større endringer i overflatevannets konsentrasjoner, hverken i medianverdi eller spredningen av måleverdiene. Samme bilde kan sees for kloridkonsentrasjonen i bunnvannet (Figur 7), men spredningen er redusert. Tar man utgangspunkt i kloridgradienten er medianverdien redusert fra 26 mg/l til 18 mg/l (gjennomsnittsverdien har likevel steget fra 23 mg/l til 29 mg/l).



Figur 6. Topplagets kloridkonsentrasjon for årene 2010 og 2016 - 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på n=27 innsjøer. Innsjøene fremgår av Tabell 5.



Figur 7. Bunnvannets kloridkonsentrasjon for årene 2010 og 2016 - 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på n=27 innsjøer. Innsjøene fremgår av Tabell 5.



Figur 8. Kloridgradienten (bunnvannets kloridkonsentrasjon minus overflatevannets kloridkonsentrasjoner) for årene 2010 og 2016 til 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på  $n=27$  innsjøer som vist i Tabell 5

Om man benytter ANOVA Welch for å teste hypotesen om at det har vært signifikante endringer i gjennomsnittsverdien fås følgende teststatistikk:

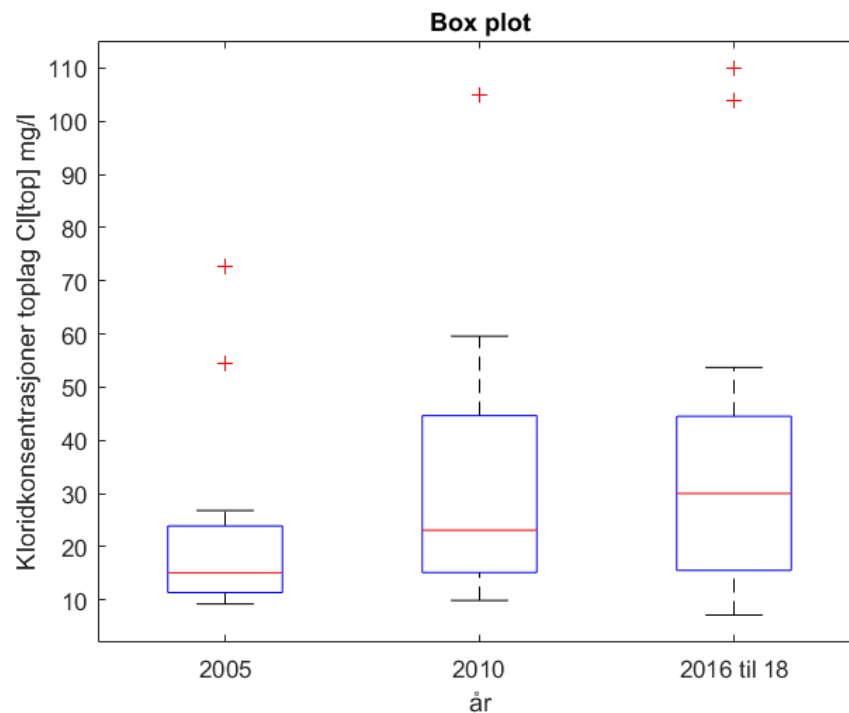
$Df=1$ ,  $Error=48.68$ ,  $F=0.001$  og  $p=0.98$ . Da  $p=0.98 > 0.05$  kan  $H_0$  ikke avvises. Derfor er endringen i gjennomsnittet ikke signifikant.

17 av de til sammen 27 innsjøene var lagdelte i 2010 (kloridgradient  $> 10$  mg/l). I 2016-2018 var det samme antallet innsjøer redusert til 15. Av disse 15 innsjøene hadde kloridgradienten økt i 7 av innsjøene, men endringen er ikke signifikant ( $\chi^2 = 0.07$ ,  $p = 0.79 > 0.05$ ). Analysen viser at økningen i kloridgradientene som ble sett i perioden mellom 2005 og 2010 stoppet mellom 2010 og 2016-2018.

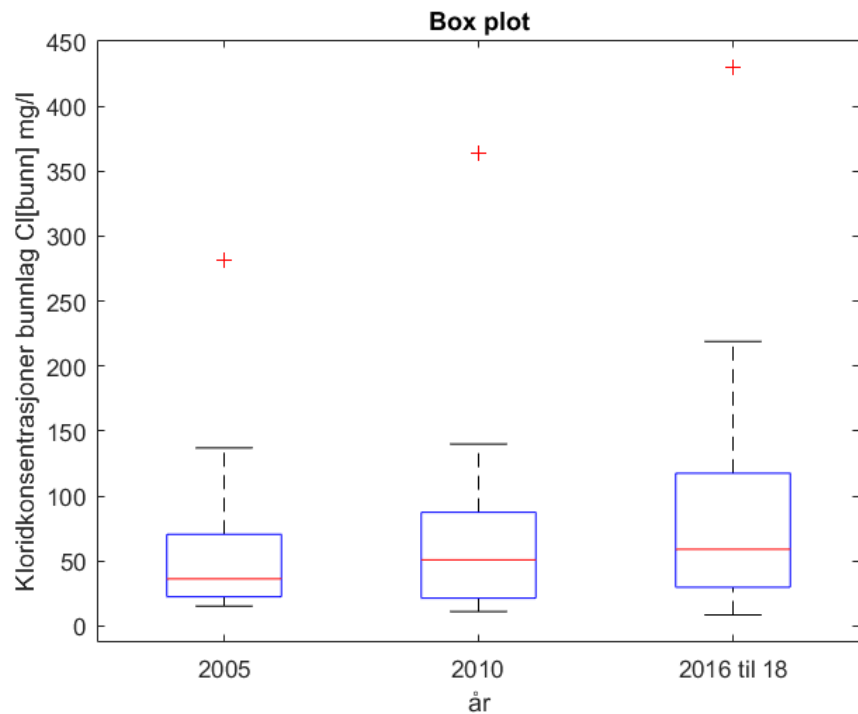
### 4.1.3 Trend i kloridgradient år 2005, 2010 og 2016-2018

Vurderer man måledata i perioden fra 2005 til 2018, så er antallet 15 innsjøer, vist i Tabell 5.

Som vist i Figur 9, økte overflatevannets medianverdi fra 2005 til 2010 og videre til 2016-2018. Spredningen (avstanden mellom 25 percentilen og 75 percentilen) vokser også fra 2005 til 2010, men stagnerer mot 2016-2018. Resultatene for bunnvannet viser samme tendens (Figur 10), men spredningen/variasjonen vokser i hele perioden (avstanden mellom 25 percentilen og 75 percentilen).



Figur 9. Overflatevannets kloridkonsentrasjon for årene 2005, 2010 og 2016 til 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på n=15 innsjøer. Innsjøene er vist i Tabell 5.



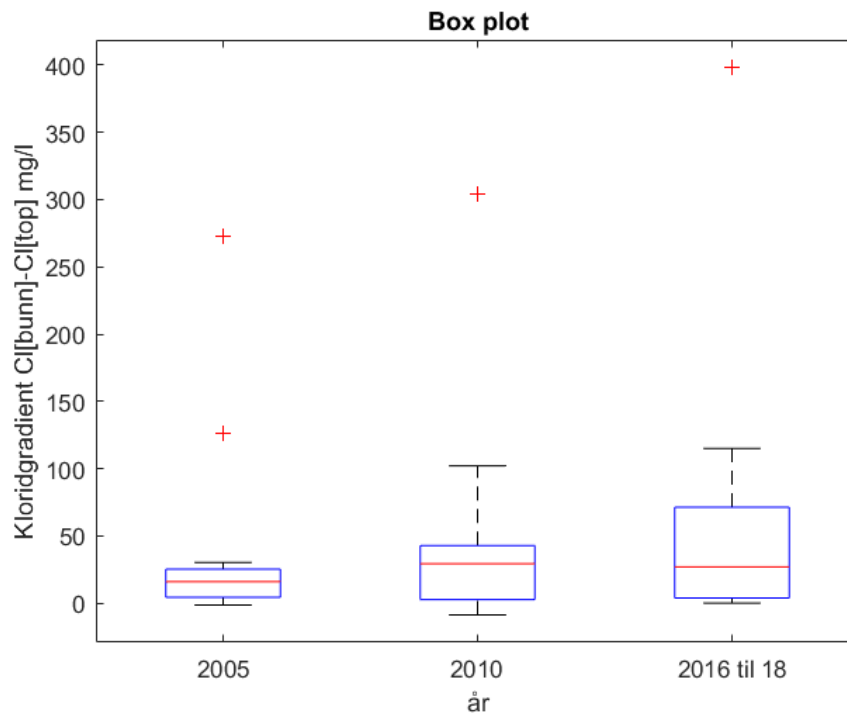
Figur 10. Bunnvannets kloridkonsentrasjon fra årene 2005, 2010 og 2016 til 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på  $n=15$  innsjøer. Innsjøene er vist i Tabell 5.

Ser man på kloridgradienten (Figur 11) vokser medianverdien fra 2005 til 2010, mens medianverdien faller svakt fra 29 mg/l i 2010 til 27 mg/l i 2016-2018 (likevel vokser gjennomsnittet fra 45 mg/l til 57 mg/l). Fordelingen er begrenset og består av få verdier og er derfor relativt grov.

Utført Welch ANOVA-test gir følgende teststatistikk:

$Df=2$ ,  $Error=27.52$ ,  $F=0.179$  og  $p=0.83$ . Da  $p=0.83 > 0.05$  kan  $H_0$  ikke avvises. Derfor er endringen i gjennomsnittet ikke signifikant for noen av fordelingene.

Det er viktig å merke seg at resultatet fra en Welch-ANOVA-test er særlig følsomt når antallet av observasjoner er lavt [8].



Figur 11. Kloridgradienter (bunnvannets kloridkonsentrasjon minus overflatevannets kloridkonsentrasjon) i årene 2005, 2010 og 2016 - 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på n=15 innsjøer, vist i Tabell 5.

## 4.2 Trendanalyse av oksygengradient

I trendanalysen er det utarbeidet boks-plot for å illustrere endringen i fordelingen over tid. I likhet med kloridgradientene benyttes de samme innsjøene for alle årene i analysen. Det har vært nødvendig å slå sammen målinger fra 2016, 2017 og 2018 for å få et tilstrekkelig statistisk grunnlag i analysen.

Årene som er vurdert er 2005, 2010 og 2016-2018 (slått sammen). Det er utført to analyser, en analyse som sammenligner resultater fra 2010 med 2016-2018 og en analyse som sammenligner årene 2005, 2010 og 2016-2018. Innsjøene som inngår i analysen er vist i Tabell 7.

Tabell 7. Oversikt over innsjøer og hvilke undersøkelsesperioder som er sammenlignet i analysen av oksygengradient. Et 1-tal markerer at innsjøen er inkludert i analysen for det respektive år.

Innsjø	2010, 2016-2018	2005, 2010, 2016-2018
Apeltunvatnet	1	1
Brusdalsvannet	1	
Damtjern	1	
Gjersjøen	1	
Gravtjønn	1	
Griggastemma	1	1



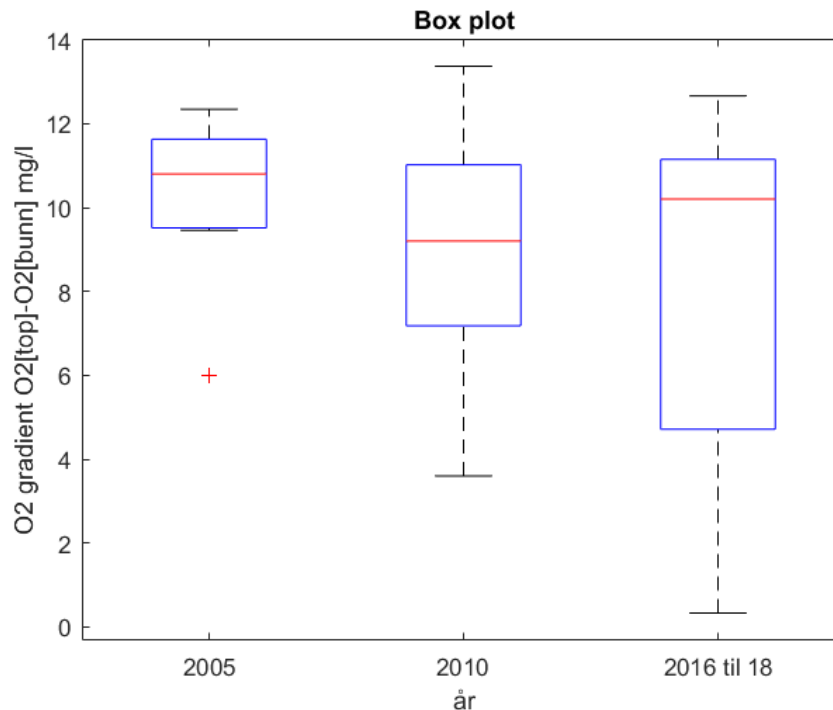
Krågevann	1	
Langvann	1	
Liavatnet	1	1
Longumvannet	1	1
Molandsvann	1	
Nordbytjern	1	1
Padderudvann	1	
Patterødtjern	1	1
Stokkevann	1	
Studevann N	1	
Svinesjøen	1	
Søndbøvatn	1	1
Toskatjønn	1	1
Tussetjern	1	
Tveitavannet	1	1
Ulvenvannet	1	1
Vassbotnfjorden/Hallevannet	1	1
Sum	23	11

#### 4.2.1 Trend i oksygengradient for årene 2005, 2010 og 2016–2018

Det er kun 11 innsjøer med oksygenmålinger som dekker alle årene fra 2005, 2010 og 2016-2018. Med et så lavt antall vil det alltid være en usikkerhet omkring vurdering av resultatene.

Som det fremgår i Figur 12, er det små endringer i medianverdien. Det er likevel tydelig at fordelings nedre hale har blitt større med årene (Vedlegg C for forklaring av fordelings hale).

Utført Welch ANOVA-test viser at endringen i fordelings gjennomsnitt ikke er signifikant. For å oppnå en større datamengde er det sett på kun årene 2010 til 2016-2018 (kap. 4.2.2 nedenfor).



Figur 12. *Oksygengradient (overflatelagets oksygenkonsentrasjon minus bunnvannets oksygenkonsentrasjon) for årene 2005, 2010 og 2016 til 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på n=11 innsjøer som fremgår av Tabell 7. Medianverdien er vist med rød strek.*

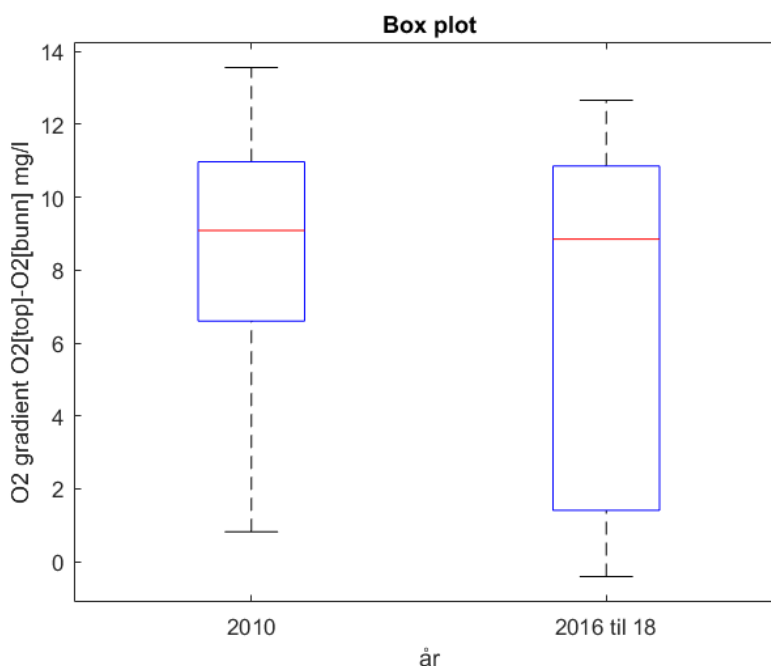
#### 4.2.2 Trend i oksygengradient år 2010 til 2016-18

Det er til sammen 23 innsjøer som er sammenlignet, og hvor det er målt oksygenforhold i både 2010 og i minst ett av årene 2016-2018.

Figur 13 viser trenden i oksygengradienten fra år 2010 til 2016-18. Det er ingen nevneverdig utvikling i medianverdien. Fordelingen i 2016-18 viser likevel en betydelig større nedre hale, noe som betyr at noen av innsjøene har fått en bedret tilstand (mindre forskjell mellom topp og bunn). Til sammenligning var det 7 innsjøer med oksygengradient under 3 mg/l i 2016-2018, mens i 2010 var det kun 3 innsjøer. Om man ser på grenseverdien for gradient på 6 mg/l var det i 2010 5 innsjøer under 6 mg/l, mens antallet økte til 8 innsjøer i 2016-2018.

Utført Welch ANOVA-test viser at endringen i gjennomsnitt ikke er signifikant ( $p=0,27 > 0,05$ ).

Den store spredningen viser at noen innsjøer har fått en bedre tilstand (færre innsjøer med oksygengradient større enn 6 mg/l).



Figur 13. Oksygengradient (bunnvannets oksygenkonsentrasjon minus overflatevannets oksygenkonsentrasjon) for årene 2010 og 2016 til 2018 (slått sammen). Statistikken er basert på  $n=23$  innsjøer som fremgår i Tabell 7. Medianverdien er vist med rød strek.

### 4.3 Analyse av samspillet mellom kloridgradient og oksygengradient

I denne analysen er det tatt utgangspunkt i alle målinger. Dette gir en gruppering på til sammen 63 innsjøer. I de tilfeller hvor det er flere målinger fra en innsjø er det beregnet gjennomsnittet av oksygengradienten basert på alle målingene i innsjøen.

Det tas hensyn til to typer av hendelser:

Hendelse C: Den undersøkte innsjø har en gjennomsnittlig kloridgradient som overstiger 10 mg/l.

Hendelse O: Den målte innsjø har en gjennomsnittlig oksygengradient som overstiger 6 mg/l.

I innsjøer hvor det er målt klorid- og oksygenkonsentrasjoner i topp- og bunnvann kan vi uttrykke fire mulige utfall for innsjøen:

- > Innsjøen har både klorid- og oksygengradient
- > Innsjøen har verken klorid- og oksygengradient
- > Innsjøen har kloridgradient, men ikke oksygengradient

- > Innsjøen har ikke kloridgradient, men oksygengradient

I NIVA sin rapport fra 2011 [2] er det skilt mellom de forskjellige typer innsjøer, hvor de forskjellige utfall er beskrevet som:

- > ISOG – Ikke Saltindusert O<sub>2</sub> Gradient
- > SIOG – Saltindusert O<sub>2</sub> Gradient
- > IG – Ingen Gradienter
- > SUOG - Saltgradient uten O<sub>2</sub> gradient

Oversikt over antall innsjøer innenfor de forskjellige kategorier er vist i Tabell 8.

*Tabell 8. Antall innsjøer med oksygengradient, kloridgradient, innsjøer med både oksygengradient og kloridgradient og innsjøer uten klorid- eller oksygengradienter.*

	<b>Antall innsjøer</b>
<b>Totalt antall målinger</b>	63
Innsjøer med O <sub>2</sub> gradient	30
Innsjøer med Cl gradient	30
Gradient O <sub>2</sub> og gradient Cl	24
Ingen gradient Cl/Ingen gradient O <sub>2</sub>	27
Ingen gradient O <sub>2</sub> /Gradient Cl	6
Gradient O <sub>2</sub> /Ingen gradient Cl	6

Merk at det i denne analysen er inkludert 63 innsjøer (8 flere innsjøer enn de 55 innsjøer som er standard for de øvrige analyser). Det er i alt 63 innsjøer hvor det har vært mulig å bestemme kloridgradienter og oksygengradienter.

I analysen tas det først utgangspunkt i at kloridgradient og oksygengradient er uavhengige og det settes opp følgende hypotese:

H<sub>0</sub> : Tilstedeværelsen av en oksygengradient er uavhengig av tilstedeværelsen av en saltgradient.

H<sub>1</sub> : Tilstedeværelsen av en oksygengradient er avhengig av tilstedeværelsen av en saltgradient.

Med utgangspunkt i denne hypotesen er det utført en  $\chi^2$ -test. Resultatet av denne testen gir følgende resultat:

$$\chi^2\text{-sum}=24.08, df=3, p=0.000024<0.05.$$

Hypotesen H<sub>0</sub> må avvises og det konkluderes derfor med at de to variable ikke er uavhengige og at forholdet er signifikant ( $p=0.000024 < 0.05$ ).

Om man belyser den observerte betingede sannsynlighet at innsjøen har en oksygengradient forutsatt at en kloridgradient er til stede fås:

$$P(O|C)=0.80 \text{ (24/30)}.$$

Tas det utgangspunkt i sannsynligheten for etablering av oksygengradient forutsatt at det ikke er en kloridgradient fås (merk negasjonstegnet i ligningen):

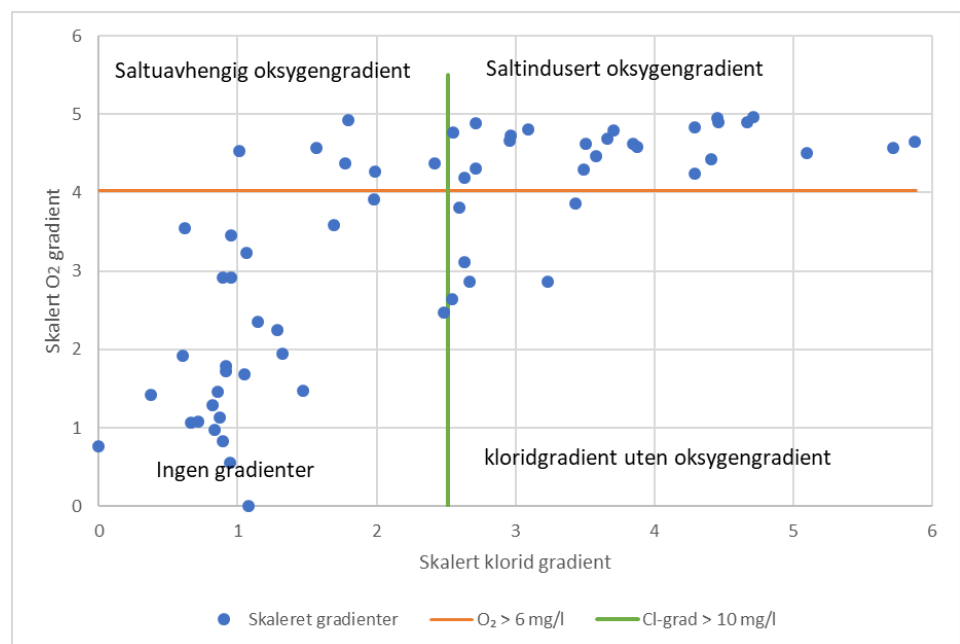
$$P(O|-C)=0.18 \text{ (6/33)}.$$

Tas det utgangspunkt i at alle innsjøer (uansett tilstedeværelsen av en kloridgradient) blir sannsynligheten for en oksygengradient:  $P(O)=0.48 \text{ (30/63)}$ .

Det er derfor en større sannsynlighet for en oksygengradient når det er en kloridgradient tilstede og sannsynligheten er signifikant.

Det tas derfor utgangspunkt i at påvist kloridgradient ( $>10 \text{ mg/l}$ ) har innflytelse på oksygenforholdet i innsjøene, hvilket stemmer overens med konklusjonene til NIVA i 2011 [2].

Skaleres måleverdiene for kloridgradientene og oksygengradientene kan målingene settes i egne bokser som vist i Figur 14.



Figur 14. Oversikt over innsjøer uten gradienter, med saltuavhengige oksygengradienter, salt induserte oksygengradienter og kloridgradienter uten oksygengradient. Merk at skalaen på x og y-aksen er skalert for å få med alle verdier. Skaleringen er beskrevet nedenfor.

De skalerte verdiene i figuren er beregnet med formel Eq. 4-1 under.

$$Y_{Clgrad,scaleret,i} = \text{Log}_e(Y_{Cl,grad,i} - Y_{Cl,grad,min} + 1) = \text{Log}_e(Y_{Cl,grad,i} + 2.39) \quad \text{Eq. 4-1}$$

$$\begin{aligned} Y_{O2grad,scaleret,i} &= 2.0\text{Log}_e(Y_{O2,grad,i} - Y_{O2,grad,min} + 1) \\ &= 2.0\text{Log}_e(Y_{O2,grad,i} + 1.50) \end{aligned}$$

Det er for få innsjøer i datasettet til å kunne utarbeide egne modeller for gruppen av innsjøer med saltuavhengige oksygengradienter.

## 4.4 Parametriske tester

Det er utført analyser med hensyn på de parametrene som antas å ha innvirkning på kloridgradienten. I Figur 9 er det vist en oversikt over alle parametrene som er vurdert (24 i alt):

Tabell 9. Oversikt over parametre som inngår i parametertestene.

Veilengde av primærvei [m]	Veilengden av alle veier [m]	Saltforbruk primærvei [tonn/år]	Saltforbruk alle veier i nedbørsfeltet [tonn/år]
Saltforbruk pr. veistrekning primær vei [tonn/km*år]	Saltforbruk pr. veistrekning alle veier [tonn/km*år]	ÅDT	Dybde i innsjøen [m]
Saltforbruk pr. innsjø areal (alle veier) [kg/m <sup>2</sup> *år]	Saltforbruk pr. innsjøvolum (alle veier) [kg/m <sup>3</sup> *år]	Logaritmen av saltforbruk pr. innsjøvolum (alle veier) [kg/m <sup>3</sup> *år]	Saltforbruk dividerte på årlig tilrenning (alle veier) [kg/m <sup>3</sup> *år]
Innsjøtype (norsk klassifisering)	Innsjøvolum [m <sup>3</sup> ]	Logaritmen av innsjøvolum Log(m <sup>3</sup> )	Årlig tilrenning [m <sup>3</sup> ]
Logaritmen av årlig tilrenning Log(m <sup>3</sup> )	Innsjøens oppholdstid [år]	Logaritmen av innsjøens oppholdstid Log(år)	Høyde over havet [m]
Vindpåvirkning	Urbaniseringsgrad	Distanse til havet eller fjord [km]	Innsjøens areal [km <sup>2</sup> ]

#### 4.4.1 Faktorer for dannelse av kloridgradienter

En saltgradient er i rapporten definert som en forskjell mellom bunnvann og toppvann som overstiger 10 mg/l klorid.

Det er utført en såkalt 0-1 stokastisk variabel (se ordforklaring, vedlegg C) som beskriver om det er en saltgradient basert på vannkjemiske og innsjøspesifikke data. Den stokastiske responsvariabel er definert på følgende måte:

$$Y_{Cl,Gradient} = \begin{cases} 0 & \text{– hvis kloridgradient} < 10 \text{ mg/l} \\ 1 & \text{– hvis kloridgradient} \geq 10 \text{ mg/l} \end{cases}$$

For prediksjon av denne parameteren brukes en logistisk fremgangsmetode.

Det er utført parametertest vha. binært logistisk metode (logit / GLM-metoden). Den binære logistiske metode estimerer sannsynligheten for at en kloridgradient er til stede  $Y_{Gradient}$  i en av de undersøkte innsjøer på bakgrunn av flere uavhengige parametere  $X = (X_1, X_2, \dots, X_k)$ , hvor  $k$  er antallet av diskrete og/eller kontinuerlige parametere. I dette avsnittet vurderes kun enkeltparametere.

I "logit" metoden benyttes følgende modell:

$$p_i = \Pr(Y_{Cl,gradient,i} = 1 | X = x_i) = \frac{\exp(\beta_0 + \beta_1 x_i)}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_1 x_i)} \quad \text{Eq. 4-2}$$

eller uttrykt ved logaritmen til ligningen:

$$\text{logit}(p_i) = \log\left(\frac{p_i}{1 - p_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 x_i \quad \text{Eq. 4-3}$$

hvor

$p_i$  er sannsynligheten for den  $n$ 'te innsjø har en kloridgradient ( $Y_i=1$ )

$\beta_0, \beta_1$  er parametere (typisk bestemt ved Maksimum Likelihood metoden), hvor  $\beta_0$  er beskrevet som "intercept" nedenfor.

For de diskrete parameterne er  $\beta_1 = (\beta_{11}, \beta_{12}, \dots, \beta_{1k-1})$ , hvor  $k$  er antall verdier de diskrete funksjoner kan anta. Eksempelvis for vind og urbanisering er  $k=3$ , idet  $X_{1,i}$  kan anta de diskrete verdier  $x=1, 2$  eller  $3$ , hvor  $\beta_0$  er koeffisienten for  $X_{1,i}=1$  (ikke vindutsatt eller rural),  $\beta_{11}$  koeffisienten for  $X_{1,i}=2$  (middel vindutsatt eller halv-urban) og  $\beta_{12}$  er koeffisienten for  $X_{1,i}=3$  (vindutsatt eller urban). For innsjøtype (norsk identifikasjon) er det benyttet en kontinuerlig tilnærming (ved mange verdier vil tilpasningen for den kontinuerlige funksjonen være en brukbar antakelse).

For de kontinuerlige koeffisienter er det kun vurdert en enkelt kontinuerlig parameter ( $x$ ) og sett på om denne har innflytelse på sannsynligheten for dannelsen av en kloridgradient som overstiger 10 mg/l.

Resultatene som viser testverdiene for de respektive parameterne i denne analysen er vist i Tabell 10 nedenfor. Tabellen viser estimater av  $\beta$ -verdiene i logit-modellen og standardavvik for de enkelte  $\beta$ -verdier. Tabellen viser også z-verdien,  $\beta$ -verdien dividert med standardavvik på  $\beta$ -verdien.

Det er mulig å teste forklaringsstyrken til hver enkelt parameter ettersom hypotesen  $H_0$  er gitt av:

$$H_0: \beta_j=0$$

Signifikanstest kan utføres på test-parameteren z gitt ved:

$$z = \frac{\hat{\beta}_j}{\sqrt{VAR(\hat{\beta}_j)}} \quad \text{Eq. 4-4}$$

Verdien z er ved større grupper normalfordelt (det er også mulig å vurdere kvadratet av denne parameteren, da denne følger en  $\chi^2$ -fordeling med én frihetsgrad). Det kan også utføres en Wald-test for å undersøke om hypotesen  $H_0$  kan avvises.

Tabell 10 viser testverdiene som indikerer om logit-modellen og den undersøkte forklaringsparameteren gir en god tilpasning. Modellen antas statistisk signifikant når p-verdien er mindre enn 5%. De modellene som gir resultater som er statistisk signifikante er vist med grønt i tabellen. For alle disse 1-parametermodellene gjelder det at p-verdien på  $\beta_1$  er mindre enn 5%.

Som det fremgår av tabellen er det i alt 7 parametere som viser seg å være signifikant for dannelsen av kloridgradienter;

- > Saltforbruk tonn på alle veier pr. km vei
- > Saltforbruket tonn på de primære veier pr km vei
- > Logaritmen av saltforbruket alle veier (kg) pr. innsjø areal (km<sup>2</sup>)
- > Logaritmen til innsjøvolumet (m<sup>3</sup>)
- > Logaritmen til den årlige tilrenningen i nedbørsfeltet (m<sup>3</sup>)
- > Vindpåvirkning og urbaniseringsgraden.

Saltforbruket er den eneste endogene parameter (som er mulig å påvirke, se forklaring, Vedlegg C), mens de øvrige parameterne er eksogene (naturgitte faktorer, se Vedlegg C), karakterisert ved innsjøens nedbørsfelt, plassering og morfologi.



Flere av de samme forklaringsparameterne, blant annet vindpåvirkning og tilrenning, ble omtalt som svært sentrale av *Haaland et al.* [9] i arbeidet med å undersøke tålegrense for kjemisk sjiktning.

De øvrige parameterne i datasettet er ikke analysert ytterligere fordi disse ikke har en statistisk signifikant påvirkning på sannsynligheten for utvikling av kloridgradienter (> 10 mg/l).

Begrepet saltforbruk brukes i testene som både spesifikt forbruk (kg/km\*år) og som totalt forbruk i nedbørfeltet (tonn/år).

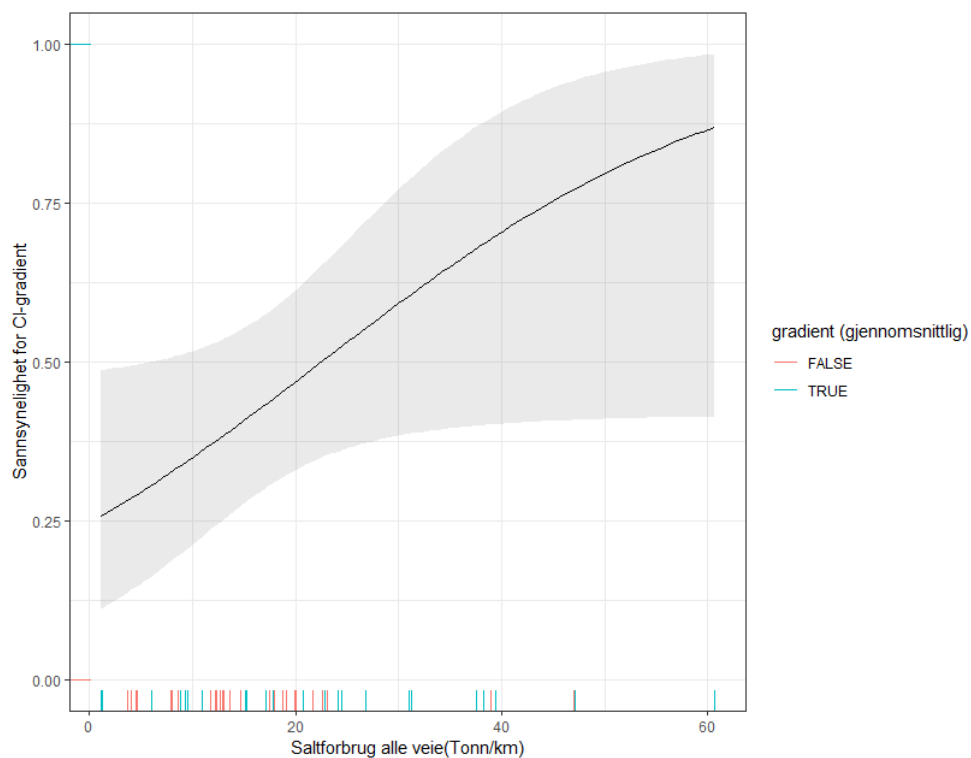
Det må fremheves at saltforbruket pr. km vei krever at veiene har en utstrekning som er rimelig i forhold til innsjøen. F.eks. vil en veilengde på 1 m og med høy saltningsintensitet (kg/km) ikke medføre en stor saltbelastning. Som alternativ er det benyttet logaritmen til saltforbruket pr. overflateareal av innsjøen, som gir et bilde på totalforbruket av salt i nedbørfeltet, som også er statistisk signifikant i testene. Videre i rapporten er det brukt både saltforbruket for de primære veiene pr. km vei (saltintensitet) og logaritmen til saltforbruket pr. innsjøareal (totalforbruk).

*Tabell 10. Oversikt over parametere, enheter, parametertyper, estimater for  $\beta$ -verdier i logit modellen, std. avvik, z- og p-verdier og markering av hvilke parametere som antas å være brukbare forklaringsparametere for dannelsen av kloridgradient (> 10 mg/l) (merket grønt).*

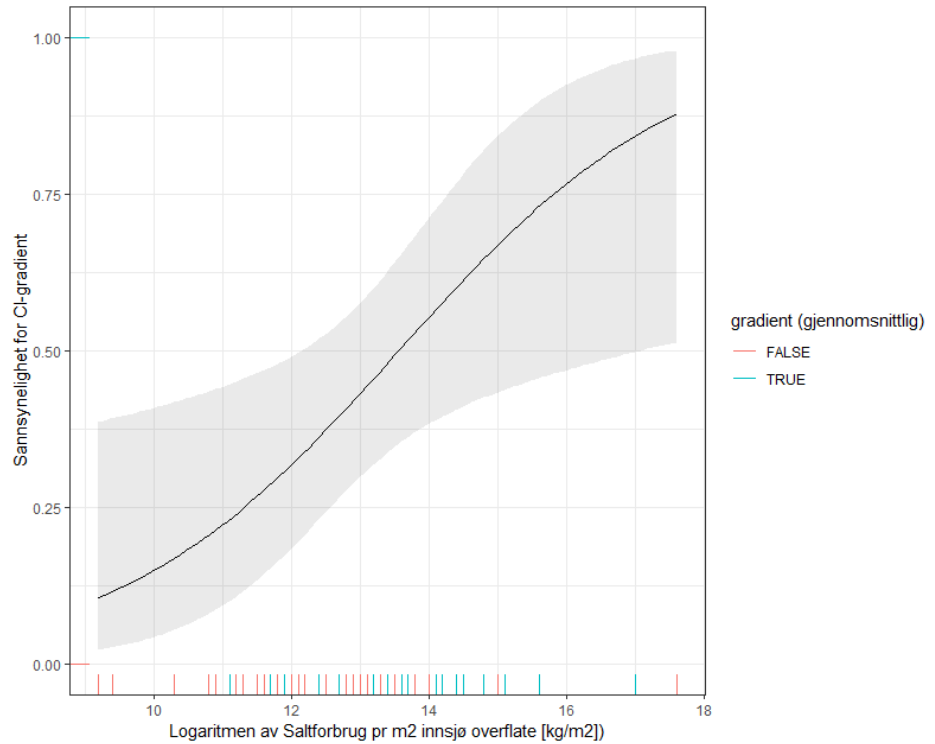
Parameter	Enhet	Parameter type	Koeffisient	Estimat	Std. Avvik	z-verdi	Pr(> z )
Veilengde - primærvei	km	Kontinuerlig	Intercept	0,0823	0,372	0,2220	0,825
			slope	-0,0001	0,000	-1,1600	0,246
Veilengde	km	Kontinuerlig	Intercept	0,1407	0,349	0,4040	0,687
			slope	0,0000	0,000	-1,5080	0,132
Total saltforbruk	tonn	Kontinuerlig	Intercept	-0,0963	0,337	-0,2850	0,775
			slope	-0,0009	0,001	-0,7750	0,438
Saltforbruk alle veier per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-1,1199	0,530	-2,1150	0,034
			slope	0,0497	0,025	1,9690	0,049
Saltforbruk primærvei per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-1,2953	0,567	-2,2850	0,022
			slope	0,0501	0,023	2,1710	0,030
Saltforbruk pr. overflate areal innsjø	kg/m <sup>2</sup>	Kontinuerlig	Intercept	-0,2691	0,285	-0,9450	0,345
			slope	0,0000	0,000	0,1550	0,877
Logaritmen av saltforbruk pr. overflateareal innsjø	Log(kg/m <sup>2</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	-6,6344	2,660	-2,4940	0,013
			slope	0,4891	0,202	2,4190	0,016
Saltforbruk pr. avrenning	kg/m <sup>3</sup>	Kontinuerlig	Intercept	-0,5315	0,335	-1,5850	0,113
			slope	8,4986	6,231	1,3640	0,173
Saltforbruk pr. volum innsjø	kg/m <sup>3</sup>	Kontinuerlig	Intercept	-0,3569	0,290	-1,2320	0,218
			slope	0,2047	0,212	0,9660	0,334
ÅDT	antall	Kontinuerlig	Intercept	-0,3085	0,356	-0,8680	0,386
			slope	0,0000	0,000	0,3780	0,705
Innsjøens dybde	m	Kontinuerlig	Intercept	0,1764	0,430	0,4100	0,682
			slope	-0,0240	0,019	-1,2410	0,215
Innsjø type (Norsk type identifikasjon)		Diskret (mange kategorier)	Intercept	-1,3748	0,921	-1,4920	0,136
		Behandlet kontinuerlig	slope	0,1585	0,120	1,3190	0,187
Log(innsjø volumet)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	4,4148	1,980	2,2300	0,026
			slope	-0,7788	0,332	-2,3440	0,019
Log(tilrenning)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	5,2050	2,605	1,9980	0,046
			slope	-0,8204	0,393	-2,0850	0,037
Innsjøens oppholdstid	år	Kontinuerlig	Intercept	-0,4320	0,353	-1,2250	0,221
			slope	-0,2694	0,337	-0,8000	0,424
Innsjøens høyde over havet	m	Kontinuerlig	Intercept	-0,5796	0,397	-1,4600	0,144
			slope	0,0032	0,003	1,1260	0,260
Vindutsatt		Diskret (tre kategorier)	Intercept	1,1632	0,512	2,2700	0,023
			slope1	-19,7410	0,666	-2,9660	0,003
			slope2	-80709	1,124	-7,1800	0,000
Urbaniseringsgrad		Diskret (tre kategorier)	Intercept	-1,0986	0,436	-2,5170	0,012
			slope1	1,6864	0,708	2,3810	0,017
			slope2	1,5686	0,718	2,1850	0,029
Distanse til havet/fjord	km	Kontinuerlig	Intercept	-0,3153	0,327	-0,9630	0,355
			slope	0,0046	0,014	0,3280	0,743
Innsjøens areal	km <sup>2</sup>	Kontinuerlig	Intercept	0,4757	0,378	1,2590	0,208
			slope	-2,2390	1,145	-1,9550	0,051

Diagrammer som viser de mest egnede kontinuerlige forklaringsfaktorene (vist ovenfor) er vist i Figur 15 til Figur 17 nedenfor.

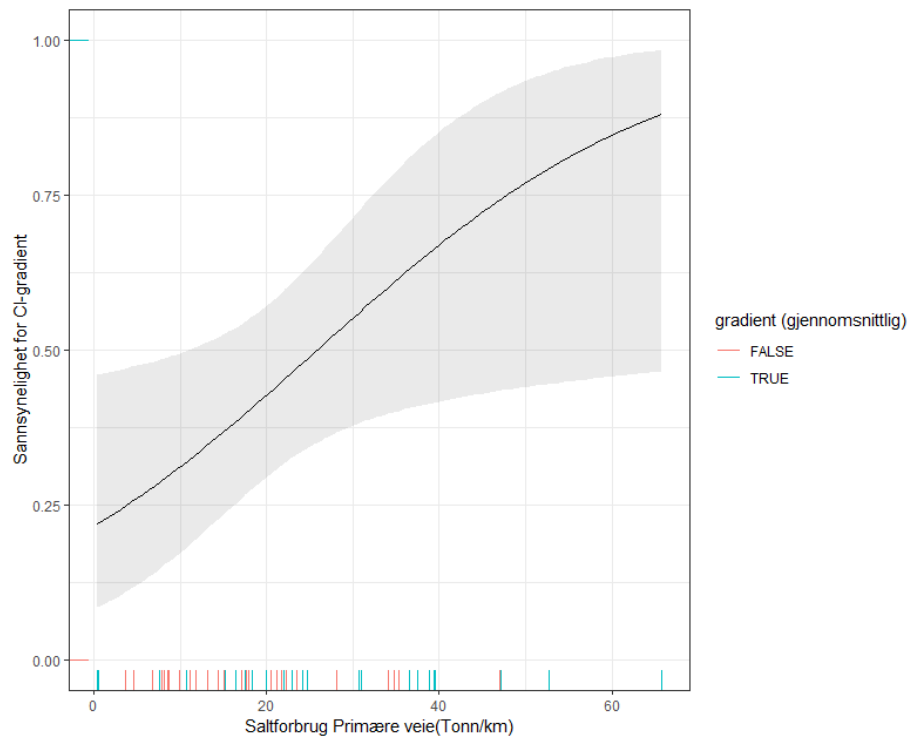
På x-aksen vises forklaringsparameterens verdi og y-aksens sannsynlighet for at en kloridgradient er tilstede. X-aksen viser om hver enkelt innsjø har en kloridgradient  $\geq 10$  mg/l (vist som en liten grønn søyle) eller om den ikke har kloridgradient ( $< 10$  mg/l, vist som en liten rød søyle). Et 95 %-konfidensintervall er vist med grå farge i figurene.



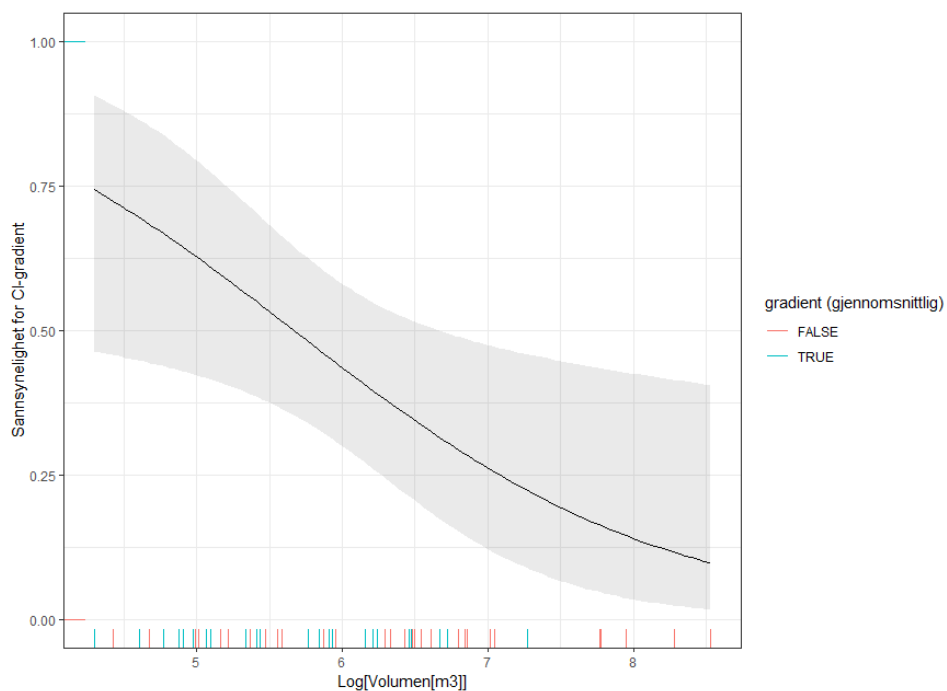
Figur 15. Estimert sannsynlighet for kloridgradient ( $>10$  mg/l) som funksjon av saltforbruket for alle veier i nedbørsfeltet målt i tonn/km. Grått felt markerer område som viser 95% konfidensintervallet. Røde og grønne stolper viser innsjøer som er over eller under 10 mg/l mhp. kloridgradient.



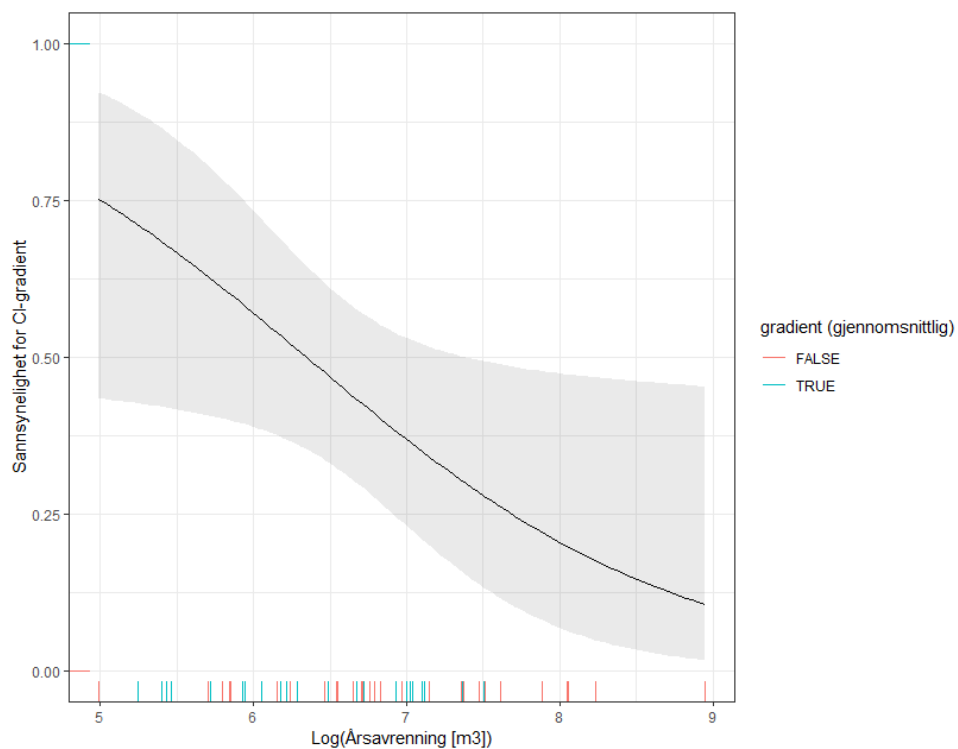
Figur 16 *Estimert sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av logaritmen til årlig saltforbruk for alle veier pr. innsjøoverflate areal målt i kg/m<sup>2</sup>. Grått felt markerer område som viser 95 % konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.*



Figur 17. *Estimert sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av saltforbruk på de primære veiene målt i tonn/km. Grått område viser 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.*



Figur 18. Estimert sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av logaritmen til innsjøvolum. Grått område viser 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.



Figur 19. Estimert sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av logaritmen til tilrenningen pr år målt i m<sup>3</sup>. Grått felt viser 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.

Det er påvist høy korrelasjon mellom faktorene; saltforbruket på de primære veiene og saltforbruket for alle veier i nedbørsfeltet (korrelasjonskoeffisienten er 0.9). Det er derfor ikke behov for å inkludere begge parameterne i de videre statistiske beregningene. Det forutsettes derfor at det er enklere å måle saltforbruket på de primære veiene i nedbørsfeltet til hver innsjø eller logaritmen til saltforbruket pr innsjø areal. Som belyst i Kap 4.4.2 er saltforbruket på de primære veiene en bedre parameter for å beskrive oksygengradienter (> 6 mg/l). Derfor benyttes denne parameteren videre i testene.

Årlig døgn trafikk (ÅDT) ble vurdert som en viktig parameter i rapporten til NIVA i 2011 [2]. Denne sammenhengen kan ikke vurderes som en statistisk signifikant forklaringsparameter i vårt datasett ifølge logit modellen.

Videre ansees logaritmen til totalforbruket av salt i nedbørsfeltet pr sesong pr. innsjø areal og intensiteten av saltingen (saltmengde pr. km primær vei) som er signifikante forklaringsparametere for dannelsen av kloridgradienter.

De diskrete parameterne (flere kategorier) kan også tilpasses en logit-funksjon. Men fordi disse parameterne forutsetter kategoriserte verdier (tall 1-3) er verdiene vist med boble-diagrammer nedenfor.

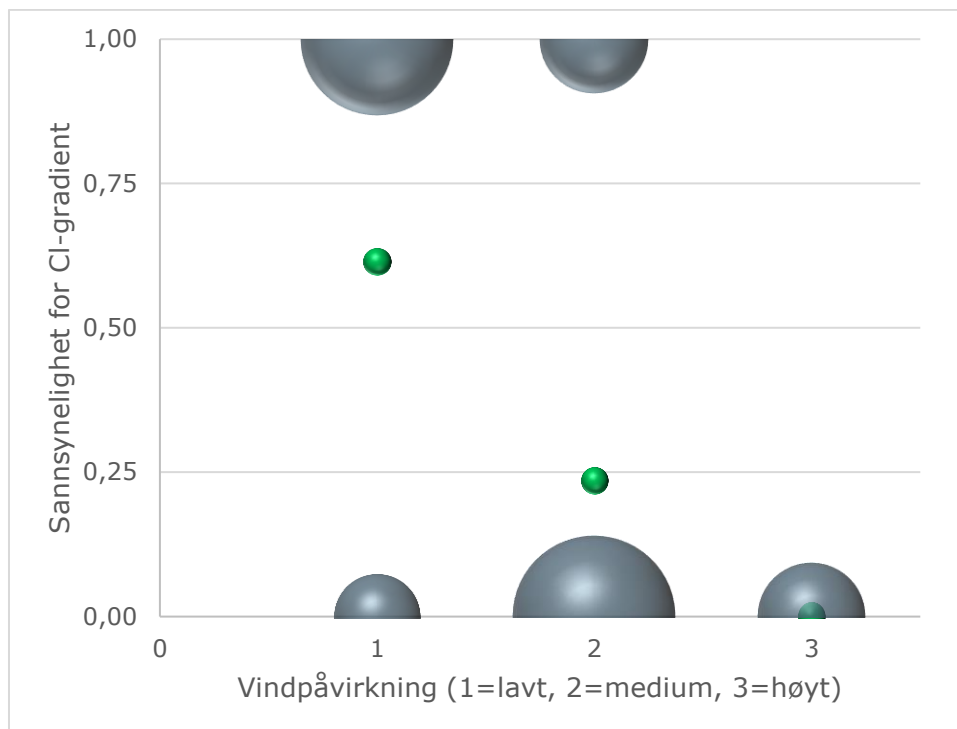
Diameter på øverste halvsirkel viser antallet innsjøer med kloridgradient, mens diameter på nederste halvsirkel viser antallet innsjøer uten kloridgradient. De grønne kulene viser estimert sannsynlighet for en bestemt diskret verdi (diameter på disse sirkler har ingen betydning og er derfor like store).

For innsjøens vindpåvirkningsgrad er det lagt til grunn tre verdier (1=lavt, 2=medium, 3=høyt). Innsjøer som er vindutsatte vil ha mindre tendens til å danne en sjikting fordi det tilføres energi til vannsøylen som får vannet til å sirkulere. Tabell 11 viser antall innsjøer med og uten kloridgradient og med en kategori for vindpåvirkningsgrad.

Tabell 11. Oversikt over antall innsjøer med og uten kloridgradient (>/<10 mg/l) under forskjellige vindpåvirkningsgrader

Vindpåvirkningsgrad	Ingen kloridgradient (0)	Kloridgradient (1)	Sum
<b>1 (lav)</b>	5	16	21
<b>2 (medium)</b>	18	8	26
<b>3 (høy)</b>	8	0	8
<b>Sum</b>	31	24	55

Det kan konstateres at innsjøens vindpåvirkningsgrad er en sterk faktor (Figur 20). Vindutsatte innsjøer danner ikke kloridgradienter (> 10 mg/l). Disse innsjøene kan derfor utelukkes når det skal vurderes om de kan danne kloridgradient (> 10 mg/l).



Figur 20. Sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av innsjøens vindpåvirkningsgrad. De grå halvsirklene sin radius viser antallet innsjøer med (over) og uten (nederst) kloridgradient, mens de grønne sirklene indikerer sannsynligheten for gradient i forhold til vindpåvirkning.

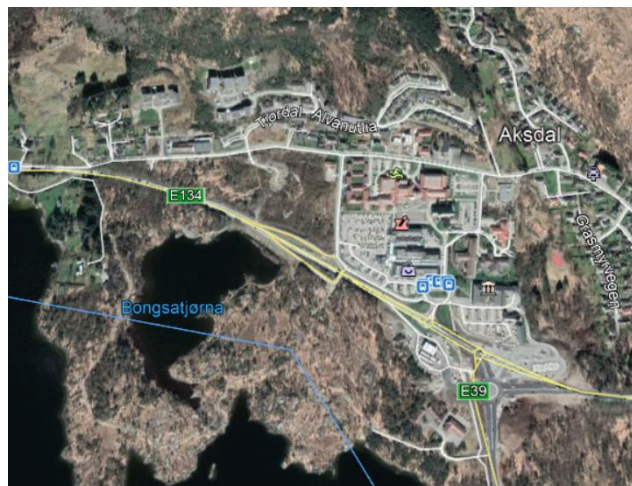
Innsjøer som er lokalisert i urbane områder har generelt en større sannsynlighet for dannelsen av en kloridgradient (Figur 24). Innsjøer plassert i mer rurale omgivelser reduserer sannsynligheten for en kloridgradient til det halve. Eksempler på graden av urbanisering er illustrert i Figur 21 til Figur 23.

Argumentene for at urbaniseringsgraden har en sterk innvirkning er:

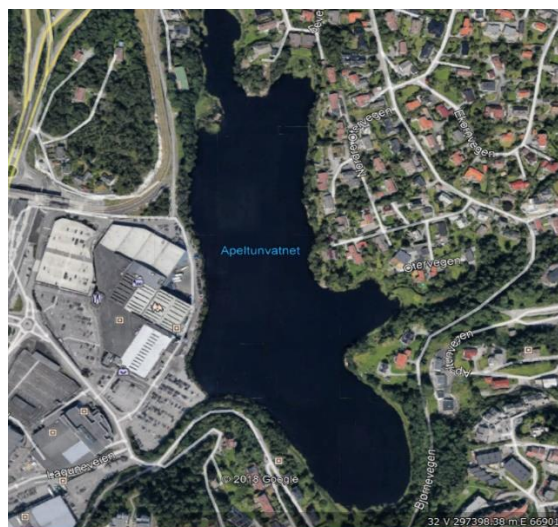
- > I urbane områder kan det forekomme saltning fra andre kilder, hvor statens veivesen ikke har oversikt over saltforbruket, eksempelvis private eller kommunale veier
- > Større grad av tette flater med direkte tilrenning av saltholdig overvann til innsjøen
- > Generelt mere intensiv saltning og lengre saltet veinett



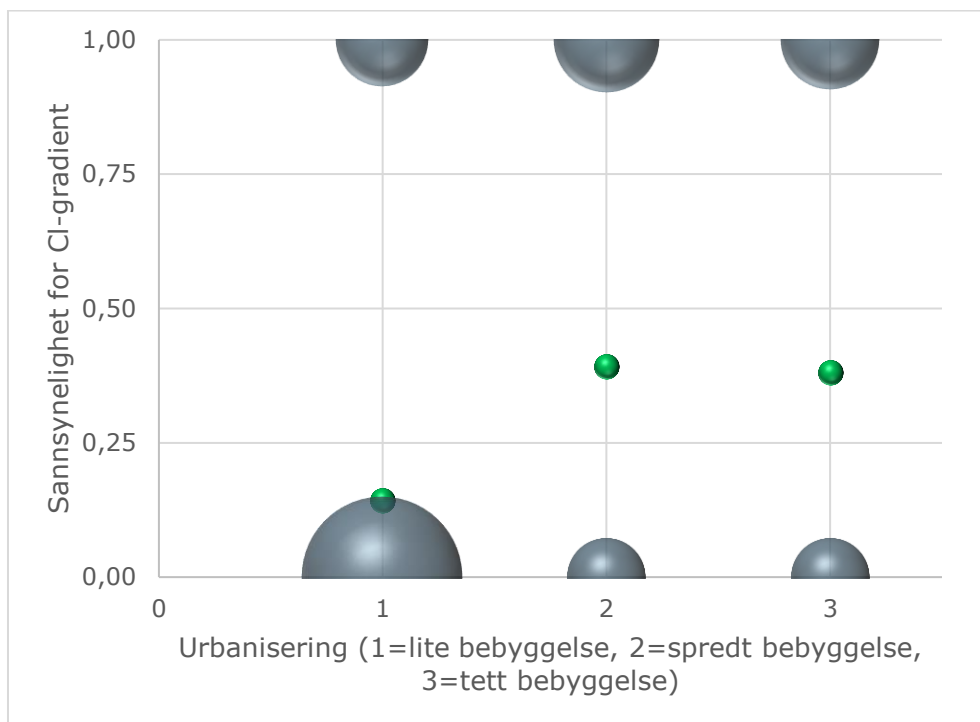
Figur 21. Eksempel fra Øvre Jerpetjønn. Innsjøens nedbørsfelt er dominert av skog og fjellområder og urbaniseringsgraden settes til 1.



Figur 22. Eksempel fra Bongsatjønn. Nedbørsfeltet innehar noe spredt bebyggelse og urbaniseringsgraden settes til 2.



Figur 23. Eksempel fra Apeltunvatnet. Innsjøens nedbørsfelt ligger i et tett bebyggt område og urbaniseringsgraden settes til 3.



Figur 24. Sannsynlighet for kloridgradient (>10 mg/l) som funksjon av urbaniseringsgraden i innsjøens nedbørsfelt. Radien til de grå halvsirklene indikerer antall innsjøer med og uten kloridgradient, mens de grønne sirklene viser sannsynligheten for kloridgradient ut fra graden av urbanisering i nedbørsfeltet.

#### 4.4.2 Faktorer for dannelse av oksygengradient

Koblingen mellom oksygengradient og kloridgradient er at økt saltmengde bidrar til redusert sirkulasjon og stagnerende bunnvann. Dette er også beskrevet i kap. 4.3. Det er antatt at de samme forklaringsparameterne påvirker dannelse av oksygengradient (>6 mg/l).

Derfor er dannelsen av oksygengradient testet mot følgende forklaringsparametere; saltforbruk på alle veier, saltforbruk på primærveier, logaritmen til innsjøens volum, logaritmen til årlig tilrenning, innsjøens vindpåvirkning og urbaniseringsgraden.

Videre undersøkes ytterligere to faktorer; fosforkonsentrasjoner og TOC-konsentrasjoner målt i bunnvannet. Det antas at disse to parameterne også kan påvirke dannelsen av oksygengradient.

Tabell 12 viser en oversikt over de forklaringsparameterne hvor logit modellen gir resultater som er statistisk signifikante (markert grønt).



Tabell 12. Oversikt over parametere, enheter, parameter typer, estimater for  $\beta$ -verdier i logit modellen, std. error, z- og p-verdier og markering om hvilke av parameterne som antas å være brukbare forklaringer for dannelsen av en oksygen-gradient ( $> 6$  mg/l) (markert grønt).

Parameter	Enhet	Parameter type	Koeffisient	Estimat	Std. Avvik	z-verdi	Pr(> z )
Saltforbruk alle veier per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-0,8313	0,504	-1,6480	0,099
			slope	0,0335	0,023	1,4380	0,150
Saltforbruk primærveier per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-1,1172	0,550	-2,0330	0,042
			slope	0,0417	0,022	1,8870	0,059
Log (innsjøvolum)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	1,4583	1,728	0,8440	0,399
			slope	-0,2805	0,286	-0,9820	0,326
Log (tilrenning)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	4,1171	2,493	1,6510	0,099
			slope	-0,6553	0,376	-1,7450	0,081
Vindutsatt		Diskret (tre kategorier)	Intercept	1,7918	0,624	2,8730	0,004
			slope1	-3,2268	0,798	-4,0450	0,000
			slope2	-3,7377	1,238	-3,0200	0,003
Urbaniseringsgrad		Diskret (tre kategorier)	Intercept	-0,9163	0,418	-2,1900	0,029
			slope1	1,2040	0,683	1,7620	0,078
			slope2	1,3863	0,707	1,9610	0,050
TOC	mg/l	Kontinuerlig	Intercept	-2,0685	0,748	-2,7650	0,006
			slope	0,2174	0,084	2,6030	0,009
Log(Fosfor bunn)	µg/l	Kontinuerlig	Intercept	-3,6869	1,224	-3,0130	0,003
			slope	1,0397	0,369	2,8200	0,005

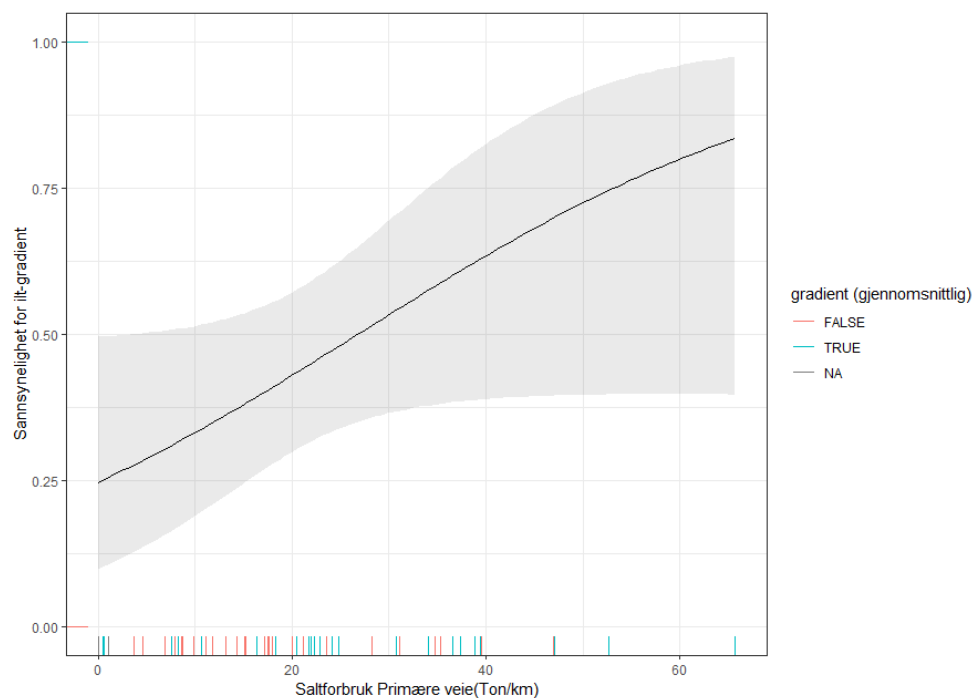
Tabell 12 viser at følgende forklaringsparametere (markert grønt=  $p > 0,05$ ) er med på å bestemme sannsynligheten for at det oppstår oksygengradient ( $> 6$  mg/l):

- > Vindpåvirkningsgraden
- > Logaritmen til fosfor-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen (µg/l)
- > TOC-konsentrasjonen i bunnvannet av innsjøen (mg/l)
- > Saltforbruk på de primære veiene (tonn/km)
- > Urbaniseringsgraden

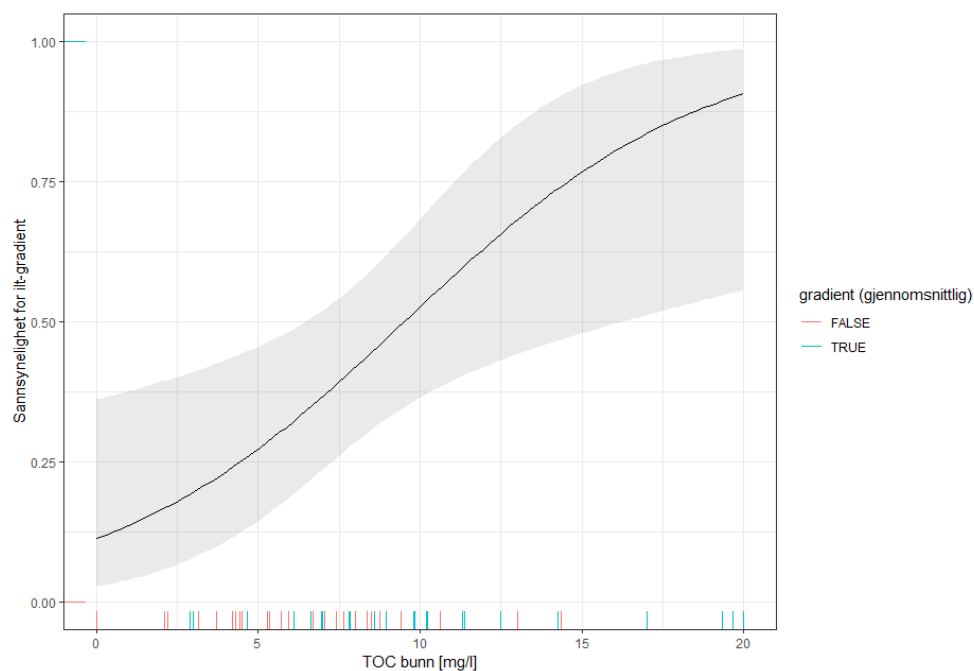
Testene viser at innsjøens volum eller årlig tilrenning i nedbørsfeltet har liten påvirkning på utvikling av oksygengradienter ( $> 6$  mg/l). Det er også interessant at den viktigste parameteren er vindeksponering og fosfor-konsentrasjonen i bunnvannet, vist med svært lave p-verdier i Tabell 12.

Disse to parameterne har større forklaringsstyrke enn eksempelvis saltforbruket i logit modellen.

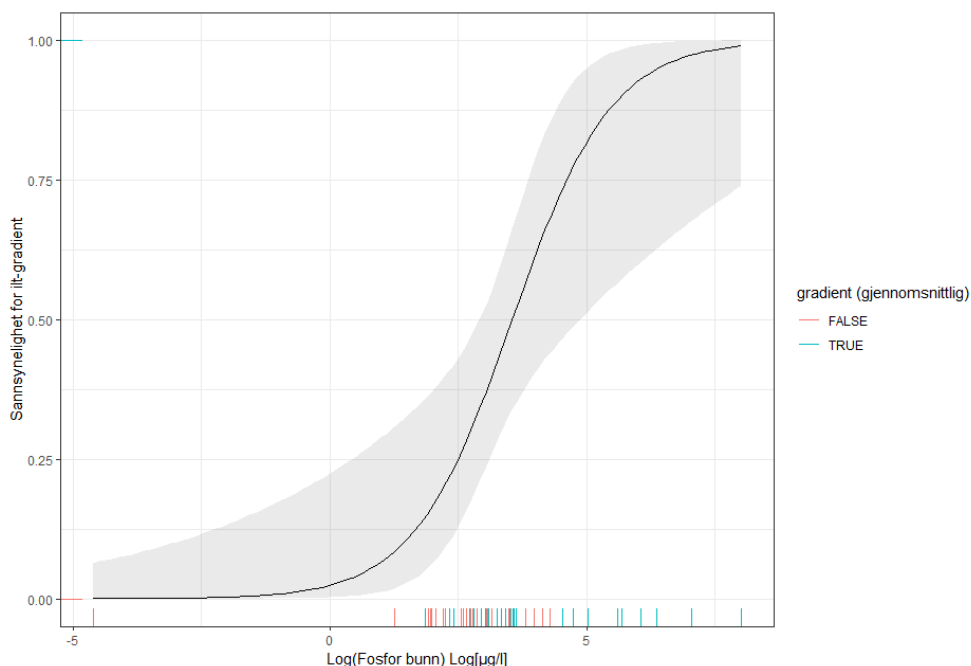
Figur 25 til Figur 27 viser sannsynligheten for en oksygengradient som funksjon av de ulike forklaringsparameterne.



Figur 25. Estimert sannsynlighet for oksygengradient (>6 mg/l) som funksjon av saltforbruket på de primære veiene målt i tonn/km/år. Grått felt markerer område for 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.



Figur 26. Estimert sannsynlighet for oksygengradient (>6 mg/l) som funksjon av bunnvannets TOC-konsentrasjon målt i mg/l. Grått felt markerer område for 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.



Figur 27. Estimert sannsynlighet for oksygengradient (>6 mg/l) som funksjon av logaritmen til bunnvannets fosforkonsentrasjon målt i µg/l. Grått felt markerer område for 95% konfidensintervallet. Grønne stolper viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.

Fordi TOC-konsentrasjonen og fosforkonsentrasjonen er kjemiske parametere krever modellen, i motsetning til modellen for kloridgradienter, målinger tatt fra bunnvannet i innsjøen.

Tabell 13 viser vindpåvirkningsgradens innflytelse på utvikling av oksygengradient (> 6 mg/l) i vannsøylen. Tallene har store likheter med vindpåvirkningsgradens påvirkning på utvikling av en kloridgradient. Det er kun én enkelt vindutsatt innsjø som har påvist oksygengradient (> 6 mg/l).

Tabell 13. Oversikt over antallet innsjøer med og uten oksygengradient (> 6 mg/l) under forskjellige vindpåvirkningsgrader.

Vindpåvirkningsgrad	Ingen oksygengradient (0)	oksygengradient (1)	Sum
1 (lav)	3	18	21
2 (medium)	21	5	26
3 (høy)	7	1	8
Sum	31	24	55

Innsjøer som har en høy vindpåvirkningsgrad er ofte grunne innsjøer i åpne områder. En innsjø med liten dybde vil kreve mindre vindenergi for å sirkulere. Analysen viser at dette forholdet ikke er signifikant. Av de 8 innsjøene som har en høy vindpåvirkningsgrad er kun 3 av innsjøene grunne (under 10 m) og de 5 resterende innsjøene er dype (10-90 m). Gjennomsnittsdybden av innsjøene med høy vindpåvirkning er på 34 m (mot 19 m for hele gruppen av innsjøer og

16 m for innsjøer med medium eller lav vindpåvirkningsgrad), det er derfor ikke entydig at dybden er en del av forklaringen.

## 4.5 Tidsutvikling klorid - Øvre Jerpetjern

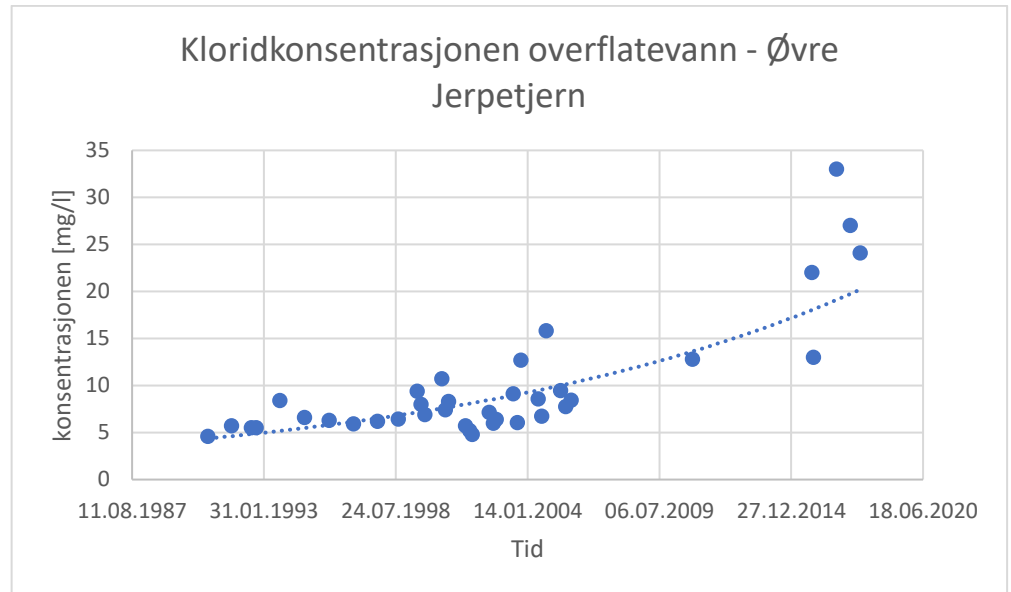
Som beskrevet i kap. 3 har det ikke blitt påvist noen signifikant endring i gjennomsnittsverdien i fordelingene av klorid i vannmassene i innsjøene fra år 2005 og frem til 2018. Det er én innsjø i datasettet som har målinger av kloridkonsentrasjonen i topplaget over en lengere periode. I Øvre Jerpetjern er kloridkonsentrasjonen i topplaget målt fra år 1990 frem til 2017. Resultatene er vist i Figur 28. Det er i alt 37 målinger i denne perioden.

For å identifisere tidstrender er det utført en Mann-Kendall (MK)-test. Metoden er ikke spesielt følsom overfor manglende målinger i tidsserien og det er ikke krav til at data er normalfordelt. Beskrivelse av metoden og tekniske formler er vist i Vedlegg C.

Beregning av  $E[S]$  gir 354, beregning av  $\text{Var}[S]=5844$ ,  $Z_s=4.61$  (se Vedlegg C), tilsvarende en tosidig p-verdi= $3.88 \times 10^{-6}$ . Styrken av trenden uttrykkes ved koeffisienten  $\tau=S/D=0.53$ , hvor  $D=n(n-1)/2$ . Da  $Z_s > Z_{s,\text{crit}} = 1.96$  er det derfor en signifikant trend og hypotesen  $H_0$  avises.

Forskjellen mellom gjennomsnittsverdien klorid i tidsseriene fra 2005 og frem til i dag (se Kap 4.1) og utviklingen i Øvre Jerpetjern kan skyldes flere forhold:

- > Målinger av klorid i overflatevannet i Øvre Jerpetjern dekker en lengere undersøkelsesperiode sammenlignet med de øvrige målingene i datasettet (2005, 2010, 2016-2018). I 2005 var det allerede intenst salting av veiene i nedbørfeltet til innsjøene og resultatene representerer derfor ikke bakgrunnsnivå.
- > Testene for fordelinger representerer langt flere innsjøer (13–26 innsjøer avhengig av periode) sammenlignet med MK-testen som kun analyserer én innsjø.
- > Testene er ulike med tanke på at MK-testen kun tester toppvannets kloridkonsentrasjon. Om kloridkonsentrasjonen i bunnvannet øker endrer ikke dette nødvendigvis kloridgradienten. For Øvre Jerpetjern er det utført målinger av både toppvannet og bunnvannet i år 2010, 2015 og 2017. Gjennomsnittskloridgradienten her er 10,38 mg/l, men det dekker et intervall fra maksimum på 41 mg/l (8/6-2017) og minimum på -0.5 mg/l (22/11-2010). Øvre Jerpetjern er en "sving-innsjø" som veksler mellom å ha kloridgradienter over og under 10 mg/l.
- > At saltforbruket i området har endret seg i perioden. Øvre Jerpetjern ligger i et område uten bebyggelse i nedbørfeltet.



Figur 28. Tidsutviklingen i overflatevannets kloridkonsentrasjon i Øvre Jerpetjern i perioden 1990-2017.

## 4.6 PCA-analyse

Selve PCA-metoden er forklart i vedlegg C. Som utgangspunkt er de endogene parameterne; saltforbruk pr. km primær vei og logaritmen til totalt saltforbruk pr. innsjøareal vurdert å være obligatoriske parameterne i analysen.

Derfor vurderes fortrinnsvis de eksogene parameterne som ble belyst i enkeltparameteranalysen. Disse parameterne er:

- > Logaritmen til innsjøens volum
- > Logaritmen til den årlige tilrenningen til innsjøen
- > Innsjøens vindpåvirkningsgrad
- > Urbaniseringsgraden

Det er utført simuleringer med forskjellige kombinasjoner av modeller. Resultatet er vist i Tabell 14.

Tabell 14. Oversikt over kombinasjoner av eksogene forklaringsparametere og modellresultater. Parametere som er sterke forklaringsparametere for dannelsen av kloridgradient er markert med grønt, basert på Akaike Information Criterion (AIC).

Model	Vind	Urban	Log(Vol)	Log (Avrenning)	Antal parametre	$\beta_0$	$z\text{-}\beta_0$	$p\text{-}\beta_0$	$\beta_1$	$z\text{-}\beta_1$	$p\text{-}\beta_1$	AIC
PCA1-vind-urban-logvol-avrenning	1	1	1	1	4	-0,451	-1,341	0,18	-1,03	-3,199	0,0014	62,93
PCA1-urban-logvol-avrenning		1	1	1	3	-0,322	-1,076	0,2818	-0,704	-2,663	0,0077	70,56
PCA1-vind-logvol-avrenning	1		1	1	3	-0,407	-1,262	0,2068	-0,908	-3,007	0,0026	66,03
PCA1-vind-urban-avrenning	1	1		1	3	-0,503	-1,426	0,1537	-1,487	-3,5458	0,0005	58,06
PCA1-vind-urban-logvol	1	1	1		3	-0,449	-1,307	0,1911	-1,262	-3,461	0,0005	59,75
PCA1-vind-urban	1	1			2	-0,393	-1,169	0,2426	1,352	3,563	0,0004	59,77
PCA1-vind-logvol	1		1		2	-0,453	-1,341	0,18	-1,257	-3,312	0,0009	62,22
PCA1-vind-avrenning		1	1		2	-0,306	-1,02	0,3077	-0,861	-2,863	0,0042	69,41
PCA1-logvol-avrenning			1	1	2	-0,298	-1,028	0,304	-0,58	-2,29	0,022	73,28
PCA1-urban-avrenning		1		1	2	-0,31	-1,034	0,0301	0,921	2,794	0,0052	69,52
PCA1-vind-avrenning	1			1	2	-0,457	-1,36	0,174	1,3	-3,217	0,0013	62,73

Det beste resultatet er med en tre-parametermodell som inkluderer vindpåvirkning, urbanisering og tilrenning til innsjøen.

Resultater er sammenlignet med tilsvarende koeffisienter fra en-parametermodellene i Tabell 15.

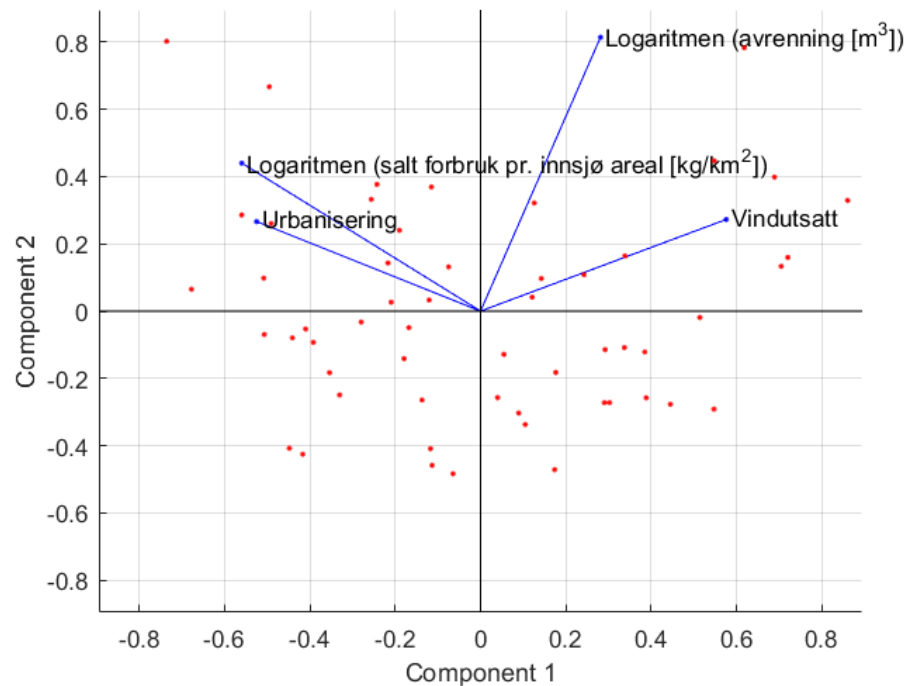
Tabell 15. Oversikt over en-parametermodellene og resultater av Akaike Information Criterion (AIC)

Parameter	Unit	Parameter type	Coefficient	Estimat	Std. Error	z-værdi	Pr(> z )	AIC
Saltforbruk alle veie per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-1,1199	0,530	-2,1150	0,0344	73,68
			slope	0,0497	0,025	1,9690	0,0490	
Saltforbruk primær veie per km vei	tonn/km	Kontinuerlig	Intercept	-1,2953	0,567	-2,2850	0,0223	72,70
			slope	0,0501	0,023	2,1710	0,0299	
Log(Saltforbruk pr. areal innsjø)	log(kg/km <sup>2</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	-6,6344	2,660	-2,4940	0,0126	72,19
			slope	0,4891	0,202	2,4190	0,0156	
Log(innsjø volumet)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	4,4148	1,980	2,2300	0,0258	71,67
			slope	-0,7788	0,332	-2,3440	0,0191	
Log(avrenning)	log(m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	Intercept	5,2050	2,605	1,9980	0,0457	73,19
			slope	-0,8204	0,393	-2,0850	0,0370	
Vindutsat		Diskret (tre kategorier)	Intercept	1,1632	0,512	2,2700	0,0232	13,97
			slope1	-19,7410	0,666	-2,9660	0,0030	
			slope2	-80709	1,124	-7,1800	0,0000	
Urbaniseringsgrad		Diskret (tre kategorier)	Intercept	-1,0986	0,436	-2,5170	0,0118	15,57
			slope1	1,6864	0,708	2,3810	0,0173	
			slope2	1,5686	0,718	2,1850	0,0289	

Ser man bort fra de diskrete modellene (som viser store forskjeller), gir modellene lave AIC-verdier. Dette er fordi det kun sammenlignes for ganske få (diskrete) utfall. Den beste kontinuerlige en-parametermodell gir en AIC-verdi på 71,67 (jf. Tabell 15). PCA-modellen ovenfor (Tabell 14) er mest egnet fordi den gir lave AIC verdier.

Det testes med to forskjellige endogene parametere; logaritmen til saltforbruket pr. innsjø areal og saltforbruket pr. km primær vei. Disse parametere blir derfor lagt til i modellen.

Legges saltforbruket til i modellen fremkommer det følgende to prinsipale komponenter som vist i Figur 29 og Figur 30. En beskrivelse av prinsipale komponenter er beskrevet i Vedlegg C.



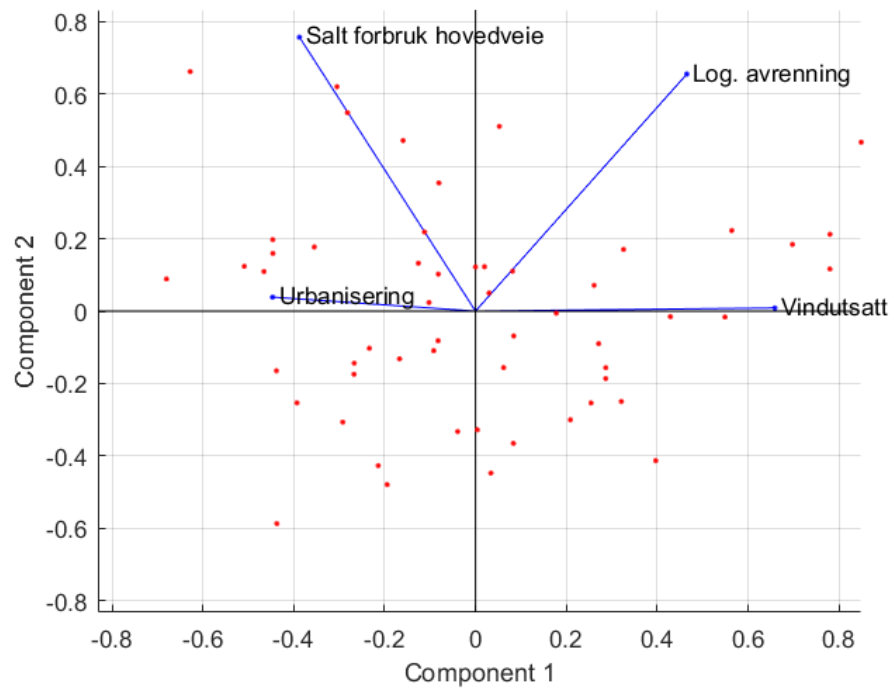
Figur 29 Prinsipale komponenter for de 4 forklaringsparameterne; logaritmen til saltforbruk pr innsjø areal pr. år i nedbørsfeltet, logaritmen av avrenningen, urbanisering og vindpåvirkning.

Figur 29 viser at vindpåvirkning og logaritmen av saltforbruket pr innsjøareal bidrar mest i forklaringen av den første komponenten. I Vedlegg C vises hvordan parameterne projiseres i figuren.

Som alternativ kan man se på saltforbruket pr. lengde primærvei. Denne kombinasjon er vist i Figur 30. Her er det vindpåvirkning og urbanisering som har størst påvirkning på den første prinsipale komponent.

Det kan derfor konkluderes med at de to modellene er forskjellige, da samspillet mellom de enkelte komponentene varierer betydelig. Det er derfor utført en individuell analyse av modellene for å finne den optimale PCA-modellen.

Resultatene er vist i Tabell 16. Som vist i tabellen er den optimale modellen basert på saltforbruket pr. km primærvei. Denne har en AIC-verdi på 54, mens modellen basert på logaritmen til saltforbruket pr. innsjøareal har en høyere AIC verdi (59). Denne modellen er likevel ikke bedre enn modellen som kun inkluderer kun vind, urbanisering og tilrenning.



Figur 30. Prinsipale komponenter for de 4 forklaringsparameterne; logaritmen til saltforbruk pr innsjø areal i nedbørsfeltet, logaritmen av avrenningen, urbanisering og vindpåvirkning.

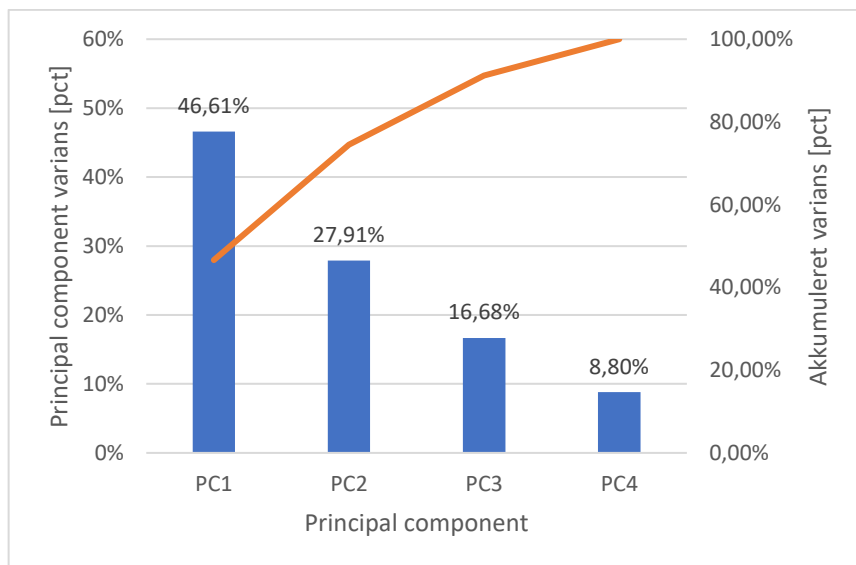
Tabell 16. Oversikt over resultatene fra logit modellen beregnet for den foretrukne PCA-modellen basert på saltforbruk, vind, urbanisering, logaritmen av tilrenningen og saltforbruket pr. lengdeenhet hovedvei.

Model	Model Ex	Saltforbruk	Vind	Urban	Log(Vol)	Log (Avrenning)	Antal parametre	$\beta_0$	$z-\beta_0$	$p-\beta_0$	$\beta_1$	$z-\beta_1$	$p-\beta_1$	AIC
PCA1-vind-urban-logvol-avrenning	PCA1-model-4			1	1	1	4	-0,451	-1,341	0,18	-1,03	-3,199	0,0014	62,93
PCA1-urban-logvol-avrenning	PCA1-model-3-ex-wind			1	1	1	3	-0,322	-1,076	0,2818	-0,704	-2,663	0,0077	70,56
PCA1-vind-logvol-avrenning	PCA1-model-3-ex-urban			1	1	1	3	-0,407	-1,262	0,2068	-0,908	-3,007	0,0026	65,03
PCA1-vind-urban-avrenning	PCA1-model-3-ex-logvol			1	1	1	3	-0,503	-1,487	0,1537	-1,487	-3,558	0,0005	58,06
PCA1-vind-urban-logvol	PCA1-model-3-ex-runoff			1	1	1	3	-0,449	-1,307	0,1911	-1,262	-3,461	0,0005	59,75
PCA1-vind-urban	PCA1-model-2-ex-runoff-logvol			1	1		2	-0,393	-1,169	0,2426	1,352	3,563	0,0004	59,77
PCA1-vind-logvol	PCA1-model-2-ex-runoff-urban			1	1		2	-0,453	-1,341	0,18	-1,257	-3,312	0,0009	62,22
PCA1-vind-avrenning	PCA1-model-2-ex-runoff-wind			1	1		2	-0,306	-1,021	0,3077	-0,861	-2,863	0,0042	69,41
PCA1-logvol-avrenning	PCA1-model-2-ex-wind-urban			1	1		2	-0,298	-1,028	0,304	-0,58	-2,29	0,022	73,28
PCA1-urban-avrenning	PCA1-model-2-ex-wind-logvol			1	1		2	-0,31	-1,034	0,3031	0,921	2,794	0,0052	69,52
PCA1-vind-avrenning	PCA1-model-2-ex-urban-logvol			1	1		2	-0,457	-1,36	0,174	1,3	-3,217	0,0013	62,73
PCA1-saltforbruk-primær vei-vind-urban-avrenning	PCA1-model-4-salt-ex-logvol	1	1	1	1	1	4	-0,557	-1,488	0,1367	-1,643	-3,579	0,0003	54,00
PCA1-Log(saltforbruk/innsjø areal)-vei-vind-urban-avrenning	PCA1-model-3-salt-ex-runoff-logvol	1	1	1	1		3	-0,393	-1,14	0,2541	-1,389	-3,656	0,0003	57,17
PCA1-Log(saltforbruk/innsjø areal)-vei-vind-urban-avrenning	PCA1-model-4-logsalt-ex-logvol	1	1	1	1	1	4	-0,435	-1,264	0,2062	-1,167	0,3264	0,0003	59,05

Ut i fra egenverdiene for hver av parameterne er det mulig å fastslå variansen hver enkelt prinsipal forklaringsparameter bidrar med.

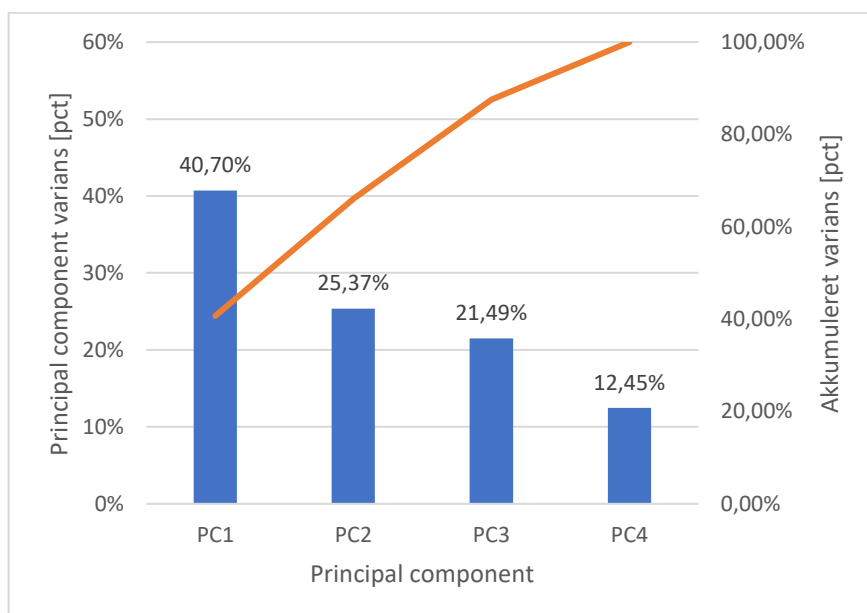
Modellen som inkluderer logaritmen av saltforbruket pr. innsjøareal er vist i Figur 31. Det fremgår at den første prinsipale parameter bidrar med 46,6 % av den samlede varians og de to første komponentene med 74,5 % av den samlede varians.





Figur 31. De prinsipale komponentenes bidrag til samlet varians (modell basert på logaritmen til saltforbruk pr. innsjøareal). Linjen viser den akkumulerte varians, mens histogrammet viser de enkelte komponentenes bidrag. De to første prinsipale komponentene bidrar med ca. 74.5% av den samlede varians i modellen.

I modellen som inkluderer saltforbruket pr. km primærvei fordeler de enkelte prinsipale komponenters seg noe annerledes (Figur 32). I denne modellen bidrar den første prinsipale parameter med 40,7 % av den samlede variansen og de to første komponentene med 66,1 % av den samlede varians.



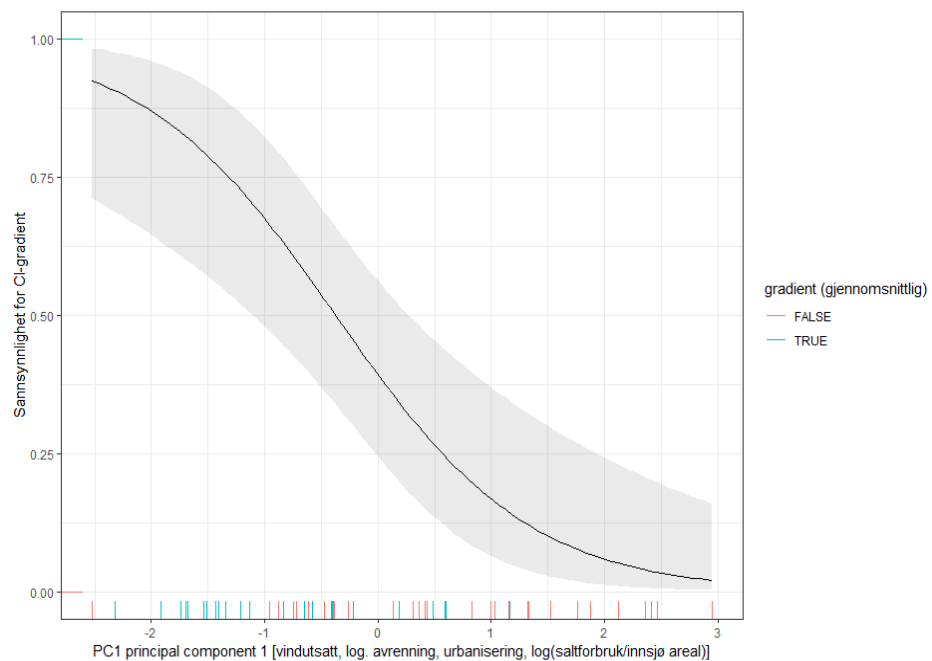
Figur 32. De prinsipale komponentenes bidrag til samlet varians (modell basert på logaritmen til saltforbruk pr. lengde hovedvei). Linjen viser den akkumulerte varians, mens histogrammet viser hver av komponentenes bidrag i modellen. De to første prinsipale komponentene bidrar med ca. 66% av den samlede varians i modellen.

Det endelige resultatet av de to modellene, basert på henholdsvis logaritmen av saltforbruket pr. innsjø areal og saltforbruket pr. lengdeenhet hovedvei, er vist i Tabell 17.

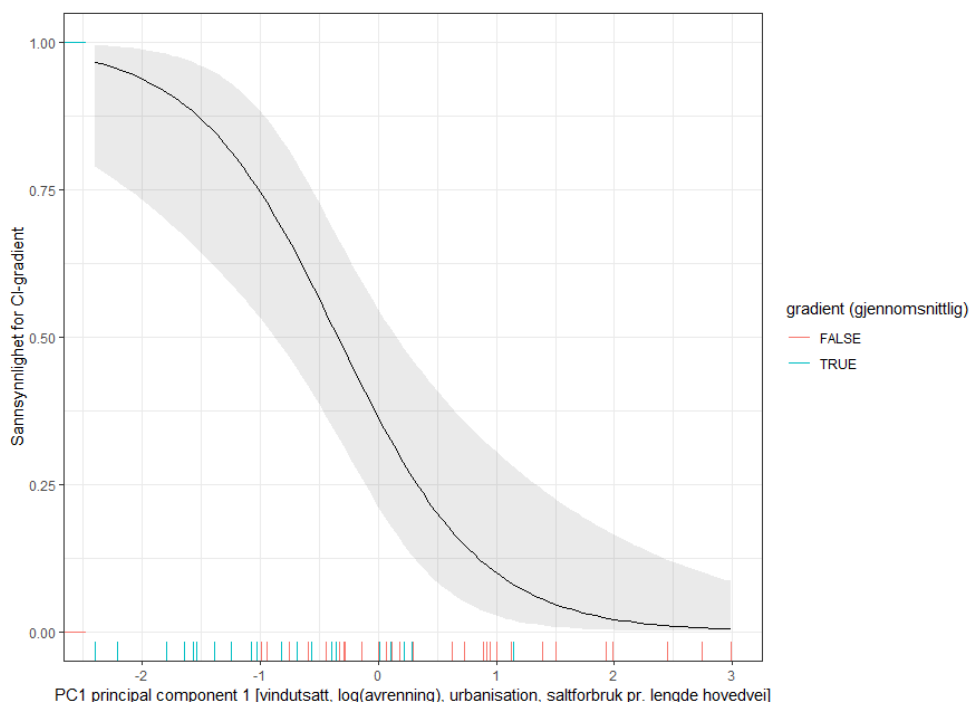
Tabell 17. Resultatet av analysen med to forskjellige endogene parameter, henholdsvis saltforbruket pr. innsjø areal og saltforbruket pr. lengdeenhet hovedvei.

Parameter	Log (saltforbruk pr. innsjøareal)	Saltforbruk pr. lengdeenhet primærvei
$\beta_0$	-0,4354	-0,5565
$z(\beta_0)$	-1,264	-1,488
$p(\beta_0)$	0,206218	0,136723
$\beta_1$	-1,1673	-1,6429
$z(\beta_1)$	0,3264	3,579
$p(\beta_1)$	0,000348	0,000345
Null Deviance	75,353	75,35
Residual Deviance	55,048	50,004
AIC	59,048	54,004

Siden modellene er basert på en enkelt prinspal komponent kan resultatene av de to modellene illustreres grafisk. Resultatene er vist i Figur 33 og Figur 34. Det fremgår at den beste modellen er basert på saltforbruk pr. lengdeenhet primær vei.



Figur 33 Oversikt over sammenhengen mellom den første prinsipale komponenten basert på vindutsatt, logaritmen av tilrenning, urbanisering og logaritmen av saltforbruk pr. innsjø areal og sannsynligheten for en kloridgradient (>10 mg/l). Røde og grønne stolper viser målinger som er over eller under 10 mg/l Cl.



Figur 34. Oversikt over sammenhengen mellom den første prinsipale komponenten basert på vindutsatt, logaritmen av tilrenning, urbanisering og saltforbruk pr. lengdeenhet hovedvei og sannsynligheten for en kloridgradient (>10 mg/l). Grønne stolper langs x-aksen viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.

Det er undersøkt om de to første prinsipale komponentene gir en bedre tilpasning enn en modell basert på enkelt prinsipal komponent.

Det er mulig å vurdere både første og andre prinsipale komponent. Fordelen er at en større variasjon dekkes, men på bekostning av færre frihetsgrader og flere parametere. Statistikken fra denne modellen er vist i Tabell 18.

Tabell 18. Teststatistikk for en multivariat modell hvor det er tatt med de to første prinsipale komponentene.

Parameter	Multivariat PC1, PC2
$\beta_0$	-0,54767
$z(\beta_0)$	-1,455
$p(\beta_0)$	0,145741
$\beta_1$	-1,63288
$z(\beta_1)$	-3,545
$p(\beta_1)$	0,000393
$\beta_2$	0,07226
$z(\beta_2)$	0,206
$p(\beta_2)$	0,83689
Null Deviance	75,353
Residual Deviance	49,962
AIC	55,962

Konklusjonen er at en multivariat modell som tar med de to første prinsipale komponentene ikke gir noe bedre resultat enn modellen som er basert på kun den første prinsipale komponenten. Sammenlignes AIC viser tallene at det er én-parametermodellen som gir best resultat.

Det kan derfor konkluderes med at den best oppnåelige modell er en modell basert på første prinsipale komponent.

#### 4.6.1 Betingede sannsynligheter

Testene viser at innsjøer som er ekstra vindutsatte (vindpåvirkningsgrad=3) ikke utvikler kloridgradient (> 10 mg/l) (Kap.4.4.1). Det er dermed mulig å bestemme en betinget sannsynlighet (forklart i Vedlegg C) hvor innsjøer som er vindutsatte sorteres ut.

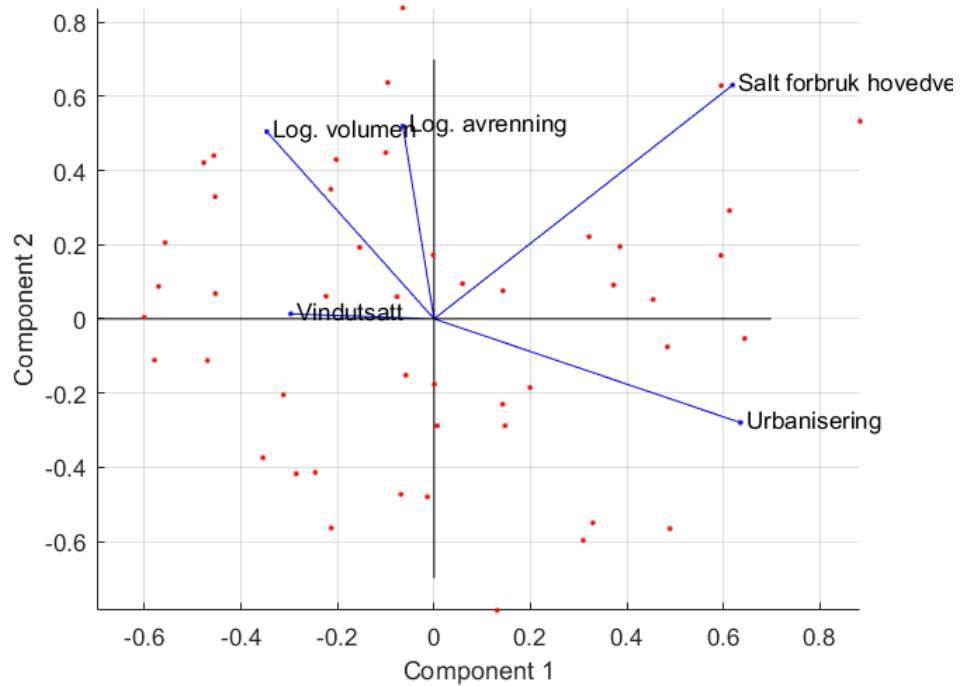
Det er kun vurdert innsjøer som har en vindpåvirkning på 1 eller 2. Det tas utgangspunkt i at alle innsjøer med en vindpåvirkning på 3 gir  $P(Y_{\text{gradient},i} | X_{i,w}=3) = 1$ .

I en betinget sannsynlighetsmodell oppnås det beste resultatet dersom man inkluderer alle forklaringsparameterne (Tabell 19). Denne kombinasjonen gir en AIC på 57,92.

Tabell 19. Oversikt over forklaringsmodeller for innsjøer avhengig om vindpåvirkningsgraden er på 1 eller 2.

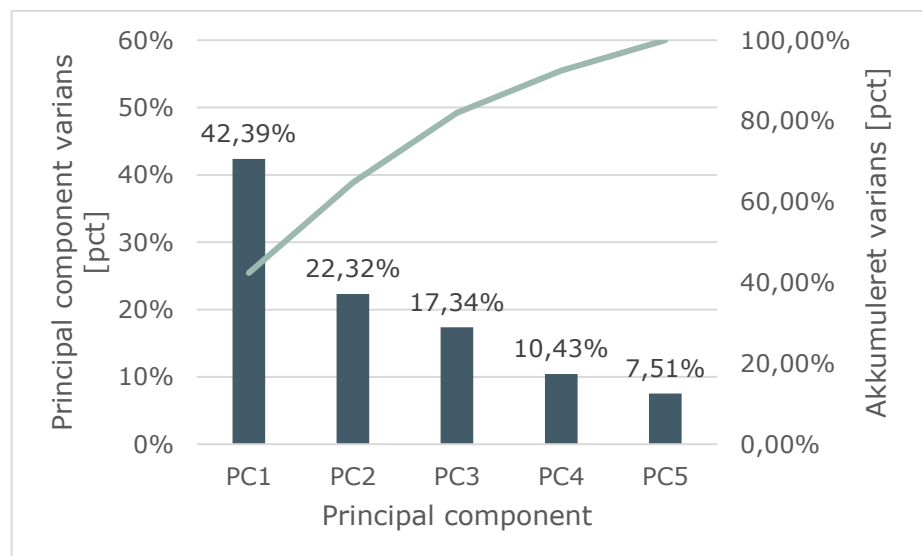
Conditional models	Salt Hovedvei	Vind	Urban	Log(Vol)	Log (avrenning)	Antal	$\beta_0$	$z-\beta_0$	$p-\beta_0$	$\beta_1$	$z-\beta_1$	$p-\beta_1$	AIC
PCA1-model-5-Cond	1	1	1	1	1	5	0,080	0,241	0,8094	1,036	2,906	0,0037	57,92
PCA1-model-4-Cond	1	1	1	1	1	4	0,046	0,147	0,8829	0,78	2,459	0,0139	62,03
PCA1-model-3-ex-wind-Cond				1	1	3	0,047	0,153	0,8785	0,656	2,145	0,0319	64,00
PCA1-model-3-ex-urban-Cond		1			1	3	0,042	0,139	0,8897	-0,603	-1,928	0,0539	65,05
PCA1-model-3-ex-logvol-Cond			1	1		3	0,052	0,171	0,8641	0,591	1,912	0,0588	65,22
PCA1-model-3-ex-runoff-Cond		1		1	1	3	0,055	0,177	0,8594	0,744	2,371	0,0178	62,77

I den betingede sannsynlighetsmodellen er den endogene parameteren; intensiteten i saltingen pr. km primær vei lagt til i modellen. Figur 35 viser bidraget til de to første prinsipale komponentene.



Figur 35. Prinsipale komponenter for de 5 forklaringsparameterne, saltforbruk på primære veier, logaritmen av tilrenningen, urbaniseringen, logaritmen til innsjøens volumen og vindpåvirkning.

De forskjellige prinsipale komponentenes bidrag til variansen er vist i Figur 36. Som det fremgår i figuren, bidrar den første komponenten med 42,39% av den samlede varians og de to første komponentene samlet med 64,71% av variansen.



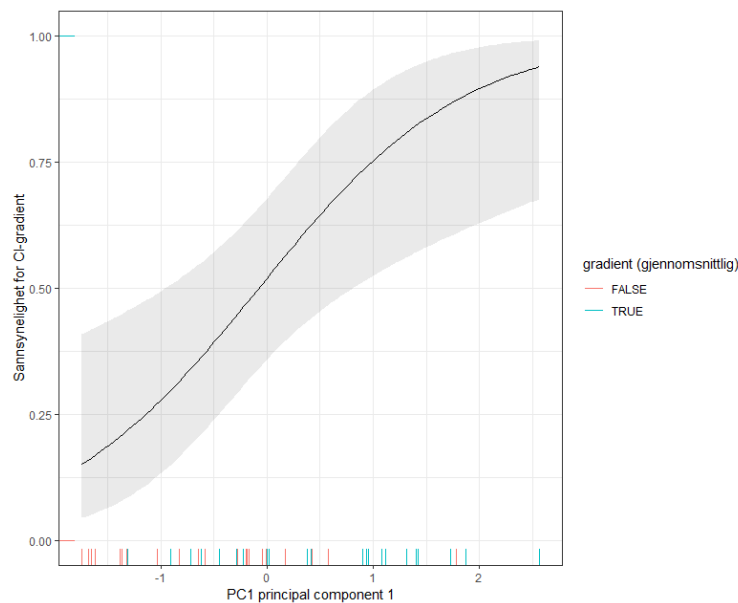
Figur 36. De prinsipale komponenter og deres bidrag til den samlede varians. Linjen viser akkumulert varians, mens histogrammet viser de enkelte komponenters bidrag. De to første prinsipale komponenter bidrar med ca. 65% av komponentenes samlede varians.

Det er nå mulig å beregne statistikken samlet for den optimale PCA-modell for å belyse sannsynligheten for en kloridgradient, avhengig av innsjøens vindpåvirkningsgrad (vindpåvirkningsgraden er 1 eller 2). Resultatet er vist i Tabell 20.

Tabell 20. Oversikt over statistikken fra logit modellen i den foretrukne PCA-modellen (betinget at innsjøen ikke er kraftig vindpåvirket) basert på saltforbruk, logaritmen til volumet innsjøen, vind, urbanisering og logaritmen av tilrenningen i nedbørsfeltet.

Parameter	Principal Component
$\beta_0$	0,07999
$z(\beta_0)$	0,241
$p(\beta_0)$	0,80937
$\beta_1$	1,03579
$z(\beta_1)$	2,906
$p(\beta_1)$	0,00366
Null Deviance	65,135
Residual Deviance	53,918
AIC	57,918

Fordi PCA modellen er basert på en enkelt-komponent kan logit modellen vises grafisk, se Figur 37.



Figur 37. Sammenheng mellom den første prinsipale komponenten fra den betingede modellen (vindpåvirkningsgraden er enten 1 eller 2) og sannsynligheten for en kloridgradient (>10 mg/l). Grønne stolper langs x-aksen viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.

## 4.7 Oppsummering fra de statistiske analysene

Det er utført en trendanalyse for å se på utvikling av kloridgradienter og kloridkonsentrasjoner i topp- og bunnvann i innsjøene. Trendanalysen er basert på data fra årene 2005, 2010 og en sammenslåing av årene 2016-18. Felles for disse innsjøene er at de er prøvetatt i 2 eller flere omganger, etter høstsirkulasjon. Innsjøene er valgt ut basert på "biased selection" som tar utgangspunkt i at innsjøene ligger nær høyt trafikkerte veier hvor det benyttes veisalt vinterstid.

Det kan konkluderes med at endringene i gjennomsnittsverdien for kloridgradientene og kloridkonsentrasjonen i topp- og bunnvann ikke er signifikant, men at spredningen i datasettet har blitt større. Dette betyr at noen innsjøer har en forverret tilstand, mens andre har fått en forbedret utvikling om man sammenligner resultatene fra 2005 og frem til i dag.

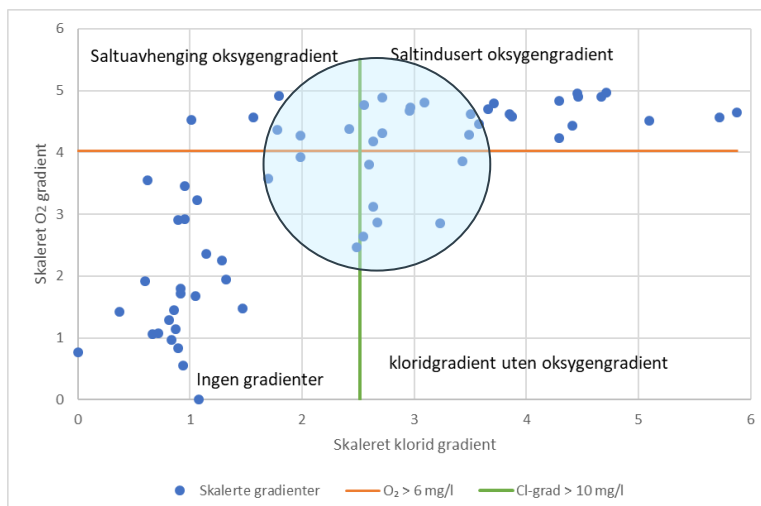
15 innsjøer er undersøkt i samtlige perioder (2005/06, 2010, 2016-2018), noe som er et forholdsvis lavt antall i en statistisk sammenligning. Dette skyldes at det er valgt ut forskjellige innsjøer i de ulike måleperiodene. Det anbefales at det i et videre undersøkelsesprogram utføres målinger i de samme innsjøene som er prøvetatt tidligere, noe som vil styrke trendanalysens presisjon med tanke på utviklingen over tid.

Den eneste innsjøen med målinger over en lang tidsperiode er Øvre Jerpetjern (1990-2017). Det konkluderes med at kloridkonsentrasjonen i overflatevannet har hatt en signifikant økende trend.

De mest interessante innsjøene i datasettet er omtalt som "sving-innsjøer". Dette fordi de enten er i risiko for å etablere gradienter eller allerede har klorid- og oksygengradienter etter sirkulasjon. Øvre Jerpetjern er en slik innsjø fordi den veksler mellom å ha kloridgradient over og under grenseverdien på >10 mg/l. Klimatiske variasjoner som påvirker sirkulasjonsmønsteret vil for øvrig også ha betydning for måleresultatene.

Innsjøer med svært høye eller svært lave kloridgradientverdier er i prinsippet mindre interessante i en statistisk sammenheng. Innsjøene med svært høye kloridgradienter vil være krevende å påvirke gjennom tiltak på kort sikt (med mindre innsjøene har en veldig lav oppholdstid), og innsjøer med lave gradientverdier (nær null) vil umiddelbart ikke være i faresonen. Videre vil innsjøer som har ikke-saltinduserte oksygengradienter heller ikke være interessante, da oksygengradienten her skyldes andre faktorer enn veisalt.

Gruppen av "interessante" innsjøer er innenfor sirkelen som er markert på Figur 38 og Figur 39 og listet opp i Tabell 21. I disse innsjøene vil det potensielt være mulig å kontrollere utviklingen og hindre utviklingen av kloridgradient f.eks. gjennom kontrollert salting eller ved å føre veivann til mindre sårbare resipienter. For "sving-innsjøene" er sannsynligheten for dannelsen av kloridgradient mellom 30 og 70 % i GLM-logit modellen.

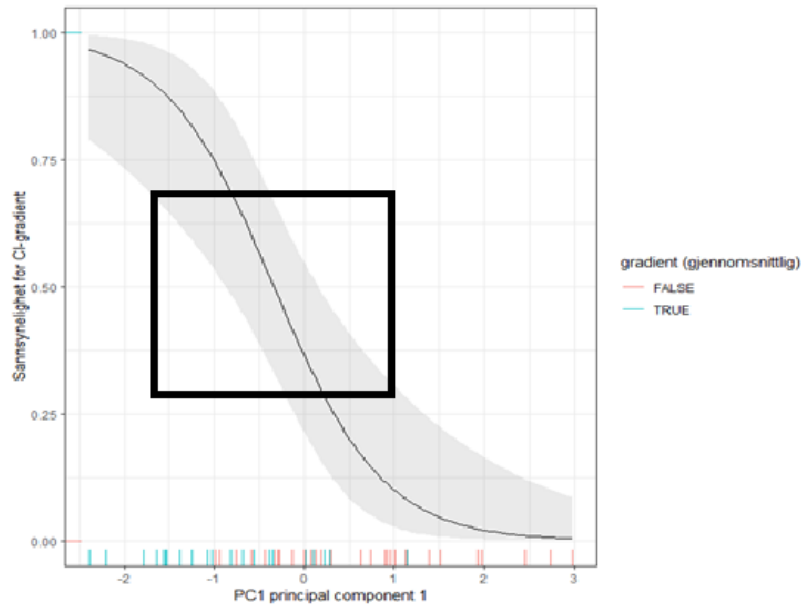


Figur 38. Såkalte "sving-innsjøer" er vist inne i sirkelen i figuren. For disse innsjøene vil det potensielt være mulig å redusere utvikling av kloridgradient f.eks. gjennom kontrollert salting eller ved å føre veivann til mindre sårbare resipienter. Skalaen på x og y akser er skalert for å få med alle verdier.

Tabell 21 Sving-innsjøer og gjennomsnittsverdier for klorid- og oksygengradienter fra alle måleperioder. Merk at grenseverdien er på 10 mg/l for kloridgradient og 6 mg/l for oksygengradient.

Innsjø	Cl-grad	O <sub>2</sub> -grad
Aklandstjenna	11,53	6,60
Bilstadtjern	3,52	7,40
Elgsjøen	3,05	4,49
Gjerdsrudtjern	22,97	2,68
Kristianborgvatnet	11,00	5,22
Lekvenvatn	19,65	9,59
Liavatnet	16,86	8,82
Longumvannet	12,68	7,14
Nordbytjern	8,83	7,41
Patterødtjernet	12,00	2,70
Skeievatnet	9,60	1,93
Studevann N	17,05	9,16
Svinesjøen	10,43	9,38
Søndbøvatn	4,87	5,60
Toskatjørn	4,89	6,95
Ulvenvannet	12,74	10,02
Ulvenvatn	11,50	3,25
Vassbotnfjorden/Hallevar	2,40	8,34
Vollevannet	3,63	10,21
Øvre Jerpetjern	10,38	2,24





Figur 39. Områdemarkering for typiske "sving-innsjøer" basert på data fra PCA-analysen og sannsynlighet for utvikling av kloridgradient i vannmassene. Grønne stolper langs x-aksen viser innsjøer som har kloridgradient >10 mg/l.

Det er utarbeidet en GLM-modell (logit) for å beskrive sannsynligheten for dannelse av kloridgradienter som funksjon av en eller flere forklaringsparametere. Parametere som er testet er vist i Tabell 9.

Baserte på analyser fra én-dimensjonale logit modeller er det konstatert at følgende parametere har statistisk signifikant betydning for utvikling av kloridgradienter (>10 mg/l) (stigende rekkefølge):

- [1] Innsjøens vindpåvirkningsgrad
- [2] Urbaniseringsgrad
- [3] Saltforbruk i nedbørsfeltet pr. innsjøareal
- [4] Saltforbruket både på primære veier og alle veier (tonn/km)
- [5] Volum av innsjøen
- [6] Årlig tilrenning i nedbørsfeltet

Av disse parameterne er innsjøens vindpåvirkningsgrad den mest dominerende. Ingen av innsjøene som er vindutsatt (vindpåvirkningsgrad=høy) har kloridgradienter. Videre viser analysen at volum av innsjøen og nedbørsfeltets årlige tilrenning er viktige faktorer, noe som betyr at større innsjøer, eller innsjøer med stor tilrenning ikke er i faresonen for dannelse av kloridgradienter.

De viktigste parametrene for utvikling av oksygengradienter er:

- [1] Fosfor-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen
- [2] Vindpåvirkningsgraden
- [3] TOC-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen
- [4] Urbaniseringsgraden
- [5] Saltforbruk på de primære veiene (tonn/km)

Hverken innsjøens morfologi eller nedbørfeltets størrelse er viktige faktorer for utvikling av oksygengradient i de statistiske testene.

Resultater fra enkelt-parametermodellene gir bedre resultater enn multivariat logit-modellene. Det er derfor ikke blitt fokusert på resultatene fra multivariat logit-modellene, da disse kun introduserer ytterligere kompleksitet. Til gjengjeld gir de prinsipale komponentene (PCA-analysemetoden) merkbart bedre resultater. Ved å benytte første prinsipale komponent som forklaringsparameter oppnås det bedre resultater enn enkelt-parametermodellene eller multivariat-modellene. Det henvises til Vedlegg D for beskrivelse av metodene.

Videre vil følgende forhold være interessant for videre arbeid med å velge ut innsjøer i fremtiden:

- > Etablere modell for utvelgelse av innsjøer som enten er:
  - [1] i faresonen for dannelse av kloridgradient. Eller:
  - [2] som allerede har dannet kloridgradienter, men som varierer mye fra år til år
- > Sammenligne data med historiske målinger for å få en større gruppe og dermed oppnå et bedre resultat.
- > Inkludering av data fra et tilfeldig utvalg av innsjøer i en samlet statistisk analyse ("non biased selection")
- > Evt. inkludering av målinger av vindhastighet tett på innsjøene / innsjøenes overflate.
- > Forståelse av sammenhengen mellom saltforbruk pr. km vei (eller pr. areal innsjø) og utvikling av kloridgradient. Hvorfor disse parameterne gir et bedre resultat enn det spesifikke saltforbruket (mengde salt i hele nedbørfeltet).

Det må poengteres at saltforbrukets dominans i de statistiske analysene er svekket som følge av utvelgelsen av innsjøene ("biased selection"). Dette er

fordi alle innsjøene er påvirket av tilførsel av veisalt i ulik grad. Veisaltets betydning i de parametriske testene ville trolig økt dersom det var en "non-biased selection" (tilfeldig utvalgte innsjøer, uavhengig om de lå ved saltet vei eller ikke).

## 5 Konklusjon

Datamaterialet fra perioden 2005-2019 viser store forskjeller mellom innsjøene med hensyn på kloridkonsentrasjoner i topp- og bunnvann. Resultatene viser også store variasjoner med hensyn på utviklingstrender og påvirkningsgrad.

Trendanalysen viser at endringene i gjennomsnittsverdien av kloridgradientene og kloridkonsentrasjon i topp- og bunnvann mellom årene 2005, 2010 og 2016-2018 ikke er signifikant, men at spredningen i dataene har økt. Dette betyr at noen innsjøer har fått en bedre tilstand, mens andre har en negativ utvikling i perioden 2005, 2010 og 2016-18. Utviklingen i oksygengradienten mellom årene 2005, 2010 og 2016-18 viser heller ingen signifikant endring, men også her er spredningen i datasettet økt.

Den eneste innsjøen hvor det er utført målinger over en lengre periode er Øvre Jerpetjern (1990-2017). Det kan konkluderes med at kloridkonsentrasjonen i overflatevannet her har hatt en signifikant økende trend siden de første målingene ble utført. Den samme trenden er antatt å være tilfelle for de fleste av innsjøene i undersøkelsesprogrammet, men uten at dette kan beregnes statistisk. Man har ikke et godt nok prøvegrunnlag som viser "før-tilstand" mhp. klorid i disse innsjøene.

De mest interessante innsjøene i datasettet er omtalt som "sving-innsjøer". Dette fordi de enten er i risiko for å etablere gradienter eller allerede har klorid- og oksygengradienter etter sirkulasjon. I disse innsjøene vil det potensielt være mulig å kontrollere utviklingen og hindre utviklingen av kloridgradient f.eks. gjennom kontrollert salting eller ved å føre veivann til mindre sårbare resipienter.

Basert på analyser fra de statistiske testene er det konstatert at følgende faktorer har størst statistisk signifikant betydning for dannelsen av kloridgradienter (>10 mg/l):

- [1] Innsjøens vindpåvirkningsgrad
- [2] Urbaniseringsgrad
- [3] Saltforbruket på de primære veiene (tonn/km)
- [4] Volum av innsjøen
- [5] Årlig tilrenning fra nedbørsfeltet

Av disse parameterne er innsjøens vindpåvirkningsgrad den mest dominerende. Ingen av innsjøene som er vindutsatt (vindpåvirkningsgrad=høy) har kloridgradienter. Det må poengteres at saltforbrukets dominans i de statistiske analysene er svekket som følge av utvelgelsen av innsjøene ("biased selection"). Dette er fordi så godt som alle innsjøene ligger nær vei og er påvirket av salt i

ulik grad. Som alternativ til saltforbruk på de primære veie er det mulig å vurdere logaritmen til saltforbruket dividert på innsjøareal.

Videre viser analysene at volum av innsjøen og nedbørsfeltets tilrenning er viktige faktorer.

Testene viser blant annet at innsjøenes kjemi har store betydning for sannsynligheten for etablering av oksygengradienter. De viktigste forklaringsparameterne er:

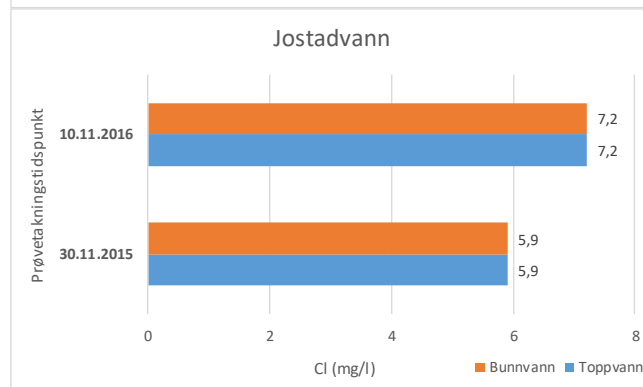
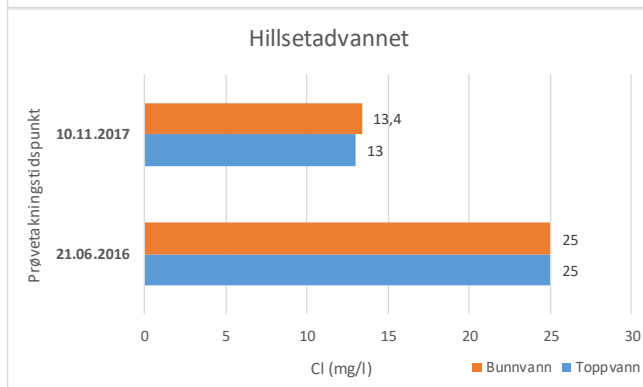
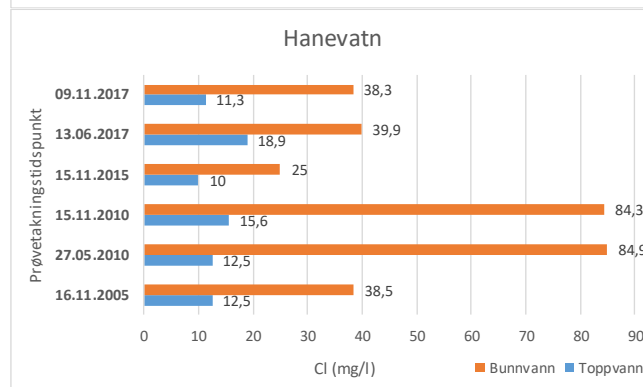
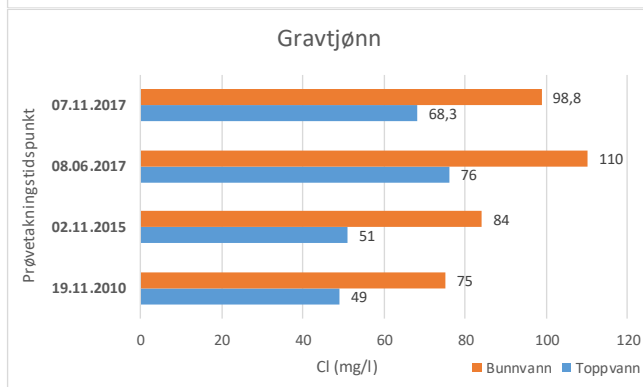
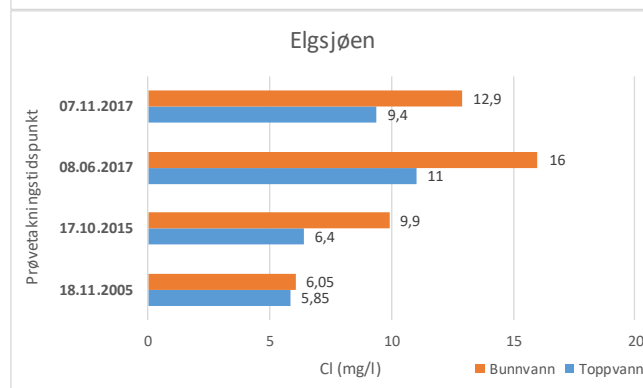
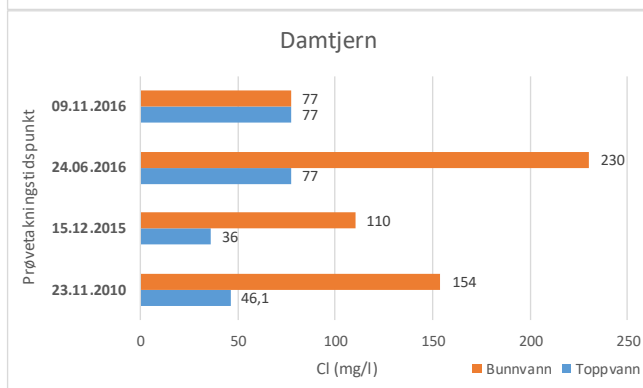
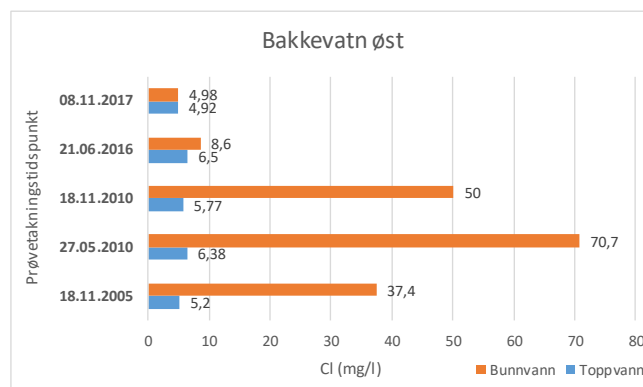
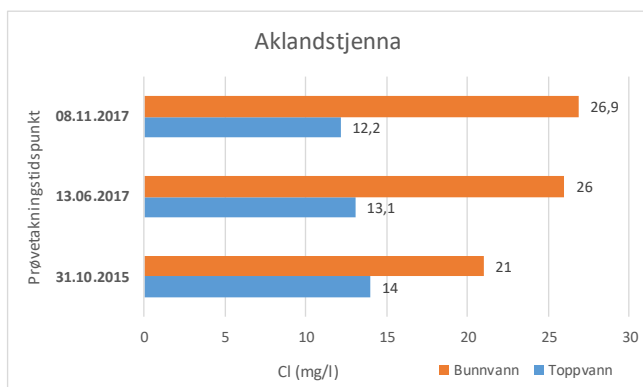
- [1] Fosfor-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen
- [2] Vindpåvirkningsgraden
- [3] TOC-konsentrasjonen i bunnvannet i innsjøen
- [4] Urbaniseringsgraden
- [5] Saltforbruk for de primære veiene (tonn/km)

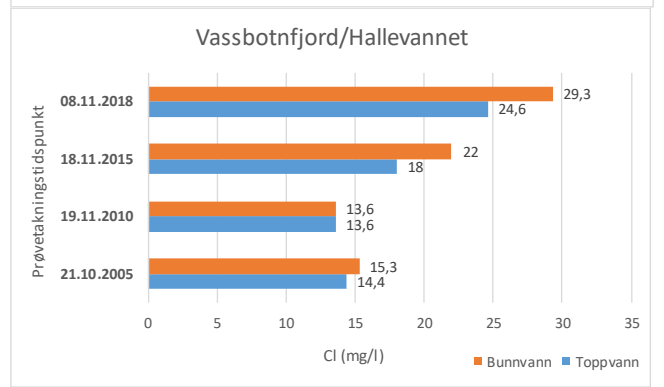
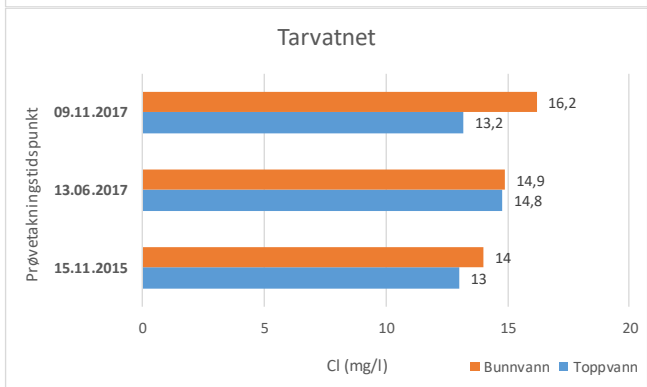
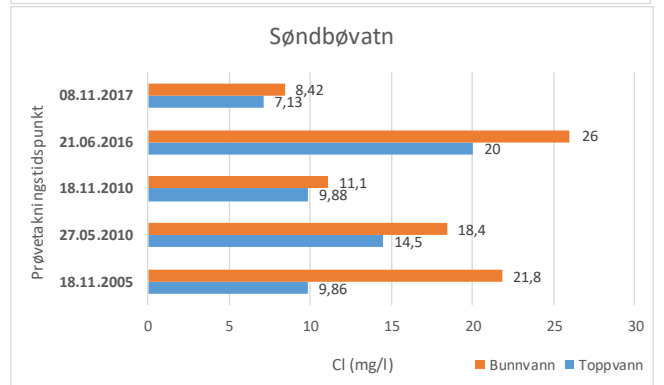
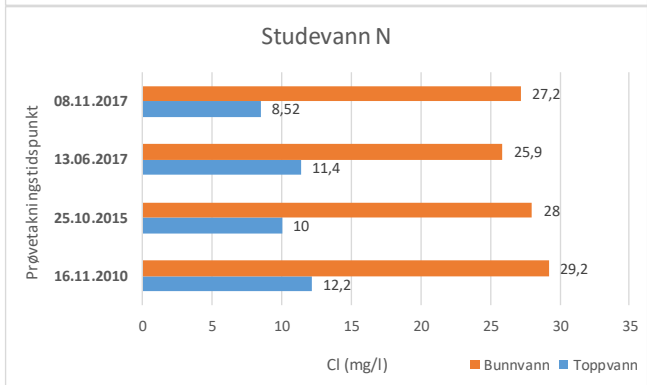
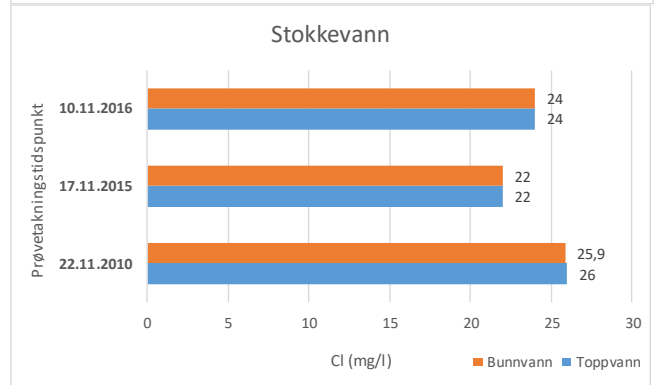
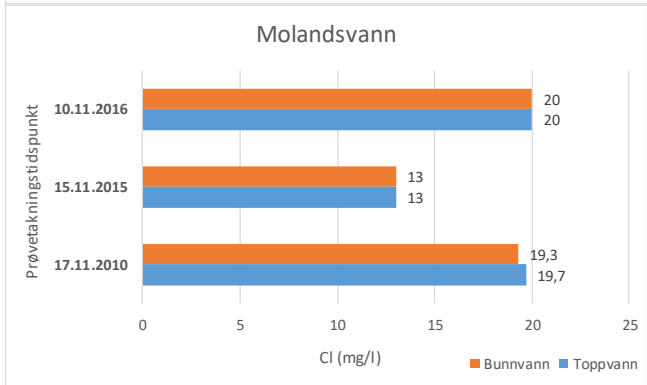
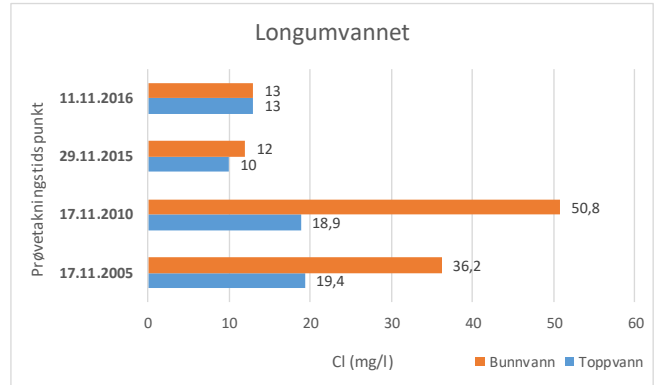
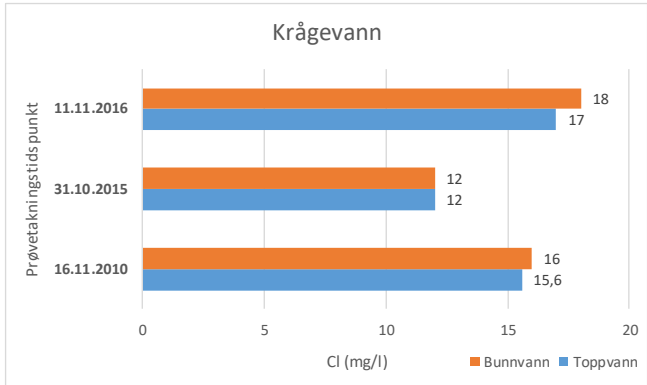
## 6 Referanser

- [1] Bækken, T., og T. O. Haugen. 2006. NIVA. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer: Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Oslo, Vegdirektoratet, Miljøseksjonen 2006.
- [2] Bækken, T., og T. O. Haugen, 2011. NIVA. Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veger i Sør- Norge 2010. Vegdirektoratet, Miljøseksjon 2012.
- [3] Saunes, H., Værøy, N., Weideborg, M. og Åstebøl, S.O., 2016. COWI AS. Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske undersøkelser – 2015/2016. Statens vegvesen rapporter nr. 344. Prosjektnr.604305
- [4] Saunes, H., Værøy, N. og Åstebøl, S.O., 2017. COWI AS. Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske- og biologiske undersøkelser – 2016. Statens vegvesen rapporter nr. 565. Prosjektnr.604305
- [5] Saunes, H., Værøy, N. og Åstebøl, S.O., 2018. COWI AS. Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske- og biologiske undersøkelser – 2017. Statens vegvesen rapporter nr. 564. Prosjektnr.604305
- [6] Saunes, H., Værøy, N. og Åstebøl, S.O., 2019. COWI AS. Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Overvåkning vannkvalitet i 2018. Statens vegvesen rapporter nr. 218. Prosjektnr.604305
- [7] Bækken, T. og Færøvig, P.J., Effekter av vegforurensning på vannkvalitet og biologi i Padderudvann, NIVA, 2004. Statens vegvesen, teknologiavdelingen. Publikasjon nr. 106.
- [8] Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L. J., Nytrø, T.E., Salt SMART, Vegsalt i innsjøer. Tålegrense mht. kjemisk sjiktning. Bioforsk, 2011. Statens vegvesen rapport Nr.120. Vegdirektoratet miljøseksjonen 2012.
- [9] Hangcheng Liu, Comparing Welch's ANOVA, a Kruskal-Wallis test and traditional ANOVA in case of Heterogeneity of variance, Virginia Commonwealth University, 2015
- [10] Welch, B. L. (1951). "On the Comparison of Several Mean Values: An Alternative Approach". *Biometrika*. 38: 330–336. doi:10.2307/2332579. JSTOR 2332579

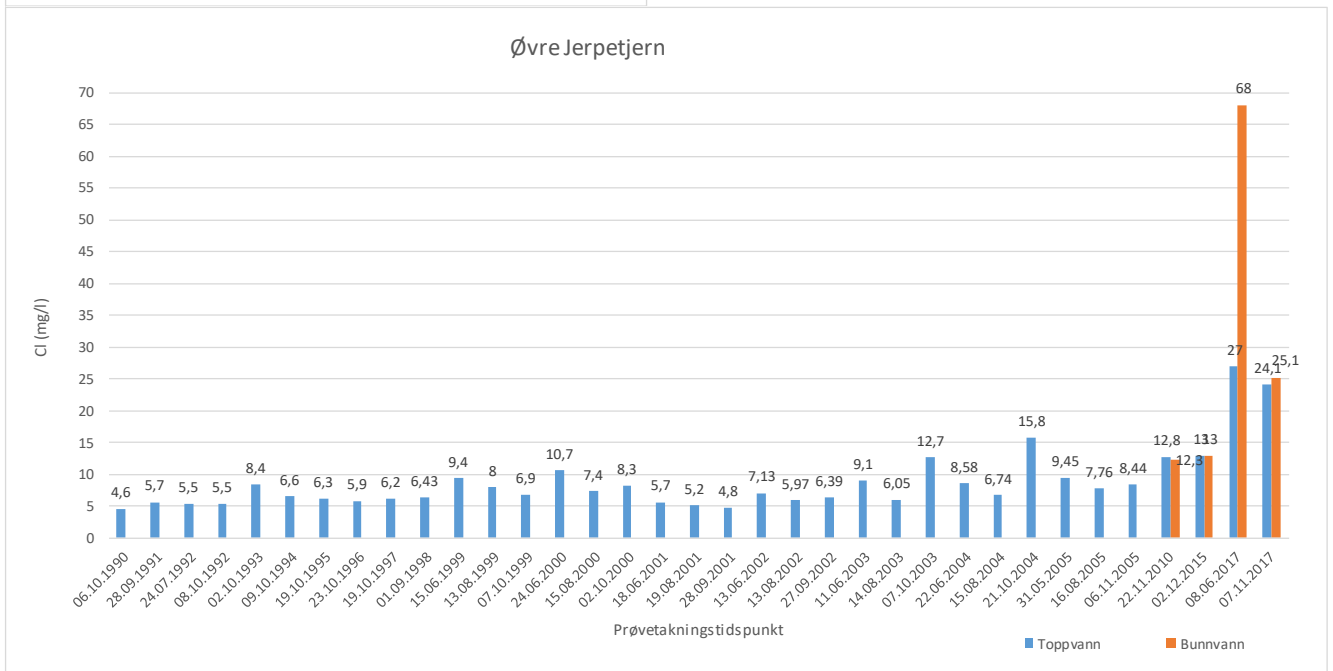
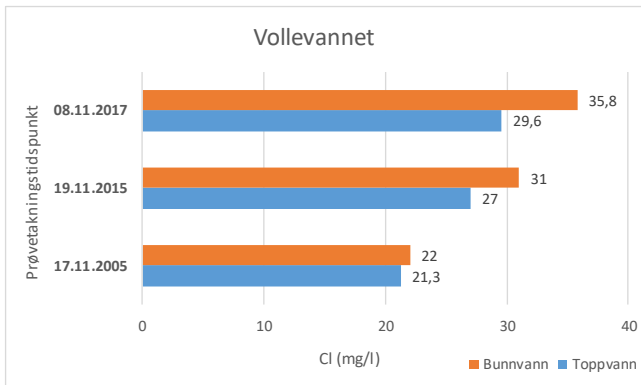
# Vedlegg A - Kloridmålinger topp- og bunnvann

## Region Sør

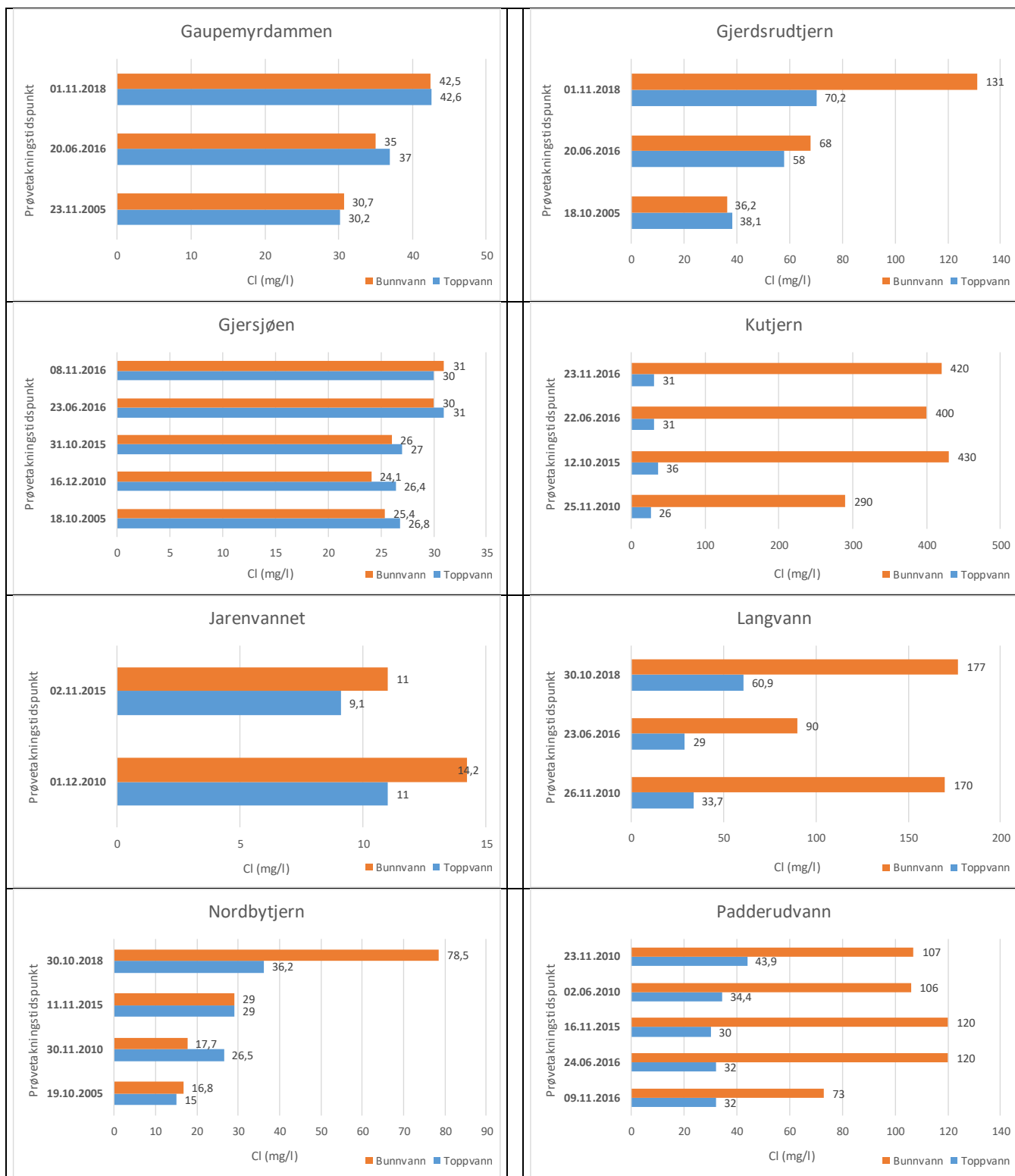


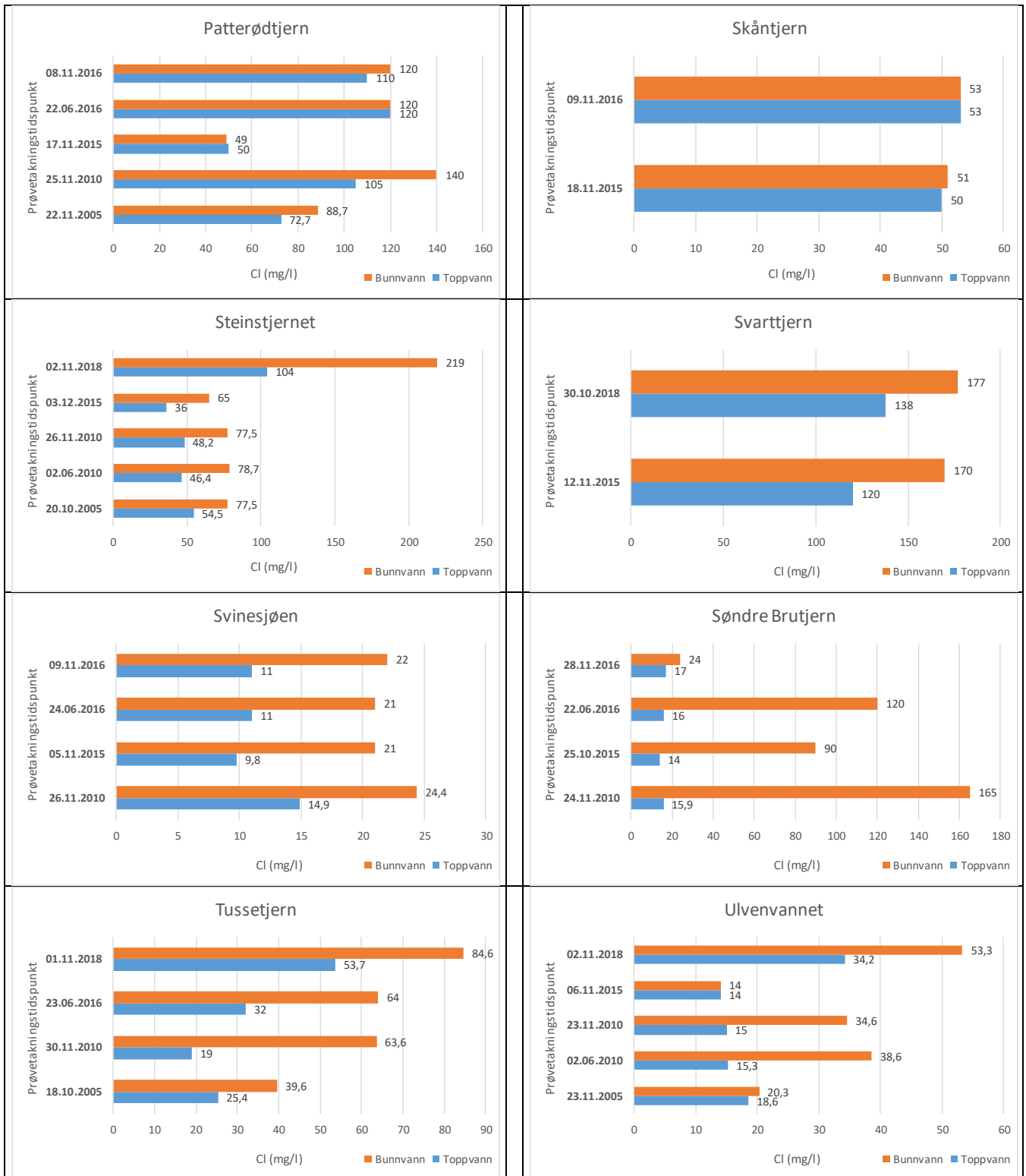


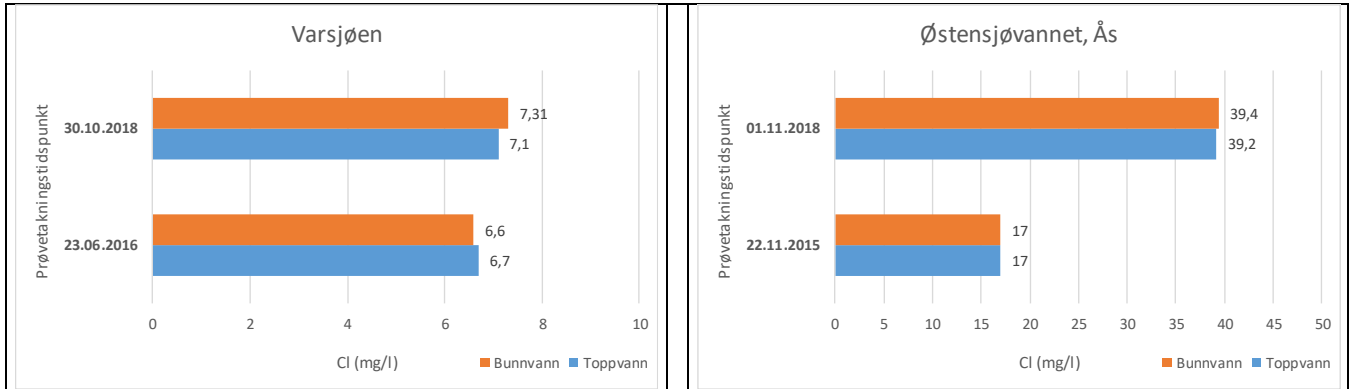




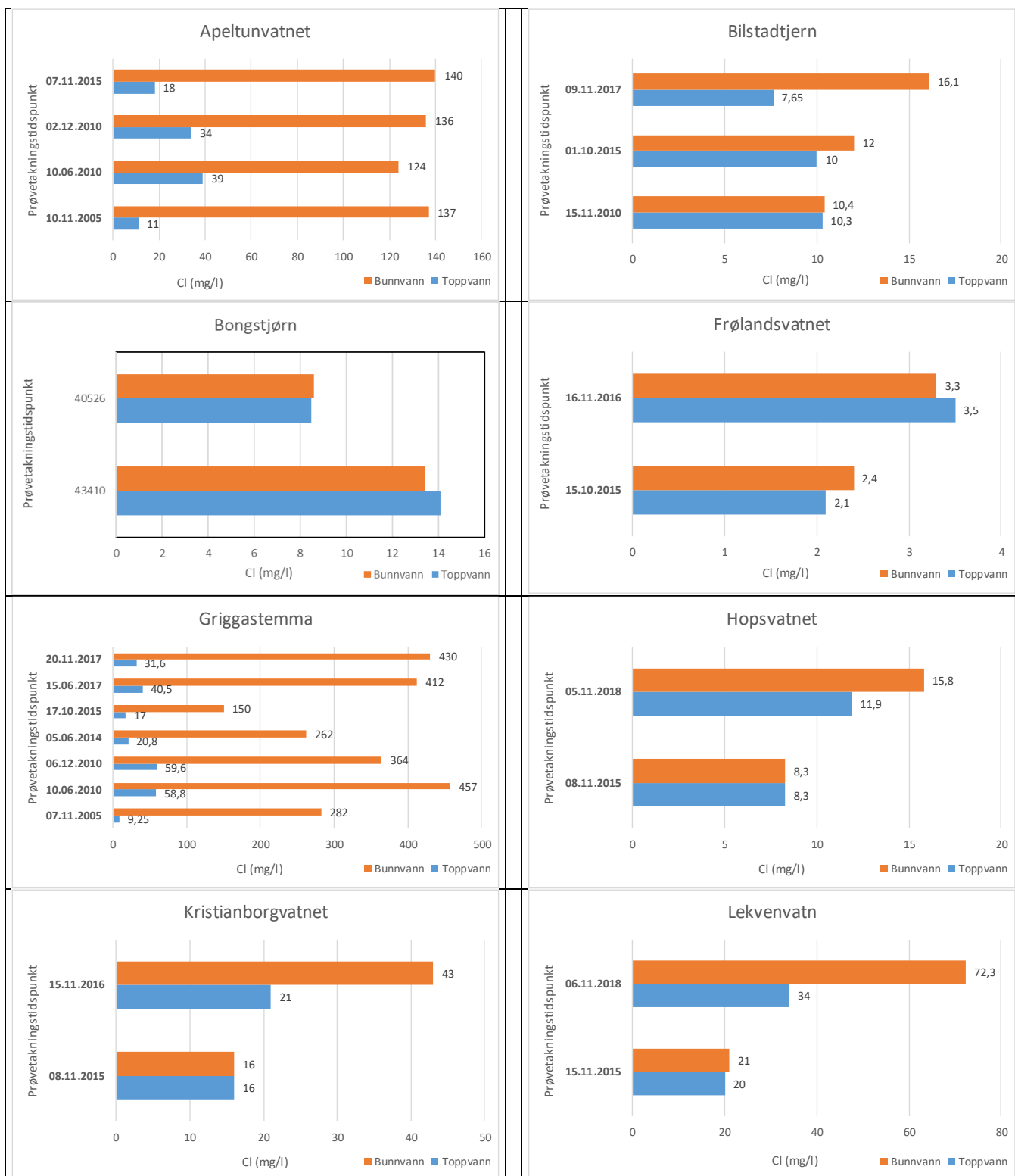
## Region Øst

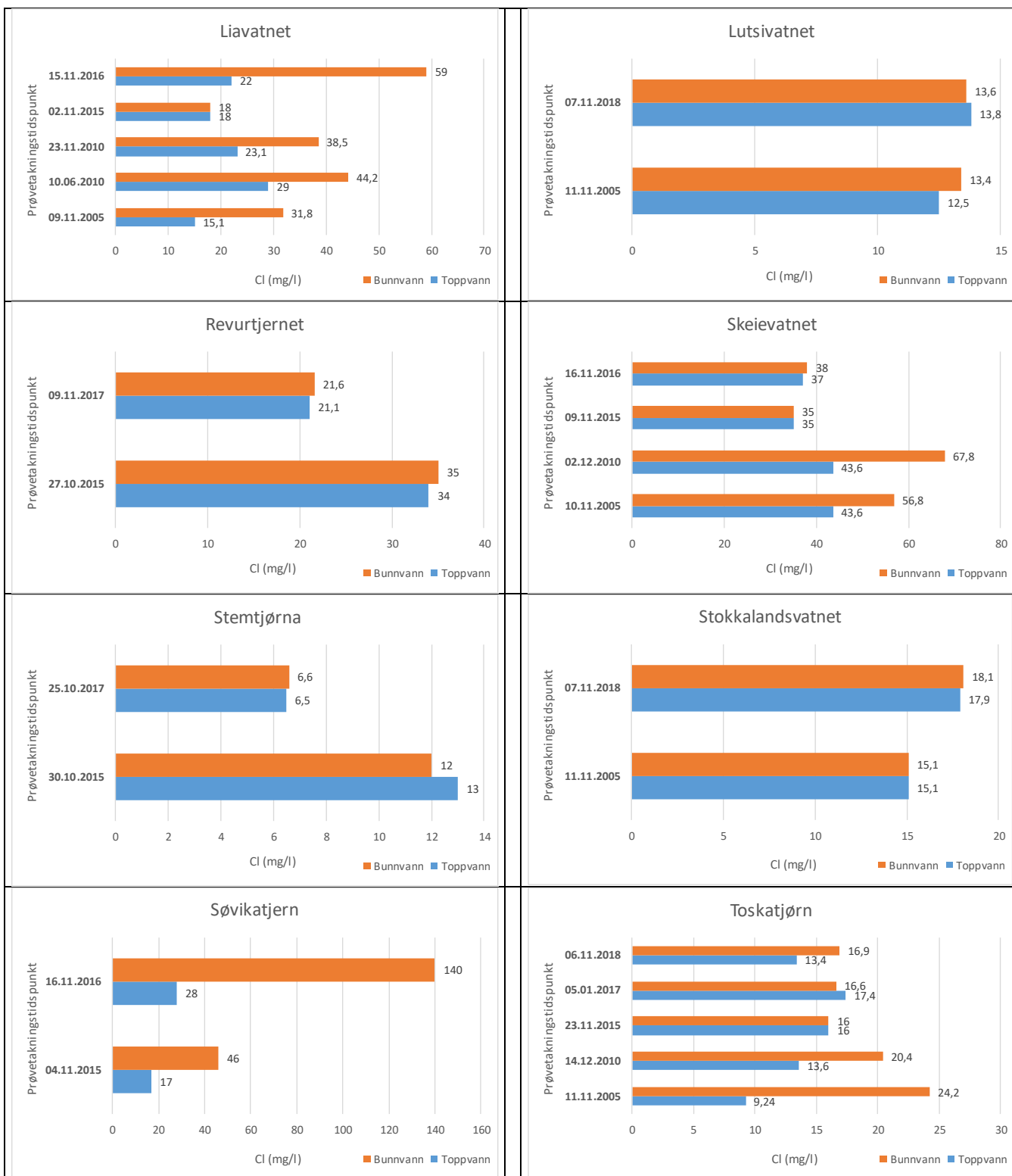


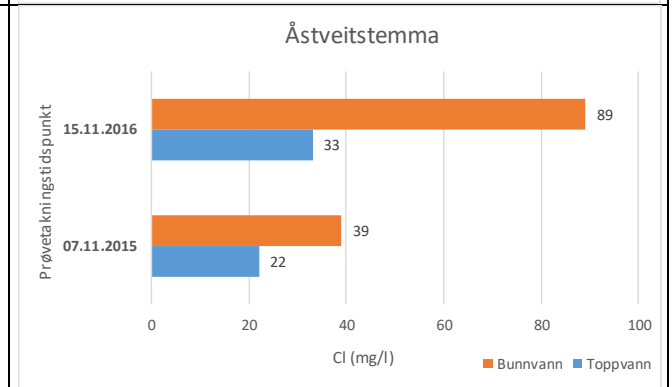
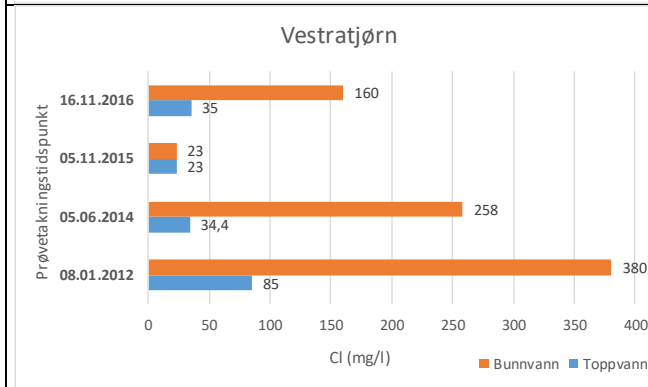
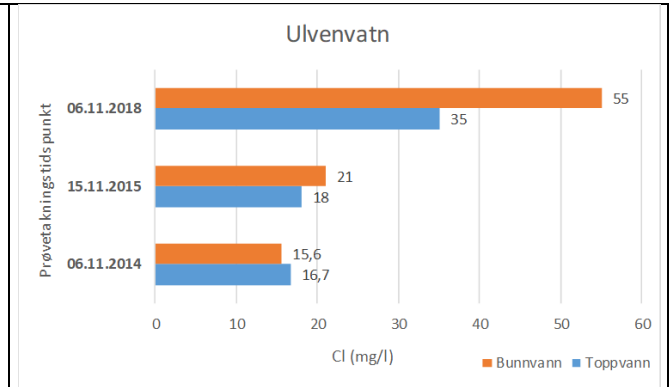
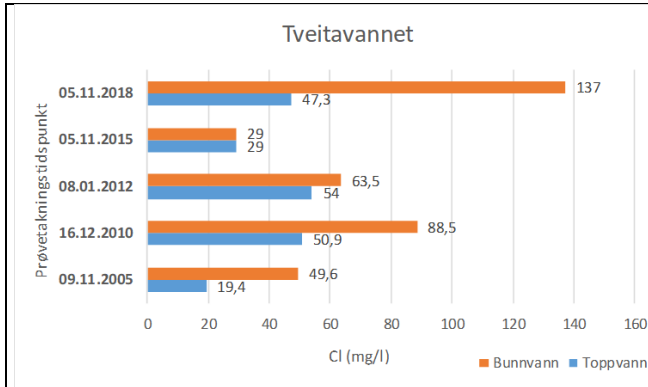




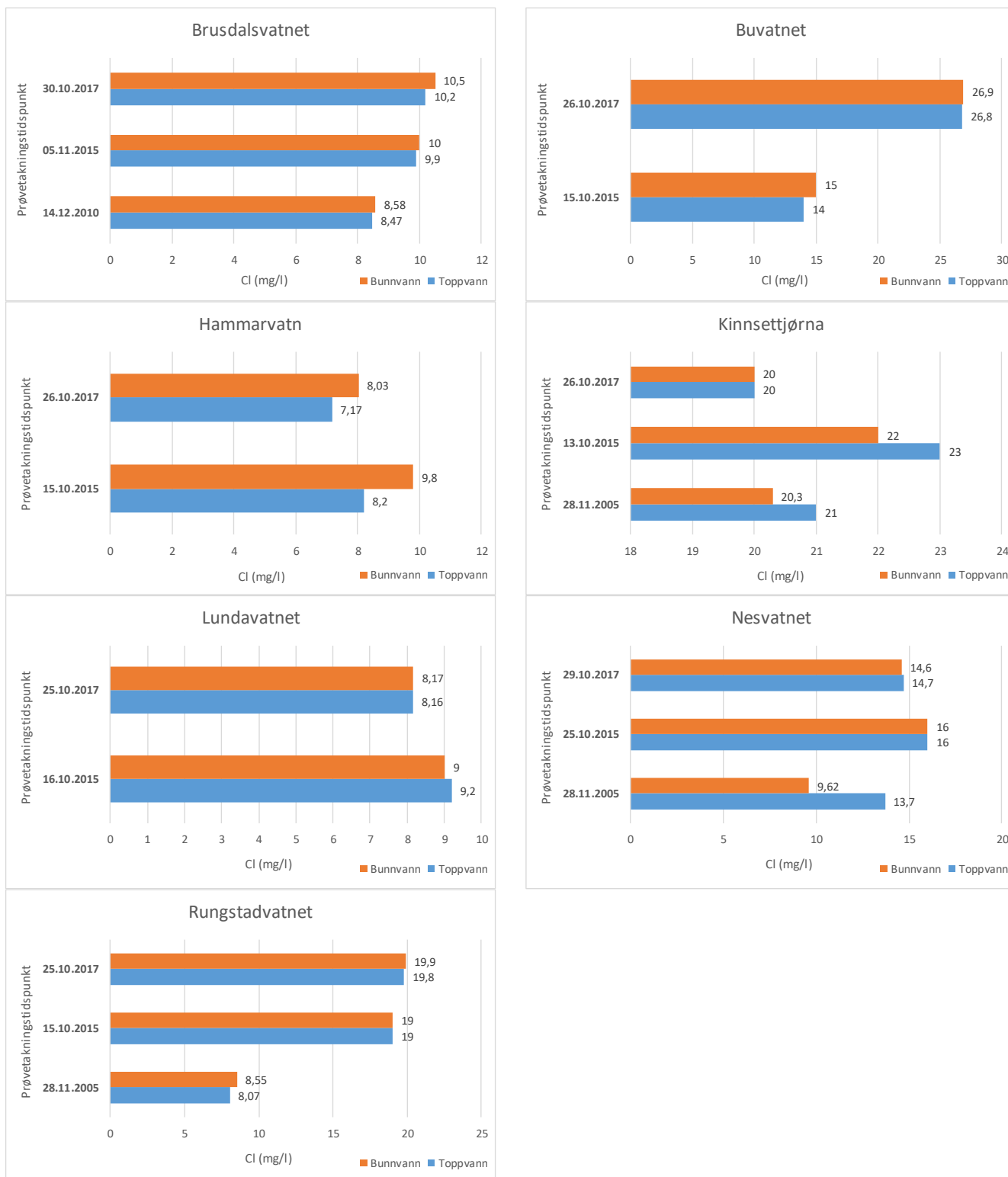
## Region Vest







## Region Midt





## Vedlegg B – Innsjødata

Navn på innsjø	Region	Fylke	Kommune	UTM 32		Vann-lokalitet ID	Vann-forekomst ID	Dyp m	Avstand til sjø km	HOH m	Areal innsjø (km <sup>2</sup> ) km <sup>2</sup>
				N	Ø						
Aklandstjøenna	Sør	Aust-Agder	Risør	6 509 401	501 982	018-43325	019-9375-L	25	1,1	40	0,24
Apeltunvatnet	Vest	Hordaland	Bergen	6 690 147	297 390	056-17238	056-26851-L	27	1,2	32	0,11
Bakkevåtn øst	Sør	Telemark	Bamble	6 535 215	525 012	017-56398	017-7904-L	18	2,0	37	0,58
Bilstad tjern	Vest	Rogaland	Lund	6 491 357	344 668	027-6125	027-20968-L	11	21,0	184	0,02
Bongsattjøm	Vest	Rogaland	Tysvær	6 592 405	297 885			6	3,0	25	0,05
Brusdalsvannet	Midt	Møre og Romsdal	Alesund	6 929 785	369 430	101-56382	101-1982-L	90	2,1	26	7,47
Buvatnet	Midt	Trøndelag	Rennebu	6 968 713	551 938	122-25711	122-33900-L	5	55,4	419	0,28
Damtjern	Sør	Buskerud	Lier	6 630 145	572 040	011-3816	011-5559-L	10	5,5	194	0,14
Elgsjøen	Sør	Telemark	Notodden	6 605 551	520 409	016-80360	016-6264-L	34	49,4	264	0,61
Frølandsvatnet	Vest	Hordaland	Tysse	6 698 223	323 214	055-17854	055-26719-L	15	1,5	28	0,36
Gaupemyrdammen	Øst	Akershus	Nesodden	6 624 279	589 243	005-49311	u	4	0,2	61	0,03
Gjærdsrudtjern	Øst	Oslo	Oslo	6 634 265	603 309	006-43307	u	3	3,9	109	0,03
Gjørsjøen	Øst	Akershus	Ås	6 626 051	599 870	005-27842	005-297-L	64	2,3	40	2,76
Gravtjønn	Sør	Telemark	Notodden	6 635 839	496 575	016-56399	016-203093-L	15	79,4	203	0,02
Griggastemma	Vest	Hordaland	Bergen	6 707 439	297 654	056-29886	056-26605-L	7	0,8	61	0,04
Hammervatnet	Midt	Trøndelag	Levanger	7 055 500	599 700	125-28840	125-912-L	65	0,3	25	5,90
Hanevatn	Sør	Vest-Agder	Mandal	6 439 808	419 059	022-56407	022-158598-L	15	4,2	58	0,03
Hillestadvannet	Sør	Vestfold	Holmestrand, Hof	6 597 864	565 914	012-27767	012-544-L	3	5,7	37	1,58
Hopsvannet	Vest	Hordaland	Bergen	6 693 750	298 252	u	056-144315-L	14	0,3	11	0,02
Jostadvannet	Sør	Aust-Agder	Tvedestrand	6 493 542	491 287	018-41666	018-10202-L	22	6,0	58	0,63
Kinnsettjøerna	Midt	Trøndelag	Malvik	7 033 718	587 286	123-56397	123-37326-L	14	1,3	164	0,04
Kristianborgvatnet	Vest	Hordaland	Bergen	6 696 347	298 135	056-29774	056-26750-L	5	0,7	12	0,03
Krågevann	Sør	Aust-Agder	Lillesand	6 450 864	454 326	020-32213	u	12	1,8	39	0,06
Kutjern	Øst	Østfold	Marker	6 597 095	655 607	314-56414	u	8	52,9	222	0,01
Langevann	Øst	Akershus	Lørenskog	6 646 088	609 363	002-43322	002-3520-R	11	12,0	154	0,15
Lekvenvatnet	Vest	Hordaland	Os	6 675 093	302 535	055-63640	u	13	0,6	37	0,01
Liavatnet	Vest	Hordaland	Bergen	6 709 672	298 848	056-43268	056-26706-L	15	1,4	31	0,15
Longumvannet	Sør	Aust-Agder	Arendal	6 482 917	485 666	019-27747	019-10538-L	34	2,2	34	1,10
Lundavatnet	Midt	Trøndelag	Steinkjer	7 108 749	619 543	128-46713	128-41651-L	6	3,6	63	0,28
Lutsivatn	Vest	Rogaland	Sandnes	6 530 398	318 203			39	2,7	25	3,05
Molandsvann	Sør	Aust-Agder	Arendal	6 490 821	489 236	018-28630	018-1265-L	16	4,4	27	1,40
Nesvatnet	Midt	Trøndelag	Levanger	7 059 553	603 216	125-80364	125-37128-L	10	5,1	61	0,70
Nordbytjern	Øst	Akershus	Ullensaker	6 670 847	620 149	002-28956	022-4228-L	23	37,7	185	0,26
Padderudvann	Øst	Akershus	Asker	6 632 421	576 171	009-42400	09-5521-L	19	6,4	188	0,17
Patterødtjern	Øst	Østfold	Moss	6 591 122	596 489	003-43283	u	4	1,8	27	0,04
Revurjtjern	Vest	Rogaland	Hå	6 488 276	314 037	027-63653		7	0,5	14	0,01
Rungstadvatnet	Midt	Trøndelag	Steinkjer	7 105 735	621 757	128-46715	128-41745-L	9	4,0	61	0,21
Skeievatnet	Vest	Hordaland	Bergen	6 689 160	295 909	056-29829	056-26868-L	9	1,4	21	0,09
Skåntjern	Øst	Akershus	Ullensaker	6 671 094	618 816	002-49209	u	5	37,7	200	0,04
Steinstjern	Øst	Akershus	Bærum	6 645 358	585 629	008-53432	u	10	5,0	201	0,02
Stemtjøerna	Vest	Rogaland	Forsand	6 538 308	333 495	031-63659	031-132455-L	6	1,0	166	0,02
Stokkalandsvatnet	Vest	Rogaland	Sandnes	6 524 612	311 194			14	3,0	22	0,45
Stokkevann	Sør	Telemark	Bamble	6 543 858	539 270	017-56403	017-1256-L	22	0,9	21	0,66
Studevann N	Sør	Aust-Agder	Lillesand	6 451 504	452 039	020-56361	020-11410-L	27	3,3	30	0,21
Svarttjern	Øst	Akershus	Ullensaker	6 670 853	619 689	002-49210	u	23	37,7	185	0,02
Svinesjøen	Øst	Akershus	Asker	6 632 123	576 955	009-39418	009-2478-L	34	5,7	181	0,10
Søndbøvatn	Sør	Telemark	Kragerø	6 526 643	511 814	017-56402	017-193-R	11	5,4	108	0,04
Søndre Brutjern	Øst	Østfold	Marker	6 597 052	654 265	001-8315	u	11	50,0	169	0,11
Søviktjern	Vest	Hordaland	Bergen	6 691 741	295 155	056-63643	u	7	0,1	19	0,02
Tanvatnet	Sør	Vest-Agder	Lindesnes	6 437 493	395 453	023-31998	023-1231-L	54	1,6	31	2,16
Toskatjøerna	Vest	Rogaland	Haugesund	6 591 531	292 782	039-56392	039-22711-1-L	16	1,0	63	0,05
Tussetjern	Øst	Akershus	Ski, Oppgeård	6 626 441	602 704	005-62293	005-5611-L	17	5,4	92	0,10
Tveitevannet	Vest	Hordaland	Bergen	6 696 435	298 878	056-43315	056-26747-L	18	1,3	46	0,15
Ulvenvannet	Øst	Akershus	Asker, Lier	6 631 340	575 996	009-37939	009-2478-L	22	6,9	181	0,42
Ulvenvatnet	Vest	Hordaland	Os	6 678 269	302 597	055-28146	055-26962-L	21	0,9	43	0,69
Varsjøen	Øst	Akershus	Fet	6 647 194	625 828	002-46607	002-3101-L	15	27,7	192	0,54
Vassbotnfjorden/Hallevannet	Sør	Vestfold	Larvik	6 547 706	552 682	015-38227	015-4331-L	32	4,3	48	0,39
Vestratjøm	Vest	Hordaland	Bergen	6 688 573	292 402	056-63644	056-90-R	4	1,4	30	0,01
Vollevannet	Sør	Vest-Agder	Kristiansand	6 447 797	443 005	021-80365	021-11492-L	27	0,4	28	0,16
Østensjøvannet Ås	Øst	Akershus	Ås	6 618 194	602 995	005-29662	005-5681-L	7	11,2	89	0,32
Øvre Jerpeltjern	Sør	Telemark	Notodden	6 607 695	523 696	015-56404	015-6247-L	14	46,0	457	0,12
Åstveitstemma	Vest	Hordaland	Bergen	6 707 504	296 666	056-29825	056-26606-L	11	0,1	29	0,05

Navn på innsjø	Region	Årlig middelevannføring i nedbørsfeltet	Areal nedbørsfelt	Norsk innsjøtype	Vindutsatt	Under/over marin grense	Volum innsjø	Årsavrenning nedbørsfelt	Oppholdstid
		l/s*km <sup>2</sup> /år	km <sup>2</sup>	Kategori (Rap. 02:2018)	1=lite, 2=moderat, 3=sterkt	1=under MG, 2=over MG	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> /år	År
Aklandstjøenna	Sør	19,5	16,1	L106	1	1	2 962 500	9 900 727	0,2992
Apeltunvatnet	Vest	68,3	5,9	L105b	1	1	1 444 500	12 708 062	0,1137
Bakkevatn øst	Sør	20,8	48,3	L106	2	1	5 261 400	31 682 327	0,1661
Bilistadtjern	Vest	64,7	0,7	L102d	1	2	98 450	1 428 265	0,0689
Bongsatjern	Vest	44,4	0,5	L107	2	1	146 700	700 099	0,2095
Brusdalsvannet	Midt	37,2	27,5	L105b	3	1	336 150 000	32 261 328	10,4196
Buvatnet	Midt	17,1	6,6	L207	3	2	747 300	3 559 153	0,2100
Damtjern	Sør	18	3,4	L110	1	1	690 000	1 930 003	0,3575
Eilgsjøen	Sør	12,5	35,4	L206	2	2	10 387 000	13 954 680	0,7443
Frolandsvatnet	Vest	119,3	233,9	L05a	3	1	2 692 500	879 989 059	0,0031
Gaupemyrdammen	Øst	18	2,9	L108	2	1	47 385	1 646 179	0,0288
Gierdsrudtjern	Øst	17,2	9,7	L110	2	1	40 656	5 261 466	0,0077
Giersjøen	Øst	15,9	82,0	L107	2	1	88 320 000	41 116 637	2,1480
Gravtjønn	Sør	0,40	0,40	L208	1	2	117 750	520 860	0,2261
Grggastemma	Vest	74,9	1,3	L106	1	1	124 600	3 070 660	0,0406
Hammervatnet	Midt	27,4	196,7	L106	3	1	191 717 500	169 965 795	1,1280
Hånevatn	Sør	28,2	5,3	L106	1	1	219 000	4 713 371	0,0465
Hillestadvannet	Sør	19,7	123,1	L108	3	1	1 975 000	76 477 008	0,0258
Hopsvannet	Vest	80,2	44,2	L105a	1	1	165 200	111 790 074	0,0015
Jostadvannet	Sør	22,6	9,4	L105b	2	1	6 914 600	6 699 508	1,0321
Kinnsetjtjøna	Midt	15,6	0,2	L104	2	1	299 341	98 392	3,0423
Kristianborgvatnet	Vest	74,7	9,9	L109	2	1	80 500	23 321 818	0,0035
Krågevann	Sør	26,8	6,0	L110	2	1	360 000	5 070 989	0,0710
Kutjern	Øst	13,3	2,7	L206	1	2	59 352	1 132 458	0,0524
Langevann	Øst	20,8	38,0	L108	1	1	825 000	24 926 054	0,0331
Lekvenvatnet	Vest	62,4	0,1	L108	1	1	78 650	196 785	0,3997
Liavatnet	Vest	67,6	2,3	L108	3	1	1 117 500	4 903 217	0,2279
Longumvannet	Sør	22,8	15,3	L107	2	1	18 700 000	11 001 018	1,6998
Lundavatnet	Midt	27,2	6,0	L108	2	1	858 700	5 146 675	0,1668
Lutsivatn	Vest	44,1	81,4	L107	3	1	59 475 000	113 206 041	0,5254
Molandsvann	Sør	20,1	7,0	L105b	2	1	11 200 000	4 437 115	2,5242
Nesvatnet	Midt	19	9,6	L110	2	1	3 475 000	5 752 166	0,6041
Nordbytjern	Øst	23,8	12,4	L108	2	1	3 013 000	9 306 904	0,3237
Padderudvann	Øst	18	2,9	L109	1	1	1 615 000	1 646 179	0,9811
Patterdtjønn	Øst		0,5868	L108	2	1	75 800	289 410	0,2619
Revtjtjern	Vest		0,4	L105a	3	1	26 604	506 464	0,0525
Rungstadvatnet	Midt	28,2	4,0	L108	1	1	903 000	3 557 261	0,2538
Skeivatnet	Vest	61,4	1,8	L106	2	1	386 100	3 485 359	0,1108
Skåntjern	Øst		0,8	L110	2	1	104 278	621 029	0,1679
Steinstjønn	Øst	18,6	0,3	L109	1	1	94 125	175 971	0,5349
Stemtjøna	Vest	46,8	0,3	L103d	2	2	58 526	442 765	0,1322
Stokkalandsvatnet	Vest	36,8	20,2	L107	2	1	3 157 000	23 442 601	0,1347
Stokkevann	Sør	16,3	3,4	L107	2	1	7 249 000	1 747 725	4,1477
Studevann N	Sør	27,4	9,9	L106	1	1	2 862 000	8 554 455	0,3346
Svarttjern	Øst	23,8	0,3423	L109	1	1	274 252	253 069	1,0837
Svinesjøen	Øst	17,5	1,6	L109	1	1	1 734 000	883 008	1,9637
Søndbøvatn	Sør	23,2	8,4	L106	1	2	232 400	6 145 736	0,0378
Søndre Brutjern	Øst		0,7	L106	2	1	581 350	268 957	2,1615
Søvikatjern	Vest	59,4	0,8	L106	1	1	80 767	1 498 591	0,0539
Tarvatnet	Sør	35,9	26,3	L105b	3	1	58 320 000	29 775 345	1,9587
Toskatjøna	Vest	48,4	1,3	L106	2	2	411 920	1 984 245	0,2076
Tussetjern	Øst	16,9	19,9	L108	1	1	850 000	10 605 872	0,0801
Tveitevannet	Vest	47,1	3,0	L102d	2	1	1 305 000	4 466 880	0,2922
Ulvenvannet	Øst	19,2	21,7	L109	2	1	4 653 000	13 139 159	0,3541
Ulvenvatnet	Vest	65,1	5,5	L102d	2	1	7 192 500	11 291 465	0,6370
Varsjøen	Øst	18,5	5,0	L106	2	1	4 035 000	2 917 080	1,3832
Vassbotnfjorden/Hallevannet	Sør	16,7	43,4	L106	1	1	6 240 000	22 856 662	0,2730
Vestrattjern	Vest	59,5	0,8	L108	1	1	20 000	1 501 114	0,0133
Vollenvannet	Sør		0,8	L106	2	1	2 160 000	709 876	3,0428
Østensjøvannet Ås	Øst	17,1	13,1	L108	3	1	1 134 000	7 064 379	0,1605
Øvre Jerpertjern	Sør	24,9	2,1	L206	2	2	812 000	1 649 017	0,4924
Åstveitstemma	Vest	66,7	0,4	L105a	1	1	261 371	841 380	0,3106

Navn på innsjø	Region	Saltforbruk på alle veier i nedbørsfeltet unntatt kommunale veier (Gj.snitt 2015-2018)	Lengde alle veier i nedbørsfeltet som saltes, unntatt kommunale veier	Sum ÅDT for veier i nedbørsfeltet som saltes, unntatt kommunale veier	Primærvei	Lengde primærvei	Saltforbruk på primærvei (Gj.snitt 2015-2018)
		kg salt i nedbørsfelt pr. sessong	Meter vei i nedbørsfeltet	ÅDT	Navn	Meter vei nedbørsfelt	kg salt i nedbørsfelt pr. sessong
Aklandstjøenna	Sør	302 831	17 048	5 896	EV18	8 644	265 332
Apellunvatnet	Vest	152 495	6 674	59 542	FV181	2 254	55 799
Bakkevåtn øst	Sør	137 858	15 640	10 050	EV18	6 441	128 724
Bilstadtjern	Vest	11 491	845	6 100	EV39	531	10 899
Bongsatjøen	Vest	4 064	1 100	3 900	EV134	1 100	4 064
Brusdalsvannet	Midt	76 173	18 749	12 010	EV39	11 114	75 773
Buvatnet	Midt	49 910	2 297	5 000	EV6	2 297	49 910
Damtjern	Sør	247 285	6 586	29 369	EV18	3 468	134 783
Elgsjøen	Sør	266 692	5 673	5 300	EV134	5 673	266 692
Frølandsvatnet	Vest	254 171	32 031	6 050	FV7	14 179	250 175
Gaupemyrdammen	Øst	2 812	328	1 655	FV157	328	2 812
Gjerdsrudtjern	Øst	95 719	6 299	19 988	EV6	6 299	95 719
Gjersjøen	Øst	965 163	121 767	123 965	EV6	30 168	335 313
Gravtjønn	Sør	3 066	127	1 300	FV37	127	3 066
Griggastemma	Vest	212 664	3 506	35 100	EV39	2 155	141 677
Hammervatnet	Midt	170 100	37 618	8 525	EV6	12 036	141 748
Hanevatn	Sør	43 539	3 513	10 400	EV39	1 456	33 361
Hillestadvannet	Sør	774 617	62 495	27 045	EV18	28 263	425 889
Hopsvannet	Vest	1 074 305	53 821	100 369	FV580	7 595	263 893
Jostadvannet	Sør	46 272	3 519	13 550	EV18	3 519	46 272
Kinnsettjøna	Midt	11 778	673	10 240	EV6	673	11 778
Kristianborgvatnet	Vest	743 577	23 819	72 490	FV585	6 458	255 331
Krågevann	Sør	57 651	3 017	3 017	FV420	3 017	26 393
Kutjern	Øst	11 835	484	567	EV18	312	11 434
Langevann	Øst	404 463	13 633	70 073	EV6	4 234	180 397
Lekenvatnet	Vest	7 718	241	8 100	EV39	241	7 718
Liavatnet	Vest	99 253	6 259	13 232	FV191	1 649	15 526
Longumvannet	Sør	181 359	18 596	33 072	EV18	7 047	154 897
Lundavatnet	Midt	3 475	761	4 350	FV17	761	3 475
Lutsivatn	Vest	421 704	38 776	24 117	FV315	14 771	121 361
Molandsvann	Sør	221 577	18 209	14 233	EV18	9 963	211 111
Nesvatnet	Midt	77 949	6 152		EV6	6 152	60 659
Nordbytjern	Øst	353 351	25 350	69 247	EV6	4 563	98 997
Padderudvann	Øst	235 915	7 894	48 745	EV18	6 166	230 794
Patterødtjern	Øst	71 911	3 472	30 780	EV6	3 198	55 969
Revurtjern	Vest	1 145	133	2 900	FV44	133	1 145
Rungstadvatnet	Midt	33 212	1 853	7 870	EV6	1 853	33 212
Skælevatnet	Vest	50 009	2 659	28 917	FV172	1 716	24 626
Skåntjern	Øst	141 630	17 708	35 947	EV16	7 470	88 418
Steintjern	Øst	17 146	364	8 516	FV168	364	17 146
Stemtjøna	Vest	8 153			RV13	640,0	8 153
Stokkalandsvatnet	Vest	217 296	16 816	30 246	EV39	7 763	132 996
Stokkevann	Sør	62 090	1 591	15 233	EV18	1 008	35 550
Studevann N	Sør	42 467	2 769	1 800	FV420	2 769	20 996
Svarttjern	Øst	2 804	2 207	6 014	EV16	1 994	1 172
Svinesjøen	Øst	6 520	5 939	8 848	FV203	2 168	925
Søndbøvatn	Sør	106 358	4 708	8 250	EV18	3 629	102 321
Søndre Brutjern	Øst	16 047	1 668	567	EV18	852	15 593
Søvikatjern	Vest	14 203	1 298	13 700	FV171	964	10 308
Tarvatnet	Sør	119 908	8 141	550	EV39	4 742	111 483
Toskatjøna	Vest	5 686	988	7 768	EV134	988	5 685
Tussetjern	Øst	265 691	44 285	69 003	EV6	20 610	163 809
Tveitevannet	Vest	497 535	20 178	50 157	FV585	5 832	217 870
Ulvenvannet	Øst	579 536	15 178	41 267	EV18	8 667	456 845
Ulvenvatnet	Vest	147 877	8 191	22 310	EV39	4 090	82 614
Varsjøen	Øst	26 433	3 334	6 424	FV170	3 334	26 433
Vassbotnfjorden/Hallevannet	Sør	455 005	22 846	10 877	EV18	11 682	398 190
Vestratjøen	Vest	37 073	2 162	23 630	FV177	1 115	18 253
Vollevannet	Sør	31 350	1 355	14 550	EV18	594	13 219
Østensjøvannet Ås	Øst	171 002	17 908	59 833	FV152	6 208	66 762
Øvre Jerpetjern	Sør	38 481	1 240	5 300	EV134	1 240	38 481
Åstveitstemma	Vest	26 067	661	6 000	FV241	661	26 067

## Vedlegg C - Statistikk

### **Beskrivelse av statistiske begreper:**

#### ***Biased selection***

"Biased selection" betyr at de dataene som analysen er basert på ikke er tilfeldig utvalgt ut ifra en samlet populasjon og at de skiller seg fra den samlede populasjonen. I denne studien ligger alle innsjøene nær en hovedvei og det må forventes at innsjøene har forhøyet saltkonsentrasjon. Dermed er sannsynlighet for kloridgradient større enn for tilfeldig utvalgte innsjøer fra hele Norge.

#### ***Stokastisk variabel***

En stokastisk variabel påvirkes av tilfeldigheter. Variabelens verdi er assosiert med en sannsynlighet avhengig av hendelsen den beskriver. Høyden på en person, antallet av øyne for et terningkast eller levetiden av et batteri er alle stokastiske variabler. Levetiden av et batteri er en kontinuerlig stokastisk variabel, fordi levetiden kan ha en uendelighet av verdier, mens eksempelvis antallet øyne for et terningkast er en diskret stokastisk variabel, der utfallet består av flere begrenset isolerte verdier (mellom 1 og 6).

#### ***Utfallsrom***

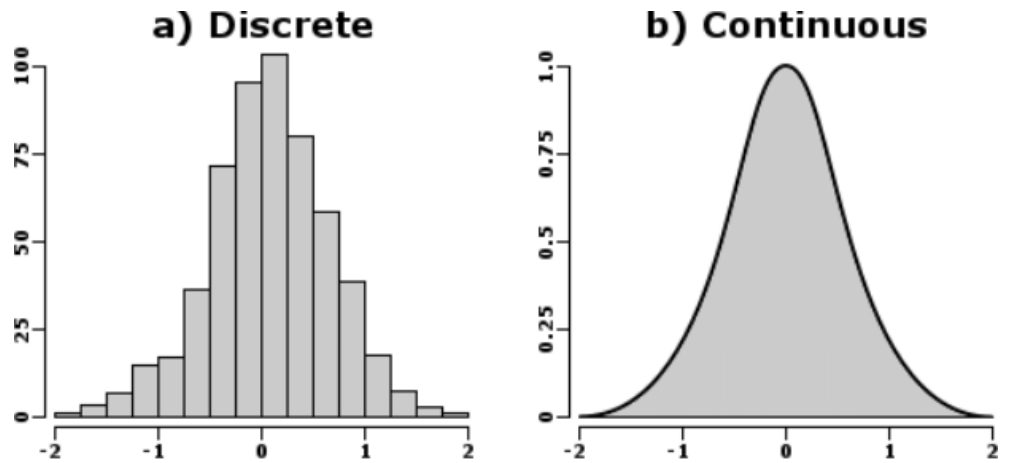
Utfallsrom er alle hendelser/utfall som er mulig i et forsøk, måling eller en observasjon. Eksempelvis kan en terning ha seks utfall (1,2,3,4,5 og 6) som dermed utgjør utfallsrommet.

#### ***Diskret fordeling og kontinuert fordeling***

Det finnes to typer av stokastiske variable; diskrete, som har begrenset isolerte verdier og kontinuerlige som kan ha en uendelighet av verdier i et gitt intervall (se beskrivelse av stokastisk variabel). En fordelingsfunksjon viser sammenhengen mellom den stokastiske variabelens verdi og sannsynligheten for den stokastiske variabel forutsatt en spesifikk verdi. Eksempelvis er sannsynligheten for at et terningkast viser 1 er  $P(X=1) = 1/6$ .

Dersom fordelingsfunksjonen viser sannsynligheten for en kontinuerlig stokastisk variabel vil den gi en kontinuert fordeling. En diskret stokastisk variabel representerer en stokastisk fordelingsfunksjon.

Et eksempel på henholdsvis en diskret fordelingsfunksjon og en kontinuerlig fordelingsfunksjon er vist nedenfor i Figur 40.

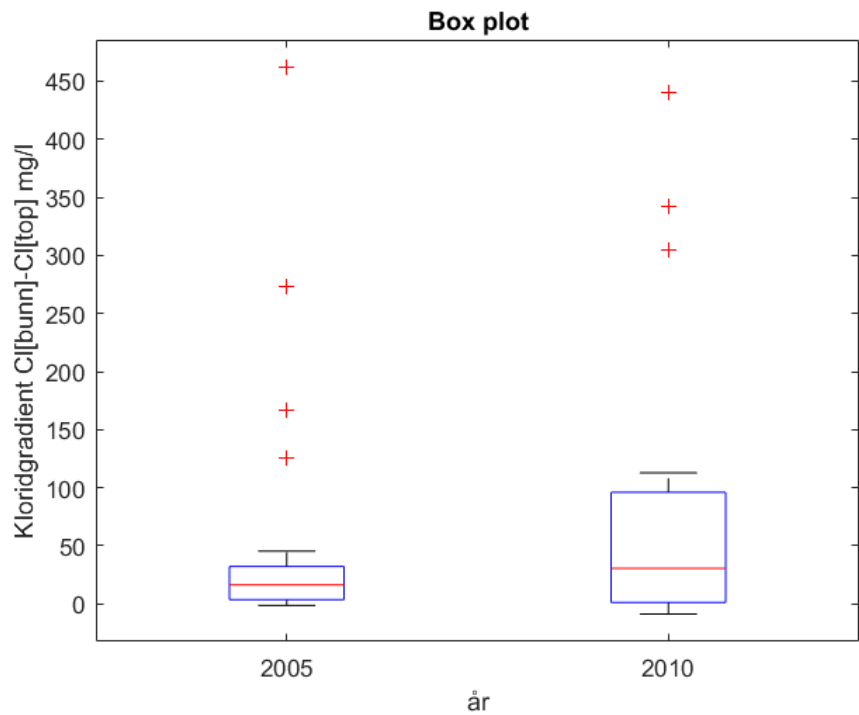


Figur 40. Eksempel på diskret fordelingsfunksjon til venstre og kontinuertlig fordelingsfunksjon til høyre.

**Deskriptiv statistikk**

I deskriptiv statistikk brukes såkalte statistiske deskriptorer, som viser forskjellige egenskaper av en observasjon. Ulike deskriptorer vil kunne være gjennomsnitt, frekvens, median, varians og percentiler.

Deskriptiv statistikk brukes for å få en oversikt over datasettet. Et eksempel på deskriptiv statistikk er et boks-plot (Figur 41) som viser median og kvartiler av et datasett.



Figur 41. Eksempel på deskriptiv statistikk i form av et boks plot.

**Hale (tail)**

En fordelingsfunksjons øvre hale er den mest ekstreme øvre verdi av fordelingen og den nedre hale er fordelingsfunksjonens mest ekstreme nedre verdi. Det er ikke en bestemt definisjon av en hale, men avstanden fra gjennomsnittsverdien og haleverdiene er generelt stor. I et boks-plot som vist i Figur 41 kan de røde markerte verdiene vises som hale-verdiene.

**Percentil**

I statistikk ønsker man å bestemme den verdien som viser spesifikk verdi for at den akkumulerte sannsynlighet inntreffer, gitt som:

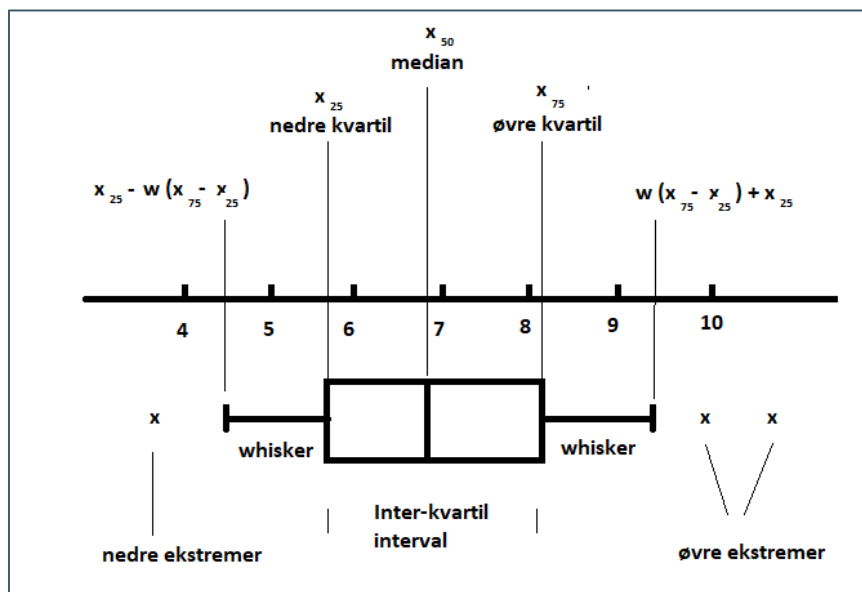
$$P(X \leq x) = p$$

Hvor X er en stokastisk variabel, x er en grenseverdi, og p sannsynligheten for at den stokastiske variable er mindre enn eller lik x. Typisk deler man inn p i percentiler, f.eks. for 10% percentilen tilsvarer  $P(X \leq x) = 0.10$ . Verdiene p=25%, 50% og 75% kalles også for hhv. nedre kvartil, median og øvre kvartil.

**Boksplot, kvartiler, median og whiskers**

Et boks-plot markerer nedre ekstremer, nedre whisker verdi, nedre kvartil, median verdi, øvre kvartil, øvre whisker verdi og øvre ekstremer. De ulike verdiene er vist i Figur 42.

Den nedre kvartil viser den verdien hvor 25 prosent av observasjonene ligger under verdien. Medianen viser verdien hvor 50 prosent av observasjonene ligger under verdien, mens øvre kvartil viser verdien hvor 75 prosent av observasjonene ligger under verdien.



Figur 42. Oversikt over de ulike begrepene som brukes i boks-plot; kvartiler, median, whisker og ekstremer.

Med diskrete fordelinger (se forklaring av diskrete fordelinger ovenfor) vil man ikke nødvendigvis treffe de eksakte prosentverdiene. I disse analysene er dette diskrete fordelinger. Derfor blir nedre kvartil den første diskrete verdi, hvor den akkumulerte sannsynligheten overstiger 25 prosent og den øvre kvartil den første verdi, hvor den akkumulerte sannsynligheten overstiger 75 prosent. Disse verdiene er markert med gult i Tabell 22. Det interkvartile intervallet kan beregnes som:

$$IQ = 32.20 - 3.66 = 28.54 \text{ mg/l}$$

Medianverdien beregnes, hvor sannsynligheten er 50 prosent. I dette tilfelle er det et likt antall observasjoner, og derfor beregnes verdien som vist i Tabell 22 som middelverdien av de to verdiene for observasjon nr. 13 og nr. 14. I dette tilfelle 16.35 mg/l.

Tabell 22. Oversikt over observasjoner av kloridgradientkonsentrasjoner fra 26 innsjøer år 2005. Eksempel på beregning av nedre kvartil, median, øvre kvartil og whisker-verdier i et boks-plot.

Rank	Cbunn- Ctop	Akkumulert sannsynlighet	Verdi
1	-1,40	3,8%	nedre whisker verdi
2	-0,01	7,7%	
3	0,02	11,5%	
4	0,90	15,4%	
5	1,70	19,2%	
6	1,80	23,1%	
7	3,66	26,9%	nedre kvartil
8	9,70	30,8%	
9	11,94	34,6%	
10	13,20	38,5%	
11	14,20	42,3%	
12	14,96	46,2%	
13	16,00	50,0%	
	16,35		median
14	16,70	53,8%	
15	16,80	57,7%	
16	19,40	61,5%	
17	23,00	65,4%	
18	26,00	69,2%	
19	30,20	73,1%	
20	32,20	76,9%	øvre kvartil
21	40,86	80,8%	
22	45,40	84,6%	øvre whisker verdi
23	126,00	88,5%	Outliers
24	166,40	92,3%	Outliers
25	272,75	96,2%	Outliers
26	462,10	100,0%	Outliers

I halen er det lagt inn såkalte "whiskers" med en verdi på  $w=1.5$ . Dette gir følgende øvre og nedre verdier for kontinuerte fordelinger:

$$x_{\text{øvre verdi},w} = w * (x_{75} - x_{25}) + x_{25}$$

$$x_{\text{nedre verdi},w} = x_{25} - w * (x_{75} - x_{25})$$

hvor  $x_{25}$  er 25 percentilverdien,  $x_{75}$  er 75 percentilverdien og  $w$  er whiskerverdien. For diskrete fordelinger, som i dette tilfellet når vi vurderer målinger av kloridgradienter fra innsjøene, skal whisker-verdien være representert i fordelingen.

Eksempel på beregning med tallene fra Tabell 23; Øvre whisker-verdi, hvor  $w=1.5$ , blir  $x_{\text{øvre verdi, whisker}} = 1.5 (x_{75}-x_{25}) + x_{25} = 1.5 (32.20-3.66) + 3.66 = 46.47$  mg/l. Whisker verdien skal være representert i fordelingen og derfor velges den øvre verdi i fordelingen som ligger under, dvs.  $x_{\text{øvre verdi, fordeling, whisker}} \leq x_{\text{øvre verdi, whisker}}$ , (dvs. siste verdien som ikke er en "outlier") i dette tilfelle 45.40 mg/l. For den nedre whisker-verdi velges den verdien som ligger rett over den nedre verdi slik at;  $x_{\text{nedre verdi, fordeling, whisker}} \geq x_{\text{nedre verdi, whisker}}$ . I beregningen fås  $x_{\text{nedre verdi, whisker}} = x_{25}-1.5 (x_{75}-x_{25}) = 3.66 - 1.5 (32.20-3.66) = -39.15$  mg/l. Da den minimums verdi i fordelingen er -1.4 mg/l blir dette valgt verdi.

Fordi fordelingene er basert på forholdsvis begrensede verdier ( $n$  er mellom 13 og 27 observasjoner) kan øvre og nedre verdier endre seg betydelig.

De verdiene som er plassert utenfor det nedre og øvre whisker-intervallet skal ansees som outliers / ekstreme verdier. Disse markeres som pluss-symboler.

### **Median og gjennomsnittsverdi**

Median er den verdien som viser sannsynligheten for at den stokastiske verdien ligger på verdien er 50%. Fra eksempelet i Tabell 22 (kloridgradientkonsentrasjoner fra 26 innsjøer år 2005) er det vist at verdien 16,35 mg/l deler antallet av hendelser med 13 hendelser til hver side, med lik avstand til observasjon nr. 13 og nr. 14.

Gjennomsnittsverdi er summen av alle utfall delt med antall hendelser. Fra eksemplet ovenfor:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i = \frac{1}{26} (-1.4 - 0.01 + 0.02 + 0.9 + \dots + 272.75 + 462.10) = 51,1 \text{ mg/l}$$

Som det fremgår er der stor forskjell på median (16,35 mg/l) og gjennomsnittsverdi (51,1 mg/l).

### **Endogene og eksogene parametere**

Endogene parametere kan forklare en sammenheng mellom andre parametere, dvs. årsakssammenheng (kausaltet). En endogen parameter i dette tilfellet vil for eksempel være saltforbruket. Denne parameter kan påvirkes og den har en sammenheng med kloridgradienten som kan vises i en modell. Eksogene parametere kan ikke påvirkes. Dette er f.eks. innsjøvolum, vindpåvirkning etc. Både endogene og eksogene parametere inngår i den statistiske modellen som bestemmer sannsynligheten for en kloridgradient.



### Hypotese

En hypotese er en teori som beskriver en egenskap som tar utgangspunkt i en eller flere statistiske populasjoner. Eksempelvis kan det settes opp en såkalt null-hypotese for populasjonen,  $H_0$ , med hensikt å bevise hypotesen. Avvises null-hypotesen  $H_0$  er antakelsen at den alternative hypotese  $H_1$ , er den korrekte. Hypotesen  $H_1$  velges derfor såfremt null-hypotesen  $H_0$  kan forkastes. For eksempel kan en hypotese som tar utgangspunkt i en populasjon av fordelingsfunksjoner forklare:

$H_0$  : Gjennomsnittsverdiene mellom de testede fordelingene er like

$H_1$  : Minst en av de testede fordelinger må antas å avvike fra den andre

Basert på p-verdier ønsker vi å bestemme hvor  $H_0$  er sant.

### P-verdi

P-verdien brukes i stor utstrekning i hypotesetest. P-verdien indikerer om det er statistisk signifikans for en hypotese. Vær oppmerksom på at p-verdien ikke med sikkerhet kan påvise om det er en sammenheng som forklarer hypotesen, kun om det er en antagelse.

Tabell 23 gir en oversikt over mulige feil og sannsynligheten for at hypotesetesten viser et korrekt eller et feilaktig resultat.

Tabell 23. Oversikt over mulige feil og sannsynlighet for at hypotesetesten viser et korrekt eller feilaktig resultat.

Beslutning	Den egentlige situasjon	
	$H_0$ er sannheten	$H_1$ er sannheten
<b>Avvis <math>H_0</math> (Aksept <math>H_1</math>)</b>	Type 1 feil Sannsynlighet for test statistikk er $\alpha$	Korrekt beslutning Sannsynlighet for test statistikk er $1 - \beta$
<b>Aksept <math>H_0</math> (Avvis <math>H_1</math>)</b>	Korrekt beslutning Sannsynlighet for test statistikk er $1 - \alpha$	Type 2 feil Sannsynlighet for test statistikk er $\beta$

Utgangspunktet er at testen om Hypotesen  $H_0$  er sann. Sannsynligheten for at teststatistikken avviser  $H_0$ , selv om hypotesen  $H_0$  egentlig er sannheten, er  $\alpha$  der  $\alpha$  er test statistikk for  $P(\text{avvis } H_0 | H_0 \text{ er sann})$ . Denne feilen betegnes som en type 1 feil. Som regel settes grensen for  $\alpha$  til 5 %.

Motsatt kan beslutningen være en aksept av  $H_0$ , selv om  $H_1$  er sannheten. Denne feilen er en Type 2 feil og sannsynligheten for test-statistikken er  $\beta$ .

Vær klar over at vi ikke kan si noe om sannsynligheten for at hypotesen  $H_0$  er korrekt, denne er enten 1 eller 0.

Det vil alltid være en sjanse for at type 1 eller type 2 feil oppstår. P-verdien forteller kun sannsynligheten for å se observasjonene (test statistikken) under forutsetning at  $H_0$  hypotesen er sannheten.

### **ANOVA Welch Test**

ANOVA står for Analysis of Variance og er en klassisk test-metode i statistikk. Hensikten med metoden er å undersøke om middelveien i en serie av fordelinger er like eller forskjellige. Følgende hypoteser undersøkes:

$H_0$  Middelveien i fordelingene er ikke signifikant forskjellige.

$H_1$  Middelveien i fordelingene er signifikant forskjellige.

I denne rapporten måles kloridgradienten i en serie av innsjøer med 5 eller 10 års mellomrom for å fastslå om det er en trend i serien av innsjøenes kloridgradient. Kloridgradienten i en enkelt innsjø kan være tilfeldig, men dersom vi måler på et større antall innsjøer vil det tegne seg et mønster. Som et eksempel vurderes målinger fra 26 innsjøer, hvor kloridkonsentrasjonen er målt i år 2005 og år 2010.

Vi tester p-verdien (se definisjon ovenfor) for  $H_0$ . Dette gjøres med ANOVA test. Det krever at følgende forutsetninger i datasettet skal være oppfylt:

- > Observasjonene er uavhengige
- > Avvikene er normalfordelt
- > Variansen er den samme

Særlig det siste punktet kan føre til problemer, da vi ikke kan være sikre på at variansen er den samme i begge fordelingene. I dette tilfelle avviker variansen i de to seriene. Som et alternativ benyttes derfor ANOVA Welch testen. Denne testen stiller ikke krav til at variansen er den samme.

Teorien bak testen er beskrevet under (Welch B.L., 1951).

Beregningsparameterne i test-statistikken er vist nedenfor og et eksempel er vist for sammenligning mellom årene 2005 og 2010.

Man tester følgende test statistikk  $F(F_w, \nu_1, \nu_2)$ , hvor F er F-testens kumulerende funksjon og parameteren  $F_w$  beregnes ut fra formlene under og  $\nu_1, \nu_2$  er antallet av frihetsgrader som beregnes nedenfor.

$$w_i = \frac{n_i}{s_i^2} ; W = \sum_{i=1}^k w_i$$

$$M = \frac{\sum_{i=1}^k w_i - \mu_i}{W}$$

$$L = \frac{3 \sum_{i=1}^k (1 - \frac{w_i}{W}) / (n_i - 1)}{k^2 - 1}$$

$$F_w = \frac{\sum_{i=1}^k w_i (\mu_i - M)^2 / (k - 1)}{1 + \frac{2}{3} (k - 2) L}$$

$$v_1 = k - 1 \quad ; \quad v_2 = \frac{1}{L}$$

Hvor

k = antall fordelinger

$\mu_i$  = gjennomsnittet av den i'te fordeling

$s_i$  = spredningen av den i'te fordeling

$n_i$  = antallet av observasjoner i den i'te fordeling

Selve den kumulerende F-fordeling uttrykkes som:

$$F(x|v_1, v_2) = \int_0^x \frac{\Gamma(\frac{v_1+v_2}{2})}{\Gamma(\frac{v_1}{2})\Gamma(\frac{v_2}{2})} \left(\frac{v_1}{v_2}\right)^{\frac{v_1}{2}} \frac{t^{\frac{v_1-2}{2}}}{[1+(\frac{v_1}{v_2})t]^{\frac{v_1+v_2}{2}}} dt$$

Denne fordelingen kan beregnes med dataprogrammer. Resultatet viser sannsynligheten for at test-statistikken ligger innenfor intervallet [0;x]. Fra funksjonen F kan p-verdien beregnes som p=1-F.

Eksempel:

Innsjø	n	Kloridkonsentrasjon 2005 [mg/l]	Kloridkonsentrasjon 2010 [mg/l]
Apeltunvatnet	1	126,0	102,0
Bakkevatn øst	2	32,2	44,2
Barselvann N	3	19,4	96,1
Blanktjørn	4	9,7	29,2
Edlandsvatnet	5	0,0	0,1
Gjersjøen	6	-1,4	-2,3
Griggastemma	7	272,8	304,4
Hanevatn	8	26,0	68,7
Harestuvatnet	9	0,0	0,4
Haukelandsvatnet	10	3,7	0,0
Kvernavatnet	11	40,9	342,5
Liavatnet	12	16,7	15,4
Longumvannet	13	16,8	31,9
Nordbytjern	14	1,8	-8,8
Patterødtjern	15	16,0	35,0
Råtjern	16	462,1	440,0
Skeievatnet	17	13,2	24,2
Steinsrudtjernet	18	45,4	112,9
Steinstjernet	19	23,0	29,3
Stovevatnet	20	166,4	111,0
Søndbøvatn	21	11,9	1,2
Toskatjørn	22	15,0	6,8
Tussetjern	23	14,2	44,6
Tveitavannet	24	30,2	37,6

Ulvenvannet	25	1,7	19,6
Vassbotnfjorden/Halleva nnet	26	0,9	0,0

Teststatistikken for målingene i tabellen ovenfor:

$$k = 2$$

$$\mu_1 = 52.5 \text{ mg/l}, s_1 = 103.7 \text{ mg/l}$$

$$\mu_2 = 72.5 \text{ mg/l}, s_2 = 114.3 \text{ mg/l}$$

$$n_1 = n_2 = 26$$

$$W=0.0044068, M=61.5346, L=0.020189$$

$$F_w=0.4392, v_1= 1, v_2=49.53, p=1-F(0.4392, 1, 49.53)=1-0.4894=0.5106$$

$p=0.51 > 0.05$ , så hypotesen  $H_0$  kan ikke avvises.

### **AIC**

AIC- står for Akaike Information Criterion. AIC er et mål på kvaliteten av en statistisk modell. AIC er beskrevet under (Akaike, 1974). AIC tar høyde for hvor mange parametere modellen inneholder. Det er bedre om en modell gir et godt resultat med mange parameter enn med få. Men en modell med mange parametere har den svakhet at det vil være vanskelig å få en god tilpasning om man introduserer nye målinger. Det er derfor alltid en balanse mellom den informasjon en ekstra parameter gir kontra den svakhet og simplifisering som mistes. Jo lavere AIC-verdier modellen har, jo bedre er resultatet. I denne rapporten velges modellen basert på modellens AIC-verdier.

AIC verdien er beregnet som:

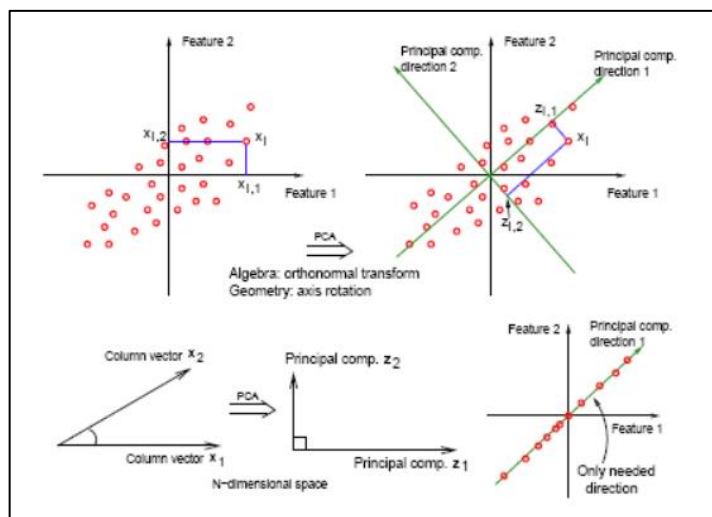
$$AIC = 2K - 2\log(\mathcal{L}(\hat{\theta}|y))$$

Hvor K er antall parametere i modellen og  $\mathcal{L}$  er log-likelihood,  $\hat{\theta}$  er estimatoren (som gir maksimumsverdien av modellen estimert under forutsetning av y) og y er de observerte verdier.

Beregning av AIC ligger i dag som en standard funksjon i de fleste statistiske programmer.

### **PCA – Prinsipal komponent analyse**

En prinsipal komponentanalyse benyttes for å redusere antall parametere uten å miste for mye informasjon i analysen.

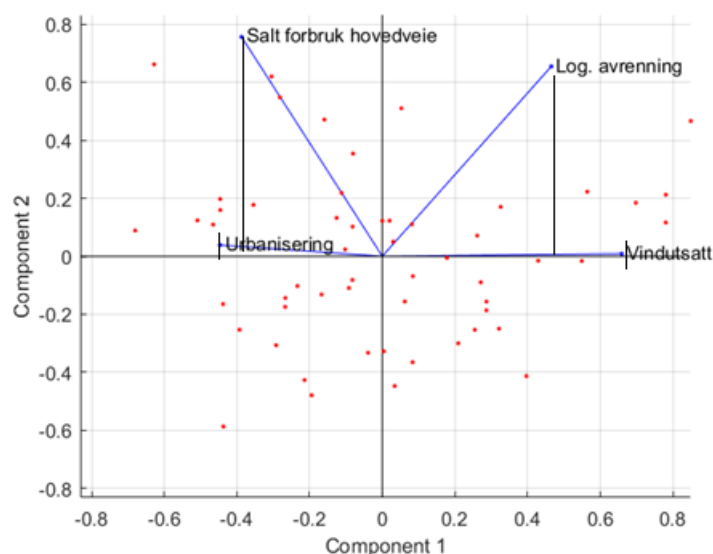


Figur 43. Eksempel av PCA (kilde: <https://www.youtube.com/watch?v=RcEbyFkIEJs>)

I øverste venstre hjørne av Figur 43 er det vist et eksempel på målinger i to dimensjoner. Den største variasjonen kan ses langs den ene grønne aksene som vist på venstre side av figuren (den grønne linjen med teksten "Principal Comp. Direction 1"). Den minste variasjonen kan ses langs den andre grønne aksene ("Principal comp. direction 2") som vist på høyre side. Om de grønne aksene nå utgjør et nytt koordinatsystem, så vil et punkt  $x_1$ , som i det opprinnelige systemet hadde koordinatene  $(x_{1,1}, x_{1,2})$  bli konvertert til nye koordinater  $(z_{1,1}, z_{1,2})$  i det nye systemet. Når vi har konvertert, kan man se at variasjonen i verdiene er langt større langs aksene med teksten "Principal Comp. Direction 1" enn den andre aksene "Principal comp. direction 2". Fordi variasjonen langs den andre aksene er svært liten, kan denne dimensjonen helt utelates og man kan redusere problemet og kun se på variasjonen langs "Principal comp. direction 1" alene. I PCA er de prinsipale komponenter en sortering av variasjonen. Den største variasjon vil være i den første komponenten, en mindre variasjon for den andre komponenten og så videre med tredje, fjerde,... komponenter. Hver komponent er dannet på bakgrunn av de parametre man vurderer. Derfor er en komponent ikke en parameter, men en kombinasjon av parametre. Hvor mye variasjon de enkelte prinsipale komponenter har kan analyseres. Eksempelvis er dette vist i Figur 32, hvor man kan se at den første prinsipale komponenten utgjør ca. 41 % av all variasjon.

Det er totalt 24 parametre som er brukt i PCA-analysen. Noen av parametrene kan utelukkes, fordi disse ikke har innflytelse på innsjøenes etablering av kloridgradient. For å simplificere modellen er det derfor mulig å analysere på de prinsipale komponenter i stedet for den enkelte parameter. Det har vist seg som en effektiv metode. En oversikt over de prinsipale komponentene er vist i Figur 31 og Figur 32.

Figur 44 illustrerer de projiserende parametre ned på første prinsipale komponent.



Figur 44 Projisering av urbanisering, saltforbruk hovedveie (primær vei), logaritmen av avrenning og vindutsatthet på første prinsipale komponent.

Nedenfor er vist hvorledes prinsipale komponenter kan utledes og beregnes.

### Overgang fra målinger til prinsipale komponenter

Metoden for å beregne de prinsipale komponentene er som følgende:

- [1] Måledata normaliseres, slik at gjennomsnittsverdien av målingene er 0 og spredningen er 1, dvs.  $x_{norm,i} = \frac{(x_i - \hat{\mu})}{\hat{\sigma}}$
- [2] Kovariansmatrisen  $C_{i,j}$  bestemmes.
- [3] Egenverdiene av kovariansmatrisen beregnes
- [4] For hver av egenverdiene bestemmes egenvektorene
- [5] Det etableres en "feature-vektor" som er  $featv = (egv_1 \ egv_2 \ \dots \ egv_n)$
- [6] Det endelige datasett av prinsipale komponenter blir bestemt som:

$$PC = \text{Featurevector}^T \cdot x_{norm}$$

Som eksempel tas utgangspunkt i den optimale modellen som beskrevet ovenfor, bestående av beregninger for saltforbruk primære veier, vind, logaritmen til volumen og urbanisering (i alt 4 parametere).

Forbruket av salt på de primære veier er gitt som:

$x_1 = (17.8, 22.8, 8.8, 13.6, 3.7, 4.1, 21.7, 37.5, 47.0, 7.9, 8.6, 15.2, 7.9, 24.1, 60.7, 4.5, 12.4, 20.0, 13.1, 17.5, 31.2, 19.1, 24.5, 9.3, 4.6, 10.9, 12.2, 12.7, 11.8, 26.8, 20.7, 8.6, 17.9, 18.8, 8.0, 47.1, 12.9, 39.0, 15.3, 1.3, 1.1, 22.6, 9.6, 10.9, 14.7, 6.0, 38.2, 7.9, 19.9, 17.1, 23.1, 31.0, 39.4)$

Middelverdi = 21.18, spredning=13.82. Saltforbruket normaliseres

$x_{1,norm} = (0.69, 0.26, -0.09, -0.05, -1.27, -1.04, 0.04, 1.28, 1.87, -0.26, -0.91, -0.43, -0.73, 0.22, 3.22, -0.68, 0.13, -0.44, 0.98, -0.58, -0.27, 1.33, -0.90, 1.12, 0.06, -1.20, -0.94, 0.00, -0.82, 0.04, 1.18, -0.27, -0.91, -0.24, -0.49, -0.68, 1.88, -0.61, -0.29, 1.02, -0.98, -1.49, -1.50, 0.51, -0.21, -0.76, 0.17, -0.96, 2.28, -0.96, 0.93, -0.35, 0.08, 0.71, 1.32)$

Middelverdi = 0, spredning = 1

Denne prosedyren gjentas for hver av de øvrige parameterne (vind, log. av tilrenningen (avrenning) og urbaniseringsgraden).

Kovariansmatrisen mellom saltforbruk, vind, logaritmen til volum av innsjøen og urbaniseringsgraden bestemmes.

Kovariansmatrisen er gitt ved:

$$C = \begin{pmatrix} 1.0000 & 0.0146 & -0.3057 & 0.1086 \\ 0.0146 & 1.0000 & 0.3697 & -0.1210 \\ -0.3057 & 0.3697 & 1.0000 & -0.2762 \\ 0.1086 & -0.1210 & -0.2762 & 1.0000 \end{pmatrix}$$

Eigenverdiene beregnes av Kovariansmatrisen, som er en 4x4 matriks, som videre gir:

$$\det(C - \lambda I) = 0$$

Hvor  $\lambda$  er en vektor med 4 egenverdier og  $I$  er identitetsmatriser. Eigenverdiene genereres i forskjellige matematiske softwares, f.eks. matlab. For den gitte kovariansmatrise fås følgende verdier:

$\lambda = (0.4979, 0.8596, 1.0146 \text{ og } 1.6278)$

For hver egenverdi kan en egenvektor fastsettes. Dette gjøres iht. følgende ligning:

$$C - \lambda I = 0$$

Igjen løses dette i Matlab og gir flg. egenvektorer:

$eig_1 = (-0.3873, 0.4651, 0.6590, -0.4466)^T$

$eig_2 = (0.7555, 0.6539, 0.087, 0.0385)^T$

$eig_3 = (-0.3224, 0.3187, 0.1775, 0.8735)^T$

$eig_4 = (0.4185, -0.5045, 0.7309, 0.1900)^T$

FeatureVector:  $FV = (eig_1, eig_2, eig_3, eig_4)$

$$FV^T = \begin{matrix} & -0.3873 & 0.4651 & 0.6590 & -0.4466 \\ 0.7555 & & 0.6539 & 0.087 & 0.0385 \\ 0.3224 & & 0.3187 & 0.1775 & 0.8735 \\ 0.4185 & & -0.5045 & 0.7309 & 0.1900 \end{matrix}$$

$$PC = FV^T \cdot X_{Norm}$$

I det  $x_{salt,norm,1}=0.69$  (saltmengde normalisert),  $x_{log(avrenning),norm,1}= 0.44$ ,  $x_{vindudsatt,norm,1}=-1.10$  og  $x_{urban,norm,1}=-0.88$  kan den første principale komponent for den første innsjø beregnes som:

$$PC_{1,1}=(-0.3873) \times 0.69 + 0.4651 \times 0.44 + 0.6590 \times (-1.10) + (-0.4466) \times (-0.88) = -0.394$$

[7] På samme måte kan de øvrige verdier og prinsipale komponenter bestemmes.

### Mann-Kendall test

Mann-Kendall test kan brukes når man har lange tidsserier og ønsker å analysere om det er trend i serien. Tar man utgangspunkt i innsjøen Øvre Jerpetjern er det en lang tidsserie av kloridkonsentrasjonen i overflatevannet. Øvre Jerpetjern har dog større tidsmessige datahull i perioden 2005-2010 og 2010-2015. Nedenfor er en beskrivelse av test statistikken.

Vi kan uttrykke den n'te måling til tiden  $t_i$  og kloridkonsentrasjonen i topplaget for den n'te måling ved  $X_i$ . For en tidsserie sortert i tid har vi  $(X_i, t_i)$  hvor  $t_{i+1} > t_i$ . I dette tilfelle kan MK-testen uttrykkes som en univariat tidsserie, hvor MK-teststatistikken er gitt ved:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sign}(X_j - X_i)$$

hvor  $i, j$  er tidsindekser,  $n$  er antallet datapunkter og sign-funksjonen er uttrykt som:

$$\text{sign}(X_i - X_j) = \begin{cases} +1 \text{ for } (X_i - X_j) > 0 \\ 0 \text{ for } (X_i - X_j) = 0 \\ -1 \text{ for } (X_i - X_j) < 0 \end{cases}$$

Som beskrevet av Mann (1945) og Kendall (1975), er statistikken  $S$  approksimativ normalfordelt for  $n > 8$  med et gjennomsnitt og spredning gitt ved:

$$E[S] = 0$$

og

$$\text{Var}[S] = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^K t_k(k-1)(2i+5)}{18} = \sigma^2$$

hvor  $t_k$  er antallet av like verdier i tidsserien ("ties") og  $K$  er antallet av grupper med like verdier,  $k$  er antallet av like verdier innenfor hver "tie" og  $n$  er antallet



målinger (For eksempel, i en sekvens av målinger i tiden med verdiene {23, 24, 29, 6, 29, 24, 24, 29, 23} er  $K=3$ ,  $k_1=2$  {23,23},  $k_2=3$  {24,24,24} og  $k_3=\{29,29,29\}$ .

For Øvre Jerpetjern er  $K=2$  ( $k_1=2$  og  $k_2=2$ ).

Under hypotesen  $H_0$  "ingen monotonisk trend", kan den standardiserte test  $Z$  defineres i følgende ligning:

$$Z_S = \begin{cases} \frac{S-1}{\sigma} & \text{for } S > 0 \\ \frac{S+1}{\sigma} & \text{for } S < 0 \\ 0 & \text{for } S = 0 \end{cases}$$

Hypotesen  $H_0$ , kan forkastes, såfremt  $|Z_S| > Z_{s,crit}$ , hvor  $Z_{crit}$  defineres ut fra en  $\alpha$ -verdi. For  $\alpha=0.1$  fås  $p < 0.05$ , eller  $Z_{s,crit} > 1.96$ .

### Betinget sannsynlighet

Betinget sannsynlighet er sannsynligheten for at en hendelse inntreffer etter at en annen type hendelse har inntruffet.

Eksempelvis vi har definert to typer av hendelser for et terningkast:

A: Terningen viser to

B: Terningen viser et likt antall øyne

Såfremt hendelsen B er inntruffet, hva er sannsynligheten for at hendelsen A inntreffer?

Der er følgende sammenheng mellom betingede sannsynligheter:

$$P(A|B) = \frac{P(A \cap B)}{P(B)}$$

Sannsynligheten for fellesmengden er  $P(A \cap B) = \frac{1}{6}$  {hendelsen 2}

Sannsynligheten for  $P(B) = \frac{1}{2}$  {hendelsene 2,4 og 6}

Den betingede sannsynlighet blir da:

$$P(A|B) = \frac{\frac{1}{6}}{\frac{1}{2}} = \frac{2}{6} = \frac{1}{3}$$

I ovenstående ligning vurderes bl.a. betinget sannsynlighet for kloridkonsentrasjon når innsjøen er vindutsatt. Eller betinget sannsynlighet for

at O<sub>2</sub> - gradienten er større enn 6 mg/l når kloridkonsentrasjonen er større enn 10 mg/l.

## Vedlegg D. Ikke konkluderende statistikk

Dette vedlegg inneholder statistikk som har vært utført i prosjektet, men som ikke har gitt konkluderende resultater. For eksempel tilfeller der statistikken ikke gav bedre resultater.

### Multivariat analyse av kloridgradienter

I en multivariat analyse vurderes flere parametere samlet. Hensikten er å etablere en flerdimensjonal modell som kan benyttes til å bestemme sannsynligheten for at en innsjø har kloridgradient ( $> 10$  mg/l).

Alle parametere i modellen er normalisert, så parameterne har en middelvei på 0 og en spredning på 1.

Analysen er gjennomført med to metoder. Den ene metoden er en flerdimensjonal GLM-modell (logit metoden). I den andre metoden er det benyttet en principal component analysemetode (PCA) hvor man først bestemmer de prinsipale komponenter. Dermed kan GLM-modellen forklares alene basert på de prinsipale komponenter. De to modellene er kort forklart nedenfor:

### Flerdimensjonal GLM-modell

I den flerdimensjonale GLM-modellen er det benyttet enkle additive modeller (Tabell 24). F.eks. for de to forklaringsparameterne; logaritmen til volum av innsjøen  $\text{Log}(V)$  og logaritmen til den årlige tilrenningen  $\text{Log}(A)$  kan dette uttrykkes ved:

Tabell 24. Eksempel på 2-dimensionale modeller.

Model	Forklaringsparameter	Logit( $p_i$ )
Null		C
Logaritmen av innsjøens volum	$\text{Log}(V)$	$c + \alpha_i$
Logaritmen til nedbørsfeltets årlige tilrenning	$\text{Log}(A)$	$c + \beta_i$
Summen av logaritmen til innsjøens volum og logaritmen til den årlige tilrenningen	$\text{Log}(V) + \text{Log}(A)$	$c + \alpha_i + \beta_i$
Bi-lineær modell	$\text{Log}(A)\text{Log}(V)$	$c + \alpha_i + \beta_i + \alpha_i\beta_i$

De første to modellene i Tabell 24 er utført under kap. 4.4.1, hvor alle enkeltparameterne er analysert separat. Modellen som undersøker summen av alle parametere er en del av denne multivariat analysen, mens den bi-lineære modellen er ikke testet.

Det har vist seg at kombinasjoner av de multivariate parameterne gir dårligere resultater enn om man vurderer prinsipale komponenter alene. Om man

eksperimenterer med de to parameterne som vist ovenfor gir multivariat og principal component logit modellene følgende resultater (Tabell 25):

Tabell 25. Multivariat logit modell vs. Prinsipal komponent logit modell.

Parameter	Multivariat	Principal Component	Δ
β0	-0,19127	-0,298	
z(β0)	-0,692	-1,028	
p(β0)	0,489	0,304	
β1	-0,40311	-0,58	
z(β1)	-1,099	-2,29	
p(β1)	0,272	0,022	
β2	-0,01281		
z(β2)	-0,036		
p(β2)	0,971		
Null Deviance	75,791	75,35	0,441
Residual Deviance	73,669	69,28	4,389
AIC	79,669	73,28	6,389

Det er angitt avvik og AIC. Begrepene er kort forklart nedenfor:

Avvik er et uttrykk for hvor god statistikken er. Avvik er gitt ved følgende ligning:

$$D = 2 \sum_{i=1}^N \left\{ y_i \log \left( \frac{y_i}{\hat{\mu}_i} \right) + (n_i - y_i) \log \left( \frac{n_i - y_i}{n_i - \hat{\mu}_i} \right) \right\}$$

Hvor  $y_i$  er de observerte verdier for den n'te observasjon (antall treff for den n'te observasjon – i dette tilfelle 0 eller 1),  $\hat{\mu}_i$  er den tilnærmede verdi for den n'te observasjon,  $n_i$  er antall grupper for den n'te observasjon (i dette tilfelle 1, fordi det er ett forsøk pr. innsjø) og N er antall observasjoner (i denne ligningen antall innsjøer). En perfekt modell vil ikke ha noe avvik ( $D=0$ ).

Det er simulert med mange kombinasjoner av parametersammensetninger og PCA-metoden er den mest effektive. Derfor er det videre fokusert på PCA-metoden i resultatdelen (kap. 4.5.1).



Statens vegvesen  
Vegdirektoratet  
Publikasjonsekspedisjonen  
Postboks 6706 Etterstad 0609 OSLO  
Tlf: (+47) 22073000  
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

**Trygt fram sammen**