

SØF-rapport nr. 02/21

Effektivitet og effektiviseringspotensialet i vann- og avløpsorganisasjoner

Marianne Haraldsvik

Torgeir Kråkenes

Ole Henning Nyhus

SØF-prosjekt nr. 3680: «Effektivitet i VA-sektoren»

Prosjektet er finansiert av Norsk Vann

**SENTER FOR ØKONOMISK FORSKNING AS
TRONDHEIM, MARS 2021**

© Materialet er vernet etter åndsverkloven. Uten uttrykkelig samtykke er eksemplarframstilling som utskrift og annen kopiering bare tillatt når det er hjemlet i lov (kopiering til privat bruk, sitat o.l.) eller avtale med Kopinor (www.kopinor.no)
Utnyttelse i strid med lov eller avtale kan medføre erstatnings- og straffeansvar.

ISBN 978-82-7570-649-0	Trykt versjon
ISBN 978-82-7570-648-3	Elektronisk versjon
ISSN 1504-5226	Trykt versjon
ISSN 1892-7661	Elektronisk versjon

Forord

Dette prosjektet har hatt som mål å gjennomføre effektivitetsanalyser av vann- og avløpssektoren i norske kommuner, og er gjort på oppdrag for Norsk Vann.

Vann- og avløpssektoren har et betydelig vedlikeholdsetterslep, og står foran store investeringer i de kommende årene. Det er derfor viktig for bransjen som helhet å allokere ressursene mest mulig effektivt. Et naturlig steg på veien mot effektiv ressursbruk er å etablere målinger av effektivitet, slik at effektiviseringspotensialet kan identifiseres. Denne rapporten beskriver hvordan slike effektivitetsmålinger kan gjennomføres på tvers av sektoren, og presenterer resultater for effektivitetsanalyser av vann- og avløpssektoren i 2018.

Vi takker Norsk Vann, arbeidsgruppen og dens leder Thomas Langeland Jørgensen, for viktige innspill og tilbakemeldinger underveis i prosjektet. Forfatterne er likevel alene ansvarlige for innholdet i rapporten.

Trondheim, mars 2021

Torgeir Kråkenes (prosjektleder), Marianne Haraldsvik og Ole Henning Nyhus

Innhold

1. Innledning og sammendrag	1
1.1. Innledning	1
1.2. Sammendrag	2
2. Analyseopplegg og data	8
2.1. Analyseopplegg	8
2.2. Om tolkningen av beregnet effektivitet	12
2.3. Datamaterialet.....	14
3. Modellspeifikasjon	15
3.1. Produksjon i vannsektoren.....	15
3.2. Produksjon i avløpssektoren	17
3.3. Innsatsfaktorer og korrigerings av ufrivillige kostnadsulemper	19
3.4. Skjevhetsskorrigering.....	25
4. Beregnet effektivitet.....	26
4.1. Vann.....	26
4.2. Avløp	29
4.3. Sammenligning av resultater fra vann og avløp	32
4.4. Er de mest effektive organisasjonene også billigst?	33
5. Sammenhengen mellom effektivitet og kjennetegn ved kommunene	35
6. Resultater for kommunene i bedreVANN	46
Referanser.....	50

1. Innledning og sammendrag

1.1. Innledning

Vann- og avløpstjenestene dekker det de fleste av oss oppfatter som helt nødvendige behov i 2021. Samtidig som kvaliteten på tjenesten som leveres husholdningene og bedriftene rundt om i landet generelt oppfattes som god, har ingeniørene lenge vært klare på at vedlikeholdsetterslepet og investeringsbehovet knyttet til vann og avløp er meget stort. En rapport fra 2019 (Rådgivende Ingeniørers Forening, 2019) finner at vedlikeholdsetterslepet for vannforsynings- og avløpsanlegget er beregnet til henholdsvis 220 og 170 milliarder, og at man med dagens investerings- og vedlikeholdstempo først vil ha byttet ut eksisterende ledninger om 150 år. En helt ny rapport fra Norsk Vann (2021) anslår investeringsbehovet frem til 2040 til å være på 146 milliarder innen vann og 186 milliarder innen avløp.

Den mest kjente negative hendelsen knyttet til vanntjenesten de siste årene skjedde i Askøy i 2019, hvor i alt 2 000 mennesker ble syke, samt at 76 personer ble innlagt på sykehus for behandling av mage-/tarminfeksjon (campylobacter jejuni-bakterien). Nylig ble en granskningsrapport av hendelsen publisert, se Eikebrokk m. fl. 2021, hvor det pekes på en lang rekke forhold som årsaker til avviket i vannleveransen. Som bakenforliggende årsak til bakterieutbruddet nevnes blant annet at kommunen har hatt mangelfull oppfyllelse av bestemmelser i drikkevannsforskriften, liten kapasitet til å drive strategisk planlegging med hensyn til vannforsyningsanlegget, manglende fokus på drikkevannsforsyningen i sentral kommuneledelse og at både tidkrevende beslutningsprosesser og endringer i kommunale planer har forsinket ønskede investeringer.

Det er grunn til å tro at Askøy ikke er et enestående tilfelle og at mange av de samme konklusjonene kunne ha vært påpekt ved en lignende gjennomgang i andre kommuner. Hendelsen har derimot bidratt til at vedlikeholdsetterslepet har fått et økt allment og politisk fokus, samt en påminnelse av hvilke konsekvenser avvik i tjenesteleveransen kan medføre.

Gjennom det betydelige vedlikeholdsetterslepet, er det opplagt at bransjen må finne nye og innovative måter å drifte på, samt se på muligheter for å gjøre både smarte og lønnsomme investeringer. For mange husholdninger og velgere er det gjerne samtidig ønskelig at gebyrene de betaler ikke oppfattes som urimelige. Ofte sammenlignes prisnivået mot andre kommuner, samtidig som informasjonen om kvalitet og leveringssikkerhet er knapp.

Denne rapporten tar sikte på å bidra til økt kunnskap om vann- og avløpstjenesten ved å se på effektiviteten i organisasjonenes tjenesteproduksjon. Så langt vi vet, har ikke effektiviteten i den kommunale vann- og avløpstjenesten vært analysert tidligere. Et bidrag i denne rapporten har derfor vært å skissere hvordan effektivitet og effektiviseringspotensialet kan måles, samt at effektivitetsanalyser er gjennomført for alle kommunene som har rapportert tilstrekkelig med data hovedsakelig til SSBs KOSTRA-database. Videre har vi sett nærmere på om det er forhold som kjennetegner henholdsvis effektive og ineffektive tjenesteprodusenter.

1.2. Sammendrag

Denne rapporten tar sikte på å gjennomføre effektivitetsmålinger for vann- og avløpssektoren i norske kommuner. Vi har gjort et stort arbeid som har bestått i å få oversikt over bransjen, utført datainnhenting og analyser som har ledet frem til to separate modeller for effektivitetsmåling for henholdsvis vann- og avløpssektoren. I rapporten presenterer vi metodikk, modellvalg, resultater og videre beskrivelser av resultatene.

I kapittel 2 gjør vi rede for de metodiske og datamessige grunnlagene for analysene. Metoden som benyttes er såkalt DEA-analyse, og vi starter med å gi en generell beskrivelse av metoden. Det legges særlig vekt på å diskutere hvordan effektivitet beregnes, betydningen av skalaegenskaper og problemer knyttet til målefeil. Vi forklarer så fordeler og ulemper ved bruk av metoden, før vi går gjennom datamaterialet i grove trekk.

I kapittel 3 presenterer vi først valgene vi har gjort når det kommer til produksjonsmål for de to sektorene. Den overordnede strategien har vært å fange opp mest mulig av både omfang og kvalitet av tjenesteproduksjonen som finner sted i sektorene, på samme tid som vi også har hatt et mål om å kunne vurdere effektivitet for flest mulig av landets kommuner. Dette er en vanskelig balansegang, og til slutt har vi endt opp med effektivitetsscore for 345 av landets kommuner innenfor vann, og 319 av landets kommuner innenfor avløp. Produksjonsmålene innenfor vannsektoren fanger opp antall innbyggere tilknyttet, total mengde vann levert, lekkasjegrad, overholdelse av hygienekrav, stabilitet i vannlevering og avskrivninger, hvor sistnevnte mål blant annet vil fange opp omfanget av investeringer i anleggsmidler slik som utstyr, renseanlegg og alternative vannforsyninger med mer. Innen avløpssektoren måles omfanget av ledningsnett, overholdelse av renskrav, i hvor stor grad kommunen har separate ledninger for over- og spillvann, omfanget av kloakkstopper og avskrivninger, som også her fungerer som et mål på omfanget av investeringer i anleggsmidler.

I effektivitetsmålingen er tjenesteproduksjonen sett i forhold til utgiftene som er medgått i produksjonen. Helt spesifikt er organisasjonenes gebyrgrunnlag både for vann og avløp innsatsfaktoren som inngår i DEA-analysene. Gebyrgrunnlaget er utledet direkte fra tjenestenes selvkostregnskap. Organisasjonene står imidlertid overfor ulike kostnadsulemper i produksjonen av aktuelle tjenester. Eksempelvis vil kostnaden med å tilby vann til 500 husstander normalt være høyere i spredtbebygde områder sammenlignet med tettbebygde strøk. Videre vil gjerne anleggskostnaden i forbindelse med investeringer være relativt høy i områder med mye fjellgrunn fremfor områder hvor man ganske enkelt kan legge ledninger i jorden. I avløpssektoren står gjerne organisasjonene også overfor ulike rensekraft avhengig av om de har tilgang på havet for utslipp av spill- og overvann.

Målet om å yte organisasjoner med ulike kostnadsulemper rettferdighet er håndtert ved at innsatsfaktorene korrigeres for aktuelle kostnadsforhold før effektivitetsberegningen gjennomføres. I praksis har vi løst dette ved å analysere organisasjonenes kostnader ved å tilby de to tjenestene og undersøke hvilke kostnadsforhold som bidrar til å forklare forskjellene i enhetskostnader. Videre er det beregnet vektorer for hvor mye betydningen av hver kostnadsfaktor skal telle inn i utgiftskorrigeringen. Dette arbeidet er analogt til deler av prosessen med å etablere kostnadsnøkler for ulike tjenester i kommunenes inntektssystem. Kort oppsummert er resultatet av denne kostnadskorrigeringen at utgiftene i vannsektoren er korrigert for innbyggernes bosettingsmønster, mens utgiftene i avløpssektoren er korrigert både for bosettingsmønster, omfanget av fjellgrunn og tilgangen til kystlinje/hav. Til slutt i kapittel 3 ser vi på skjevhetsskorrigering, som er en måte å beskrive usikkerheten i resultatene på.

I kapittel 4 presenterer vi resultatene fra DEA-analysene for vann- og avløpssektoren. Vi finner gjennomsnittlig effektivitetscorer innen vann og avløp på henholdsvis 0,59 og 0,63, som vil si at de gjennomsnittlige kommunene har et beregnet effektiviseringspotensial på 37-41 prosent. Ved å beregne befolkningsvektede gjennomsnitt finner vi at det for bransjen som helhet er et effektiviseringspotensial på 26 prosent innen vann og 22 prosent innen avløp. Usikkerheten knyttet til DEA-scorene for kommuner med ingen eller få sammenlignbare kommuner gjør at vi også beregner skjevhetsskorrigerte DEA-scorer. Disse scorene er i gjennomsnitt 0,08 lavere både for vann- og avløpsbransjen. De befolkningsvektede gjennomsnittene reduseres ytterligere (-0,14), som viser at skjevhetsskorrigeringen påvirker de store kommunene mest. Dette viser vi også ved å se på forskjeller i score mellom forskjellige kommunegrupper gruppert etter innbyggertall.

Valget om å dele analysene av effektivitet i separate analyser for vann og avløp gjør at vi videre undersøker samvariasjonen mellom resultatene fra vann og avløp. Det er en svak positiv sammenheng mellom variablene, og den viser at det slett ikke er slik at kommuner nødvendigvis er gode eller dårlige i begge sektorene. Dette gjør at vi undersøker om det kan forekomme kryssubsidiering mellom sektorene, men vi finner ingen bevis som underbygger dette.

Til slutt i kapitlet undersøker vi om det er de billigste kommunene kommer ut som mest effektive uavhengig av hvor godt tjenestetilbud de har. Selv om det er flere av kommunene som har lave gebyrer som kommer ut som effektive enn de med høye, er det likevel mange kommuner som kommer ut blant de minst effektive med lave gebyrer og blant de mest effektive med høye gebyrer. Dette støtter opp om at vi trolig har greid å fange opp viktige kvalitative aspekt i definisjonen av produksjon.

I kapittel 5 ser vi nærmere på sammenhengen mellom kjennetegn ved kommunene og effektivitet. Vi har korrelert den beregnede effektivitetsscoren innenfor vann og avløp med kommunekjennetegn som beskriver økonomisk handlingsrom, organisering/samarbeid og politiske forhold. Det vi presenterer er korrelasjoner, og sier dermed noe om samvariasjon og kan ikke tolkes som en årsakssammenheng. For å se på mulige forhold som kan forklare forskjeller i effektivitet har vi sett på kjennetegn ved kommunene som det finnes statistikk på for de fleste kommuner.

Kommunenes økonomiske rammebetingelser er fanget opp gjennom korrigert inntekt og hvorvidt kommunen har vært eller er på ROBEK (Register om betinget godkjenning og kontroll). Når en kommune er på ROBEK innebærer det at kommunen er underlagt statlig kontroll og har begrenset muligheter til låneopptak. Dette forventes blant annet å kunne påvirke tjenesten gjennom utsatte investeringer. Vi finner derimot ingen samvariasjon mellom ROBEK-status og beregnet effektivitet innen verken vann eller avløp. For korrigert inntekt finner vi positiv korrelasjon med beregnet effektivitet i avløp. Kommuner med høyere inntekt har i gjennomsnitt høyere effektivitet innen avløp. Vi finner ikke tilsvarende samvariasjon mellom korrigert inntekt og effektivitet innenfor vann.

Den politiske sammensetningen i kommunestyret er en annen faktor som kan gi forskjeller i investeringer og tjenesteproduksjon. Et lite fragmentert kommunestyre forventes å ha med makt til å få gjennomført sin politikk, mens et fragmentert kommunestyre i større grad må forhandle på tvers av politiske partier i enkeltsaker. Slike forhold kan påvirke både tjenesteproduksjonen

og investeringer. Vi finner en negativ korrelasjon mellom partifragmentering i kommunestyret og effektivitetsscoren innenfor avløpssektoren.

Den beregnede effektiviteten i vannsektoren samvarierer verken med politiske forhold ved kommunen eller økonomisk handlingsrom. Innenfor vannsektoren, men ikke avløpssektoren, finner vi derimot samvariasjon mellom effektivitet og samarbeidsformer. Kommunene som deltar i benchmarkingsystemet bedreVANN samvarierer positivt med effektivitetsscoren, mens deltakelse i interkommunalt samarbeid er negativt korrelert med effektivitetsscoren. Samarbeid gjennom interkommunale samarbeid og deltakelse i bedreVANN er ikke samarbeidsformer som er direkte sammenlignbare, og det er behov for mer dyptgående analyser dersom man skal kunne si noe om hva som kan bidra til forskjellene. De grafiske fremstillingene, hvor vi sammenligner effektivitet både etter samarbeidsform og størrelse, antyder at det er spor av at interkommunalt samarbeid først og fremst kan ha positiv betydning for kommuner med færre enn 4000 innbyggere. Kommunestørrelse er ikke hensyntatt i korrelasjonsmatrisene.

Oppsummert kan vi si at det er en del kommunekjennetegn som korrelerer med henholdsvis effektiviteten innen vannsektoren og innen avløpssektoren, men det er ikke veldig tydelige mønster, og korrelasjonene kan ikke si noe om årsakssammenhenger. Det er ikke mulig å gi noen god forklaring på hvorfor enkelte kommunekjennetegn kun samvarierer med effektivitet for vannsektoren og andre kun samvarierer med effektivitet for avløpssektoren. Vi har her sett på tilgjengelige kommunekjennetegn som kan forklare forskjeller i effektivitet, men det er mange forhold som ikke er berørt her, men som kan tenkes å beskrive hvilke områder effektiviseringspotensialet ligger innenfor. Dette kan være kjennetegn ved tjenesteproduksjonen som digitalisering, innovasjon og anskaffelsesprosesser. Dette er ikke undersøkt nærmere. I lys av korrelasjonene vi finner for ulike samarbeid, ville det vært særlig interessant å undersøke nærmere hva som er viktig for at samarbeid skal bidra til økt effektivitet.

I kapittel 6 gjør vi i hovedsak en vurdering av datakvaliteten i analysene. Rapporteringen av data knyttet til vann- og avløpstjenestene er tidvis mangelfull, mens vi i andre tilfeller har grunn til å mistenke betydelige feilrapporteringer. I analysene har vi gjennomført en rekke korrigeringer av data og tilpasninger i analyseutvalget. For å adressere bekymringen for datakvaliteten i effektivitetsanalysen har vi imidlertid gjennomført en egen effektivitetsanalyse kun for kommunene som inngår i bedreVANN-samarbeidet. Motivasjonen for dette er at aktuelle kommuner kanskje kan ha mer kvalitetssikrede data gjennom at disse også inngår i egne benchmarking-analyser i forbindelse med bedreVANN-samarbeidet.

I hovedsak finner vi at effektiviteten i bedreVANN-kommuner i snitt kun skiller seg marginalt positivt ut sammenlignet med effektiviteten i øvrige kommuner. Ved å undersøke sammenhengen av beregnet effektivitet i bedreVANN-kommunene for de to analysene som inkluderer henholdsvis alle kommuner og bedreVANN-kommuner, finner vi videre at beregnet effektivitet og rangeringen etter effektivitet er svært lite påvirket av analyseutvalget. Dette indikerer at datakvaliteten i vårt analyseutvalg trolig ikke er befattet med mange flere feil og unøyaktigheter enn hva som eventuelt er tilfellet for bedreVANN-kommuner. Dette funnet styrker dermed troverdigheten til rapportens hovedresultater.

Generelt er det slik DEA-metoden med sin fleksibilitet er en meget godt egnet metode til å analysere effektivitet på tvers av kommuner. Resultatene er imidlertid bare så gode som det datamaterialet man har til rådighet. For analysene som er gjennomført i denne rapporten gjør datatilgangen at vi ikke fullt ut klarer å fange opp alle aspekter ved tjenestene, slik som alternativ vannforsyning, tilstrekkelige hygieniske barrierer og slambehandling. Dette er forsøkt håndtert ved å fange opp omfanget av investeringer, men vi klarer ikke si noe om hvorvidt investeringene faktisk gir bedre tjenestekvalitet for sluttbrukerne innenfor disse segmentene.

Kommuner som driver ulovlig, i den forstand at de ikke har tilfredsstillende infrastruktur på plass for å levere tjenestene i henhold til lover og regler, vil derfor ikke straffes for dette i modellen, med mindre det slår ut i de produksjonsmålene vi inkluderer. Vi har ikke oversikt over hvilke kommuner som ikke tilfredsstiller hvilke lover og regler, men det ville uansett blitt vanskelig å håndtere dette på noen annen måte enn å ekskludere kommunene som ikke tilfredsstiller kravene fra analysene.

Samtidig har vi gjennom møter med referansegruppen blitt gjort kjent med at datakvaliteten mistenkes å være dårlig for enkelte variabler, hvor variabelverdien for den enkelte kommune kan være basert på ulike skjønnsmessige vurderinger hos den eller de som rapporterer. Å gjennomgå den enkeltes kommunes rapporteringspraksis er langt utenfor rammene til dette prosjektet. Vi har likevel lagt en stor innsats i å kvalitetssikre datamaterialet ved å utelukke det som er åpenbar feilrapportering og brukt gjennomsnittlige verdier for flere år for å glatte ut eventuell effekt av feilrapportering i enkeltår. Det er likevel ikke utenkelig at enkeltkommuner rapporterer bedre tall enn det som er reelt, uten at det virker mistenkelig for oss som ikke har inngående kjennskap til tjenestene i de enkelte kommunene.

En konkret variabel som det allerede rapporteres grunnlagsdata på er balanseverdier for infrastrukturen innen vann og anlegg, men disse presenteres ikke i KOSTRA. Vi kjenner ikke til prosedyrene knyttet til utvelgelsen av hvilke variabler som presenteres i KOSTRA, men med kjennskap til den utfordrende situasjonen med etterslep på investeringer i VA-sektoren, bør det være grunn til å ønske bedre offentlig tilgjengelige data på verdien av anleggsmidlene i denne sektoren. Dette kunne på enkelt vis raskt gitt et bedre datagrunnlag sammenlignet med variabelen vi benytter i effektivitetsanalysen for å fange opp slike forhold, som er avskrivninger. Det er likevel slik at man på lengre sikt heller bør sikte på å fange opp kvaliteten ut til sluttbrukeren.

For veien videre tror vi at det er en god idé at en bransjeorganisasjon som Norsk Vann går i front for å sørge for at datagrunnlaget som er tilgjengelig i best mulig grad fanger opp det totale omfanget av tjenesteproduksjonen, og at man som bransje enes om hvilke variabler man bør måles på. Samtidig må det også utarbeides klare retningslinjer for rapporteringen, slik at det i minst mulig grad ligger skjønnsmessige vurderinger rundt rapporteringen av de enkelte tall for den enkelte kommune. Hvis man ønsker å sammenligne alle kommuner over tid bør det ses på hva som skal til for å avkreve pliktig rapportering for de aktuelle variablene.

2. Analyseopplegg og data

I dette kapitlet gjør vi nærmere rede for det metodiske og datamessige grunnlaget for de empiriske analysene i prosjektet. Metoden som benyttes er DEA-analyse (Data Envelopment Analysis), og kapittel 2.1 gir en generell beskrivelse av metoden og hvordan denne kan anvendes til å belyse de sentrale problemstillingene i prosjektet. I kapittel 2.2 drøfter vi hvordan beregningsresultatene skal tolkes (og ikke tolkes) i lys av metodebeskrivelsen og modellspesifikasjonen. I 2.3 beskriver vi datamaterialet i grove trekk.

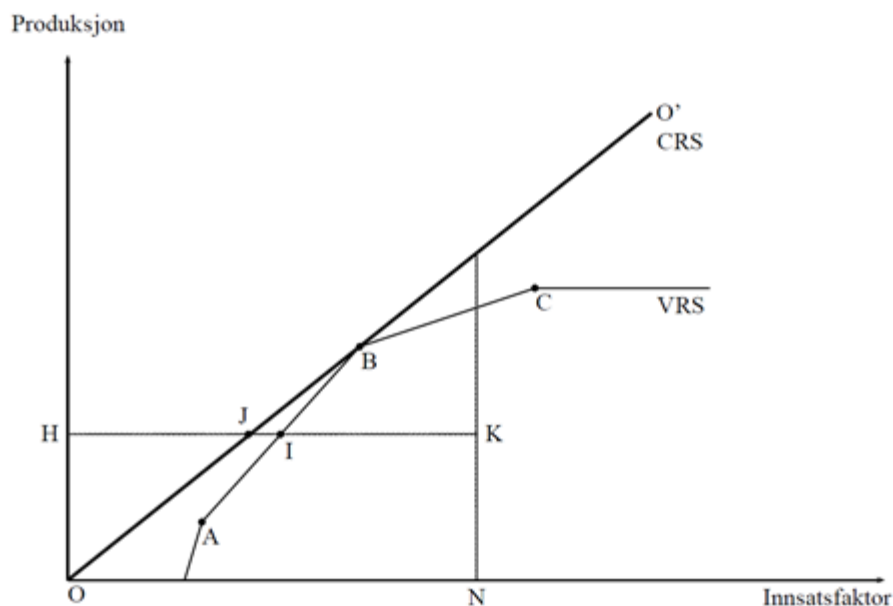
2.1. Analyseopplegg

Analyseopplegget er basert på DEA-analyse (Data Envelopment Analysis) som er den mest brukte analyseteknikken i studier av offentlig sektors effektivitet. Metoden ble første gang introdusert av Charnes, Cooper og Rhodes (1978), som en utvidelse av Farrell (1957). Kittelsen og Førsum (2001) gir en god innføring på norsk. En av grunnene til at denne metoden er attraktiv å anvende i analyser av offentlig sektor er at den beregner relativ effektivitet i tilfeller hvor produksjonsprosessen kan inkludere flere innsatsfaktorer og flere produkter, og hvor det er vanskelig å fordele innsatsfaktorbruken mellom de ulike produktene. Enhetenes effektivitet vurderes mot hverandre ved at enhetene med høyest målt effektivitet (beste observerte praksis) utgjør et referansesett som de andre enhetene måles mot. Effektivitetsscorene ligger mellom 0 og 1, og en verdi på 1 betyr at enheten er effektiv. Metoden gir ikke informasjon om hvor produktiv de mest effektive enhetene er i en større kontekst, men sier noe om effektiviseringspotensialet til de ineffektive enhetene i forhold til beste observerte praksis. Alternativet til DEA-analyse er såkalt stokastisk front-analyse (SFA). DEA og SFA har ulike styrker og svakheter og det er ingen konsensus med hensyn til hva som er den beste metoden, se Hjalmarsson, Kumbhakar og Heshmati (1996). Den viktigste fordelene ved DEA-metoden er at den er svært fleksibel. Det er ikke nødvendig å gjøre strenge forutsetninger om formen på produktfunksjonen og fordelingsegenskaper for observasjonenes effektivitet. De viktigste svakhetene ved DEA er at metoden er deterministisk. Det innebærer at det er vanskelig å utføre statistiske tester og at resultatene kan være følsomme for målefeil. SFA er en økonometrisk tilnærming som er mindre sensitiv for målefeil og som muliggjør statistisk testing. Disse egenskapene oppnås ved å pålegge at produktfunksjonen har en bestemt form og at observasjonenes effektivitet følger en bestemt fordeling. DEA-metoden er attraktiv til vårt formål fordi kunnskap om formen på produktfunksjonene i vann- og avløpssektoren er begrenset og fordi vi primært er interessert i å beregne effektivitet.

I DEA-analysen beregnes en effektivitetsscore for den enkelte observasjon. Denne informasjonen kan videre benyttes til å illustrere variasjon i effektivitet og det samlede effektiviseringspotensialet. Men DEA-metoden gir ingen forklaring på hva som er årsakene til variasjoner i effektivitet eller hvordan det beregnede effektiviseringspotensialet kan realiseres. Metoden kan imidlertid være et første steg i studier som søker å forklare variasjon i effektivitet. Målt effektivitet kombineres da med variabler som kan bidra til å forklare forskjeller i effektivitet, for eksempel knyttet til organisering, politisk styring og økonomiske rammebetingelser. Det vises til Borge og Sunnevåg (2006), Borge og Naper (2006) og Borge og Haraldsvik (2009) for studier som benytter DEA-analyse som et utgangspunkt for å forklare variasjoner i effektivitet.

DEA-metoden er nærmere illustrert i figur 2.1. Det antas en enkel situasjon med én innsatsfaktor og ett produkt for å illustrere hvordan metoden fungerer og hvordan effektivitet defineres. Prinsippet ved metoden er det samme om vi har flere innsatsfaktorer og flere produkter. Observasjonene A, B, C og K i figuren representerer tilpasningen for ulike produksjonsenheter (heretter kalt kommuner) i utvalget.

I anvendelser av DEA-metoden kan det gjøres ulike forutsetninger om skalaegenskapene i produksjonen. I tilfellet med konstant skalaavkastning (CRS – Constant Returns to Scale) er effektivitetsfronten representert ved linjen OO', som er bestemt av kommunen med det høyeste forholdet mellom produksjon og innsatsfaktorbruk (i dette tilfellet kommune B). Alle kommuner som ligger under denne linjen, er ineffektive i forhold til de kommuner som ligger på selve fronten. Kommuner som ligger på fronten, er 100 prosent effektive. I figur 2.1 er kommunene A, C og K ineffektive, mens kommune B er 100 prosent effektiv. At en kommune er ineffektiv innebærer at samme produksjonsmengde kunne vært produsert ved lavere innsatsfaktorbruk, dersom produksjonen ble innrettet etter «beste observerte praksis» definert ved referanse-fronten.



Figur 2.1. Beste praksis referansefront under konstant (CRS) og varierende skalautbytte (VRS)

Effektiviteten til en gitt kommune avhenger av avstanden til referansefronten. Effektiviteten til produksjonsenhet K i figuren kan uttrykkes som forholdet mellom effektiv bruk av innsatsfaktorer og faktisk bruk av innsatsfaktorer. Dette forholdet er representert ved avstanden HJ dividert på avstanden HK i figuren. For alle kommuner som ligger under referansefronten i figuren vil dette forholdet representere et tall (kalt effektivitetsscore eller DEA-score) mellom 0 og 1, mens det for kommune B vil være lik 1. Jo større avstanden til fronten er, dess lavere vil den beregnede effektiviteten være. Siden effektivitetsfronten i dette enkle tilfellet er bestemt av én kommune, vil denne kommunen (kommune B) være referansekommunen som de ineffektive kommunene vurderes mot.

Når det tillates variabelt skalautbytte (VRS – Variable Returns to Scale) i produksjonen, er referansefronten representert ved kurven som går gjennom punktene A, B og C i figur 2.1. Med variabelt skalautbytte vil det være flere kommuner som karakteriseres som effektive. I dette tilfellet er det kun kommune K som ligger under kurven og dermed karakteriseres som ineffektiv. For gitt produksjon er effektiv innsatsfaktorbruk for kommune K gitt ved punkt I, og relativ innsatsfaktorbesparende effektivitet er dermed gitt ved forholdet HI/HK. Kommunene A, B og C er teknisk effektive, men av disse er det kun B som er skalaeffektiv.

Med variabel skalautbytte vurderes den ineffektive kommunen (kommune K) mot et gjennomsnitt av kommunene A og B, som begge er effektive. Både A og B inngår i

referansesettet til kommune K. Kommune K vurderes i forhold til en syntetisk kommune J som er et veid gjennomsnitt av kommunene A og B.

Valget mellom konstant eller variabelt skalautbytte avhenger i stor grad av hva som er formålet med analysen. Med konstant skalautbytte blir den enkelte kommune sammenliknet med de kommuner som både er teknisk effektive og skalaeffektive. Dersom det er smådriftsulempere i produksjonen, vil dette innebære at små kommuner sammenliknes med større kommuner som ikke har de samme smådriftsulempene. Det betyr at den beregnede effektiviteten både fanger opp teknisk effektivitet og skalaeffektivitet. Det beregnede effektiviseringspotensialet vil da gi uttrykk for hva som kan oppnås ved at kommunen både blir teknisk effektiv (minimerer innsatsfaktorbruken for gitt produksjon) og skalaeffektiv (tilpasser omfanget av produksjonen slik at skalaulempene elimineres). Når det er kommuner som studeres, vil skalaeffektivitet i de fleste tilfeller bare kunne realiseres gjennom kommunesammenslutninger (eventuelt interkommunalt samarbeid). Når det antas konstant skalautbytte, vil altså det samlede effektiviseringspotensialet gi uttrykk for potensielle gevinster knyttet til at den enkelte kommune blir mer effektiv, gitt den skala som følger av gjeldende kommunestruktur og potensielle gevinster knyttet til endringer i kommunestruktur.

Med variabelt skalautbytte vil det i større grad være slik at den enkelte kommune sammenliknes med kommuner som har de samme forutsetninger for tjenesteproduksjonen. Små kommuner sammenliknes i all hovedsak med andre små kommuner, mens store kommuner sammenliknes med andre store kommuner. Det beregnede effektiviseringspotensialet vil da kun fange opp potensielle gevinster knyttet til at den enkelte kommune blir mer effektiv, gitt den skala som følger av gjeldende kommunestruktur. I dette prosjektet ønsker vi å studere kommunenes effektivitet, gitt de rammebetingelser de enkelte kommuner står overfor. Det er da naturlig å tillate variabelt skalautbytte slik at det beregnede effektivitetspotensialet ikke fanger opp potensielle gevinster knyttet til endringer i kommunestrukturen.

Selv om kommunestørrelse er en viktig kostnadsfaktor, vil betingelsene for tjenesteproduksjonen kunne variere mellom kommuner med om lag samme innbyggertall. En annen viktig kostnadsfaktor er bosettingsmønsteret. DEA-analyse med variabelt skalautbytte kontrollerer ikke i seg selv for slike forhold, men vi forsøker å håndtere dette ved å korrigere innsatsfaktorene for kostnadsulempene. Mer om dette i kapittel 3.3.

Som alle andre metoder, har også DEA-metoden begrensninger og svakheter. For det første har DEA-metoden den egenskap at det beregnede effektiviseringspotensialet reduseres når antall

produkter og/eller innsatsfaktorer øker. Det er derfor fare for at effektiviseringspotensialet underestimeres dersom det formuleres en svært rik modell med mange produkter og innsatsfaktorer. På den andre siden kan effektiviseringspotensialet bli overestimert dersom viktige produkter og innsatsfaktorer utelates fra analysen. Det må derfor foretas en avveining mellom potensiell undervurdering av effektiviseringspotensialet ved å ha en svært fleksibel modellformulering, og en overvurdering av effektiviseringspotensialet ved å ha en svært restriktiv modellformulering. Valg av modellformulering blir derfor viktig når DEA-metoden skal anvendes i praksis. For det andre vil datakvaliteten begrense kvaliteten på analysene, og DEA-metoden er spesielt følsom for ekstreme observasjoner og målefeil. Betrakt for eksempel en kommune som kommer ut som effektiv, men hvor innsatsfaktorbruken er undervurdert på grunn av målefeil. Det største problemet er ikke at effektiviteten i denne kommunen overvurderes, men at effektiviteten i andre kommuner undervurderes fordi referansefronten feilaktig flyttes utover. Andre kommuner vil komme ufortjent dårlig ut fordi de sammenliknes med en kommune hvor innsatsfaktorbruken er undervurdert.

I prosjektet utføres det DEA-analyser for vann- og avløpssektoren langs de linjer som er skissert foran. Analysene gir informasjon om effektiviseringspotensialet i den enkelte sektor innenfor de aspektene ved tjenestetilbudet som er vurdert.

2.2. Om tolkningen av beregnet effektivitet

DEA-metoden er fleksibel i den forstand at man kan vurdere flere former for effektivitet. Typisk sett står valget mellom å beregne teknisk effektivitet og kostnadseffektivitet. Teknisk effektivitet kan forstås som at man inkluderer ulike mål på medgåtte ressurser/inputs i produksjonen. Dette kan for eksempel være antall årsverk utført av ansatte, medgåtte varer, kjøp av tjenester, mengde kjemikalier benyttet til rensing, forbruk av elektrisitet i produksjonen og en rekke andre faktorer. Teknisk effektivitet kan dermed forstås som at man ikke sløser med ressurser, men da uten at man tar hensyn til at innsatsfaktorene har ulike priser/kostnader. Ved beregning av såkalt kostnadseffektivitet tas det derimot hensyn til prisen på innsatsfaktorene. Vi gjennomførte en vurdering av hva som var hensiktsmessig for å på en god måte vurdere effektiviteten hos vann- og avløpsorganisasjoner, og kom frem til at beregning av såkalt kostnadseffektivitet var å foretrekke. I praksis betyr dette at vi kun behøver å inkludere organisasjonenes kostnader i produksjonen uten å ta hensyn til at dette er sammensatt av en mengde ulike innsatser. Slik kan man også være sikker på at all kostnad knyttet til å produsere tjenesten inngår som innsatsfaktor fremfor teknisk effektivitet, som krever at man har data for alle mulige typer innsatsfaktorer i produksjonen.

Formålet med denne DEA-analysen er dermed å beregne kostnadseffektivitet. Vi forsøker altså å gi svar på hvor gode tjenester kommunen klarer å tilby til sine innbyggere for hver krone som brukes. Men også når det gjelder dette effektivitetsbegrepet, kan den empiriske operasjonaliseringen komme til kort for et teoretisk ideal. Det har særlig sammenheng med at det er vanskelig å måle alle aspekter ved tjenesteproduksjonen. Både kompleksiteten til vann- og avløpstjenestene og manglende rapportering hos mange av kommunene bidrar til begrensninger i hva som kan inngå på produksjonssiden.

Resultatene fra analysene er bare så gode som de dataene vi inkluderer i modellene, og dette vil gjelde både hvilke produksjonsmål som er tilgjengelige, og hvilken kvalitet det er på disse. Kommuner som har dårlige og utdaterte anlegg, men er heldige og ikke får kloakkstopper i avløpet eller E. coli i drikkevannet, vil vurderes likt på disse produktmålene som ellers like kommuner med gode anlegg som oppnår det samme. Vi har derfor forsøkt å få med flere produktmål som skal fange opp kvalitet, slik at vi i så stor grad som mulig er i stand til å fange opp kvalitetsavvik.

En annen relatert bekymring som har blitt nevnt under arbeidet med dette prosjektet er at kommunene som i størst grad har skjøvet de store investeringene foran seg kommer ut som relativt effektive fordi datagrunnlaget ikke fanger opp kvalitetsforbedringene som kommer av store investeringer de siste årene. Dette er i aller høyeste grad en bekymring, men i mangel på data som fanger opp kvalitetsforbedring som følge av store investeringer i slambehandling, alternativ forsyning og hygienetiltak, må vi gjøre det beste ut av det vi har. Den beste løsningen vi har funnet på dette av åpne, tilgjengelige data, er å inkludere kommunekonsernernes totale avskrivninger, som vil være sterkt korrelert med investeringsnivået, og dermed vil «belønne» kommuner med høye avskrivninger ved at høye investeringer fanges opp som en del av produksjonen.

DEA-metoden er imidlertid «snill» i den forstand at modellen finner vekt for hver kommune for hver innsatsfaktor som maksimerer DEA-scoren for den enkelte kommune. I praksis vil dette si at dersom kommunen har et relativt sett lavt nivå på et eller flere av produksjonsmålene, men relativt høyt på noen andre, så vil mer vekt legges på de målene hvor kommunen har høy produksjon. Det er med andre ord mulig å komme ut som effektiv selv om man har lave verdier på enkelte av produksjonsmålene om man er tilstrekkelig god på noen av de andre. Det er et viktig poeng at dette ikke er et valg som er gjort av oss, men at det er en av egenskapene ved DEA-metoden. Denne egenskapen har åpenbare fordeler og ulemper. Fordelen er at man slipper

å ta stilling til hvor mye det enkelte kvalitetsmål skal utgjøre av helheten for alle kommuner, mens ulempen naturlig nok er at enkelte kommuner kan få veldig lave vekter på noe som oppleves som et «viktigere» kvalitetsmål enn et annet.

Til sist er det viktig å huske at kommunene sammenlignes med kommuner med lignende faktorkombinasjoner. Kommuner med lav score har høyere utgifter enn en syntetisk sammensatt kommune bestående av andre kommuner med de samme vektene. Det er altså ikke slik at kommuner med lav score får lav score fordi de sammenlignes med kommuner med vidt forskjellige faktorkombinasjoner.

2.3. Datamaterialet

Utgangspunktet for analysene er at vi ønsker å evaluere effektiviteten for flest mulig kommuner, og vi har derfor valgt å begrense datagrunnlaget til variabler som finnes åpent i KOSTRA. Selv om alle kommunene er ment å rapportere på alle variablene i KOSTRA, er det imidlertid ikke slik at alle kommunene gjennomfører dette i praksis. Dette gjør at vi må gjøre avveininger for den enkelte variabel for å vurdere om den er viktig nok til å være med, sett opp imot hvor mange kommuner som mangler rapportering for variabelen.

Aktuelle variabler for analysene finnes i kategoriene *Kommunal vannforsyning* og *Kommunalt avløp* i Statistikkbanken. I tillegg henter vi data på avskrivninger fra *Kommuneregnskap* i Statistikkbanken. Vi henter ut data for alle variabler for alle kommuner i perioden 2015-2019, og dette datamaterialet har blitt brukt til testing av forskjellige spesifikasjoner.

I analysene har vi valgt å bruke gjennomsnittlige verdier på alle variabler for perioden 2017-2019, og behandle disse som enkeltobservasjoner. Det er flere årsaker til dette: For det første har mange kommuner kun rapportert tall for ett eller to av de aktuelle årene, og ved å ta snittet av de rapporterte årene vil vi få flere observasjoner. For det andre vil inkludering av flere år med data øke sannsynligheten for at vi fanger opp avvik som følge av dårlig kvalitet på tjenesten. Tanken er at man til tross for dårlig kvalitet kan være heldig i enkeltår, men at det over en lengre periode er mer sannsynlig at det slår ut i kvalitetsavvik.

3. Modellspesifikasjon

I prosjektet er det utført DEA-analyser for vann- og avløpssektorene hver for seg. Dette har naturlig nok både fordeler og ulemper. Av fordeler kan vi nevne at det gjør det mulig å inkludere flere produkter, siden produktene skal inn i to modeller istedenfor én, og at kommuner som er gode innenfor bare én av sektorene får identifisert hvor de er gode og hvor de er dårlige. Av ulemper kan det nevnes at det er lite sannsynlig at mange kommuner er veldig gode på både vann og avløp, og de beste vil derfor typisk sett være bedre i de separate analysene, som gjør at de som ikke er best vil bli vurdert til å ha et større effektiviseringspotensial når de vurderes mot en bedre referansefront.

Det er en lang rekke aktuelle produktmål for begge sektorer i KOSTRA. Produktmålene bør fange opp både omfanget av tjenestene som tilbys, men også kvaliteten på de leverte tjenestene. Siden analysene gjøres med gebyrgrunnlag for kommunene som helhet (og ikke per innbygger) må også produksjonsmålene fange opp skalaen til produksjonen. Det vil si at vi ikke kan ha med binære variabler som ikke avhenger av omfanget av produksjonen uten å transformere variablene på et vis. Dette gjør at vi for eksempel ikke kan fange opp kommuner som driver ulovlig, i den forstand at de ikke har tilfredsstillende infrastruktur på plass for å levere tjenestene i henhold til lover og regler. Kommuner uten alternativ forsyning vil derfor ikke straffes for dette i modellen. Det samme gjelder håndtering av utslipp utover det som fanges opp av produksjonsmålene vi inkluderer. Vi håper likevel at det meste fanges opp til gjennom de kvalitetsmålene vi har, og målet for avskrivninger, som vil være stigende i investeringsnivået.

I kapittel 3.1 presenterer vi produksjonsmålene for vannsektoren, mens vi i kapittel 3.2 presenterer produksjonsmålene for avløpssektoren. I kapittel 3.3 redegjør vi for korreksjonen for ufrivillige kostnadsulemper, før vi i 3.4 forklarer skjevhetsskorrigerte DEA-scorer.

3.1. Produksjon i vannsektoren

For vann-sektoren har vi etter grundige analyser og nøye vurderinger blitt sittende igjen med følgende fem produktmål:

- Effektivt ledningsnett
- Total vannleveranse
- Driftsstabilitet
- Hygiene
- Kapital

Effektivt ledningsnett er et kombinert kvantitets- og kvalitetsmål. Kommunene får uttelling per meter ledningsnett, samtidig som målet skaleres ned med lekkasjegraden. Målet er definert ved

$$\text{Effektivt ledningsnett} = \left(1 - \frac{\text{lekkasje}}{\text{total leveranse}}\right) * \text{lengde ledningsnett.}$$

Total vannleveranse er et rent produksjonsmål som sier hvor mye vann som blir produsert av den enkelte kommune i løpet av et år.

Driftsstabilitet er et kvalitetsmål som fanger opp antall innbyggertimer med avbrudd i vannforsyninga i løpet av et år. Siden det beste er å ha null timer avbrudd, mens det skal inngå som et produksjonsmål (hvor en høyere verdi er bra), må variabelen transformeres. Dette har vi gjort på følgende vis:

$$\text{Driftsstabilitet} = \left(1 - \frac{\text{Antall innbyggertimer avbrudd}}{\text{Antall innbyggertimer totalt}} * x\right) * \text{Antall innbyggertimer totalt, hvor } x$$

er satt slik at kommunen med de mest omfattende avbruddene får en variabelverdi som er på 50 % av det totale antallet innbyggertimer.

Hygiene består av et vektet snitt av fire forskjellige mål på tilfredsstillende vannkvalitet: Antall innbyggere som er tilknyttet vannverk med tilfredsstillende prøvesvar mht. ecoli (40 % vekt), intestinale enterokokker (40 % vekt), farge (10 % vekt) og PH (10 % vekt). For kommuner med tilfredsstillende prøvesvar på alle punkter vil variabelen være lik antallet tilknyttede innbyggere.

Kapital består av kommunekonsernets avskrivninger og fungerer som et mål på investeringsnivået for kommunene (inkludert avskrivninger fra kommunale og interkommunale selskaper). Ideelt sett skulle vi heller hatt et mer direkte mål på verdien av anleggsmidlene, men dette er ikke tilgjengelig på funksjonsnivå i KOSTRA, og det må i så fall bestilles av SSB. Det er likevel slik at kommuner med høye historiske investeringer vil ha høyere avskrivninger, og vi føler oss trygge på at dette fanger opp investeringene på en tilfredsstillende måte.

Vi vil til sist diskutere litt mer i detalj både noen av de inkluderte og ekskluderte variablene fra den endelige spesifikasjonen. Effektivt ledningsnett gir uttelling for kommuner med lengre ledninger og prosentmessig fratrukk ut fra hvor stor del av den totale mengden som går til lekkasjer. Vi er klare over at lekkasjene i stor grad er estimerte anslag, men siden lekkasje delt på total leveranse er oppad begrenset til 0, og den samlede andelen til 1 vil ikke dette gi så store utslag at fronten vil flyttes nevneverdig. Driftsstabilitet skal fange opp i hvor stor grad kommunene er i stand til å tilby kontinuerlig vannforsyning til sine tilknyttede innbyggere.

Variabelen er transformert og skalert slik at kommunen med flest innbyggertimer med ikke-planlagt avbrudd får 50 % uttelling av variabelen sammenlignet med hva den ville fått om den hadde null innbyggertimer avbrudd. Dette er en kalibrering vi har gjort selv basert på skjønn, etter hva vi synes er rimelig konsekvens.

Av ekskluderte variabler som det er vanskelig å inkludere, men som både er kostnadsdrivende og viktige kvalitetsindikatorer, er det først og fremst beredskap og alternativ forsyning som bør nevnes. Det er her ikke åpenbart hvordan det kan inkluderes i modellen på en god måte, og vi må sette vår lit til at investeringer knyttet til alternativ forsyning fanges opp av de avskrivningene, mens det blir verre å fange opp beredskapsøvelser, beredskapsplaner o.l. Vi tror likevel at de 5 variablene som er med i stor grad fanger opp forskjeller i kvalitet i tjenestetilbudet til kommunene innenfor vannsektoren.

3.2. Produksjon i avløpssektoren

For avløpssektoren har vi etter grundige analyser og nøye vurderinger blitt sittende igjen med følgende fire produktmål:

- Rensegrad
- Andel av nettet som er separat
- Kloakkstopper
- Kapital

Rensegrad er et kombinert kvalitets- og kvantitetsmål. Det fanger opp antall innbyggere som er tilknyttet anlegg som tilfredsstillende renskrav. Kommuner som har 100 % av innbyggerne tilknyttet slike anlegg vil få innbyggertallet som variabelverdi.

Andel av nettet som er separat er også et kombinert kvalitets- og kvantitetsmål, hvor antall tilknyttede innbyggere multipliseres med andelen av nettet som består av separate spill- og overvannsledninger.

Kloakkstopper er et kvalitetsmål som fanger opp omfanget av kloakkstopper i løpet av året. Siden det optimale er å ha null kloakkstopper, mens det skal inngå som produksjonsmål (hvor en høyere verdi er bra), må variabelen transformeres og skaleres. Variabelen er definert slik:
$$\text{Kloakkstopper} = \left(1 - \frac{\text{antall kloakkstopp}}{\text{lengde ledningsnett}} * x\right) * \text{lengde ledningsnett}$$
, hvor x er satt slik at kommunen med flest kloakkstopp per ledningsmeter får en variabelverdi som er på 50 % av den totale ledningslengden.

Kapital består av kommunekonsernets avskrivninger og fungerer som et mål på investeringsnivået for kommunene (inkludert avskrivninger fra kommunale og interkommunale selskaper). Ideelt sett skulle vi heller hatt et mer direkte mål på verdien av anleggsmidlene, men dette er ikke tilgjengelig på funksjonsnivå i KOSTRA, og det må i så fall bestilles av SSB. Det er likevel slik at kommuner med høye historiske investeringer vil ha høyere avskrivninger, og vi føler oss trygge på at dette fanger opp investeringene på en tilfredsstillende måte.

Også her bør både inkluderte og ekskluderte variabler i produksjonen diskuteres litt nærmere. Rensegrad er i utgangspunktet en binær variabel (om et aktuelt anlegg tilfredsstiller renskravene for det året), som er multiplisert med antallet innbyggere. Hvis alle innbyggerne i en kommune er tilkoblet det samme rensanlegget, så vil variabelverdien bli likt innbyggertallet om man tilfredsstiller renskravene, og null hvis man ikke tilfredsstiller renskravene, uavhengig av hvor langt man er unna å tilfredsstille renskravene. Det kan nok oppleves som litt hardt at rensing som er marginalt under renskravene gir null uttelling, men vi ser på det som en så viktig variabel at den må være med til tross for dette. Andelen av nettet som er separat er også et kvalitetsmål som sier noe om hvor langt kommunen har kommet når det gjelder separering av ledningssystemet fra fellesledninger til separate over- og spillvannsledninger. Denne andelen multipliseres også med antall innbyggere for å sørge for riktig skala. Kloakkstopper er en konsekvens av manglende vedlikehold eller for dårlig grunnleggende infrastruktur. I modellen har vi inkludert denne som antall kloakkstopp per kilometer ledningsnett, og skalert slik at kommunen med flest kloakkstopper per kilometer ledningsnett får 50 % uttelling av variabelen sammenlignet med hva den ville fått om den hadde null kloakkstopp. Dette er en kalibrering vi har gjort selv basert på skjønn, etter hva vi synes er rimelig konsekvens.

Av utelatte variable kan vi nevne slambehandling. God slamhåndtering gir åpenbart økte kostnader, i alle fall på kort sikt, men på grunn av at datamaterialet er altfor mangelfullt, og de fleste variablene kun er rapportert av rundt 50-100 kommuner, gjør det at vi ikke kan inkludere noe som har med slamhåndteringen å gjøre i analysene. Vi tror likevel mye av investeringene som gjøres i slamhåndtering kan fanges opp av avskrivningene, og tror at vi fanger opp veldig mye av kvalitetsforskjellene i tjenestetilbudet mellom kommunene.

3.3. Innsatsfaktorer og korrigerings av ufrivillige kostnadsulemper

Som nevnt innledningsvis har vi i analysene definert modellen slik at det beregnes såkalt kostnadseffektivitet fremfor teknisk effektivitet, og at vi i analysene dermed kun inkluderer aktuelle utgifter som innsatsfaktor. I utgangspunktet er datatilgangen med hensyn til organisasjonenes utgifter god gjennom at aktuelle regnskapsdata rapporteres både i statistikken for kommuneregnskap i KOSTRA, samt at det for både vann- og avløpssektoren rapporteres egne selvkostregnskap i samme database. Vi mener at det samlede gebyrgrunlaget fra selvkostregnskapet er hensiktsmessig å benytte som mål på organisasjonenes ressursinnsats for å produsere aktuelle tjenester.

Det samlede gebyrgrunlaget skal fange opp både direkte og indirekte kostnader til produksjonen av tjenesten, samtidig som det gjennom bruk av kalkulatoriske avskrivninger og renter skal være nøytralt til hvordan tjenesten er organisert i den enkelte kommune. Blant annet er det trolig en fordel at utgiftsmålet tar utgangspunkt i kalkulatoriske avskrivninger fremfor regnskapsførte avskrivninger ettersom private selskap og IKS potensielt kan ha annen avskrivningspraksis enn kommuner. Videre vil kalkulatoriske renter ta hensyn til at hvordan anleggsmidlene er finansiert ikke skal ha noen betydning for beregnet effektivitet. Disse to elementene sørger dermed for at utgiftene blir mer direkte sammenlignbare på tvers av enhetene.

Da er det imidlertid en langt større utfordring med å etablere et utgiftsmål som tar hensyn til at organisasjonene står overfor andre typer kostnadsulemper, slik som ulikt bosettingsmønster, topografi, grunnforhold og renskrav. I tillegg spiller også stordriftsfordeler inn, men dette elementet tar modellen hensyn til ettersom effektiviteten i én organisasjon sammenlignes direkte mot sammenlignbare enheter, se nærmere diskusjon i kapittel 2.

Målet om å yte organisasjoner med ulike kostnadsulemper rettferdighet i en effektivitetsmåling kan i hovedsak adresseres på tre ulike måter. Et alternativ er å se på slike forhold som produksjon/output og dermed la de inngå som produkt i effektivitetsberegningene, eventuelt som en faktor knyttet til andre hovedprodukter.

Et annet alternativet er å først beregne effektiviteten i organisasjonene uten at eksempelvis ulik topografi og bosettingsmønster tas høyde for. Man kan deretter gjennomføre en regresjonsanalyse med beregnet effektivitet som avhengig variabel og aktuelle kostnadsforhold som uavhengige variabler. Da vil man få estimert sammenhengen mellom beregnet effektivitet

og de ulike kostnadsforholdene og kan på bakgrunn av dette beregne en korrigert effektivitetsscore justert for kostnadsulemper for hver organisasjon.

Et siste alternativ er at organisasjonenes innsatsfaktorer korrigeres for slike forhold før effektivitetsberegningen gjennomføres. Denne fremgangsmåten er tidligere benyttet av forskergruppen vår i effektivitetsmålinger av kommunal tjenesteproduksjon i for eksempel barnehage, skole og pleie og omsorg, se blant annet Borge mfl. 2020. Det vi i SØF har gjort da er at allerede beregnede kostnadsforhold i kommunenes inntektssystem har blitt benyttet til å korrigere innsatsfaktorer før effektivitetsberegningen gjennomføres.

I dette prosjektet har vi valgt å følge tidligere praksis og dermed justere kommunenes gebyrgrunnlag for kostnadsulemper før effektivitetsanalysen foretas. En klar ulempe er imidlertid at det ikke eksisterer tidligere studier av hvilke kostnadsulemper som forklarer variasjoner i organisasjonenes utgifter til vann- og avløpstjenesten. I dette kapittelet har vi derfor gjennomført egne regresjonsanalyser av enhetskostnadene ved å tilby aktuelle tjenester og følgelig forsøkt å forklare variasjonen med aktuelle kostnadsfaktorer.

Det er særlig faktorer som knytter seg til tjenestemottakernes bosettingsmønster, topografi og tilgangen på kyststripe som har vært testet ut. Sistnevnte variabel følger av at organisasjonene normalt vil ha ekstra strenge renskrav for avløpsvann når man ikke har hav for utløp tilgjengelig.

Som mål på enhetskostnaden er gebyrgrunnlaget i vann og avløp relatert til henholdsvis samlet vannproduksjon (antall kubikkmeter) og antall innbyggere tilknyttet kommunale avløp. I noen få tilfeller kunne det imidlertid se ut som at det var noen ekstremobservasjoner i de beregnede enhetskostnadene, noe vil valgte å løse ved å ekskludere én prosent av observasjonene i begge haler av fordelingen. Det vil si at de tre kommunene med henholdsvis høyeste og laveste enhetskostnader ikke er med i analysen som danner grunnlag for korrigeringen av innsatsfaktorene med hensyn til ulike kostnadsulemper. Disse kommunene vil imidlertid få korrigert sine kostnader med de faktorer som følger av analysen. Som et grunnlag for analysene er gjennomsnittsverdien for enhetskostnaden i vann og avløp beregnet til henholdsvis kroner 14,39 og 2 647,77, med standardavvik på kroner 7 og 1 546.

Endelig modell benyttet til å korrigere gebyrgrunnlaget for vanntjenesten er gjengitt i tabell 3.1. Vi har her analysert data på kommunenivå og det er årene 2018 og 2019 som inngår i analysene. I modellen har vi kontrollert for en variabel som tar hensyn til smådriftsulemper representert

med invers vannproduksjon ($1/m^3$ vann) og andel innbyggere som bor spredtbebygde. I tillegg inkluderes kommunenes frie inntekter per innbygger og en dummyvariabel for året 2019, som blant annet er ment å fange opp prisvekst over perioden. DEA-analysen tar i utgangspunktet høyde for stordriftsfordeler/smådriftsulemper, men i denne analysen er det likevel ønskelig at dette fanges opp ettersom vi ønsker at betydningen av andre kostnadsfaktorer er beregnet i en modell som tar høyde nettopp dette. Årsaken er at smådriftsulemper kan være positivt korrelert med eksempelvis bosettingsmønsteret i kommunen, slik at man ellers kan komme til å over- eller undervurdere betydningen av andre variabler.

Tabell 3.1. Regresjonsanalyse av enhetskostnadene knyttet til vann som avhengig variabel (i 1000 kroner)

	(1)
$1/m^3$ vann (invers vannmengde)	0,9259*** (0,21855)
Andel innbyggere som bor spredtbebygde	0,0062*** (0,00146)
Frie inntekter per innbygger	-0,0000*** (0,00000)
År=2019	0,0013*** (0,00023)
Konstant	0,0164*** (0,00224)
Observasjoner	679
R-kvadrert	0,305

Robuste standardfeil klustret på kommune. Analysen baserer seg på data for årene 2018 og 2019. ***, ** og * angir utsagnskraftig estimat på henholdsvis 1, 5 og 10 prosent nivå.

Invers vannproduksjon er statistisk signifikant på 1-prosentnivå og med forventet positiv fortegn. Dersom vannproduksjonen reduseres, vil variabelens verdi øke (vannproduksjonen er i nevneren), noe som modellen finner at vil øke enhetskostnaden. Høye frie inntekter i kommunen ser ut til å samvariere negativt med enhetskostnaden, mens dummyvariabelen for året 2019 indikerer at enhetskostnaden, alt annet likt, i snitt var 1,3 kroner høyere i 2019 enn i 2018.

Det er imidlertid betydningen av bosettingsmønsteret som er sentralt i denne analysen. Vi forsøkte en rekke ulike definisjoner på befolkningens bosettingsmønster, blant annet ulike definisjoner av innbyggernes reiseavstand (henholdsvis sone- og nabokriteriene fra kommunenes inntektssystem) og en variabel fra vanntabellene i KOSTRA som sier noe om

hvor mange innbyggere som er tilknyttet anlegg med færre enn 1000 abonnenter. Det var imidlertid en variabel som måler andelen innbyggere som bor spredtbebygde som i størst grad bidro til å forklare variasjonen i enhetskostnader mellom kommunene. Estimert koeffisient for variabelen er 0,0062, noe som indikerer at dersom andelen innbyggere som bor spredtbebygde øker med 10 prosentpoeng, så øker enhetskostnaden med kroner 0,62 ($10\% * 0,0062 = 0,00062$, tall i tusen). Fra rapportert R-kvadrert finner vi at modellen bidrar til å forklare om lag 30 prosent av variasjonen i enhetskostnad.

Videre har vi også forsøkt å inkludere variabler som tar hensyn til topografien ved at det kan være dyrt å bygge ut vannettet når det må sprenges fremfor å graves i eksempelvis jord og myr. Vi fant imidlertid ikke at slike variabler bidro til å forklare forskjeller i kommunenes enhetskostnader knyttet til vann. Innspill fra oppdragsgiver presiserer også at det er dyrt å bygge ut aktuell infrastruktur i bygater og lignende. Vi har ikke fått inkludert variabler i modellen som tar hensyn til denne dimensjonen, samtidig som vi mener at dette i stor grad vil fanges opp i selve effektivitetsanalysen ved at DEA-metoden sammenligner produksjon og ressursinnsats mellom like enheter. Dette betyr at effektiviteten i storbyer vil evalueres mot effektiviteten i andre storbyer.

Tilsvarende analyser av enhetskostnader i avløpssektoren er presentert i tabell 3.2. Som for vannsektoren inkluderes det også her en variabel som tar hensyn til smådriftsulempen, samt årsumdummy for 2019 og kommunenes frie inntekter.

Som for vannsektoren testet vi ut en rekke ulike definisjoner på bosettingsmønsteret i kommunen. Valget falt på en variabel som måler gjennomsnittlig reiseavstand til et såkalt sonesenter per innbygger.¹ Denne variabelen inngår i utgiftsutjevningen i kommunenes inntektssystem for å fange opp merutgifter ved å tilby ulike tjenester i spredtbebygde kommuner. Fortegnet til variabelen er positivt, noe som betyr at enhetskostnaden for avløp per tilknyttede innbygger tiltar med spredt bosettingsmønster.

Videre har vi inkludert en variabel som måler arealet som består av bart fjell, grus- og blokkmark per tilknyttede innbygger. Motivasjonen er som nevnt over, at det er relativt dyrt å bygge ut ledningsnett i fjellgrunn. Også her finner vi en signifikant sammenheng med enhetskostnadene. Den estimerte koeffisienten på 2,1415 kan forstås som at enhetskostnaden i

¹ Kilde er regjeringens Grønt hefte (Inntektssystemet for kommuner og fylkeskommuner 2021). Reiseavstand blir beregnet for alle innbyggere i en sone til sonesenteret, summert for alle innbyggere i sonen. En sone er et geografisk sammenhengende område som er satt sammen av grunnkretser.

kommuner med 1 km² steingrunn per tilknyttede innbygger i snitt er kroner 2 141,50 høyere enn i kommuner med 0 km² steingrunn per tilknyttede innbygger. I snitt er det 0,04 km² steingrunn per tilknyttede innbygger i kommunene, med et standardavvik på omtrent 0,11.

Tabell 3.2. Regresjonsanalyse av enhetskostnadene knyttet til avløp som avhengig variabel (i 1000 kroner)

	(1)
1/tilknyttede innbyggere (inverst innbyggertall)	555,3005*** (180,51914)
Reiseavstand sone per tilknyttede innbygger	0,0174** (0,00675)
Areal (km ²) bart fjell, grus- og blokkmark per tilknyttede innbygger	2,1415*** (0,62699)
Ikke kystlinje	1,0057*** (0,14165)
Kystlinje sørøst-Norge	0,2867** (0,14487)
Lengde kyststripe per tilknyttede innbygger	-0,8122** (0,32925)
Frie inntekter per innbygger	-0,0000** (0,00001)
År=2019	0,2152*** (0,04541)
Konstant	2,7832*** (0,60352)
Observasjoner	737
R-kvadrert	0,243

Robuste standardfeil klustret på kommune. Analysen baserer seg på data for årene 2018 og 2019. ***, ** og * angir utsagnskraftig estimat på henholdsvis 1, 5 og 10 prosent nivå.

Et viktig innspill fra oppdragsgiver gikk også på at innlandskommuner, samt kommuner langs kysten i sørøst-Norge, ofte vil ha høyere kostnader med å rense avløpsvann sammenlignet med kommuner som ligger ved kysten i resten av Norge. Vi har inkludert tre variabler som tester ut betydningen av det å være lokalisert langs kysten. To av variablene er dummyvariabler som tar verdien 1 for henholdsvis kommuner som ikke har kystlinje og kommuner med kystlinje i sørøst-Norge (det vil si i fylkene Viken, Oslo, Vestfold og Telemark og Agder), samt én variabel som i tillegg måler lengden kyststripe (både fastland og øyer) per tilknyttede innbygger. Vi finner en tydelig sammenheng mellom enhetskostnaden og kystlinje, hvor dummyvariabelen for ikke kystlinje indikerer at enhetskostnaden i innlandskommuner i snitt er 1 006 kroner høyere enn enhetskostnaden i kommuner med kyst nordover fra og med Rogaland.

Sett opp mot gjennomsnittlig enhetskostnad er dette betydelig. Kystkommuner i sørøst-Norge har i gjennomsnitt en enhetskostnad som er 287 kr høyere enn kystkommuner lenger nord i landet – alt annet likt. I tillegg avtar enhetskostnaden med lengden på kystlinjen.

Så for avløp korrigeres innsatsfaktoren som tas inn i DEA-analysen både for bosettingsmønster, topografi og kystlinje, mens innsatsfaktoren i vannsektoren kun korrigeres for innbyggernes bosettingsmønster. Operasjonelt foretas korrigeringen ved at det lages et kriterium for hver variabel som blir lik 1 for landsgjennomsnittet (populasjonsveid snitt).

Vekten for de ulike variablene er beregnet med utgangspunkt i modellene i tabell 3.1 og tabell 3.2 ved at koeffisienten er faktoren av beregnet koeffisient og gjennomsnittlig verdi for variabelen er dividert på gjennomsnittlig enhetskostnad. Tabell 3.4 gir en oppsummering av de beregnede vektene. Vekten til kriteriet for spredt bosettingsmønster i vannsektoren er beregnet til 19,26 prosent, mens reiseavstand, fjellareal og de tre kystlinjevariablene i avløpssektoren er beregnet til henholdsvis 9,66, 3,33, 17,84, 1,24 og -3,28 prosent.

Tabell 3.3. Analyse av enhetskostnadene knyttet til avløp

	Vann (indikatorens vekt)	Avløp (indikatorens vekt)
Andel innbyggere som bor spredtbebygde	19,26 %	
Reiseavstand sone per tilknyttede innbygger		9,66 %
Areal bart fjell, grus- og blokkmark per tilknyttede innbygger		3,33 %
Ikke kystlinje		17,84 %
Kystlinje sørøst-Norge		1,24 %
Lengde kyststripe per tilknyttede innbygger		-3,28 %

Vi ser imidlertid at variasjonen i disse variablene til dels er meget store, noe som for enkeltkommuner i utgangspunktet gir svært store korrigeringer av faktiske utgifter. Eksempelvis er maksimumsverdien for fjellgrunn per tilknyttede innbygger 1,06, mens gjennomsnitt som tidligere presisert er 0,04. Vi har derfor måttet gjøre en vurdering av hvor stor korrigeringsfaktor som bør tillates når ekstremverdier i bosettingsmønster, fjellgrunn og kystlinje endrer det sammenlignbare gebyrgrunnlaget. For vannsektoren fører ikke variasjonen i bosettingsmønster til svært store korrigeringer av gebyrgrunnlaget, slik at her har vi satt maksimal korrigeringsfaktor til verdien for henholdsvis 5- og 95-persentilen i observerte data.

Dette gir en maksimal reduksjon i utgiftsgrunnlaget med 46 prosent i forhold til faktiske utgifter, mens maksimalt tillegg tilsvarer 17 prosent tillegg på utgiftene. I avløpssektoren slår derimot variasjonen i forklaringsvariabler mye kraftigere ut, slik at vi her har valgt å sette maksimal korreksjon lik verdien for henholdsvis første og tredje kvartil. Dette tilsvarer en maksimal reduksjon av de faktiske kostnadene med 33 prosent og en maksimal økning på 14,5 prosent.

Den faktiske korrigeringen er gitt av ligningene (1) og (2). Dersom en kommune har gjennomsnittlig verdi på alle aktuelle kostnadsfaktorer, vil det korrigerte gebyrgrunnlaget tilsvare faktisk gebyrgrunnlag. Kommuner med spredt bosetting vil få beregnet et noe redusert gebyrgrunnlag, alt annet likt, mens det samme er tilfelle i avløpssektoren for kommuner med mye fjellgrunn og ingen eller liten kystlinje.

$$(1) \text{korrigert gebyrgrunnlag vann} = \frac{\text{faktisk gebyrgrunnlag}}{(1-v_{\text{spredt}})+v_{\text{spredt}} \times \text{spredt}}$$

$$(2) \text{korrigert gebyrgrunnlag avløp} = \frac{\text{faktisk gebyrgrunnlag}}{(1-v_{\text{avst}}-v_{\text{stein}}-v_{i_kyst}-v_{s\theta}-v_{\text{ekt}_{kystl}})+v_{\text{avst}} \times \text{avst}+v_{\text{stein}} \times \text{stein}+v_{i_kyst} \times i_kyst+v_{s\theta} \times s\theta+v_{kyst} \times kystl.}$$

3.4. Skjevhetsskorrigering

Siden den ordinære DEA-metoden i seg selv ikke gir mulighet til å beregne standardfeil eller konfidensintervall, har vi valgt å benytte oss av «bootstrapping» for å si noe om usikkerheten til resultatene. Metoden er utviklet av Simar og Wilson (1998, 1999, 2000). Bootstrapping baserer seg på at det gjennomføres et større antall trekninger fra utvalget, hvor man i tillegg til de faktiske observasjonene tar hensyn til at fronten potensielt ligger lenger ut enn det som antas i de ordinære analysene. For hver trekning får man dermed en ny front som kommunene i utvalget sammenlignes med, og denne variasjonen gir konfidensintervall for de enkelte observasjonene. Utledet fra dette får man videre beregnet en skjevhetssjustert effektivitetsscore, som tar høyde for utvalgsskjevhet. Ulempen ved å bruke skjevhetsskorrigerte scorer er at man ikke lenger får noen kommuner som er effektive (har score på 1), og dermed forsvinner også aspektet med referansekommuner. Vi har derfor valgt å presentere resultatene i kapittel 4 både med ordinære og skjevhetsskorrigerte DEA-scorer.

4. Beregnet effektivitet

I dette kapitlet presenterer vi resultatene fra modellene presentert i kapittel 2 og 3. I 4.1 ser vi på resultater fra modellen for vann, og i 4.2 ser vi på resultater fra modellen for avløp. I kapittel 4.3 sammenligner vi resultatene fra de to modellene.

4.1. Vann

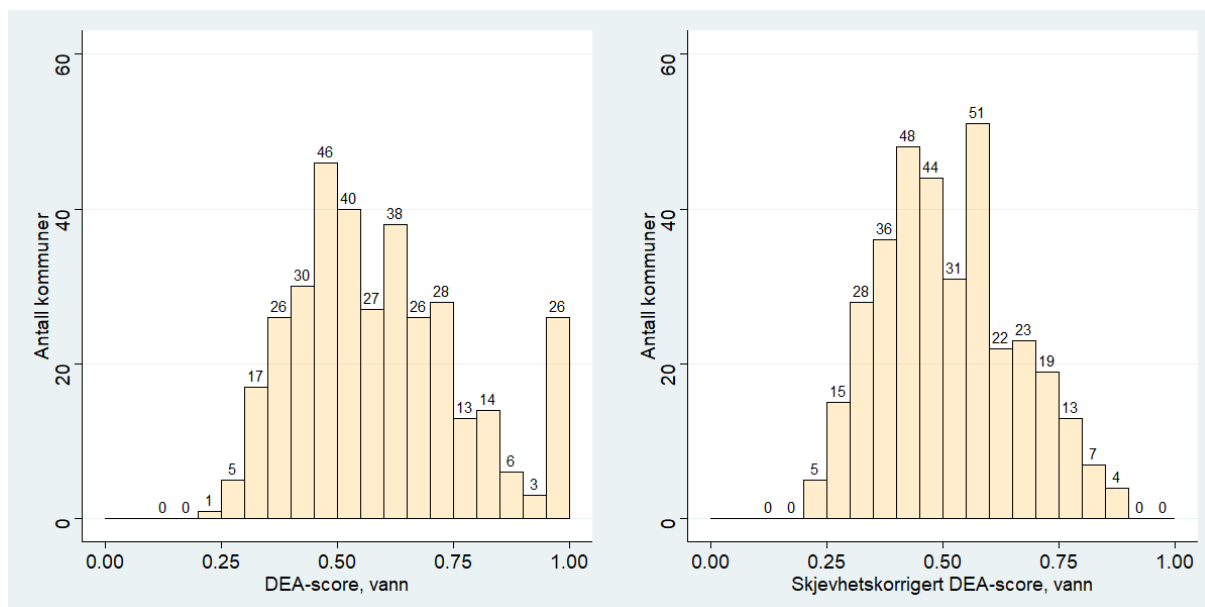
I den endelige spesifikasjonen for vannsektoren ender vi opp med resultater for 345 kommuner. Enkel deskriptiv statistikk for både de ordinære og skjevhetsskorrigerte scorene vises i tabell 4.1. Som vi kan se er gjennomsnittlig score i den ordinære modellen på 0,59, som indikerer at den gjennomsnittlige kommunen har et effektiviseringspotensial sammenlignet med de beste kommunene på rundt 41 prosent. Tallet er imidlertid et uvektet gjennomsnitt, og for å finne effektiviseringspotensialet for sektoren som helhet bør man heller ta det befolkningsvektede gjennomsnittet, som er på 0,74, og indikerer at effektiviseringspotensialet for kommunene sett under ett er på 26 prosent. Det forteller oss også at de store kommunene i gjennomsnitt er mer effektive enn de små.

Tabell 4.1. Deskriptiv statistikk, DEA-score for vannsektoren.

	Ordinær DEA	Skjevhetsskorrigert DEA	Nedre konfidensintervall	Øvre konfidensintervall
Minimum	0,24	0,20	0,18	0,23
1. kvartil	0,46	0,40	0,37	0,45
Median	0,57	0,50	0,46	0,55
Gjennomsnitt	0,59	0,51	0,47	0,57
3. kvartil	0,70	0,60	0,55	0,68
Maksimum	1,00	0,90	0,84	0,97

I kolonne 2 finner vi tilsvarende statistikk for skjevhetsskorrigert score. Som vi kan se er verdiene for minimum og 1. kvartil noe lavere (0,04-0,06), mens gjennomsnittlig score er 0,08 lavere, og både 3. kvartil og maksimumsverdien er 0,10 lavere i den skjevhetsskorrigerte modellen. Det er som forventet at kommunene med høyest score får redusert sin score mest gjennom skjevhetsskorrigeringa. Grunnen er at de store kommunene har færrest kommuner å sammenligne seg med, og dette gjør at scoren til kommunen er mer sensitiv til utvalget som gjøres i hvert trekk av beregningen vi har beskrevet i kapittel 3.4. Disse får dermed et større utfallsrom og lavere gjennomsnittsscore. Dette vises også gjennom at det befolkningsvektede gjennomsnittet er på 0,60, som er 0,14 lavere enn for den ordinære DEA-scoren.

For å få en bedre forståelse av fordelingen av DEA-scorer viser vi den grafisk i figur 4.1. I panelet til venstre ser vi at hele 26 av kommunene er vurdert som effektive, mens de fleste øvrige er rimelig jevnt fordelt mellom 0,30 og 0,85. For de skjevhetsskorrigerte scorene til høyre er fordelingen rimelig lik, sett bort fra at det ikke er noe kommuner med score over 0,90.



Figur 4.1. Fordelingen av ordinær og skjevhetsskorrigert DEA-score for vannsektoren.

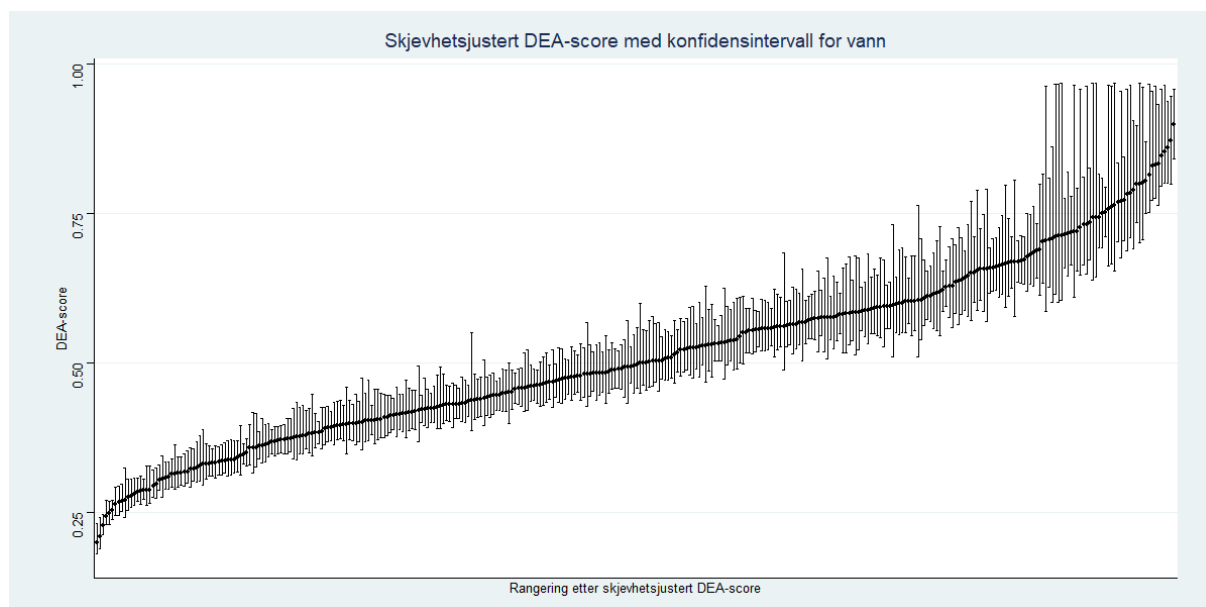
Med valget om å tillate variabel skalaavkastning i modellen gjør vi at kommuner sammenlignes med kommuner med relativt lik størrelse. Små kommuner vil derfor sammenlignes med andre små kommuner, og store kommuner vil sammenlignes med andre store kommuner. I tabell 4.2 ser vi på fordelingen av gjennomsnittlige DEA-scorer gruppert etter innbyggertall. Som vi ser er de minste kommunene i gjennomsnitt minst effektive, og sett bort fra at kommunegruppen med 4000-5000 har noe lavere enn de øvrige, er det rimelig jevnt opp til 10000 innbyggere, før det blir gradvis stigning i gjennomsnittet for de siste tre gruppene.

Når vi ser på de skjevhetsskorrigerte scorene er mønsteret temmelig likt, men som vi nevnte tidligere er reduksjonen i score ved overgang fra ordinær til skjevhetsskorrigert score klart størst for kommunene med over 50000 innbyggere. De er likevel i gjennomsnitt klart mer effektive (0,67) enn kommunene med 20000-50000 innbyggere (0,58).

Tabell 4.2. Gjennomsnittlige DEA-scorer innen vannsektoren gruppert etter innbyggertall.

Antall innbyggere	Ordinær DEA	Skjevhetiskorrigert DEA	Nedre konfidensintervall	Øvre konfidensintervall
0-1000	0,52	0,44	0,40	0,50
1000-2000	0,57	0,51	0,47	0,55
2000-3000	0,55	0,49	0,46	0,54
3000-4000	0,56	0,49	0,45	0,54
4000-5000	0,48	0,41	0,38	0,46
5000-10000	0,58	0,49	0,46	0,56
10000-20000	0,62	0,54	0,49	0,60
20000-50000	0,68	0,58	0,53	0,66
50000+	0,84	0,67	0,58	0,81

I figur 4.2 presenteres skjevhetstjustert effektivitetsscore (DEA-score) for vannsektoren med tilhørende konfidensintervall, sortert etter den skjevhetstjusterte scoren. Det er en klar tendens til at konfidensintervallene er relativt små for kommunene med lav score, mens usikkerheten er mye større for en del av kommunene med høy score. Årsaken er at kommuner som har få kommuner å sammenligne seg med, enten i kraft av sin størrelse eller en uvanlig kombinasjon av innsatsfaktorer og produkter, får stor variasjon i effektivitetsscore avhengig av hvilke kommuner som blir med i hvert enkelt trekk. Dette resulterer i store konfidensintervall, som reflekterer usikkerheten rundt hvorvidt kommunen kommer ut som effektiv fordi den drives effektivt, eller fordi den ikke har tilstrekkelig med sammenlignbare kommuner.



Figur 4.2. Skjevhetstjustert effektivitetsscore (DEA-score) for vanntjenesten. Langs x-aksen ligger de enkelte kommuneobservasjonene rangert etter skjevhetstjustert score.

4.2. Avløp

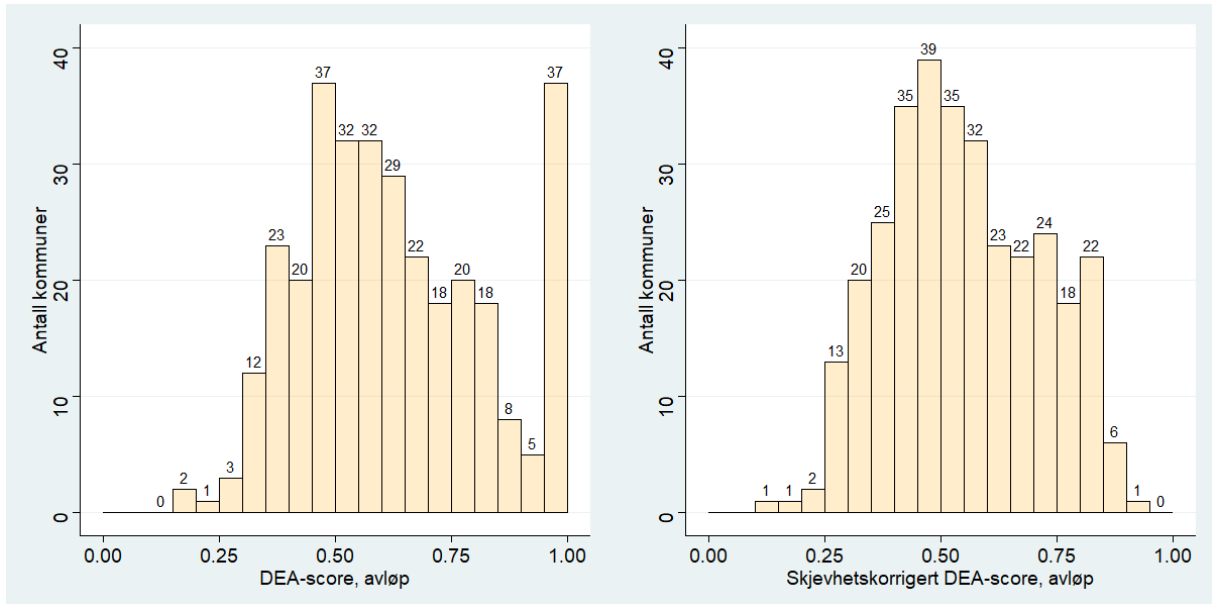
I den endelige spesifikasjonen for avløpssektoren ender vi opp med resultater for 319 kommuner. Enkel deskriptiv statistikk for både de ordinære og skjevhetsskorrigerte scorene vises i tabell 4.3. Som vi kan se er gjennomsnittlig score i den ordinære modellen på 0,63, som indikerer at den gjennomsnittlige kommunen har et effektiviseringspotensial sammenlignet med de beste kommunene på rundt 37 prosent. Tallet er imidlertid også her et uvektet gjennomsnitt, og for å finne effektiviseringspotensialet for sektoren som helhet bør man heller ta det befolkningsvektede gjennomsnittet, som er på 0,78, og indikerer at effektiviseringspotensialet for kommunene sett under ett er på 22 prosent. Det forteller oss også at de store kommunene i gjennomsnitt er mer effektive enn de små. Resultatene er noe høyere resultatene fra vannsektoren, som var på henholdsvis 0,59 og 0,74. Vi merker oss imidlertid at minimumsscore er lavere i analysene for avløpssektoren, med 0,16 i den ordinære modellen, mot 0,24 i vannsektoren.

Tabell 4.3: Deskriptiv statistikk, DEA-score for avløpssektoren.

	Ordinær DEA	Skjevhetsskorrigert DEA	Nedre konfidensintervall	Øvre konfidensintervall
Minimum	0,16	0,13	0,12	0,16
1. kvartil	0,48	0,43	0,40	0,47
Median	0,60	0,53	0,49	0,58
Gjennomsnitt	0,63	0,55	0,50	0,61
3. kvartil	0,77	0,67	0,62	0,75
Maksimum	1,00	0,90	0,85	0,98

I kolonne 2 finner vi tilsvarende statistikk for skjevhetsskorrigert score. Resultatene er også her like med resultatene fra vannsektoren. Som vi kan se er verdiene for minimum og 1. kvartil noe lavere (0,03-0,05), mens gjennomsnittlig score er 0,08 lavere, og både 3. kvartil og maksimumsverdien er 0,10 lavere i den skjevhetsskorrigerte modellen. Det er som forventet at kommunene med høyest score får redusert sin score mest gjennom skjevhetsskorrigeringa. Grunnen er at de store kommunene har færrest kommuner å sammenligne seg med, og dette gjør at scoren til kommunen er mer sensitiv til utvalget som gjøres i hvert trekk av beregningen, og dermed får et større utfallsrom og lavere gjennomsnittsscore. Dette vises også gjennom at det befolkningsvektede gjennomsnittet er på 0,64, som er 0,14 lavere enn for den ordinære DEA-scoren.

For å få en bedre forståelse av fordelingen av DEA-scorer for avløpssektoren viser vi den grafisk i figur 4.3. I panelet til venstre ser vi at hele 37 av kommunene er vurdert som effektive, mens de fleste øvrige er rimelig jevnt fordelt mellom 0,35 og 0,85. For de skjevhetsskorrigerte scorene til høyre er fordelingen rimelig lik, sett bort fra at det kun er én kommune med score over 0,90.



Figur 4.3. Fordelingen av ordinær og skjevhetsskorrigert DEA-score for avløpssektoren.

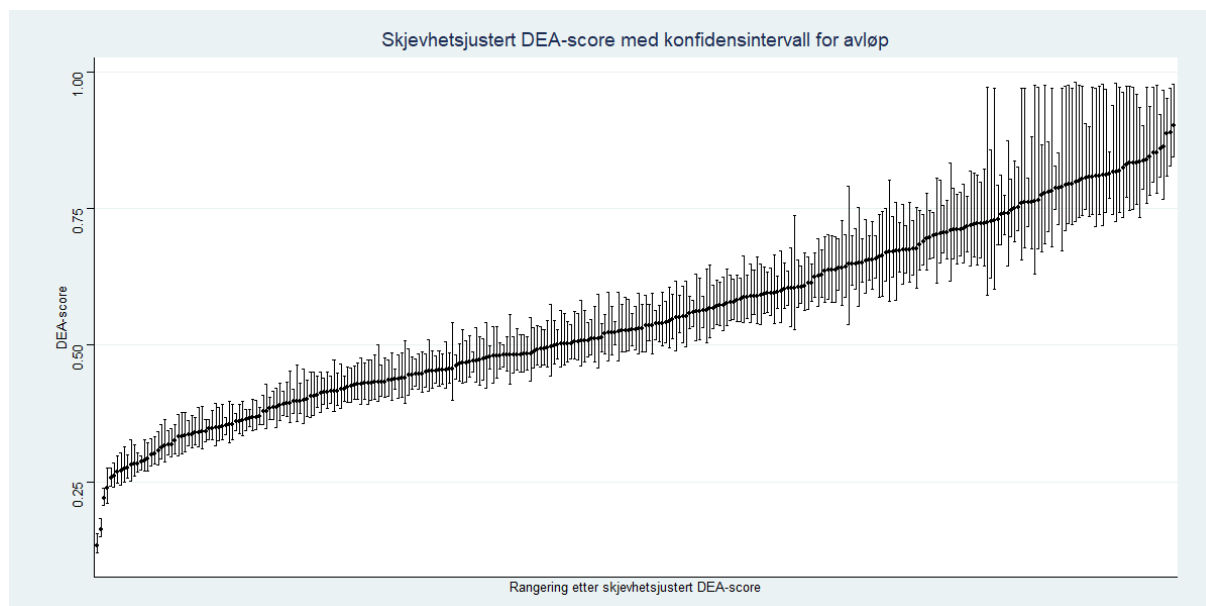
Med valget om å tillate variabel skalaavkastning i modellen gjør vi at kommuner sammenlignes med kommuner med relativt lik størrelse. Små kommuner vil derfor sammenlignes med andre små kommuner, og store kommuner vil sammenlignes med andre store kommuner. I tabell 4.4 ser vi på fordelingen av gjennomsnittlige DEA-scorer gruppert etter innbyggertall. Til forskjell fra vannsektoren kommer de minste kommunene (0-1000 innbyggere) godt ut her, med en gjennomsnittlig score på 0,69, som er betydelig høyere enn snittet for sektoren som er på 0,63. Det er så relativt jevnt fra 1000 og opp til 20000 innbyggere, før vi igjen ser at de største kommunene har høyere gjennomsnittlige scorere.

Når vi ser på de skjevhetsskorrigerte scorene, er mønsteret rimelig likt. Kommunene med under 1000 innbyggere har i gjennomsnitt en noe høyere score enn de øvrige kommunene med under 20000 innbyggere, mens de største kommunene har høyest score også her. Endringen i score fra ordinær til skjevhetsskorrigert modell er samtidig størst for de største og de minste kommunene, som underbygger at noe av grunnen til at disse kommunene scorer relativt høyt kan skyldes at det er færre kommuner som er direkte sammenlignbare.

Tabell 4.4. Gjennomsnittlige DEA-scorer innen avløpssektoren gruppert etter innbyggertall.

Antall innbyggere	Ordinær DEA	Skjevhetiskorrigert DEA	Nedre konfidensintervall	Øvre konfidensintervall
0-1000	0,69	0,59	0,53	0,68
1000-2000	0,57	0,49	0,45	0,55
2000-3000	0,57	0,51	0,47	0,55
3000-4000	0,55	0,49	0,46	0,54
4000-5000	0,63	0,55	0,51	0,61
5000-10000	0,60	0,54	0,50	0,59
10000-20000	0,63	0,56	0,52	0,61
20000-50000	0,70	0,61	0,55	0,69
50000+	0,89	0,71	0,61	0,86

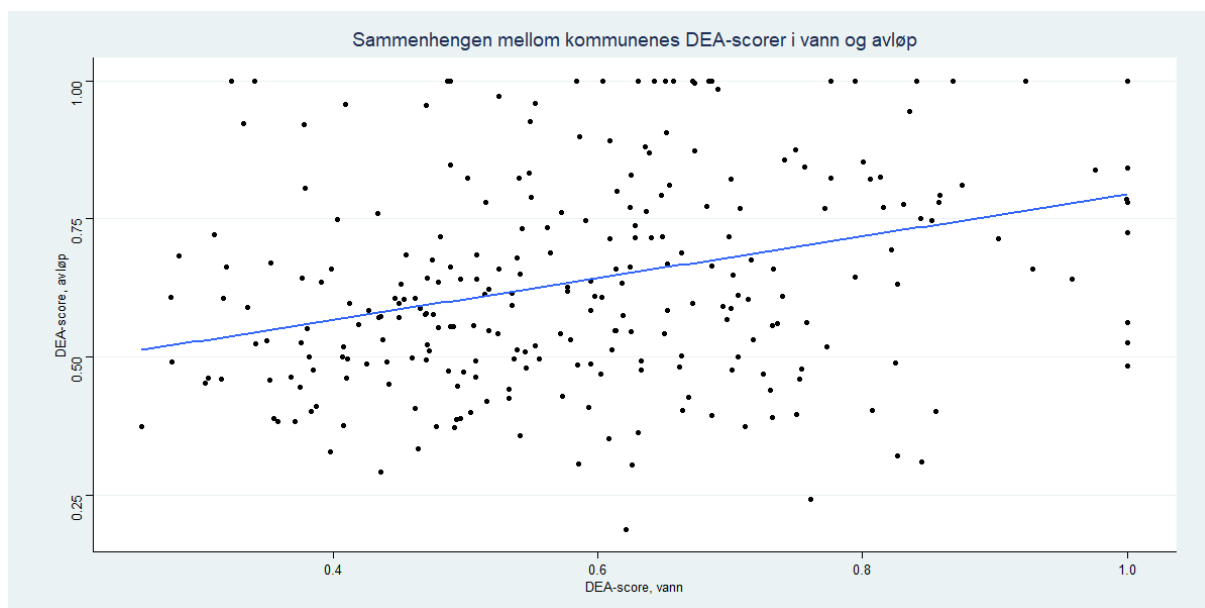
I figur 4.4 presenteres skjevhetjustert effektivitetsscore (DEA-score) for avløpssektoren med tilhørende konfidensintervall, sortert etter den skjevhetjusterte scoren. Også her er det en klar tendens til at konfidensintervallene er relativt små for kommunene med lav score, mens usikkerheten er mye større for en del av kommunene med høy score.



Figur 4.4. Skjevhetjustert effektivitetsscore (DEA-score) for avløpstjenesten. Langs x-aksen ligger de enkelte kommuneobservasjonene rangert etter skjevhetjustert score.

4.3. Sammenligning av resultater fra vann og avløp

Vi har i denne rapporten valgt å dele effektivitetsanalysene inn i separate analyser av vann- og avløpssektoren. Dette har vi tidligere argumentert for er hensiktsmessig dersom det ikke finner sted (ubevisst eller bevisst) krysssubsidiering av tjenestene gjennom at kostnadene ikke fordeles riktig. I figur 4.5 ser vi på de parvise scorene til hver av de 293 kommunene som har score for de to sektorene.



Figur 4.5. Sammenhengen mellom kommunenes DEA-scorer i vann og avløp.

Som vi kan se er det en svakt stigende sammenheng mellom DEA-scorene. Sammenhengen er signifikant, med R^2 på 0,12 og et stigningstall på 0,32, som vil si at kommuner med 0,10 høyere score i vann i gjennomsnitt har en score som er 0,032 høyere i avløp. Vi kan med andre ord si at det er slik at de som har høyere effektivitet i vann i gjennomsnitt har høyere effektivitet også i avløp. Vi ser imidlertid fra figuren at det er flere eksempler på det motsatte. En kommune med 1 i score i vann har score helt nede i rundt 0,5 i avløp, og én av kommunene med 1 i score i avløp har score i vann på rundt 0,3.

For å undersøke den mulige hypotesen om at disse kommunene muligens hadde delfinansiert vannsektoren med avløpsgebyr eller motsatt, har vi sett på forholdstallet mellom vanngebyr og avløpsgebyr for kommunene opp mot forholdstallet mellom DEA-scorene for de to sektorene. Beregnet korrelasjon er tilnærmet null, noe som gir grunn til å tro at kommuner med stor forskjell i DEA-score mellom sektorene ikke kan forklares med en systematisk feilføring av driftsutgifter eller investeringsutgifter på «feil» tjenestesektor.

4.4. Er de mest effektive organisasjonene også billigst?

En mulig bekymring knyttet til analyser av (kostnads)effektivitet er at kostnadene er enkle å måle, mens det er vanskeligere å måle både omfanget og kvaliteten på tjenestene som blir produsert. Dersom vi ikke klarer fange opp forskjeller i produksjon mellom de som er «best» og de som er «dårligst», vil effektivitetsresultatene kun vise at de billigste tilbyderne også er de mest effektive. Vi har tidligere argumentert for at vi fanger opp en rekke kvalitetsforskjeller i tjenestene, men vi undersøker likevel i dette delkapittelet hvordan sammenhengen mellom årsgebyr og beregnet effektivitet er.

I tabell 4.5 ser vi sammenhengen mellom effektivitet i vannsektoren og fakturert årsgebyr, hvor kommunene er delt inn i 4 like store kvartiler for hvert av målene. Tabellen tolkes som følger: Øverst til venstre ligger kommunene i 1. kvartil av årsgebyr og 1. kvartil av effektivitetsscore for vann, og det er 4 kommuner som hører til i denne kategorien. Det vil si at kommunene er blant de 25 prosent med lavest årsgebyr og blant de 25 prosent med lavest effektivitetsscore. I bunnen til venstre ligger de 39 kommunene som er blant de 25 prosent med høyest årsgebyr, og er blant de 25 prosent med lavest effektivitetsscore.

Tabellen viser at det ikke er slik at billigst nødvendigvis er best. Av kommunene med lavest årsgebyrer er det riktig nok flest av dem som er i gruppen med høyest score (46), men det er også 4 av de billigste som er i 1. kvartil og 11 av de billigste som er i 2. kvartil. Av de 25 prosent dyreste kommunene er 39 av dem er i gruppen med lavest effektivitet, mens det er 10 kommuner som både er blant de dyreste og de mest effektive.

Tabell 4.5. Sammenhengen mellom effektivitet i vannsektoren og fakturert årsgebyr

		Effektivitet vann			
		1. kvartil	2. kvartil	3. kvartil	4. kvartil
Årsgebyr	1. kvartil	4	11	18	46
	2. kvartil	10	24	28	17
	3. kvartil	34	24	23	13
	4. kvartil	39	26	18	10

Note: Årsgebyr er hentet fra KOSTRA-databasen. Dersom stipulert årsgebyr er mest utbredt i kommunen, er oppgitt beløp det en standard enebolig på 120 m² bruksareal betaler. Dersom vannmåler er mest utbredt, tilsvarer prisen et forbruk på 150 m³ inkludert eventuell fast del. Tallene i tabellen indikerer antall kommuner innenfor de aktuelle kvartilgruppene.

Tilsvarende tall for avløpssektoren finner vi i tabell 4.6. Tabellen viser at det er et lignende mønster innen avløp. De billigste kommunene er noe overrepresentert blant de mest effektive, mens det ellers virker å være en jevn fordeling i de andre kvartilene. Det ser med andre ord ut

til at vi også her klarer å fange opp forskjeller i produksjon som gjør at det ikke nødvendig er de billigste kommunene som kommer ut som mest effektive.

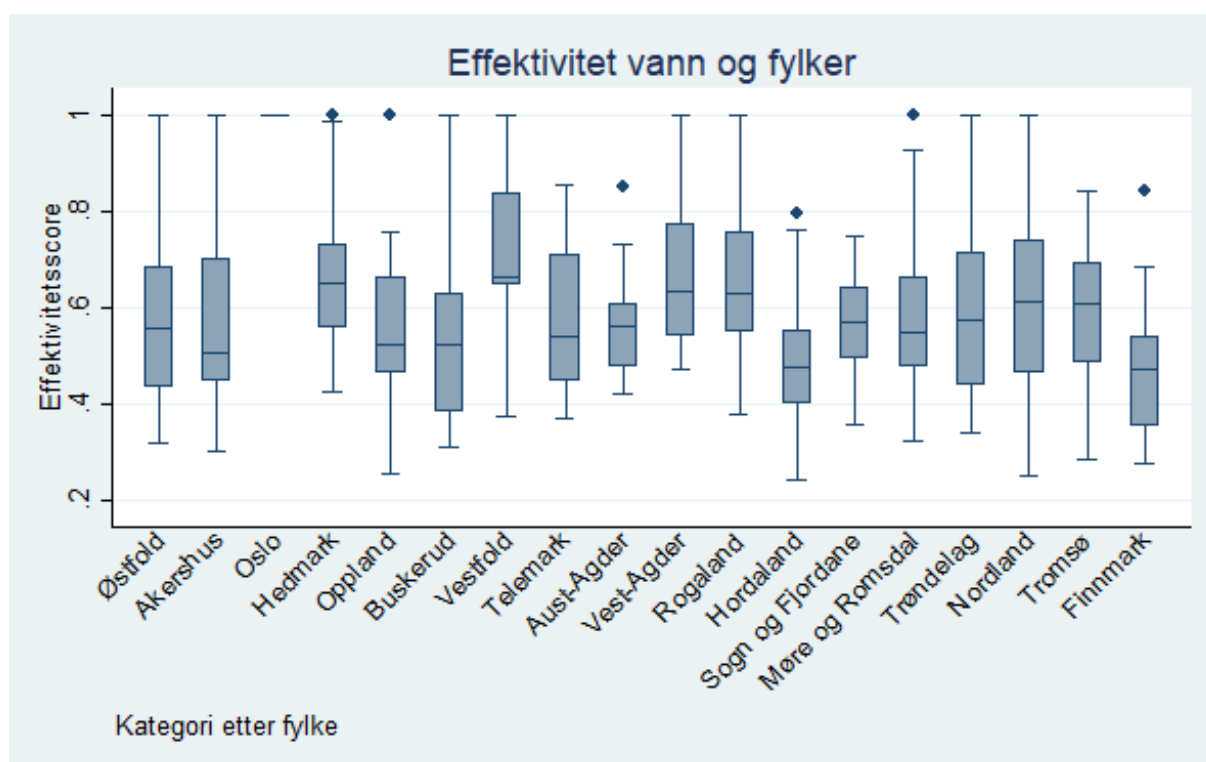
Tabell 4.6. Sammenhengen mellom effektivitet i avløpssektoren og fakturert årsgebyr

		Effektivitet avløp			
		1. kvartil	2. kvartil	3. kvartil	4. kvartil
Årsgebyr	1. kvartil	17	12	14	32
	2. kvartil	22	19	24	19
	3. kvartil	25	22	23	17
	4. kvartil	16	27	19	11

Note: Årsgebyr er hentet fra KOSTRA-databasen. Dersom stipulert årsgebyr er mest utbredt i kommunen, er oppgitt beløp det en standard enebolig på 120 m2 bruksareal betaler. Dersom vannmåler er mest utbredt, er oppgitt pris tilsvarende 150 m3 avløpsvann inkludert eventuell fast del. Tallene i tabellen indikerer antall kommuner innenfor de aktuelle kvartilgruppene.

5. Sammenhengen mellom effektivitet og kjennetegn ved kommunene

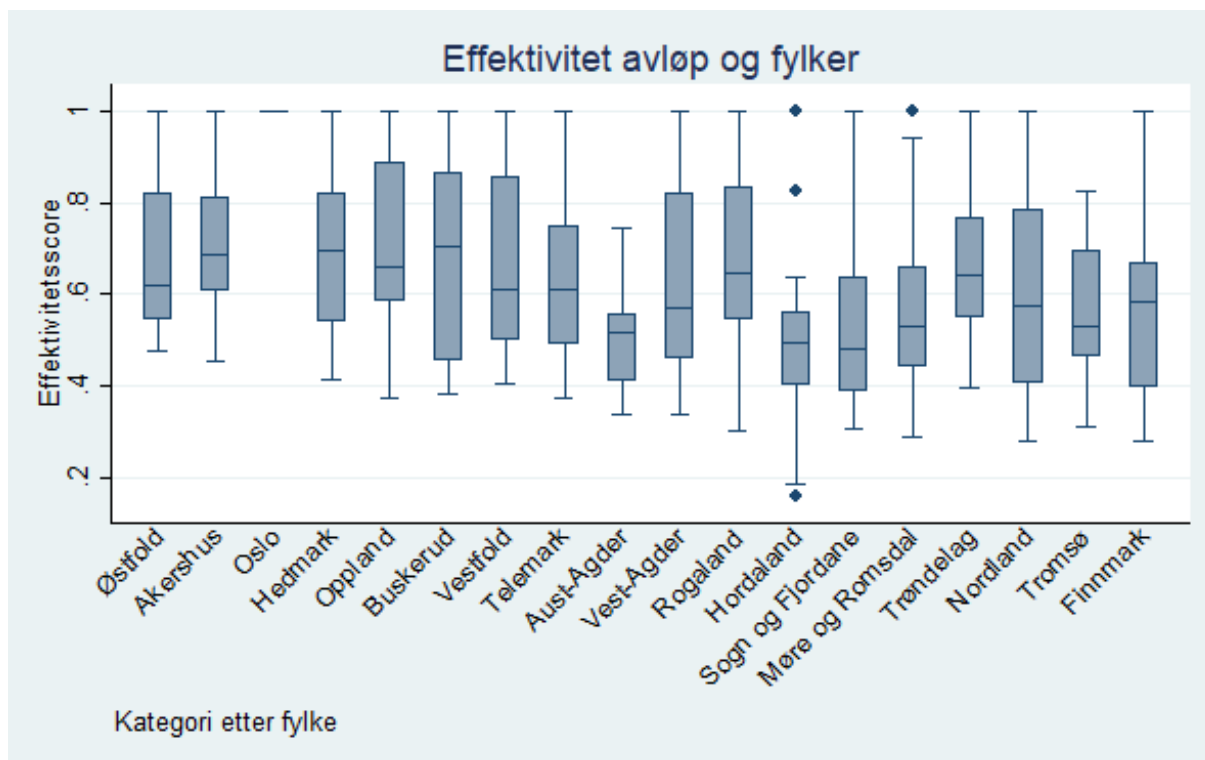
I kapittel 4 så vi på hovedresultatene fra DEA-analysene, og så på forskjeller i effektivitet mellom kommunene gruppert etter innbyggertall. I dette kapitlet skal vi se nærmere på sammenhengen mellom effektivitetsscoren og andre kommunekjennetegn. Vi har fokusert på kjennetegn ved kommunene som det allerede finnes statistikk på for de fleste kommuner. Dette inkluderer organisering av tjenesten, økonomiske rammer og politiske forhold. I tillegg hadde det vært ønskelig med mer informasjon om kompetansen innenfor VA-sektoren i kommunen. Det kan finnes informasjon om dette i PAI-registeret til KS, men det har ikke vært mulig å innhente denne informasjon innenfor rammene av dette prosjektet.



Figur 5.1. Effektivitet i vannsektoren på tvers av fylker.

Først vil vi imidlertid vise hvordan kommunene blir målt med hensyn til effektivitet innen vann etter geografisk inndeling, her representert med fylkesinndelingen per 2019. I figur 5.1 er effektivitetsscoren for de 18 fylkene illustrert med såkalt boxplot, som illustrerer fordelingen rundt median. Øverste strek i «boksen» illustrerer 3. kvartil i fordelingen, altså 75-persentilen, nederste strek i «boksen» illustrerer 1. kvartil i fordelingen, altså 25-persentilen, mens streken midt i boksen illustrerer medianen, altså 50-persentilen. Minimumsverdien og maksimumsverdien er illustrert som henholdsvis den nederste og øverste streken utenfor «boksen». Større boks betyr større spredning. Figuren viser dermed hvordan effektivitetsscoren fordeles seg innenfor de ulike fylkene. Man kan se at det er kommuner som måles som effektive

i de fleste fylker, men at det som tidligere diskutert også påvises nokså stort effektiviseringspotensial innad i de fleste fylker, med Oslo som et naturlig unntak. Effektiviteten synes å være relativt sett høy i Vestfold, mens den skiller seg ut som lav i kommuner i Hordaland og i Finnmark.

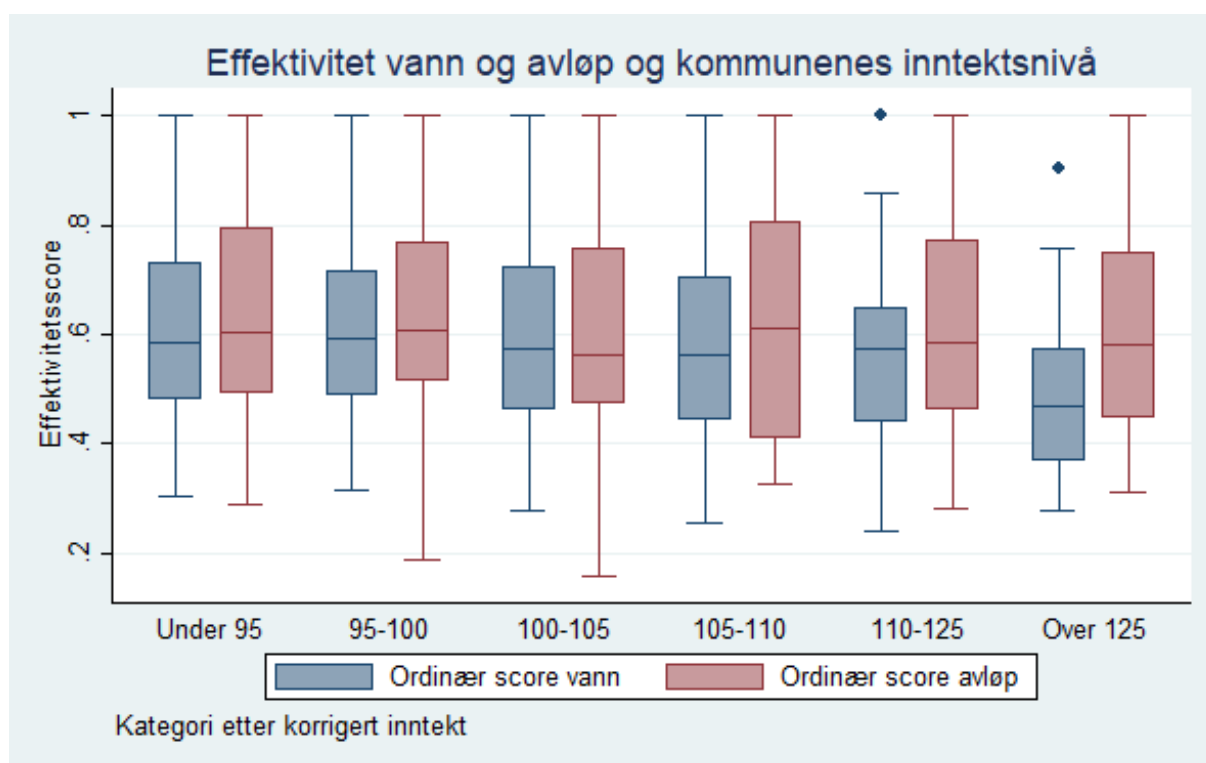


Figur 5.2. Effektivitet i avløpssektoren på tvers av fylker.

I figur 5.2 vises videre målt effektivitet i avløpssektoren mellom og innad i fylkene. Også i denne sektoren er det i de fleste fylker kommuner som blir målt til å være på effektivitetsfronten. Som for vannsektoren skiller Hordaland seg ut med relativt lave scorere, denne gangen sammen med Aust-Agder, mens ingen skiller seg nevneverdig ut i positiv forstand.

Inntektsnivået til kommunene er en faktor som forventes å kunne påvirke tjenestetilbudet. For å undersøke om den beregnede effektiviteten samvarierer med inntektsnivået i kommunene, sammenligner vi frie inntekter og effektivitet. Vi grupperer kommunene etter korrigert inntekt. Korrigert inntekt er justert for kommunenes forventede utgiftsbehov og normalisert til 100 slik at 100 reflekterer gjennomsnitt. En verdi på 105 innebærer at en kommune har korrigert inntekt som ligger 5 prosent over landsgjennomsnittet. Alle kommuner med korrigert inntekt lavere enn 95 er samlet i en gruppe, og alle kommuner med korrigert inntekt over 125 er samlet i en gruppe. Kommunene som har en inntekt mellom 95 og 125 er gruppert i intervallene 95-100, 100-105, 105-110, 110-125.

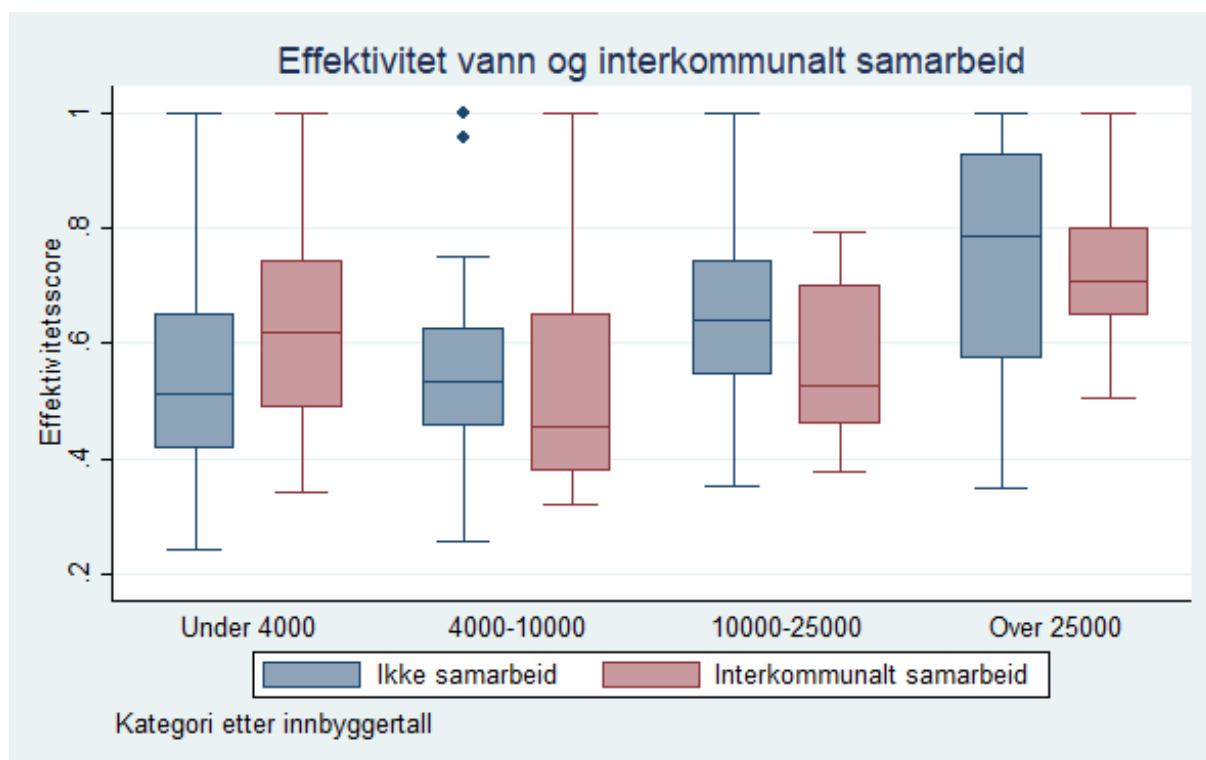
Fra figur 5.3 ser vi at det er relativ lik fordeling av effektivitetsscoren mellom vann og avløp innenfor disse inntektskategoriene. Gruppen som skiller seg noe ut er inntektsgruppen over 125, hvor effektivitetsscoren for vann er betydelig lavere enn effektivitetsscoren for avløp. Det er heller ingen av kommunene i den høyeste inntektsgruppen som er med å definere effektivitetsfronten (maksimumsverdien er lavere enn 1). Når man ser på tvers av inntektsgruppene er det ikke noe mønster som indikerer høyere effektivitet i kommunene med høyere inntektsnivå; medianen er relativt lik i hver av inntektsgruppene, men det kan se ut til å være en svakt positiv sammenheng mellom inntektsnivå og effektivitetsscoren innen avløp og en svak negativ sammenheng mellom inntektsnivå og effektivitetsscoren innen vann. Dette er ikke uventet ettersom de aktuelle tjenestene faktureres innbyggerne oppad til selvkost, mens eksempelvis brukerbetaling er sterkt regulert i de fleste andre sektorer.



Figur 5.3. Sammenheng mellom effektivitetsscore og kommunenes inntektsnivå.

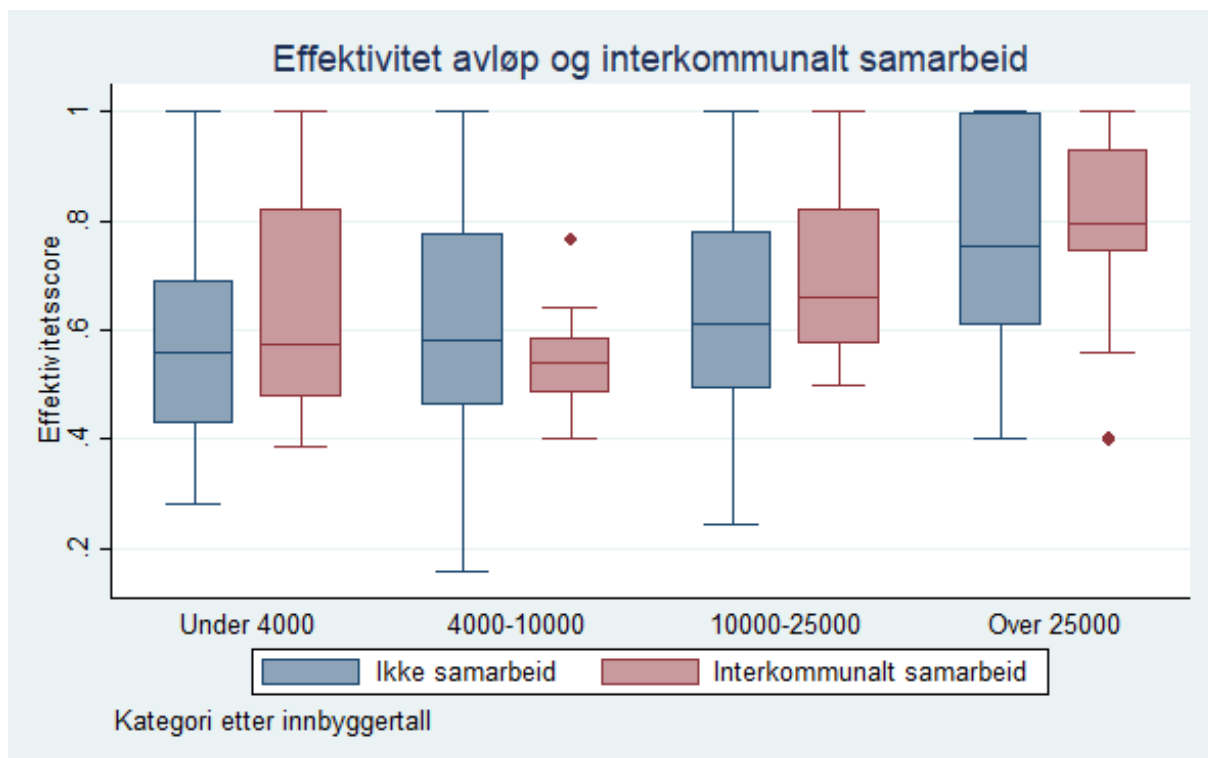
I forrige kapittel ble gjennomsnittlig effektivitet illustrert for kommuner gruppert etter kommunestørrelse. Både for effektivitet innen vann og innen avløp viste sammenligningen at tendensen var at de små kommunene i gjennomsnitt er minst effektive i effektivitetsberegningene. Undersøkelser som er gjort tidligere viser at mange små kommuner har utfordringer med å rekruttere teknisk kompetanse, noe som kan påvirke både kvalitet og

pris på tjenesten. Samarbeid på tvers av kommunegrensene kan være en måte for kommunen å håndtere slike utfordringer. I KOSTRA er det informasjon om hvorvidt kommunen deltar i et interkommunalt samarbeid innenfor vann og hvorvidt kommunen deltar i et interkommunalt samarbeid innenfor avløp. I 2018 var det totalt 76 kommuner som deltok i et interkommunalt samarbeid om vann, mens 74 kommuner deltok i et interkommunalt samarbeid om avløp. 54 av disse kommunene samarbeidet både om vann og avløp.



Figur 5.4: Sammenheng mellom effektivitet innen vann og interkommunalt samarbeid, kategorisert etter antall innbyggere

I figur 5.4 og figur 5.5 har vi sett nærmere på fordelingen av effektivitetsscore innen henholdsvis vann og avløp etter grupper av kommunestørrelse for kommuner som deltar i interkommunalt samarbeid. Siden vi kun har drøyt 70 kommuner med interkommunalt samarbeid har vi redusert antall kommunegrupper til kommuner med færre enn 4000 innbyggere, kommuner med 4000-10000 innbyggere, kommuner med 10000-25000 innbyggere og kommuner med flere enn 25000 innbyggere. Med denne inndelingen er kommunene med interkommunalt samarbeid relativt jevnt fordelt mellom kommunegruppene.



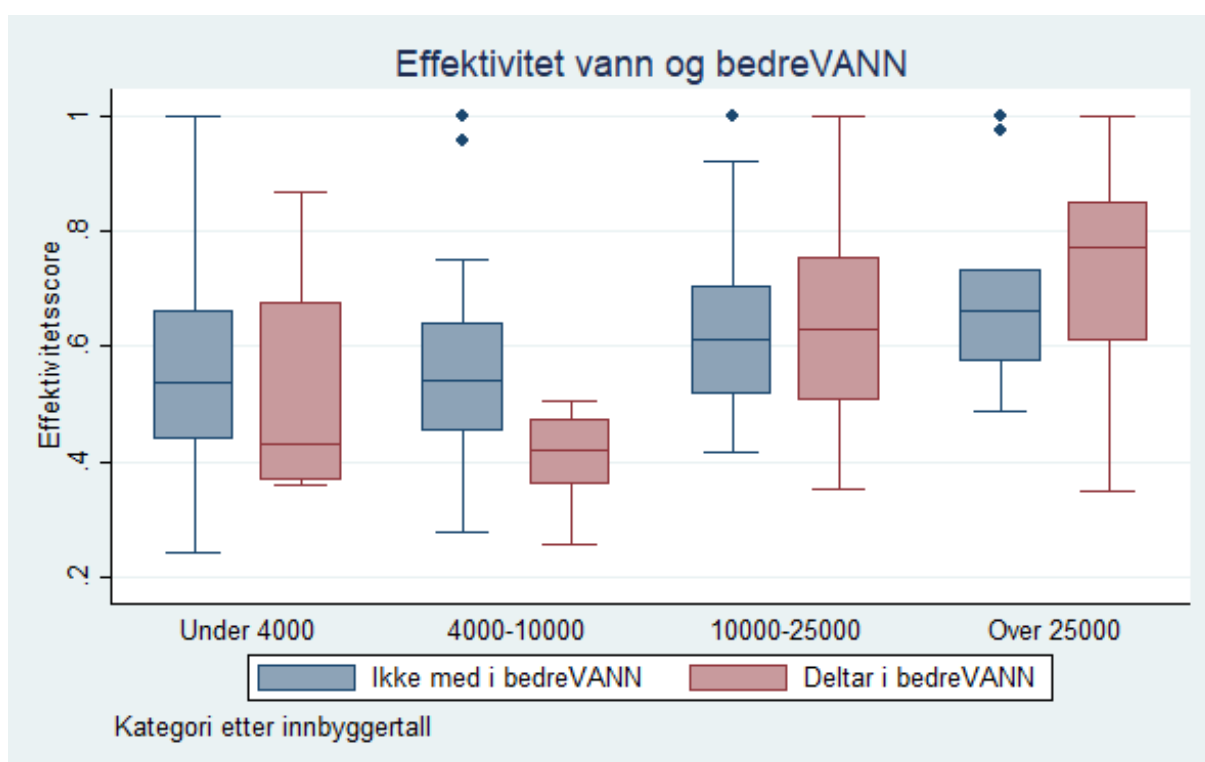
Figur 5.5: Sammenheng mellom effektivitet innen avløp og interkommunalt samarbeid, kategorisert etter antall innbyggere

I figurene illustrerer de røde boksene effektiviteten for kommunene med interkommunalt samarbeid innenfor ulike grupper av kommunestørrelser, mens de blå boksene viser fordelingen for kommunene uten samarbeid. Vi finner spor av relativ høy effektivitet av interkommunalt samarbeid for de minste kommunene. Hvis vi sammenligner medianverdien (den horisontale streken inni boksen) på tvers av kommunestørrelse for kommunene med samarbeid (de røde boksene) innen vannsektoren, finner vi den høyeste medianverdien for kommunene med færre enn 4000 innbyggere. Når vi sammenligner medianverdien på effektivitetsscoren mellom kommunene med og uten interkommunalt samarbeid for gruppen med færre enn 4000 innbyggere, finner vi at medianverdien er relativt høy for kommunene med samarbeid enn kommunene uten samarbeid. For de tre andre gruppene er det kommunene uten interkommunalt samarbeid som har den høyeste medianverdien på effektivitetsscoren. Figuren viser ingen klar sammenheng mellom effektivitetsscore, interkommunalt samarbeid og kommunestørrelse, men i den grad interkommunalt samarbeid virker positivt på effektiviteten så synes det å være for kommunene med færre enn 4000 innbyggere.

Det er samtidig viktig å påpeke at dette ikke gjengir et kausalt bilde på betydningen av IKSer. Det er nærliggende å tenke at kommuner som ikke har vært organisert i IKS har opplevd

utfordringer med å ta ut effektivitetsgevinster i egen organisasjon og at de derfor har valgt å inngå et samarbeid om tjenesteleveransen. Slik sett vil ikke lavere målt effektivitet blant kommuner med IKS-samarbeid indikere at samarbeidet har hatt en negativ effekt på målt effektivitet, men like gjerne være et signal på at kommunene har søkt samarbeid fordi de har sett utfordringer med å oppnå effektiviseringsgevinster alene.

I figur 5.5. har vi gjort en tilsvarende sammenligning for effektivitetsscoren innen avløpssektoren. Ved å sammenligne medianverdiene ser det ikke ut til å være store forskjeller mellom kommuner som har organisert tjenesten i egen regi eller gjennom et interkommunalt samarbeid.

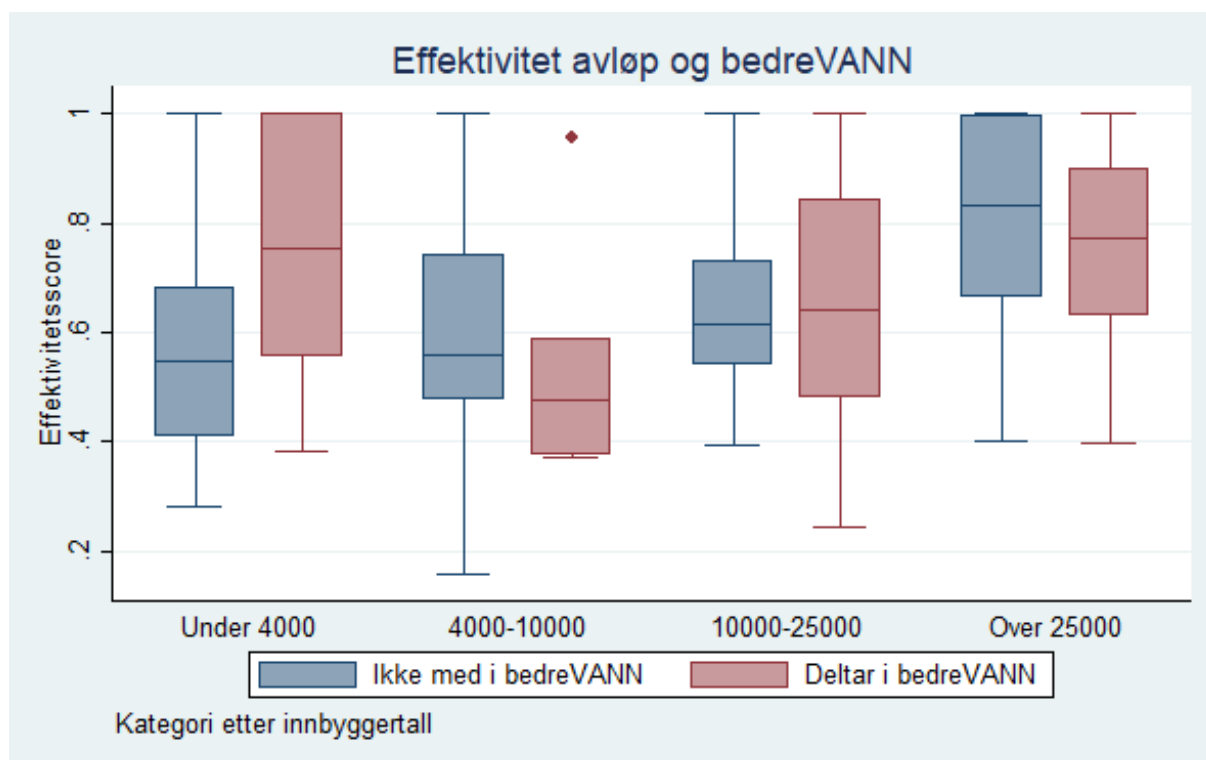


Figur 5.6: Sammenheng mellom effektivitet innen vann og deltakelse i bedreVANN, kategorisert etter antall innbyggere

Benchmarkingsystemet bedreVANN kan være en annen måte for kommunene å få mer kunnskap som kan bidra til en bedre tjeneste. I 2019 deltok 76 kommuner i bedreVANN. På samme måte som for interkommunalt samarbeid, ønsker vi å undersøke samvariasjonen mellom deltakelse i bedreVANN, effektivitet og kommunestørrelse. I figur 5.6 illustrerer vi effektivitetsscoren innenfor vannsektoren etter kommunestørrelse og hvorvidt kommunen er med i bedreVANN eller ikke.

Fra figuren ser vi at gruppen av de største kommunene skiller seg ut med størst forskjell mellom kommunene som deltar i bedreVANN og ikke, hvor kommunene som er med i nettverket kommer ut som mer effektiv enn kommunene som ikke deltar i bedreVANN. Det er mindre klare forskjeller blant mindre kommuner, hvor det i første rekke synes å være kommuner i bedreVANN-samarbeidet mellom 4-10000 innbyggere som skiller seg negativt ut. Som for IKS-sammenligningen, gjengir ikke disse sammenhengene en kausal forståelse av deltakelse i nettverket og målt effektivitet.

Tilsvarende sammenligning for avløp er illustrert i figur 5.7. Vi finner ikke den samme samvariasjonen mellom effektivitet og deltakelse i bedreVANN for avløpssektoren som vi gjorde for vannsektoren. Det er relativt stor variasjon mellom kommunegruppene, men i den grad det er noen trend, så synes det å være de minste kommunene i bedreVANN som kommer ut med høyere effektivitet.



Figur 5.7: Sammenheng mellom effektivitet innen avløp og deltakelse i bedreVANN, kategorisert etter antall innbyggere

Informasjonen vi har illustrert i figurene over kan også synliggjøres gjennom korrelasjoner. Med disse korrelasjonene kan vi også si noe om hvorvidt sammenhengene varierer systematisk og kan sies å være signifikante, og vi grupperer ikke kommunene etter kommunistørrelse eller inntekter. Korrelasjoner som er signifikante på 5-prosentnivå er indikert med stjerne i korrelasjonsmatrisen.

Tabell 5.1: Korrelasjonsmatrise effektivitet, inntekt og samarbeid

	Effektivitet avløp	Effektivitet vann	Korrigert inntekt	bedreVANN	IKS avløp
Effektivitet vann	0,3470*				
Korrigert inntekt	-0,0534	-0,1669*			
bedreVANN	0,2031*	0,1964*	-0,2132*		
IKS avløp	0,1396	0,0285	-0,1466*	0,2625*	
IKS vann	0,0948	0,0333	-0,1913*	0,2212*	0,6561*

Note: * angir signifikant sammenheng på 5-prosentnivå.

Vi finner signifikante korrelasjoner mellom korrigert inntekt og effektivitetsscoren for avløp. Korrelasjonen viser at høyere korrigert inntekt samvarierer negativt med effektivitet i vannsektoren. Som tidligere kan man ikke tolke dette som kausale sammenhenger. Mulige hypoteser er at relativt rike kommuner har mindre presset økonomi og utviser mindre grad av kostnadskontroll. En annen hypotese på sammenhengen kan være at rike kommuner har hatt økonomisk handlingsrom til å bygge ut en tjeneste med høyere kvalitet, og at dette er kvalitetsaspekt vi ikke har greid å fange opp på produksjonssiden i effektivitetsanalysen. Vi finner imidlertid ingen signifikant korrelasjon mellom effektivitet i avløpssektoren og korrigert inntekt.

Interkommunalt samarbeid innen vann og innen avløp er relativt høyt korrelert, og deltakelse i bedreVANN er også noe korrelert med hvorvidt kommunen deltar i interkommunale samarbeid. Den negative korrelasjonen mellom korrigert inntekt og deltakelse i interkommunale samarbeid indikerer at kommunene som deltar i denne type samarbeid oftere har noe bedre økonomisk handlingsrom enn kommuner som står alene. Også denne sammenhengen er signifikant på 5-prosentnivå.

Det mest interessante i denne sammenhengen er likevel å se hvorvidt det er systematisk samvariasjon mellom disse samarbeidsformene og beregnet effektivitet. I den grafiske fremstillingen var det indikasjoner på samvariasjoner, i alle fall for enkelte kommuner målt i kommunestørrelse. I beregningen av korrelasjon er det ikke tatt høyde for at samvariasjonen er forskjellig etter kommunestørrelse. Korrelasjonene med hensyn til effektivitet viser at det hovedsakelig er blant kommuner i bedreVANN-samarbeidet at målt effektivitet er litt høyere sammenlignet med de utenfor. Det synes ikke å være noen klar sammenheng mellom effektivitet og valgt organisering mht. IKS-samarbeid, selv om også korrelasjonskoeffisientene er svakt positive.

I tillegg til kommunenes organisering, forventes politiske forhold å virke inn på kommunenes prioriteringer. Særlig med tanke på prioritering av investeringer og prioriteringer mellom sektorer kan det politiske virke inn. Et fragmentert kommunestyre må gjøre flere kompromisser for å få gjennomført sin ønskede politikk. Dette kan ha innvirkning på i hvilken grad man får gjennomført nødvendige investeringer innen for eksempel vann og avløp som må sies å være en mindre synlig sektor enn for eksempel grunnskole, barnehage og helsetjenester. Siden et stort investeringssetterslep er noe av bildet for vann- og avløpssektoren, og mangel på vedlikehold kan påvirke effektiviteten, korrelerer vi også politiske variabler som partifragmentering (antall effektive partier) og venstreandelen i kommunestyret med effektivitetsscoren.²

Tabell 5.2: Korrelasjon mellom målt effektivitet og politisk sammensetning i kommunestyret

	Effektivitet vann	Effektivitet avløp	Andel på sosialistisk side i kommunestyret
Andel på sosialistisk side i kommunestyret	0,1317*	0,0478	
Partifragmentering (effektive partier)	-0,0873	0,0424	-0,3869*

Note: * angir signifikant sammenheng på 5 prosent nivå

Korrelasjonsmatrisen viser at det er en positiv samvariasjon mellom venstreandelen i kommunestyret og effektiviteten innen vann, og tilsvarende en negativ samvariasjon med partifragmentering. Sistnevnte sammenheng er imidlertid ikke statistisk signifikant. Når vi også ser at det er en negativ samvariasjon mellom partifragmentering og venstreandelen, er det sannsynlig at disse to variablene i stor grad fanger opp det samme. Kommunestyre med en høy venstreandel er også mindre fragmenterte. Korrelasjonene mellom henholdsvis partifragmentering og politisk sammensetning og målt effektivitet i avløp er ikke statistisk signifikant.

Tabell 5.3: Korrelasjon mellom målt effektivitet og ROBEK-status

	Effektivitet vann	Effektivitet avløp
Antall år ROBEK	-0,0750	-0,0038
Antall ganger ROBEK	-0,0269	0,0393
ROBEK i 2019	-0,0585	-0,0002

I tillegg til politiske forhold ved kommunen vil kommunens økonomiske handlingsrom være en faktor som kan virke inn på tjenesteproduksjonen. Vi har allerede sett indikasjoner på en negativ sammenheng mellom korrigert inntekt og effektivitet. En annen faktor som kan tenkes

² Effektivt antall partier er definert som $1/\sum_{i=1}^n \text{andel seter}_i^2$, hvor i angir parti. Eksempelvis vil et kommunestyre med to partier, hvor ett parti har en seteandel på 70 prosent, gi en verdi på variabelen lik 1,724. Dersom begge partier har akkurat like mange seter, det vil si at partifragmenteringen er større, vil variabelen ha verdi lik 2.

å ha innvirkning er hvorvidt kommunen er listet på ROBEK, som innebærer at kommunen etter regnskapsmessig underskudd som ikke kan finansieres ved å trekke på tidligere avsetninger er underlagt statlig kontroll og har begrenset muligheter til låneopptak. Korrelasjoner med effektivitetsscore viser ingen signifikant sammenheng mellom effektiviteten og hvorvidt kommunen er listet på ROBEK. Vi har også benyttet andre mål, som antall år på ROBEK og antall ganger kommunen har vært listet på ROBEK, men vi finner ingen korrelasjon for noen av ROBEK-variablene. Dette er i tråd med funnene i Haraldsvik m. fl. (2020) som analyserer investeringer i kommunen. Her finner forfatterne at å være listet på ROBEK er assosiert med lavere investeringer innen flere sektorer, mens investeringer i VAR-sektoren er upåvirket. Forskjellen for VAR med tanke på investeringer under ROBEK forklares med selvkostprinsippet innen VAR som innebærer at investeringer innen denne sektoren ikke forventes å påvirke fremtidige driftskostnader siden kostnadsøkningen kan finansieres gjennom økte brukerbetaling.

Oppsummert kan vi konkludere med at det er en del kommunekjennetegn som korrelerer med henholdsvis effektiviteten innen vannsektoren og innen avløpssektoren, men det er ikke veldig tydelige mønster, og korrelasjonene kan ikke si noe om årsakssammenhenger. For effektivitet innen vann finner vi negativ korrelasjon med korrigert inntekt og positiv korrelasjon med økt seteandel fra sosialistisk side i kommunestyret. Organisering gjennom interkommunalt samarbeid samvarierer ikke med målt effektivitet, mens kommuner som deltar i bedreVANN-samarbeidet har noe høyere målt effektivitet enn øvrige kommuner.

Samarbeid gjennom interkommunale samarbeid og deltakelse i bedreVANN er ikke samarbeidsformer som er direkte sammenlignbare, og det er behov for mer dyptgående analyser dersom man skal kunne si noe om hva som gir forskjellen. De grafiske fremstillingene, hvor vi sammenlignet effektivitet både etter samarbeidsform og størrelse, antydte at små kommuner med interkommunalt har noe høyere målt effektivitet enn øvrige små kommuner. Som presisert tidligere kan ikke sammenhengene tolkes som direkte årsakssammenhenger.

Vi har også sett på tilgjengelige kommunekjennetegn som kan forklare forskjeller i effektivitet, men det er mange forhold som ikke er berørt, men som kan tenkes å beskrive hvilke områder effektiviseringspotensialet ligger innenfor. Dette kan være kjennetegn ved tjenesteproduksjonen som digitalisering, innovasjon og anskaffelsesprosesser. Dette er ikke undersøkt nærmere innenfor dette prosjektet. I lys av korrelasjonene vi finner for ulike samarbeid, ville det vært interessant å undersøke nærmere hva som er viktig for at samarbeid bidra til økt effektivitet.

I den grad samarbeid er begrunnet i mangel på kompetanse, kan kompetanse være en relevant indikator å se nærmere på. Sannsynligvis er det mulig å få informasjon om kompetanse gjennom PAI-registeret til KS, men det var ikke mulig innenfor rammene av dette prosjektet. Med informasjon om kompetansebehovet i kommunene hadde det vært mulig å undersøke nærmere om det er sammenheng mellom effektivitet og kompetansenivå.

6. Resultater for kommunene i bedreVANN

Bransjeorganisasjonen Norsk Vann produserer årlig en rapport om kommunene i bedreVANN-samarbeidet. Den siste rapporten (Norsk Vann, 2019) inkluderte 76 kommuner og 7 IKS-er, og utgjorde 72 prosent av innbyggerne som er tilknyttet kommunalt vann- og avløpsnett i Norge. Eierne i de syv IKS-ene utgjør samlet sett 33 kommuner, men flere av disse er også selvstendige medlemmer. Totalt var det med kommunestrukturen i 2019 88 medlemskommuner, enten som direkte eller indirekte medlemmer gjennom IKS-tilknytning. Kommunene i dette samarbeidet rapporterer data utover rapporteringen i KOSTRA direkte til bedreVANN, som benyttes til blant annet benchmarkingformål.

Vi har i denne rapporten fokusert på åpent tilgjengelige data. Som diskutert tidligere i rapporten, virker imidlertid rapporteringen av data knyttet til vann og avløpstjenesten å være både mangelfull og feil i mange tilfeller. I analysene har vi forsøkt å fange opp slike forhold og korrigere både rapporterte data og tilpasse analyseutvalg til at informasjonen som inngår i analysene er troverdige. Det kan imidlertid være grunn til å tro at kommunene i bedreVANN-samarbeidet legger mer arbeid i rapporteringen av aktuelle data og at KOSTRA-dataene dermed holder høyere kvalitet og nøyaktighet sammenlignet med rapporteringen i øvrige kommuner.

For å adressere bekymringen for datakvaliteten i hovedanalysene har vi derfor gjennomført en egen effektivitetsanalyse kun for kommunene som inngår i bedreVANN-samarbeidet. Denne analysen har to formål. For det første får Norsk Vann gjennomført tilsvarende DEA-analyse som vi gjennomfører for alle kommuner, kun for kommunene som deltar i bedreVANN-samarbeidet. For det andre kan vi adressere datakvaliteten hos de øvrige kommunene ved å sammenligne beregnet effektivitet for bedreVANN-kommunene i to ulike analyser, hvor i utgangspunktet alle kommuner inngår i hovedanalysen. Dersom det er slik at beregnet effektivitet i bedreVANN-kommunene i analysen med redusert utvalg skiller seg fra beregnet effektivitet i hovedanalysen, vil dette medføre bekymring for om effektivitet og effektiviseringspotensialet analysert i kapittel 4 medfører riktighet.

Resultatene for beregnet effektivitet er gjengitt i tabell 6.1. De første tre kolonnene viser deskriptiv statistikk for beregnet effektivitet i vannsektoren, mens de tre siste kolonnene viser tilsvarende statistikk for avløp. Den første kolonnen for hver tjeneste er en gjengivelse av effektivitetsanalysen i kapittel 4. De to kolonnene som henholdsvis følger etter, gjengir deskriptiv statistikk for beregnet effektivitet i hovedanalysen kun for kommunene i

bedreVANN. Den siste (tredje) kolonnen knyttet til hver sektor gjengir deskriptiv statistikk for en DEA-analyse hvor kun bedreVANN-kommunene inngår i analyseutvalget.

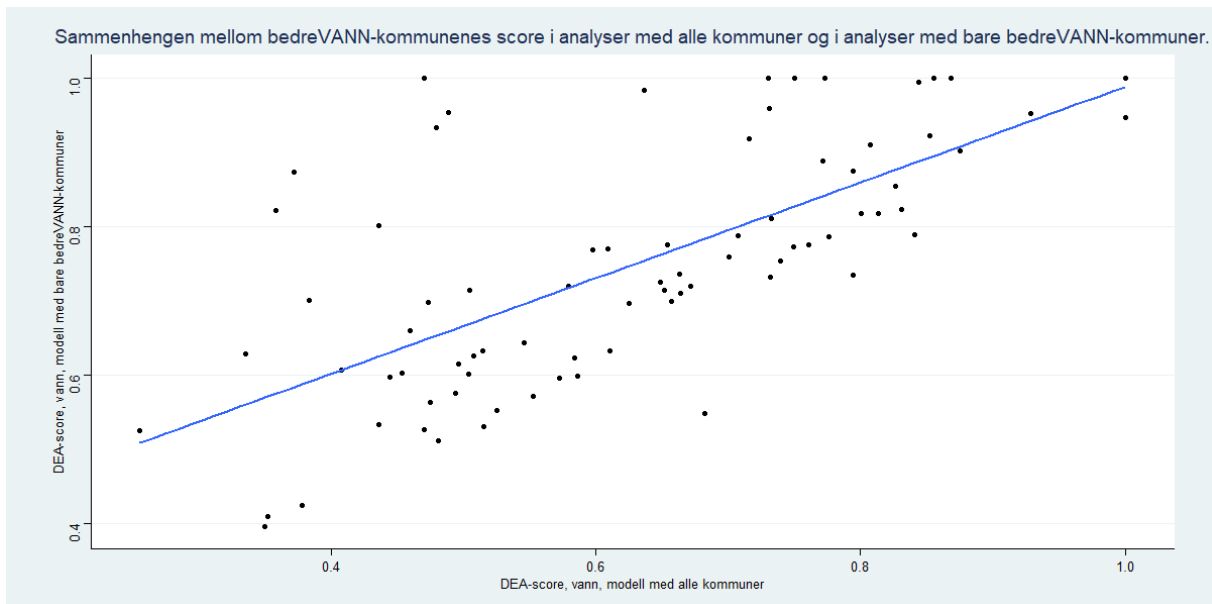
Tabell 6.1. Beregnet effektivitet for bedreVANN-kommunene basert på analyser med ulike utvalg

	Vann			Avløp		
	Alle kommuner	bedreVANN fra full analyse	bedreVANN	Alle kommuner	bedreVANN fra full analyse	bedreVANN
Minimum	0,24	0,26	0,40	0,16	0,24	0,33
1. kvartil	0,46	0,49	0,62	0,48	0,54	0,61
Median	0,57	0,65	0,77	0,60	0,69	0,77
Gjennomsnitt	0,59	0,66	0,77	0,63	0,70	0,76
Gjennomsnitt, bef. vektet	0,74	0,80	0,83	0,78	0,83	0,86
3. kvartil	0,70	0,79	0,92	0,77	0,85	0,91
Maksimum	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Antall komm.	345	85	85	319	81	81

Vi ser først på hvordan kommunene i bedreVANN skiller seg fra de øvrige kommunene når de blir evaluert sammen, og merker oss at det er visse forskjeller. Gjennomsnittlig forskjell i score er 0,07 innen både vann og avløp når vi ser på uvektede snitt, mens forskjellen er på hhv. 0,06 og 0,05 for de vektete snittene i henholdsvis vann- og avløpssektoren. Det ser med andre ord ut til at kommunene i bedreVANN kun er noe mer effektive enn de andre kommunene i utvalgene. De veide snittene er høyere enn de uveide snittene, og det indikerer at effektiviteten i store kommuner er noe høyere enn effektiviteten i de mindre kommunene både for landet generelt og blant bedreVANN-kommunene. Et vektet gjennomsnitt på 0,80 og 0,83 indikerer et samlet effektiviseringspotensial for bedreVANN-kommunene på henholdsvis 20 og 17 prosent. Dette er evaluert mot at det kunne ha vært levert en identisk tjeneste, slik vi måler den, med henholdsvis 80 og 83 prosent av ressursinnsatsen målt ved gebyrgrunlaget. Effektiviseringspotensialet i avløp er beregnet til omtrent det samme som for vann. Videre ser vi at den første og andre kolonnen også skiller seg nokså lite fra hverandre i de to tjenestesektorene, med unntak av at minimumsverdien i avløpstjenesten er beregnet en del høyere for den minst effektive bedreVANN-kommunen sammenlignet med populasjonen av kommuner.

Det er imidlertid en sammenligning av andre og tredje kolonne i de to sektorene som er interessant for å kunne adressere potensielle utfordringer med datakvaliteten. Som nevnt tidligere, er det grunn til å tvile på resultatene i hovedanalysen dersom resultatene fra en analyse med kun bedreVANN-kommunene skiller seg fra beregningen i hovedanalysen. I stor grad ser det ikke ut til å være store forskjeller i beregnet effektivitet basert på gjennomsnitt og variasjon. Det at effektiviteten beregnes noe høyere i analysen med kun bedreVANN-kommuner inkludert er naturlig ettersom det man må forvente at enkelte av kommunene utenfor bedreVANN-samarbeidet er effektive og bidrar til å flytte fronten enkelte av kommunene i bedreVANN sammenlignes med i hovedanalysen. Samtidig er det grunn til å tro at de minst effektive kommunene vil vegre seg for å delta i frivillig benchmarking i en annen grad enn de mest effektive.

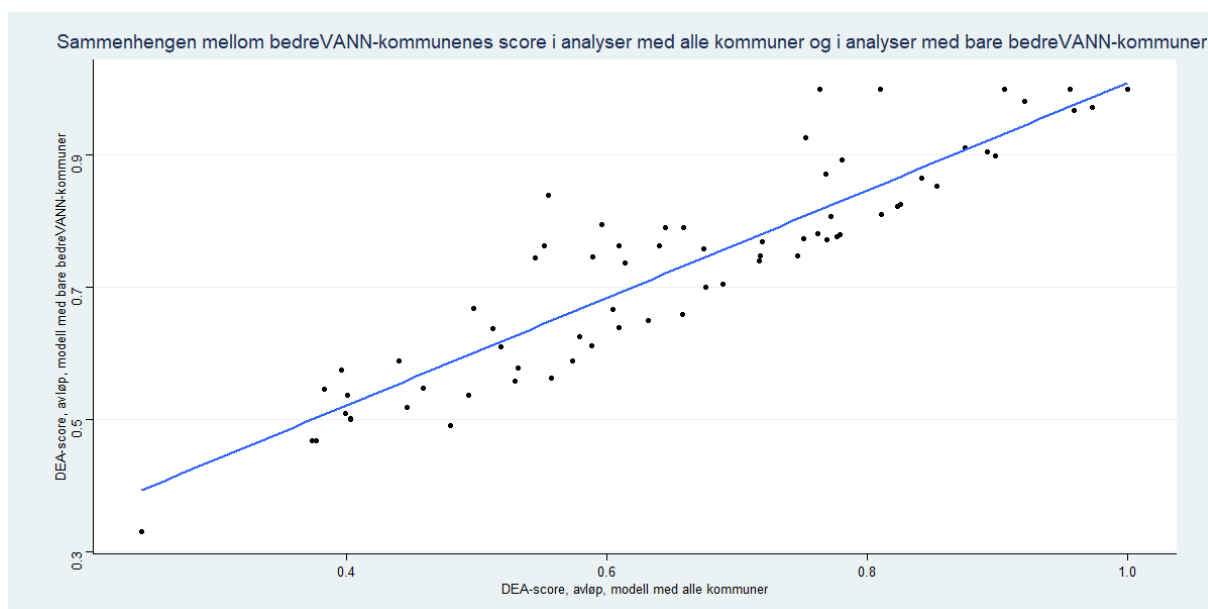
Men for å kunne adressere bekymringen omkring datakvaliteten i hovedanalysen på en god måte, gjør vi i figur 6.1 og figur 6.2 en sammenligning av beregnet effektivitet for hver enkelt kommune i bedreVANN basert på de to ulike DEA-analysene for henholdsvis vann- og avløpssektoren. Den vertikale aksene (y-aksen) måler DEA-score fra analysen som kun inkluderer bedreVANN-kommuner, mens den horisontale aksene (x-aksen) angir DEA-score fra hovedanalysen i kapittel 4.



Figur 6.1. Sammenheng mellom effektivitet i vannsektoren for bedreVANN-kommunene når resultatene er fra en modell med alle kommunene, og resultatene fra en modell med bare bedreVANN-kommunene.

Som figurene viser, er det en sterk korrelasjon mellom beregnet effektivitet også på kommunenivå i de to analysene. Vi kan imidlertid ikke utelukke at kommuner på

effektivitetsfronten i hovedanalysen er befattet med målefeil/feilrapportering, men det er nærliggende å tro at enkelte av de mer enn 330 kommunene i Norge med riktighet kan flytte effektivitetsfronten for en del bedreVANN-kommuner. Målt ved såkalt Spearmans rho, som er en metode for å beregne rangkorrelasjon, er rangkorrelasjonen i vann- og avløpssektoren på henholdsvis 0,73 og 0,94. Dette indikerer at datakvaliteten i analyseutvalget trolig ikke er befattet med mange flere feil og unøyaktigheter enn hva som eventuelt er tilfellet for bedreVANN-kommuner. Men som påpekt tidligere, så har også vi gjort flere tilpasninger, datavaskinger og ekskluderinger av kommuner i analysene av effektivitet. Vi må derfor påpeke at på tross av funnene i dette kapittelet, så er det et forbedringspotensial i den offentlige datarapporteringen knyttet til de to tjenestene.



Figur 6.2. Sammenheng mellom effektivitet i avløpssektoren for bedreVANN-kommunene når resultatene er fra en modell med alle kommunene, og resultatene fra en modell med bare bedreVANN-kommunene.

Referanser

- Borge, L.-E., & Haraldsvik, M. (2009): Efficiency potential and determinants of efficiency: An analysis of the care for the elderly sector in Norway. *International Tax and Public Finance* 16, 468-486.
- Borge & Naper (2006): Efficiency potential and efficiency variation in Norwegian lower secondary schools. *FinanzArchiv* 62, 221-249
- Borge & Sunnevåg (2006): Effektivitet og effektivitetsutvikling i kommunesektoren: Sluttrapport. Rapport nr. 07/06, Senter for økonomisk forskning, NTNU
- Charnes, Cooper & Rhodes (1978): Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2, 429-444.
- Eikebrokk, B., Kvitsand, H., Tinmannsvik, R., Antonsen, S., Gjerstad, K. O., Bruaset, S., Salte, A. Grøy, E. & Aalberg A. (2021). Uavhengig gransking av hendelse ved Kleppe vannverk 2019. SINTEF rapport 2021:00115.
- Farrell (1957): The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society (Series A)* 120, 253-281.
- Haraldsvik, M., Hopland A. O. & Kvamsdal, S. (2020): Drivere bak investeringer i norske kommuner, SØF-rapport nr. 02/20
- Hjalmarsson, Kumbhakar & Heshmati (1996): DEA, DFA and SFA: A comparison. *Journal of Productivity Analysis* 7, 303-327
- Kittelsen & Førstund (2001): Empiriske forskningsresultater om effektivitet i offentlig tjenesteproduksjon. *Økonomisk forum* 55(6), 22-29
- Norsk Vann (2019). bedreVANN: Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester
- Norsk Vann (2021). Kommunalt investeringsbehov for vann og avløp 2021-2040. Norsk Vann Rapport 259
- Rådgivende Ingeniørers Forening (2019). State of the Nation - Norges tilstand 2019. Vannforsyning- og avløpsanlegg. Oslo.