Biologisk nitrogenfjerning og rensekrav



Foto: Gardermoen renseanlegg, Elisabeth Lyngstad

Kontaktperson hos Norsk Vann: Elisabeth Lyngstad elisabeth.lyngstad@norskvann.no

Tusen takk til alle kommuner, rådgivere og leverandører som har bidratt med informasjon og innspill. Spesielt takk til Svenja Röttger hos Multiconsult som har sammenstilt data for renseanleggene.

Innhold

Sammendrag 4
1 Bakgrunn 5
2 Krav til nitrogen 6
2.1 Gjeldende krav i forurensningsforskriften 6
2.2 Krav i avløpsdirektivet fra 1991 og 2025 6
2.3 Krav i utslippstillatelser 7
3 Biologisk nitrogenfjerning - prosess, begrensninger og utfordringer 9
3.1 Biologisk nitrogenfjerning 9
3.2 Betydning av temperatur på avløpsvannet 9
3.3 Forholdet mellom karbon og nitrogen i avløpsvannet (C/N-forhold) 11
3.4 Reduksjon i omsetningshastighet ved lav konsentrasjon 11
3.5 Alkalitet og pH 12
3.6 Utslipp til luft 12
4 Erfaringer fra norske renseanlegg med nitrogenfjerning 13
4.1 Norsk avløpsvann 13
4.2 Renseanlegg med nitrogenfjerning i Norge 13
4.3 Innløpskonsentrasjoner 14
4.4 Rensegrad og temperatur 14
4.5 Drift av anleggene og nødvendige tilsatsmidler 19
5 Tiltak på ledningsnettet og påvirkning av avløpsvannet 20
5.1 Påvirkning av fremmedvann på innløpsvannet til renseanlegget 20
5.2 Årsaker til fremmedvann 21
5.3 Reduksjon av fremmedvann 21
6 Fastsettelse av nye krav 23
6.1 Regelverk i andre land 23
6.2 Hvorfor 80% reduksjon på årsbasis kan bli krevende for mange anlegg 24
6.3 Forskjellen på konsentrasjonskrav og % krav 25
6.4 Mulighet til å fjerne resultater ved lav temperatur 25
6.5 Nitrogenrensning i hyttekommuner 27
7 Konklusjon 29
8 Vedlegg 1 – Reduksjon av fremmedvann 31
8.1 Om fremmedvann 31
8.2 Dimensjonering av avløpssystemet 31
8.3 Utvikling av fremmedvann fra 2008-2016 31

8.4 Påvirkningsfaktorer på fremmedvann 33
8.5 Utvikling av fremmedvann, bedreVANN 2020 til 2025 34
8.5.1 Kommuner med lave andeler fellessystem 34
8.5.2 Kommuner med høye andeler fellessystemer 36
9 Referanser 38

Sammendrag

Det skal de kommende årene bygges mange avløpsrenseanlegg med nitrogenfjerning. Dette er i hovedsak forårsaket av den kritiske situasjonen i Oslofjorden. I tillegg kommer revidert avløpsdirektiv fra EU som stiller strengere rensekrav for nitrogen. Norsk Vann støtter målet om å redusere tilførslene av nitrogen og strenge nitrogenkrav, men er bekymret for måten selve rensekravene fastsettes på.

I nye utslippstillatelser ser vi at kravet til nitrogen økes fra dagens minimumskrav i forurensningsforskriften på 70% reduksjon, til et krav på 80% reduksjon. Det kan virke som kravet på 80 % i stor grad er basert på at det er dette som er prosentkravet for nitrogen i revidert avløpsdirektiv. 80% reduksjon er imidlertid kun en del av nitrogenkravet i revidert direktiv, og Norsk Vann er bekymret for at Norge nå innfører et krav som i praksis blir vesentlig strengere enn det EU legger opp til uten at konsekvensene av dette er tilstrekkelig vurdert. I revidert avløpsdirektiv kan kravet gis som renseeffekt eller som maksimal utslippskonsentrasjon (begge som årlig gjennomsnitt). I tillegg er det mulighet til å ekskludere analyseverdier fra perioder/prøvedøgn med lav temperatur på avløpsvannet ettersom den biologiske aktiviteten i anlegget i slike perioder er sterkt redusert.

Kravet i avløpsdirektivet er godt gjennomarbeidet, og utformet med tanke på at det skal fungere i land med forskjellige naturgitte forutsetninger for nitrogenfjerning. Vi ser at mange land har benyttet det handlingsrommet som ligger i det opprinnelige direktivet fra 1991, mens Norge kun tok inn krav til 70% reduksjon for nitrogen. En begrunnelse for å bruke kun %-krav var at dette skulle stimulere til reduksjon av fremmedvann på ledningsnettet.

Ved å innføre et nytt krav til nitrogen som kun 80% reduksjon på årsbasis uten å inkludere resten av kravet i revidert avløpsdirektiv vil vi i Norge kunne få:

- Overdimensjonerte/mer arealkrevende anlegg. Dette kan ha et negativt miljøfotavtrykk i seg selv, samt være utfordrende ettersom det ofte er arealbegrensninger der anlegget ligger i dag
- Vesentlig økte kostnader knyttet til både bygging og drift av anleggene ettersom reduksjon av de siste % nitrogen kan bli uforholdsmessig krevende å oppnå
- Innskrenker mulig teknologivalg ettersom kravet kan bli vesentlig mer krevende sammenlignet med mange andre land, og det kan bli vanskelig for leverandører å gi prosessgaranti
- Økte utslipp av klimagasser både knyttet til økt utslipp av lystgass (N_2O) fra renseprosessen, samt økt CO_2 utslipp knyttet til nødvendige innsatsmidler som økt behov for ekstern karbonkilde
- Økt energibehov for å oppnå %-rensekrav på årsbasis som kan komme i konflikt med krav til energinøytralitet
- Fare for brudd på utslippstillatelsen i våte og kalde år, ettersom det vil være små marginer for å klare rensekravet. Forskjellen i rensegrad mellom år for et anlegg kan være flere prosentpoeng bare på grunn av effekten av nedbør og temperatur.

Dette notatet gir en beskrivelse av biologisk nitrogenfjerning, hva som påvirker prosessen og utfordringer. Det er også sett på erfaringer fra norske anlegg med nitrogenfjerning, samt hvordan tiltak på ledningsnettet påvirker avløpsvannet inn til renseanleggene. Konsekvenser av måten et nitrogenkrav formuleres på er også omtalt.

Ved en fremtidig gjennomføring av revidert avløpsdirektiv i forurensingsforskriften anbefales det at kravene til nitrogen implementeres slik de står i revidert direktiv. Ved fastsettelse av krav til reduksjon av nitrogen i nye tillatelser må anleggets lokasjon, innløpskonsentrasjon, variasjonsområde og temperatur vektlegges da disse faktorene vil bli avgjørende for hvor strengt et %-krav vil bli. I tillegg må faktorer som arealbehov, økt energiforbruk, behov for tilsetning av eksternt karbon, utslipp av klimagasser (spesielt lystgass som er et naturlig bi-produkt av nitrogenrensning), ses opp mot den ekstra reduksjonen av nitrogen til resipienten som oppnås, da alle disse har et negativt miljøfotavtrykk.

1 Bakgrunn

Det skal de kommende årene bygges mange avløpsrenseanlegg med nitrogenfjerning. Dette er i hovedsak forårsaket av den kritiske situasjonen i Oslofjorden. I tillegg har regjeringen sagt at den vil gjennomføre EU`s reviderte avløpsdirektiv i Norge hvor det stilles strengere rensekrav for nitrogen enn i det opprinnelige direktivet fra 1991.

Ved implementering av direktivet fra 1991 i norsk lovgivning, ble kun deler av nitrogenrensekravet tatt inn, dvs. kun kravformuleringen om 70% renseeffekt/reduksjon. Iht. direktivet kan kravet stilles som enten 70 % renseeffekt eller maksimal tillatt utslippskonsentrasjon av nitrogen på 15 mg N/l for anlegg fra 10 000 pe til 100 000 pe og 10 mg N/l for anlegg over 100 000 pe. Kravet skal oppfylles som årlig middelverdi. I tillegg inneholder direktivet et temperaturunntak når temperaturen på avløpsvannet er under 12 °C. Norge valgte den gang å ikke inkludere muligheten for å stille krav som utløpskonsentrasjon eller inkludere temperaturunntaket. Norsk avløpsvann kjennetegnes av lav innløpskonsentrasjon og lav temperatur, og dette har ført til at de norske anleggene som fikk krav om nitrogenfjerning i prinsippet fikk et strengt krav.

I revidert avløpsdirektiv er kravet til nitrogen gitt som 80% reduksjon eller en maksimal tillatt utslippskonsentrasjon på 10 mg N/l for anlegg fra 10 000 pe til 150 000 pe og 8 mg N/l for anlegg fra 150 000 pe. I tillegg er det også her inkludert et temperaturunntak med mulighet til å ekskludere analyseverdier i perioder med lav temperatur på avløpsvannet.

Flere anlegg har nå fått, eller er varslet om at de kommer til å få krav om nitrogenfjerning på grunn av situasjonen i Oslofjorden. Mange kommuner har fått beskjed om å utrede konsekvensene av et rensekrav på 70, 80 og 85 % renseeffekt.

Alle kommunene med ny tillatelsene i den siste perioden har fått krav om 80% renseeffekt som årsgjennomsnitt, til tross for at flere har bedt om at kravet skal gis slik som det er spesifisert i revidert avløpsdirektiv, og vist til at et krav på 80% blir krevende. Et krav om 80% reduksjon vil for enkelte anlegg medføre at det må renses til en utløpskonsentrasjon som er vesentlig lavere enn den laveste konsentrasjonsgrensen i revidert direktiv. Mulighet for å ekskludere analyseresultater ved lav temperatur på avløpsvannet er heller ikke gitt i tillatelsene.

Norsk Vann er bekymret for at det etableres en praksis hvor 80% renseeffekt blir minimumskravet for alle anlegg med krav til nitrogenrensning i Norge, og at man igjen velger å kun se til en del av kravet i revidert direktiv uten å overføre og inkludere kravet i sin helhet. Vi er klar over at revidert direktiv ikke er implementert i Norge og at det er dagens krav i forurensingsforskriften som må følges, men det betyr også at man ikke må gi krav om 80% nå. Det bør være mulig å formulere et rensekrav som oppfyller minimumskravet i forurensningsforskriften, behovet til Oslofjorden, og samtidig ivaretar begrensningene til den biologiske prosessen ved lav temperatur og lav innløpskonsentrasjon.

Hvordan rensekravet utformes vil ha stor betydning for hvor store bassengvolumer anlegget må dimensjoneres for, nødvendige innsatsmidler i form av energi og eksternt karbon, og utslipp av bi-produkter som lystgass, som alt medfører et negativt miljøfotavtrykk. Her er det viktig at fordelene knyttet til den ekstra reduksjonen av nitrogen vurderes godt opp mot kostnader og ulemper, da det er de siste %-ene som kan bli uforholdsmessig krevende.

2 Krav til nitrogen

Dette kapittelet gir en kort gjennomgang av dagens rensekrav for nitrogen i Norge som er gitt i forurensningsforskriften og basert på EU's avløpsdirektiv fra 1991, krav i revidert avløpsdirektiv, samt krav vi ser nå bli gitt i nye utslippstillatelser.

2.1 Gjeldende krav i forurensningsforskriften

Definisjon av rensegrad for nitrogen er gitt i forurensningsforskriften **§ 14-2. Definisjon av rensegrad**:

> *Følgende definisjoner for rensegrad gjelder i kapittel 14:*
>
> *d. Nitrogenfjerning: En renseprosess der nitrogenmengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget.*

I tillegg står det i **§ 14-13. Vurdering av analyseresultater**:

> *Rensegrad for tot-P og tot-N eller andre parametere som ikke er omfattet av første ledd skal være basert på årlig middelverdi.*
>
> *Den ansvarlige skal korrigere analyseresultatene for avløpsvann som i prøvetakingsperioden har gått utenom prøvetakingsstedet, herunder spesielt for overløp i eller ved renseanlegget.*

Det betyr at renseeffekten til selve nitrogenrenseprosessen normalt må være høyere enn kravet i forskriften eller utslippstillatelsen, for å ta høyde for evt. urenset avløpsvann som går i overløp i eller ved renseanlegget.

2.2 Krav i avløpsdirektivet fra 1991 og 2025

I avløpsdirektivet fra 1991 var krav til nitrogen gitt i tabell 2 i Annex I:

Table 2: Requirements for discharges from urban waste water treatment plants to sensitive areas which are subject to eutrophication as identified in Annex II.A (a). One or both parameters may be applied depending on the local situation. The values for concentration or for the percentage of reduction shall apply.

Parameters	Concentration	Minimum percentage of reduction (1)	Reference method of measurement
Total phosphorus	2 mg/l P (10 000 - 100 000 p. e.) 1 mg/l P (more than 100 000 p. e.)	80	Molecular absorption spectrophotometry
Total nitrogen (2)	15 mg/l N (10 000 - 100 000 p. e.) 10 mg/l N (more than 100 000 p. e.) (3)	70-80	Molecular absorption spectrophotometry

(1) Reduction in relation to the load of the influent.
(2) Total nitrogen means: the sum of total Kjeldahl-nitrogen (organic N + NH_3), nitrate (NO_3)-nitrogen and nitrite (NO_2)-nitrogen.
(3) Alternatively, the daily average must not exceed 20 mg/l N. This requirement refers to a water temperature of 12° C or more during the operation of the biological reactor of the waste water treatment plant. As a substitute for the condition concerning the temperature, it is possible to apply a limited time of operation, which takes into account the regional climatic conditions. This alternative applies if it can be shown that paragraph 1 of Annex I.D is fulfilled.

Ved revisjon av direktivet ønsket EU-kommisjonen strengere rensekrav for nitrogen og foreslo et krav til maksimal utløpskonsentrasjon på 6 mg/l eller en minimum reduksjon på 85%. Dette mente både EU-Parlamentet og Rådet at ville bli for krevende. Begge ønsket et lempeligere rensekrav, samt en mulighet for at anlegget ikke må oppnå de gitte rensekravene i perioder med lav temperatur på avløpsvannet når det vil være vanskelig å oppnå en høy reduksjon av nitrogen.

Det fremforhandlede kravet til nitrogen i det reviderte avløpsdirektivet er gitt i Artikkel 7 med rensekravene i Tabell 2 i Annex I, Part C:

4. The treated urban wastewater shall be assumed to conform to the relevant parameters if, for each relevant parameter considered individually, samples of the water show that it complies with the relevant parametric value in the following way:

(c) for the parameters specified in Table 2, the annual mean of the samples for each parameter conforms to the relevant parametric values set out in that table; the values for concentration or for the minimum percentage of reduction apply;

5. The samples shall be taken so that they reflect the pollution during dry weather flow. Extreme values for the water quality in question shall not be taken into consideration when they are the result of unusual situations due to heavy rain.

Table 2: Requirements for tertiary treatment of discharges from urban wastewater treatment plants referred to in Article 7(1) or from urban waste water treatment plants serving agglomerations referred to in Article 7(3). For discharges from urban wastewater treatment plants referred to in Article 7(1), both parameters shall apply. For agglomerations referred to in Article 7(3), one or both parameters may be applied depending on the local situation. The values for concentration or for the percentage of reduction shall apply.

Parameters	Concentration	Minimum percentage of reduction (see Notes 1 and 2)	Reference method of measurement
Total nitrogen (see Note 4)	10 mg/l (10 000 p.e. and above but below 150 000 p.e.) 8 mg/l (150 000 p.e. and above) (see Note 5)	80 (see Note 3)	Molecular absorption spectrophotometry

Note 5: Where the temperature in the effluent of the biological reactor is below 12 °C, the results of the samples taken may be excluded from the calculation of the annual mean for nitrogen as referred to in point (4)(c) of Part C of this Annex where all the following can be demonstrated:

(1) no adverse effect on the environment is ensured;

(2) excessive costs or excessive energy consumption would be required to reach the values for nitrogen in Table 2.

Where the temperature in the effluent of the biological reactor is below 5 °C the results of the samples taken may be excluded from the calculation of the annual mean for nitrogen as referred to in point (4)(c) of Part C of this Annex.

Kravet i revidert direktiv fra 2025 er godt diskutert og belyst gjennom prosessen med revisjon av direktivet og forhandlingene i EU, og er utformet med tanke på at det skal implementeres i land med forskjellige naturgitte forutsetninger.

2.3 Krav i utslippstillatelser

Forurensningslovens utgangspunkt er at forurensning er uønsket og forbudt, og at man skal begrense forurensning så mye som mulig. Det er et viktig prinsipp at loven skal hindre at forurensning oppstår, og at den ansvarlige skal arbeide for at det oppnås en miljøkvalitet som er tilfredsstillende ut ifra et kost/nytte perspektiv.

Krav i en tillatelse må følge forurensingsforskriftens minimumskrav, men det kan settes strengere vilkår ved behov.

Krav utover forskriftens minimumskrav i en enkelttillatelse må kunne begrunnes ut fra særskilte forhold i den enkelte sak, og skjerpende krav må være forholdsmessige med hensyn til økte kostnader og nytte.

I mange nye utslippstillatelser ser man at kravet til nitrogen skjerpes i forhold til minimumskravet i forurensningsforskriften. Dette er hjemlet med den alvorlige situasjonen i Oslofjorden og behovet for en høy reduksjon i tilførslene av nitrogen. Ved fastsettelse av økt rensekrav for nitrogen, kan det imidlertid se ut som om myndighetene har valgt å se til kravet i revidert avløpsdirektiv på 80% reduksjon som årlig gjennomsnitt. Det er riktig at prosentkravet i revidert avløpsdirektiv er på 80%, men det er uheldig når dette løsrives fra resten av kravet i revidert direktiv, som også inkluderer muligheten til å stille kravet som årlig gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon og muligheten til å ekskludere analyseverdier ved lav temperatur på avløpsvannet.

Statsforvalteren i Vestfold og Telemark skriver i tillegg i flere av vedtakene:

> *«Vi har stilt kravet om nitrogenfjerning som et krav om renseprosent, og velger å ikke bruke EUs kravsform, som i tillegg gir anledning til å oppnå en gitt konsentrasjon i utslippet. Etter vår vurdering vil krav til renseeffekt i prosent i større grad bidra til å stimulere til utbedringer på avløpsnettet, enn om kravet blir satt som en konsentrasjonsgrense. Å fjerne fremmedvann gir mindre volum og mer konsentrert avløpsvann inn på renseanlegget, og bedre forutsetning for god rensing. Reduksjon av lekkasjer og overløp vil føre til at en større andel av forurensningen når fram til renseanlegget. Dette vil sammen bidra til å redusere utslippene av både nitrogen, organisk stoff og fosfor. Vi mener derfor at et prosentkrav er det mest hensiktsmessig, for å redusere forurensningene så mye som mulig.»*

Her blandes krav til renseanlegget med et ønske om at det skal gjøres tiltak på avløpsnettet. Dette er uheldig og mer om dette er omtalt i kapittel 5 og vedlegg 1. Nye tillatelser omfatter hele avløpssystemet og det stilles egne krav til utslipp fra ledningsnettet som skal regulere disse utslippene.

Nye renseanlegg og renseprosesser må dimensjoneres ut fra det avløpsvannet de mottar i dag. Reduksjon av fremmedvann er langsiktige arbeider, og det vil ta tid før man ser resultater i form av redusert volum og økte innløpskonsentrasjoner inn til renseanlegget.

3 Biologisk nitrogenfjerning - prosess, begrensninger og utfordringer

I dette kapittelet vil vi gjøre rede for prosessen med biologisk nitrogenfjerning, og ser blant annet på begrensninger og utfordringer. Det finnes forskjellige prosessløsninger/teknologier, men de biologiske hovedprosessene og utfordringene vil i stor grad være de samme.

3.1 Biologisk nitrogenfjerning

Fjerning av nitrogen i avløpsvann skjer normalt ved flere biologiske prosesser der ammonium i avløpsvannet omdannes til ufarlig nitrogengass. Prosessene krever flere typer bakterier for å gjøre forskjellige deler av jobben, og renseanlegget må ha et biologisk trinn som består av flere prosess steg hvor vannet må gjennom nitrifikasjon og denitrifikasjon. Anlegget må i tillegg ha et godt separasjonstrinn etter biologisk trinn for å fjerne partikler/slam fra utløpsvannet.

Nitrifikasjon (aerob prosess – med luft)**:** Nitrifiserende bakterier omgjør ammonium (NH_4^+) i innløpsvannet til nitritt (NO_2^-) og deretter nitrat (NO_3^-). Denne prosessen er avhengig av oksygen og det må derfor tilsettes tilstrekkelig med luft til vannet via blåsemaskiner. For at de nitrifiserende bakteriene skal få gjort jobben sin er det også viktig at det ikke er mye organisk stoff i vannet, ettersom andre bakterietyper da vil kunne utkonkurrere de nitrifiserende bakteriene. Nitrifiserende bakterier har en lav veksthastighet og dette er en utfordring når man ønsker nitrifikasjon.

Denitrifikasjon (anoksisk prosess – uten fritt oksygen): I dette trinnet skal nitratet omdannes til nitrogengass (N_2) ved denitrifikasjon. Nitrogengassen vil drive ut av vannet og slippes ut i lufta hvor den ikke gjør noen skade. Denne prosessen utføres av heterotrofe bakterier som bruker oksygenet fra nitratet (NO_3^-) for å puste. Det er derfor viktig at det her ikke er annet tilgjengelig oksygen i vannet for at prosessen skal fungere. For å klare omdannelsen er bakteriene avhengig av tilgang til organisk materiale som energikilde, som ofte må tilsettes i form av en ekstern organisk karbonkilde.

Biologiske prosesser for nitrogenfjerning er ømfintlige prosesser og flere parametere må være på plass for at prosessene skal fungere optimalt. Dette er:

- Temperatur - den metabolske aktiviteten/veksthastigheten til mikroorganismer er sterkt avhengig av riktig temperatur.
- Oksygenkonsentrasjon – nitrifikasjonshastigheten er vesentlig begrenset ved lave konsentrasjoner.
- Næringsstoffer – mikroorganismer trenger tilgang på næringsstoffer for å kunne vokse.
- Karbon - de denitrifiserende bakteriene er avhengige av organisk karbon som energi- og karbonkilde for vekst og metabolsk aktivitet.
- Alkalitet/pH – nitrifikasjonsprosessen produserer syre og fører til et fall i pH gjennom prosessen, mens noe alkalitet gjenvinnes ved denitrifikasjon. Hvis pH blir for lav vil det kunne hemme prosessen.

En negativ konsekvens av biologisk nitrogenfjerning er utslipp av lystgass (N_2O). Gassen dannes som et mellomprodukt i nitrogenprosessene og kan frigjøres til atmosfæren.

3.2 Betydning av temperatur på avløpsvannet

Temperaturen på avløpsvannet i den biologiske reaktoren for nitrogenfjerning har stor betydning for prosessen, og er både knyttet til optimalt temperaturintervall for bakteriene og løseligheten til oksygen i vann.

Optimalt temperaturområde for nitrifikasjon er 28-32 °C og optimal temperatur for de fleste denitrifiserende bakteriene er 25-32 °C. I disse temperaturintervallene jobber bakteriene mest

effektivt, og omsetningen til nitrogengass går raskest. Under ca. 10 °C oppstår det en kraftig reduksjon i nedbrytningshastighet, og det er normalt liten omsetning ved temperaturer under 5 °C hvor bakteriene går inn i en dvalelignende tilstand og kjemiske reaksjoner skjer ekstremt sakte.

Forsøk har vist at nedbrytningshastigheten er dobbelt så høy ved en temperatur som er 10 °C høyere. Dette innebærer for eksempel at nødvendig bioreaktorvolum kan bli ca. dobbelt så stort når man dimensjonerer for 5 °C som når man dimensjonerer for 15 °C (H. Ødegaard 2014).

Temperaturen på avløpsvannet inn til mange norske renseanlegg ligger i området 6-17 °C, med et årsmiddel på ca. 12 °C. I perioder med snøsmelting vil temperaturen også kunne bli under 5 °C for enkelte anlegg.

I tillegg er de nitrifiserende og denitrifiserende bakteriene, slik som andre bakterier, ekstra følsomme for hurtige temperaturvariasjoner. Brå temperaturfall kan redusere bakterienes metabolisme og dermed senke omsetningshastigheten betydelig. Bakteriene kan imidlertid bli akklimatisert ved langvarig lave temperaturer, dvs. at de etter hvert klarer å tilpasse seg temperaturen i noe grad. Det betyr at et raskt temperaturfall vil resultere i en vesentlig lavere veksthastighet, enn om avløpsvannet jevnt over har en lav temperatur. Raske temperatursvingninger kan også gi en periode med stress og tilpasning før bakteriene igjen oppnår normal aktivitet.

Rask temperaturendring ved skiftende værforhold kan føre til en større negativ påvirkning på prosessen og være vanskeligere å planlegge for enn en langvarig stabil lav vintertemperatur/ sesongvariasjon.

Løseligheten til oksygen i vann påvirkes også av temperatur som igjen har betydning for nitrogenfjerningsprosessene. Nitrifikasjon er avhengig av oksygen, mens ved denitrifikasjon skal det ikke være oksygen til stede. Oksygen har høyere løselighet ved lave temperaturer, så når temperaturen er lav kan vannet holde på mer oksygen. Ved lav temperatur får man dermed høyere oksygennivåer både i innløpsvannet og i resirkuleringsstrømmen internt i anlegget. Høyt oksygeninnhold i denitrifikasjonstrinnet gjør at mikroorganismene i større grad bruker det organiske stoffet i vannet til respirasjon i stedet for til denitrifikasjon. Dermed blir mindre av det organiske stoffet tilgjengelig for omgjøring av nitrat til nitrogengass.

Lav temperatur påvirker også innholdet av tilgjengelig løst organisk stoff i innløpvannet til renseanlegget. Når avløpsvannet blandes med mye kaldt fremmedvann reduseres temperaturen på vannet samtidig med at oksygenkonsentrasjonen økes. Økt mengde oksygen i vannet kan føre til at lett nedbrytbart organisk stoff brytes ned i ledningsnettet, samtidig som lav temperatur vil føre til redusert hydrolyse av partikulært organisk stoff. Dette resulterer i at mengden organisk stoff inn til avløpsrenseanlegget i slike perioder foreligger på en form som er dårlig egnet som karbonkilde for de denitrifiserende bakteriene. Dette fører til et økt behov for å dosere eksternt karbon for denitrifisering ved lav temperatur, og skyldes både at det høye oksygeninnholdet reduserer utnyttelsen av avløpsvannets eget organiske stoff, samt at mer av karbonet i innløpsvannet forekommer som partikler ved lave temperaturer.

Temperaturen påvirker også slamproduksjonen. I anlegg som benytter aktivslamprosess, kan lave temperaturer også påvirke slammets sedimenteringsegenskaper. For å sikre tilstrekkelig nitrifikasjon i kaldt vann er det ofte nødvendig å opprettholde høy slamalder. Dette kan fremme vekst av trådformede bakterier, som kan gi dårligere slamseparasjon. Samtidig øker vannets viskositet når temperaturen synker, noe som reduserer sedimenteringshastigheten ytterligere. Resultatet kan være dårligere slamseparasjon og økt risiko for slamflukt. Dette vil påvirke både driften av anlegget, renseresultatene og utslipp til resipient.

I Norge skyldes lav temperatur på innløpsvannet til renseanlegg ofte innlekking av smelte- og regnvann i avløpssystemet. Dette gir samtidig et mer fortynnet avløpsvann med lavere konsentrasjoner av nitrogen og mindre tilgjengelig lett organisk karbon. Kaldt avløpsvann gir derfor utfordringer utover at de biologiske prosessene går saktere.

Dersom nitrogenkravet kun uttrykkes som prosentvis reduksjon, må renseanlegget oppnå svært lave utløpskonsentrasjoner når innløpskonsentrasjonene er lave. Dette skjer ofte i perioder der forholdene for nitrogenfjerning er mest krevende, med lav temperatur og begrenset tilgang på karbon.

3.3 Forholdet mellom karbon og nitrogen i avløpsvannet (C/N-forhold)

De denitrifiserende bakteriene er avhengige av organisk karbon som energi- og karbonkilde for vekst og aktivitet. Forhold mellom karbon (C) og nitrogen (N) i avløpsvannet (C/N-forhold) er derfor veldig viktig. Dersom avløpsvannet inneholder for lite lett nedbrytbart organisk stoff, blir denitrifikasjonen begrenset. Det kan derfor være nødvendig å tilføre en ekstern karbonkilde for å oppnå effektiv nitrogenfjerning. Normalt benyttes metanol eller etanol som ekstern karbonkilde.

Oksygenkonsentrasjonen i vannet påvirker også karbonbehovet. Ved høyt innhold av oppløst oksygen vil bakteriene foretrekke å bruke oksygen som elektronakseptor fremfor nitrat. Karbonet brukes da til aerob respirasjon i stedet for denitrifikasjon, noe som reduserer mengden tilgjengelig karbon til nitratreduksjon og øker behovet for ekstern karbondosering.

Lav temperatur kan ytterligere øke karbonbehovet. Når temperaturen synker, går bakterienes metabolisme langsommere, og en større andel av energien brukes til vedlikehold av cellene fremfor vekst og nitratfjerning. Dette gir en mindre effektiv utnyttelse av karbonkilden og kan føre til økt behov for eksternt karbon i denitrifikasjonsprosessen.

Mange renseanlegg i Norge vil ha behov for å tilsette en ekstern karbonkilde for å oppnå tilstrekkelig denitrifikasjon. Karbonbehovet påvirkes blant annet av hvor lav utløpskonsentrasjon som kreves for å oppfylle rensekravet, tilgjengelig mengde organisk karbon i avløpsvannet, valgt prosessoppsett og avløpsvannets temperatur.

Bruk av ekstern karbonkilde har en høy kostnad for anlegget og har et høyt CO_2-avtrykk med tanke på produksjon og transport.

3.4 Reduksjon i omsetningshastighet ved lav konsentrasjon

Hastigheten på nitrifikasjon og denitrifikasjon avhenger blant annet av hvor mye ammonium og nitrat som er tilgjengelig for mikroorganismene. Når konsentrasjonene er høye, skjer omsetningen raskere. Etter hvert som nivåene av ammonium og nitrat blir lave, bruker bakteriene lenger tid på jobben og omsetningshastigheten reduseres. Det kreves derfor lengre oppholdstid, dvs. behov for større reaktorvolumer, for å redusere ammonium- eller nitratkonsentrasjoner fra lave nivåer til svært lave nivåer.

Det er normalt relativt greit å redusere nitrogeninnholdet ned til 10 mg N/l, mens det kreves mer kapasitet og innsatsmidler for å oppnå lavere utløpskonsentrasjoner. Dette er årsaken til at revidert avløpsdirektiv har stilt kravet til reduksjon av nitrogen som enten 80% reduksjon eller en maksimal utløpskonsentrasjon på 10 mg N/l for anlegg under 150 000 pe og 8 mg N/l for anlegg fra 150 000 pe.

Omsetningshastigheten ved nitrifikasjon og denitrifikasjon avtar når konsentrasjonene av ammonium og nitrat blir lave, noe som gjør det mer krevende å oppnå svært lave utløpskonsentrasjoner. Det er derfor enklere å redusere fra en høy konsentrasjon ned til ca. 10 mg N/l, enn å måtte rense ned til lavere konsentrasjoner som vil kreves på mange anlegg ved lav innløpskonsentrasjon for å oppnå 80% reduksjon.

3.5 Alkalitet og pH

Alkalitet er et uttrykk for vannets bufferkapasitet, dvs. evne til å motstå syre/base påvirkninger. Mange av renseprosessene for rensing av avløpsvann vil påvirke pH i vannet, og samtidig så påvirkes prosessene av pH. Biologisk rensning er avhengig av et optimalt pH-område, og ved endringer i alkalitet vil det kunne bli vanskelig å opprettholde en optimal pH. Optimalt pH-område for nitrifikasjon er rundt 7-8, og ved pH 6 er veksthastigheten kun 10 % av hva den er ved pH 7. Ved nitrifikasjon synker pH og alkalitet forbrukes, mens den gjenvinnes i noen grad ved denitrifikasjon. På noen anlegg kan det være behov for å tilsette for eksempel kalk for å øke pH.

3.6 Utslipp til luft

Utslipp av lystgass (N_2O) utgjør en betydelig del av klimapåvirkningen fra renseanlegg med biologisk nitrogenfjerning. Selv små utslipp kan ha stor betydning for anleggets samlede klimaavtrykk. Lystgass er en svært potent klimagass, med et globalt oppvarmingspotensial som er 273 ganger høyere enn karbondioksid over en 100-årsperiode.

Lystgass kan dannes både under nitrifikasjon og denitrifikasjon, hvor den opptrer som et mellomprodukt eller biprodukt i de biologiske prosessene som fjerner nitrogen fra avløpsvannet. Under nitrifikasjon kan lave oksygenkonsentrasjoner føre til økt lystgassproduksjon, mens et lavt forhold mellom tilgjengelig karbon og nitrogen (C/N-forhold) kan gi økt lystgassdannelse under denitrifikasjon. pH påvirker også prosessen. Ved lave pH-verdier kan en større andel av nitrogenet omdannes til lystgass. Generelt er utslipp av lystgass til luft høyest når renseprosessen er utsatt for stress eller ugunstige arbeidsforhold, dvs. perioder hvor bakteriene ikke klarer å fullføre prosessene slik at nitrogenet blir til ufarlig nitrogengass.

Gjennomsnittlige lystgassutslipp fra renseanlegg med biologisk nitrogenfjerning anslås til rundt 1,6 % av tilført nitrogen. Utslippene kan imidlertid variere betydelig mellom anlegg og over tid. Ved driftsforstyrrelser eller ustabile prosessforhold kan utslippene øke kraftig. God prosesskontroll og stabile driftsforhold er derfor viktige tiltak for å redusere lystgassutslippene og begrense renseanleggets klimaavtrykk.

Utslipp av lystgass (N_2O) er en uunngåelig konsekvens av biologisk nitrogenfjerning. Selv om god prosesstyring kan begrense utslippene, vil de ikke kunne elimineres fullstendig. Rensekravet bør derfor utformes slik at hensynet til nitrogenfjerning i resipienten balanseres mot behovet for å holde lystgassutslippene lave.

I revidert avløpsdirektiv er det krav om at medlemslandene skal overvåke og rapportere utslipp av klimagasser, inkl. utslipp av lystgass. Utslipp av lystgass er derfor en viktig faktor å vurdere ved planlegging av nye nitrogenrenseanlegg, men det er ikke mulig å unngå helt.

4 Erfaringer fra norske renseanlegg med nitrogenfjerning

I dette kapittelet ser vi på erfaringer og driftsdata fra norske anlegg med nitrogenfjerning, og sammenheng mellom konsentrasjon, temperatur og renseeffekt.

4.1 Norsk avløpsvann

Norsk avløpsvann er i utgangspunktet dårlig egnet for biologisk nitrogenfjerning. Anleggene som har nitrogenfjerning i dag kan vise til gode resultater, men man har et dårligere naturlig utgangspunkt enn i varmere og tørrere land. I Norge har vi:

- Kaldt klima
  - Anleggene må dimensjoneres for en lavere temperatur og større temperaturvariasjoner
  - Anlegg i fjell eller overbygde anlegg gir behov for arealeffektive løsninger
- Mye nedbør og snøsmelting
  - Påvirker avløpsmengde, temperatur og oksygenkonsentrasjonen i innløpsvannet
  - Kan føre til urenset avløpsvann i overløp (skal inkluderes i rensegraden)
- Topografiske forhold gir langt ledningsnett med mye fall
  - Økt innlekking og fremmedvann
  - Påvirker sammensetningen til avløpsvannet (C/N-forholdet og oksygen innhold)
- Høyt vannforbruk per person
  - Påvirker konsentrasjoner og sammensetning
- Lav naturlig alkalitet i råvann (mye overflatevann og lite grunnvann)
  - Påvirker alkaliteten i drikkevannet og dermed også avløpsvannet (alkaliteten i europeisk avløpsvann kan være over 5 mekv/l, mens i avløpsvann i Norge er det målt så lavt som 2 mekv/l).
- Sammensetning av avløpsvannet
  - Ved mange norske renseanlegg er andelen av partikulært nitrogen relativt høy og innholdet av løst biodegradérbar karbon relativt lavt som gir et ugunstig C/N forhold.

Avløpsvannets karakteristikk varierer stort, og i motsetning til industrielle prosesser hvor man kan styre alle innsatsmidlene og betingelsene, så må et avløpsrenseanlegg motta og rense det avløpsvannet som til enhver tid kommer inn til anlegget. Dette gjør at renseprosessene må dimensjoneres for en stor variasjon knyttet til temperatur, mengde og sammensetning. Det vil være sesongvariasjoner og variasjoner over uken og døgnet. Det vil også kunne være forskjeller i når på døgnet det er størst tilførsel av de forskjellige stoffene i avløpsvannet og hvor stor variasjonen er. Man ser for eksempel at konsentrasjonsmaksimum for nitrogen kommer tidligere på dagen enn tilsvarende maksimum for organiske stoff og fosfor.

Alt dette er faktorer som bør hensyntas ved fastsettelse av rensekrav, samt ved dimensjonering av norske nitrogenfjerningsanlegg.

4.2 Renseanlegg med nitrogenfjerning i Norge

Det er i dag 6 avløpsrenseanlegg i Norge som har lang erfaring med nitrogenfjerning. Anleggene har forskjellige biologiske prosesser som aktivt slam, biofilm og MBBR. Dette er:

- Bekkelaget renseanlegg - aktivt slam
- Gardermoen renseanlegg – biofilmprosess (MBBR)
- Lillehammer renseanlegg – biofilmprosess (MBBR)
- Nedre Romerike avløpsrenseanlegg - biofilmprosess (MBBR)

- Nordre Follo renseanlegg - biofilmprosess (MBBR)
- VEAS – biofilmprosess (leca kuler)

I tillegg sto Hokksund renseanlegg ferdig med nitrogenfjerning i februar 2025 (biofilm, MBBR) og Fredrikstad avløpsrenseanlegg sto ferdig i juni 2026 (biofilm, MBBR). Flere andre anlegg er under planlegging, prosjektering og bygging.

4.3 Innløpskonsentrasjoner

Tabell 1 viser innløpskonsentrasjoner av totalt nitrogen (tot-N) på norske avløpsrenseanlegg med nitrogenfjerning fra 2023-2025. Middelkonsentrasjonen av innløpsprøvene, samt maks og min er vist basert på anleggets innrapporterte kontrollprøver.

Tabell 1. Innløpskonsentrasjoner for anlegg med nitrogenfjerning

Renseanlegg	År	Tot N inn mg/l		
		Middel	Min.	Maks.
Bekkelaget	2025	31,2	17,6	47,0
	2024	27,7	13,6	42,2
	2023	29,9	14,0	45,1
Gardermoen	2025	58,5	44,0	76,0
	2024	59,8	48,0	68,0
	2023	63,7	35,0	80,0
Lillehammer	2025	42,7	33,0	50,0
	2024	36,3	19,0	59,0
	2023	42,0	13,0	52,0
Nedre Romerike	2025	28,2	16,4	45,9
	2024	24,1	12,5	41,4
	2023	23,9	10,5	35,0
Nordre Follo	2025	51,4	25,0	65,0
	2024	46,3	22,0	65,0
	2023	51,1	34,0	72,0
VEAS	2025	37,6	16,2	54,0
	2024	33,2	14,4	50,7
	2023	35,1	12,8	51,6

Tallene viser at det er store variasjoner i innløpskonsentrasjonen mellom de forskjellige anleggene, at det er store variasjoner i innløpskonsentrasjonene for hvert enkelt anlegg over året, samt at tallene endrer seg fra år til år. Faktorer som påvirker innløpskonsentrasjonen for nitrogen er type påslipp anlegget har, type og lengde på ledningsnettet, samt hvor mye nedbør som har kommet.

Ved beregning av rensegrad og utløpskonsentrasjon i revidert avløpsdirektiv er det tatt utgangspunkt i et avløpsvann med innløpskonsentrasjon på 50 mg/l. Mange avløpsrenseanlegg i Norge har vesentlig lavere innløpskonsentrasjon noe som gjør et rent prosentkrav mer krevende.

4.4 Rensegrad og temperatur

Driftsdata for anleggene er sammenstilt og gir et godt bilde av sammenhengen mellom temperatur, vannmengder, konsentrasjon og følgende biologisk rensing for nitrogen. Rensegraden som er vist i figurene er basert på online data for vannmengder og temperatur, samt analysedata fra akkrediterte

prøver for totalt nitrogen fra innløp og utløp av renseanlegget. Temperaturen er målt ved innløpet av renseanlegget eller hvis tilgjengelig direkte i nitrogenrensetrinnet.

Biologisk nitrogenrensing er avhengig av flere faktorer som beskrevet i kapittel 3, og det var ønskelig å se på om faktiske driftsresultater gjenspeiler presentert teori. I sammenstillingen vises rensegraden for hoved-renseanlegget uten overløp og et eventuelt trinn for regnvannsrensing. Data er brukt med tillatelse fra de ulike anleggseiere.

Perioder med kaldere vann

Perioder hvor renseprosessen skal fungere ved lavere temperaturer forekommer ofte på høst- og vinterhalvåret frem til våren med tilhørende snøsmelting. Ledningsnettet er ikke fullstendig separert, og fortsatt skal forurenset overflatevann ved regnvær renses slik at vann med lavere temperatur vil tilføres renseanlegget i fremtiden også.

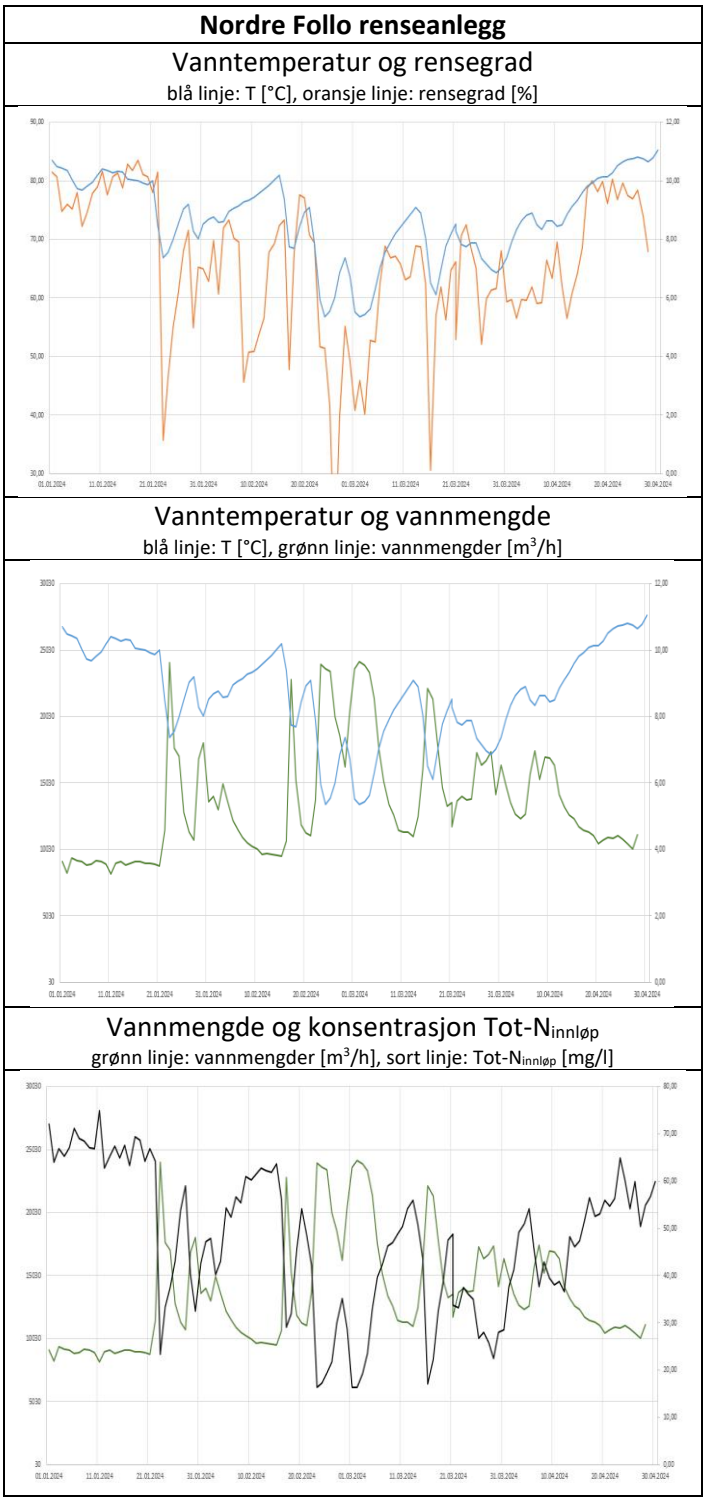
Samlet er det flere faktorer som i disse periodene påvirker spesielt den biologiske rensingen, og den samlede rensegraden til anlegget. Lavere temperatur på innløpsvannet gir lavere temperatur i reaktorene, i tillegg resulterer større vannmengder i regn- og snøsmelteperioder i lavere innløpskonsentrasjoner. Begge er ugunstig for rensegraden i biologisk nitrogenfjerning. Den totale rensegraden for hele renseanlegget trekkes enda lengre ned hvis det er vann som går i overløp, eller vann som renses i regnværsrensetrinn med generelt lavere stoffmengdereduksjon.

Renseanleggene skal klare rensekravene alle år, det inkluderer år med mye regn, mye snø og tilhørende smeltevann med varierende vanntemperaturer. Klimatiske forhold alene kan redusere renseeffekten med flere prosentpoeng mellom år.

Figur 1 viser beskrevet sammenheng for Nordre Follo renseanlegg. Figuren visualiserer sammenhengen og utfordringene basert på målt og analysert data for anlegget, og samme trend gjelder for alle anleggene selv om kun ett er presentert. Tidsrommet fra 01.04 – 30.04.2024 er valgt for å illustrere en typisk vårperiode, og alle 3 bildene representerer samme tidsrom.

Det øverste bildet illustrere sammenhengen mellom vanntemperatur (blå linje, målt i °C) og rensegrad (oransje, i %). Rensegraden synker ved lavere temperaturer, det forsterkes av perioder med tilførsel av mye kalt vann. Bilde 2 viser sammenheng mellom vanntemperatur og innløpsmengde (grønn linje, m^3/h). På siste bilde vises fortynningseffekten, dvs. sammenheng mellom vannmengde inn til anlegget og innløpskonsentrasjon for nitrogen (sort linje, mg N/l).

Figur 1: Sammenheng mellom vannmengde, temperatur, innløpskonsentrasjon (Tot-N, mg/l) og rensegrad for nitrogen (Tot-N) illustrert med data fra Nordre Follo renseanlegg



Effekt ved alle anlegg

Den illustrerte effekten i figur 1 oppleves på alle anlegg med nitrogenfjerning i Norge. Den kan motvirkes, men ikke fjernes i sin helhet med høyre dosering av ekstern karbonkilde, som igjen gir en høyere årlig kostnad for drift av anlegget.

Tabell 2 viser den laveste målte temperaturen og gjennomsnittstemperatur for avløpsvannet, målt i innløpet av renseanlegget eller hvis tilgjengelig i innløpet til nitrogenrensetrinnet, for årene 2024 og 2025. Grunnlaget er onlinemålinger basert på døgnverdier. Hokksund renseanlegg ble først startet opp i 2025 og Gardermoen renseanlegg mangler data for store deler av 2025.

Tabell 2 Målte temperaturer på avløpsvannet i 2024-2025

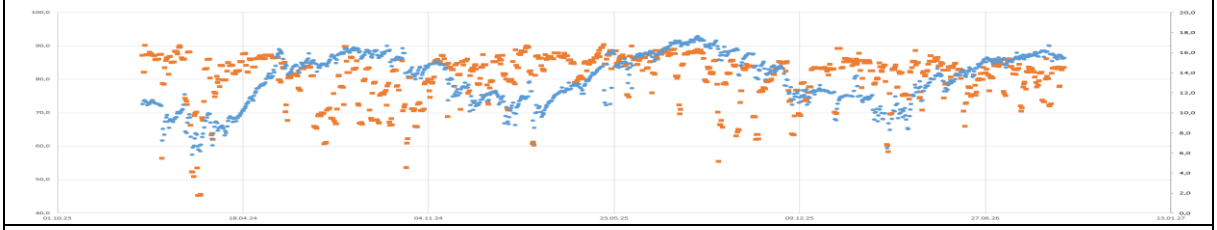
Anlegg	T_{min} (°C)		$T_{gjennomsnitt}$ (°C)	
	2024	2025	2024	2025
Bekkelaget renseanlegg	5,5	6,4	12,7	13,8
Gardermoen renseanlegg	7,7		13,6	
Hokksund renseanlegg	-	7,7	-	13,8
Lillehammer renseanlegg	4,5	5,3	9,6	10,2
Nedre Romerike renseanlegg	5,4	5,5	12,7	13,9
Nordre Follo renseanlegg	5,3	6,9	11,9	12,7
VEAS	6,1	6,8	11,6	12,6
Gjennomsnitt alle anlegg			*11,5*	*12,4*

Effekten og påvirkning av rensegraden for hovedrenseanlegget ved lavere temperatur, ofte i kombinasjon med større vannmengder og lavere innløpskonentrasjon, for alle ovennevnte renseanlegg, er visualisert i figur 2. For vanntemperatur og hovedanleggets rensegrad er tidsperioden 2024 til 2026 valgt, og figuren skal synliggjøre en pågående driftsutfordring for alle anlegg hvert år. Gardermoen renseanlegg er ikke inkludert på grunn av lite datagrunnlag pga. ombyggingsarbeider, og for Hokksund renseanlegg er kun data for 2026 vist ettersom 2025 var et oppstartsår.

Temperaturen ved innløpet viser samme årskurve for alle anlegg basert på individuelle verdier ved hvert anlegg. For Lillehammer renseanlegg stiger vanntemperaturen over 14 grader kun i korte perioder på sommeren (målte døgnverdier!), men andre anlegg som Hokksund eller NRVA kan ha vanntemperaturer over 16°C eller høyere i lengre perioder. Figuren viser at den biologiske aktiviteten synker med fallende temperatur.

Figur 2 Sammenheng mellom temperatur på avløpsvannet (blå linje, °C) og rensegrad for nitrogen (oransje linje, %), data fra 2024 til 2026.

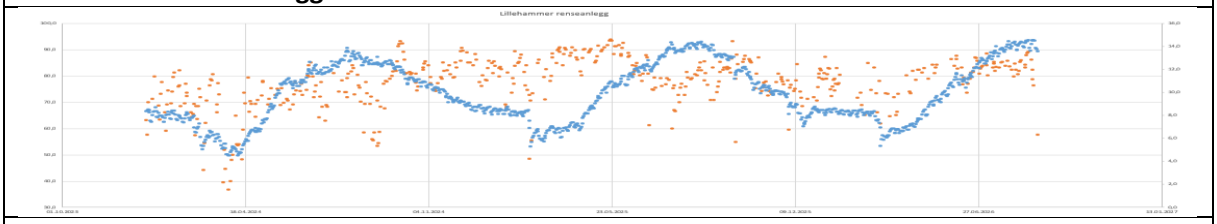
Bekkelaget renseanlegg



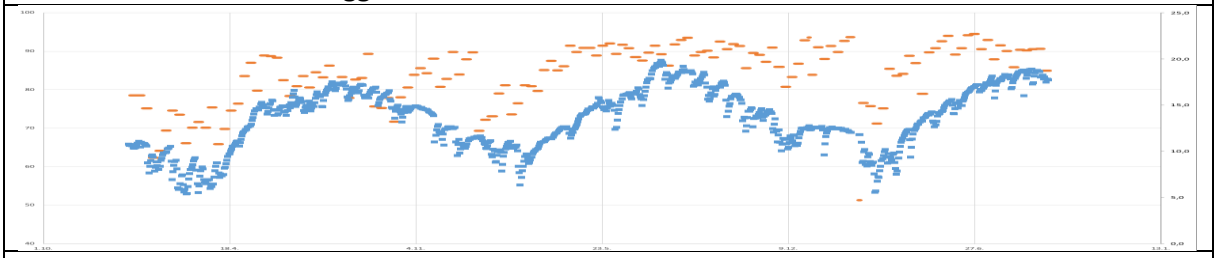
Hokksund renseanlegg (kun 2026)



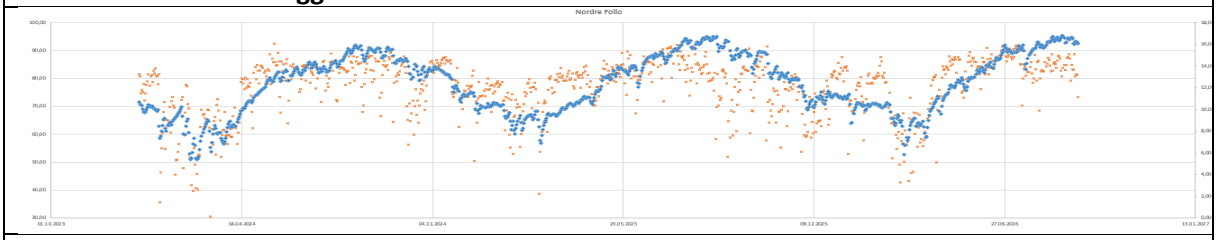
Lillehammer renseanlegg



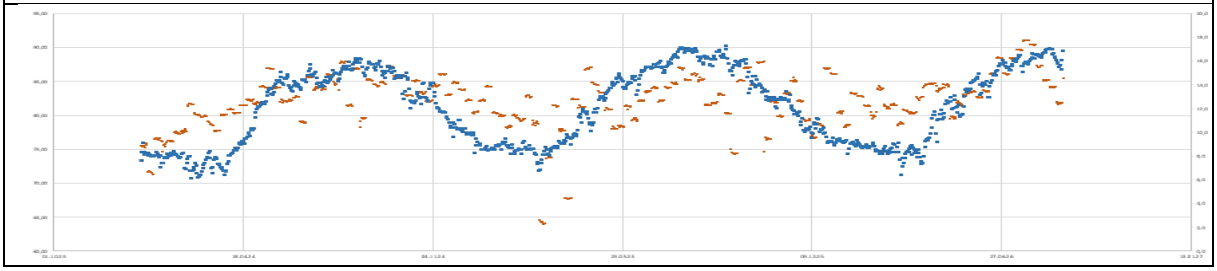
Nedre Romerike renseanlegg



Nordre Follo renseanlegg



VEAS



4.5 Drift av anleggene og nødvendige tilsatsmidler

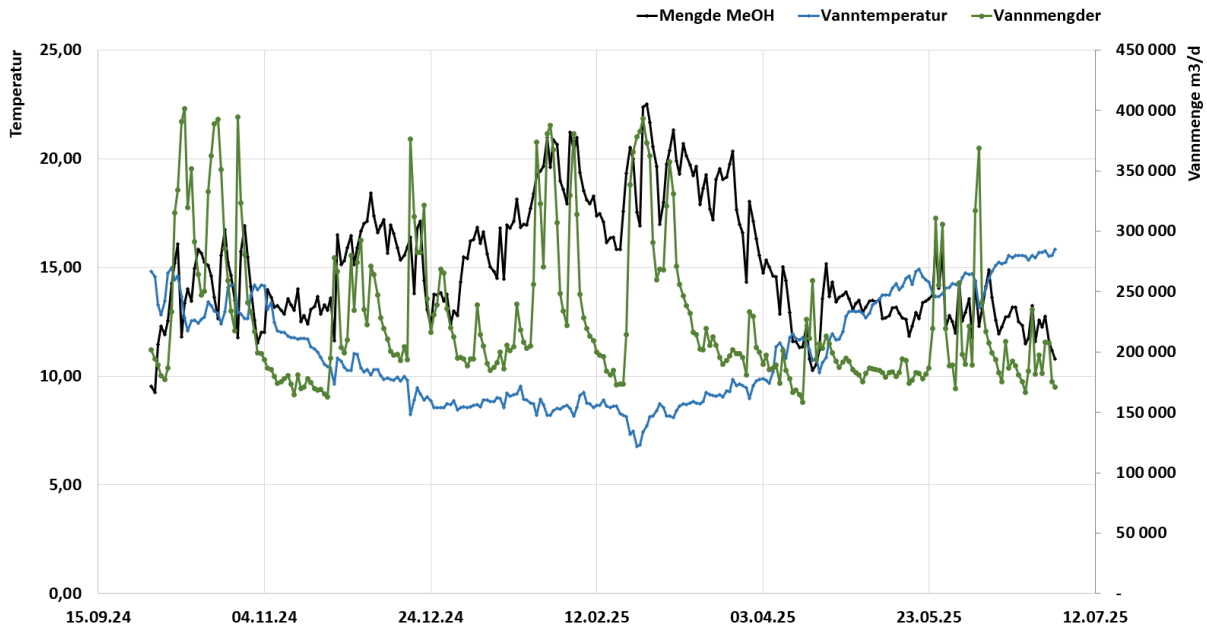
For å oppnå en god reduksjon av nitrogen i Norge, er det viktig at anleggene dimensjoneres og driftes på en måte som ivaretar norske forhold så godt som mulig.

Ettersom bakteriene bruker lenger tid på jobben ved lav temperatur, må anleggene dimensjoneres for en lenger oppholdstid.

Mange norske anlegg bygges med for-denitrifikasjon (trinn for denitrifikasjon før nitrifikasjon) eller en kombinasjon av for- og etter denitrifikasjon for å kunne utnytte det organiske stoffet i avløpsvannet som karbonkilde for denitrifikasjon (intern karbonkilde). Dette krever at nitrifisert vann fra etterfølgende prosess steg med nitrifikasjon pumpes tilbake til innløpet hvor det blandes med innløpsvann. Imidlertid kreves det tilbakeføring av svært store vannmengder ved for-denitrifikasjon og vannet vil kunne ha en høy konsentrasjon av oksygen, noe som bergenser mulig renseeffekt. Noen anlegg har også muligheten til å justere bruken av den første reaktoren, slik at man kan ha «sommer» og «vinterdrift».

En kan påvirke fallende renseeffekt ved lave temperaturer og lavere konsentrasjoner med en økt dosering av ekstern karbonkilde som vist i figur 3. Mengde tilsatt metanol (MeOH, sort linje, i tonn per døgn) øker med fallende temperatur (blå linje, °C) og varierende vannmengder (grønn linje). Økt tilsatts kan motvirke en fallende rensegrad, men ikke motvirke effekten i sin helhet. Samtidig betyr en økt dosering økte driftskostnadene for anleggene.

Figur 3: Økt bruk av ekstern karbonkilde på vinterhalvåret (data fra VEAS, vinter 2024/ 2025)



Økt tilførsel av oksygen i kalde perioder vil også hjelpe til å øke nitrifikasjon når det er lav temperatur. Samtidig som økt løselighet av oksygen ved lav temperatur er positivt for nitrifikasjonstrinnet, og vil i noe grad motvirke den negative effekten av temperaturen.

5 Tiltak på ledningsnettet og påvirkning av avløpsvannet

Dette kapittelet vil omtale tiltak på ledningsnettet og hvordan dette påvirker innløpsvannet til avløpsrenseanlegget. Mer informasjon og resultater fra studier finnes i vedlegg 1.

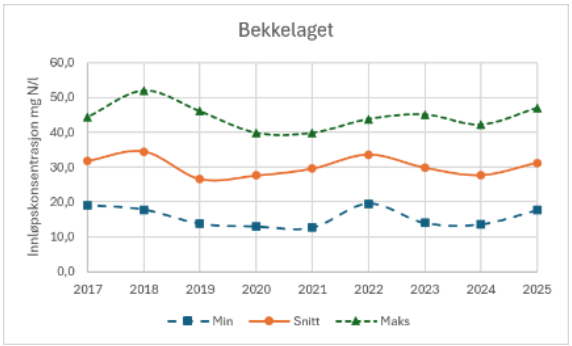
5.1 Påvirkning av fremmedvann på innløpsvannet til renseanlegget

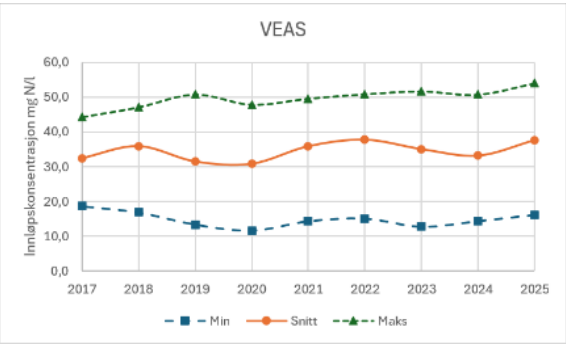
Et argument som går igjen når det kommer til å gi rensekrav som kun %-reduksjon og ikke utslippskonsentrasjon, er at et %-krav skal stimulere til utbedring av ledningsnettet og reduksjon av mengden fremmedvann. Det er helt riktig at en sentral utfordring for mange norske avløpsrenseanlegg er lave innløpskonsentrasjoner av nitrogen, blant annet på grunn av store mengder fremmedvann i ledningsnettet. Mengden fremmedvann vil i store perioder av året også føre til at avløpsvannet får en lav temperatur når det blandes med store mengder smeltevann eller kaldt regnvann i vinterhalvåret. Mye fremmedvann skaper derfor utfordringer for de biologiske renseprosessene på anlegget, men er også uønsket med tanke på at fremmedvann medfører store kostnader både knyttet til transport og behandling. I tillegg opptar fremmedvann kapasitet i ledningsnettet og kan føre til overløp. De fleste kommuner jobber derfor for å få redusert mengden fremmedvann.

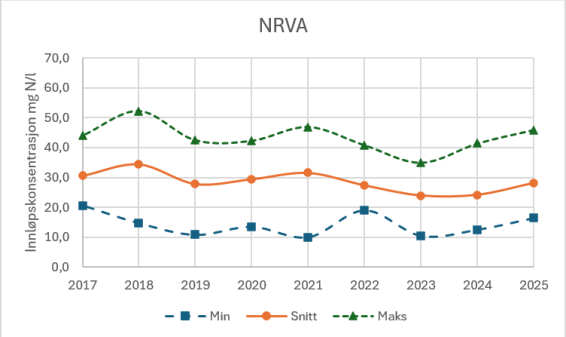
En reduksjon av fremmedvannsmengdene vil i teorien kunne føre til et mer konsentrert avløpsvann, mindre volum og høyere temperatur. Men å få til en varig reduksjon av fremmedvann krever langsiktige arbeider, og det vil ta lang tid før man ser tydelige resultater i form av redusert mengde, økt konsentrasjon og påvirkning på temperatur i innløpet til renseanlegget.

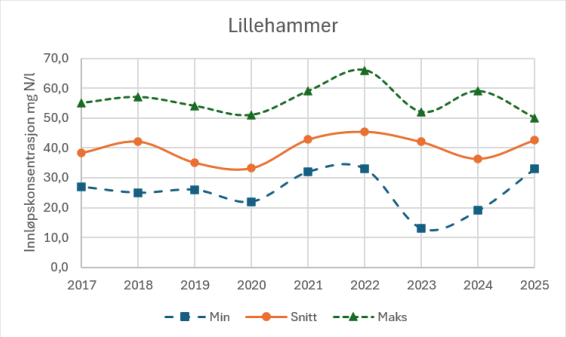
Figur 4 viser innløpskonsentrasjoner for anlegg med nitrogenfjerning fra 2017 til 2025. Data er basert på de årlige innrapporterte kontrollprøvene for nitrogen og fremstilt med årlig gjennomsnittskonsentrasjon basert på alle prøvene det året, samt laveste og høyeste innrapporterte konsentrasjon. Data viser at over en tidsperiode på 9 år så er det for de fleste anleggene ikke en signifikant økning i konsentrasjonen av nitrogen inn til anleggene. Mindre variasjoner mellom år vil sannsynligvis være en konsensens av mengde nedbør det aktuelle året som har påvirket innløpskonsentrasjonen. Det eneste anlegget som har hatt en større økning i innløpskonsentrasjonen for nitrogen er Nordre Follo renseanlegg hvor gjennomsnittskonsentrasjon har økt fra 37,0 mg N/l i 2017 til 51,4 mg N/l i 2025.

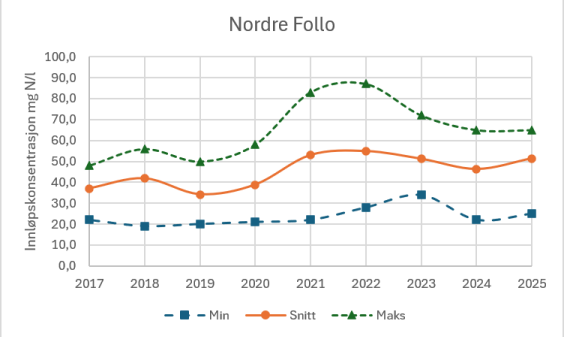
Figur 4. Innløpskonsentrasjoner ved renseanleggene fra 2017-2025

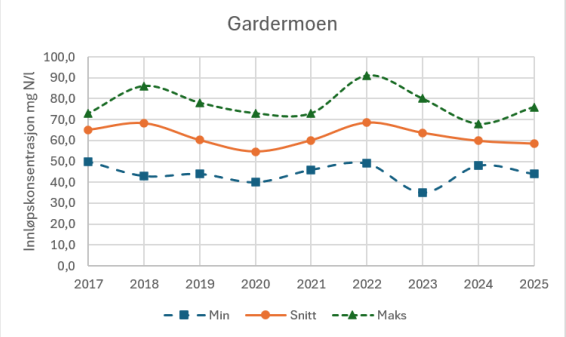












I de fleste nyere utslippstillatelse, samt i revidert avløpsdirektiv, stilles det krav til maksimalt utslipp fra ledningsnettet for å ivareta dette. De fleste kommuner ønsker også helt uavhengig av krav, å separere/redusere mengden fremmedvann, men dette er langsiktige arbeider som gjøres uavhengig av driften av renseanlegget, og som man sannsynligvis ikke vil kunne se merkbare resultater av innen fristene for nitrogenrensning som anleggene nå får (2031/2032).

5.2 Årsaker til fremmedvann

Det er flere årsaker til at det kommer fremmedvann inn til et avløpsrenseanlegg. I en studie fra 2019 ble det undersøkt hvorvidt det var sammenhenger mellom fremmedvannsnivåene og følgende variabler for en del norske avløpsrenseanlegg (se vedlegg 1). Det ble sett på:

- Drikkevannslekkasjer
- Levert mengde drikkevann
- Alder på avløpsnettet
- Andel fornyet avløpsledningsnett
- Andel fellessystem
- Nedbør

Samtlige variabler påvirker fremmedvannsnivåene i noen grad, men den variabelen som sannsynligvis påvirker nivåene minst er andel fornyet ledningsnett. Utlekket drikkevann påvirker andelene fremmedvann en del steder, mens andel fellessystem antakelig bare påvirker nivåene ved ett renseanlegg i undersøkelsen. Nedbør påvirker de fleste av de undersøkte anleggene. Siden andel fellessystem sannsynligvis har lite å si for andeler fremmedvann for flere av de undersøkte anleggene, er det sannsynlig at drikkevannslekkasjer, grunnvann, sjøvann og feilkoblet overvann er viktige kilder til fremmedvann mange steder.

5.3 Reduksjon av fremmedvann

Ettersom årsakene til fremmedvann er mange og ledningsnettet i de aller fleste kommuner er stort, betyr det at en reduksjon av fremmedvann ikke er en rask og enkel jobb. Det vil i tillegg ikke være

mulig eller bærekraftig å oppnå en full reduksjon av alt fremmedvannet i avløpsnettet. Målet må være å ha en bærekraftig fremmedvannsandel og redusere utslippene fra avløpsnettet i størst mulig grad. Likevel vil man også i fremtiden kunne se at norsk avløpsvann er mindre konsentrert og har en lavere temperatur enn i varmere og tørrere land. Det er flere årsaker til dette, årsaker som kommunene ikke selv kan styre/påvirke i noen stor grad:

- Norge har et høyt vannforbruk per person sammenlignet med mange andre land hvor det har vært mer fokus på å spare på vannet som gir lavere konsentrasjon ut fra husene
- Forurenset overvann skal behandles, og i mange tilfeller vil det være riktig å føre dette til avløpsrenseanlegget
- Norge har mye nedbør som finner veien ned i ledningsnettet eller inn via grunnvann
- I Norge har de fleste kommuner et langt ledningsnett som ligger dypt pga. frost. Dype ledninger kan føre til innlekking av grunnvann og sjøvann, selv ved separert nett
- I Norge har vi ofte mer oksygen i vannet enn i andre Europeiske land, noe som fører til dårlig C/N forhold for nitrogenrensning

Rensekrav for renseanlegget bør ikke settes for å stimulere til utbedringer på avløpsnettet. Det må settes egne krav til avløpsnettet for å ivareta dette.

6 Fastsettelse av nye krav

Det i dette kapittelet sett på hvordan krav til nitrogen er utformet i andre land basert på avløpsdirektivet fra 1991, og hvorfor hele handlingsrommet i revidert direktiv fra 2025 må brukes.

6.1 Regelverk i andre land

Dagens rensekrav for nitrogen er basert på avløpsdirektivet fra 1991. Undersøkelser viser at dette er implementert på noe forskjellig måte i forskjellige land, og at mange har inkludert et større handlingsrom enn Norge. Dette er det også viktig å være klar over når man sammenligner resultater. Det er stor forskjell på å klare et krav gitt som maksimal utløpskonsentrasjon, %-krav, og krav som kun skal oppfylles ved temperaturer over 12 °C.

Både Tyskland, Østerrike og Finland har, etter det vi kan se, inkludert temperaturunntaket i sitt regelverk. Finland og Sverige har inkludert muligheten for å inkludere naturlig retensjon ved fastsettelse av krav til nitrogen. Det er ikke undersøkt hvordan kravet er formulert i alle EU-landene, og ikke hvordan kravene og unntakene praktiseres.

I Tyskland er minimumskravet satt som utløpskonsentrasjon, men med mulighet for å tillate høyere konsentrasjon hvis renseeffekten er over 70%. Kravene gjelder ved en avløpsvannstemperatur på 12 °C eller mer i utløpet fra den biologiske reaktoren i avløpsrenseanlegget. Terskelverdien på 12 °C kan erstattes av en tidsbegrensning, dvs. at kravet kun må oppfylles i perioden mellom 1. mai og 31. oktober (Abwasserverordnung, AbwV).

I Østerike er minimumskravet 70% reduksjon for totalt nitrogen og i tillegg har de et konsentrasjonskrav for ammonium. Kravet gjelder imidlertid kun dersom temperaturen i avløpsvannet, som forlater det biologiske trinnet i avløpsrenseanlegget, overstiger 12 °C (Consolidated Federal Law: Limitation of wastewater emissions from wastewater treatment plants for residential areas, Annex 1, version of 03.10.2026).

Finland har i dag et standardkrav på 70% reduksjon, og har lov til å inkludere naturlig retensjon inn i rensegraden. Et anlegg kan derfor ha krav til for eksempel 60% reduksjon i stedet for 70%. Noen anlegg har også krav om både prosentvis reduksjon og maksimal konsentrasjon. Finland har også brukt temperaturunntaket i direktivet fra 1991 og noen anlegg har kun krav om nitrogenfjerning når vanntemperaturen er over 12 °C.

I Sverige har Mälarregionen med Stockholm og Uppsala krav om nitrogenrensing, og i regionen rundt hovedstaden brukes det tillatelser med rensekrav som angir mengder og konsentrasjon i utløpet. Sødra Sverige har ulik praksis med rensekrav, % eller konsentrasjon. I utkastet Miljøvardsverket har ute på høring for implementering av revidert avløpsdirektiv, planlegger de å ta inn krav til nitrogen slik det er formulert i sin helhet. (https://www.naturvardsverket.se/490731/contentassets/5408c5e2928d421fafbafa70a30651e4/forslag-till-forfattningsandringar-till-foljd-av-eus-reviderade-avloppsvattendirektiv.pdf).

Det anbefales å undersøke hvordan andre land har tenkt å formulere kravet til nitrogen ved implementering av revidert direktiv, og hvordan kravet skal dokumenteres/oppfylles.

6.2 Hvorfor 80% reduksjon på årsbasis kan bli krevende for mange anlegg

De norske anleggene, som er dimensjonert for det, har klart å oppfylle kravet til 70% reduksjon ved at de har hatt mulighet til å kompensere for lav renseeffekt i perioder med kaldt og tynt vann, med en høyere renseeffekt i «gode» perioder. Dette er også illustrert i kapittel 4.

En slik utjevning over året kan imidlertid bli vanskelig hvis kravet heves til 80% som årlig gjennomsnitt. Ved 80 % rensegrad vil utløpskonsentrasjonen måtte bli så lav, at anlegget må dimensjoneres for at rensekravet for alle praktiske formål må tilfredsstilles i alle årets måneder for at kravet skal nås på årsbasis. For et rensekrav på 80 % må dermed anlegget dimensjoneres for minimumstemperatur. Dette vil føre til at bassengvolumene må økes kraftig ettersom bakteriene trenger lenger tid på å gjøre jobben på grunn av lav omsetningshastighet, både i perioder med lav temperatur og når nivåene av ammonium og nitrat blir lave. I tillegg må det tilsettes mer innsatsmidler i form av eksternt karbon for å øke omsetningshastigheten.

Hvor varierende renseeffekten kan være over året er visualisert i tabell 3. Lillehammer renseanlegg ble opprinnelig etablert i 1994 med senere utvidelser/ oppdateringer. Det er et veletablert anlegg og selv om separering av ledningsnettet er rundt 87% tilføres anlegget en del fremmedvann. I et vått år som 2024 og et generelt kaldere vann (se tabell 2, kap. 4.4) synker rensegraden i % over flere måneder. Gjennomsnittstemperaturen på innløpsvannet var i mars 2024 på kun 5,8 °C og i april 5,6 °C, og dette har en tydelig negativ effekt på renseeffekten. For tørre år som 2025 med mindre nedbør, snø mm. er rensegraden betydelig høyre og de klarte et krav til 80% som årsgjennomsnitt. Utfordringen er at et krav i en utslippstillatelse til 80% reduksjon må oppfylles også i «dårlige» år.

Tabell 3. Månedlig renseeffekt for Lillehammer renseanlegg i 2024 og 2025.

År	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.	Snitt
2024	69,5	70,5	61,5	60,3	73,1	75,5	72,6	75,6	69,8	83,4	80,4	84,8	72,7
2025	79,6	76,6	84,4	87,8	90,3	85,2	75,3	77,7	80,1	83,4	76,5	74,3	80,8

I tillegg kan det for et krav på 80 % reduksjon av nitrogen som årlig gjennomsnitt bli nødvendig med et etterpoleringstrinn på anlegg som må rense ned til en meget lav utløpskonsentrasjon, ettersom normale mengder partikler i utløpet vil kunne gjøre det vanskelig å nå rensekravet. Hvis det ikke er en særdeles god partikkelseparasjon, vil man risikere at andelen partikulært nitrogen som følger med avløpsvannet ut kan føre til at kravet for nitrogen ikke overholdes.

Det er vanskelig å overføre erfaringer fra andre europeiske land sør for Norge, ettersom de biologiske prosessene i stor grad er avhengig av temperatur og vannets sammensetning. Det betyr at et renseanlegg eller prosess som fjerner 80 % nitrogen i for eksempel tysk avløpsvann vil ikke uten videre vil kunne fjerne 80% i norsk avløpsvann, som normalt har en lavere innløpskonsentrasjon og lavere temperatur.

Det er to anlegg i Finland som i dag har krav til 80% reduksjon av nitrogen, Viikinmäki and Blominmäki i Helsinki. Anleggene har i tillegg et internt mål om 90% reduksjon ettersom de har Østersjøen som resipient. For å oppnå dette har anleggene to biologiske rensetrinn. Det er først et aktivt slam trinn for nitrifikasjon og denitrifikasjon hvor mesteparten av nitrogenet blir fjernet. I tillegg har anlegget et separat nitrogenrensetrinn, biologisk filter, på utløpet for ytterligere denitrifikasjon for å kunne klare meget lave utløpskonsentrasjoner. Dette er en kostnadskrevende løsning, både i etablering og drift.

6.3 Forskjellen på konsentrasjonskrav og % krav

Det er en stor forskjell på et krav gitt som en % reduksjon som årlig gjennomsnitt, og et krav gitt som en maksimal utløpskonsentrasjon som årlig gjennomsnitt. Her vil det være anleggets innløpskonsentrasjon og variasjonsområde som vil bli avgjørende for hvor strengt et % kravet faktisk vil bli. Dermed kan rammebetingelsene for anlegg med «samme» krav, samt utslippene, bli veldig forskjellig.

Dette er også årsaken til at avløpsdirektivet åpner for at kravet til reduksjon av nitrogen kan gis som enten % reduksjon eller som maksimal utløpskonsentrasjon. Denne muligheten er foreløpig ikke inkludert i det norske regelverket, men alle mulighetene som ligger i revidert direktiv bør tas inn når dette gjennomføres i norsk rett. I mellomtiden bør ikke norske anlegg få krav som i praksis er vesentlig strengere enn kravet i revidert direktiv. Rensekrav som nå gis i nye utslippstillatelser bør derfor ikke gis som 80% reduksjon som standard.

Ved beregning av renseeffekt og utslippskonsentrasjon i avløpsdirektivet er det tatt utgangspunkt i en innløpskonsentrasjon på 50 mg N/. Kravet i direktivet fra 1991 er på 70% reduksjon eller maksimal utløpskonsentrasjon på 15 mg/l og kravet i revidert direktiv er 80% reduksjon eller 10 mg/l. De største anleggene får et noe høyere konsentrasjonskrav.

Tabell 1 i kapittel 4.3 viser innløpskonsentrasjoner på noen norske avløpsrenseanlegg med nitrogenrensing, både som middelverdi og variasjonsområde. Her ser man at alle renseanleggene i perioder har innløpskonsentrasjoner som er vesentlig lavere enn 50 mg/l. Bekkelaget renseanlegg hadde i 2025 en gjennomsnittskonsentrasjon basert på kontrollprøver på 27,7 mg N/l. Laveste innløpsprøve hadde en konsentrasjon på 13,6 mg N/l og den høyeste var på 42,2 mg N/l. Ved en innløpskonsentrasjon på 27,7 mg N/l og krav til reduksjon på 80%, vil det medføre at det må renses ned til en utløpskonsentrasjon på 5,5 mg N/l, forutsatt at det ikke har gått noe vann i overløp i perioden. En innløpskonsentrasjon på 13,6 mg N/l medfører en utløpskonsentrasjon på 2,7 mg N/l for å oppnå en reduksjon på 80%. Ved en så lav innløpskonsentrasjon må det også forutsettes at det har kommet mye nedbør, noe som kan ha forårsaket overløp eller lav temperatur på vannet som reduserer reaksjonshastigheten. Det er ikke realistisk at anlegget ved en så lav innløpskonsentrasjon vil kunne klare å rense 80 %. Det vil prosessmessig bli meget utfordrende. Det betyr at for å klare et krav til 80% reduksjon på årsbasis, så må man rense vesentlig bedre i tørre og varme perioder for å kompensere for en lav rensegrad når forholdene for en god nitrogenrensning er dårlige. Ved dagens krav til 70% reduksjon er dette allerede krevende, men det vil bli veldig vanskelig hvis kravet økes til 80% uten at konsentrasjonskravet og/eller temperaturunntaket også inkluderes.

6.4 Mulighet til å fjerne resultater ved lav temperatur

Revidert direktiv åpner for at anlegg kan ekskludere analyseverdier fra beregning av årlig middelverdi ved lav temperatur på vannet ut av den biologiske reaktoren. Dette er lagt inn slik at kravet ikke skal bli for krevende i land med kaldt klima, ettersom den biologiske prosessen er temperaturavhengig og de nødvendige innsatsmidlene kan bli for store i forhold til den oppnådde nytten.

Det er satt to temperaturgrenser. Den første er på 12 °C. Dette er den temperaturen hvor reaksjonshastigheten for nitrifikasjon og denitrifikasjon normalt begynner å bli kraftig redusert, og hvor prosessen krever økte innsatsmidler i form av oksygen for nitrifikasjon og ekstern karbonkilde for denitrifikasjon. Hvis utslippet i perioden ikke vil føre til en negativ miljøeffekt og det vil kreve for høye innsatsmidler for å oppnå rensekravet, åpner direktivet for at kan prøveresultatene ekskluderes ved beregning av årlig middelverdi. Hvis temperaturen er lavere enn 5 °C kan resultatene ekskluderes

uansett ettersom den biologiske aktiviteten til bakteriene er skjer ekstremt sakte/bakteriene går i dvale.

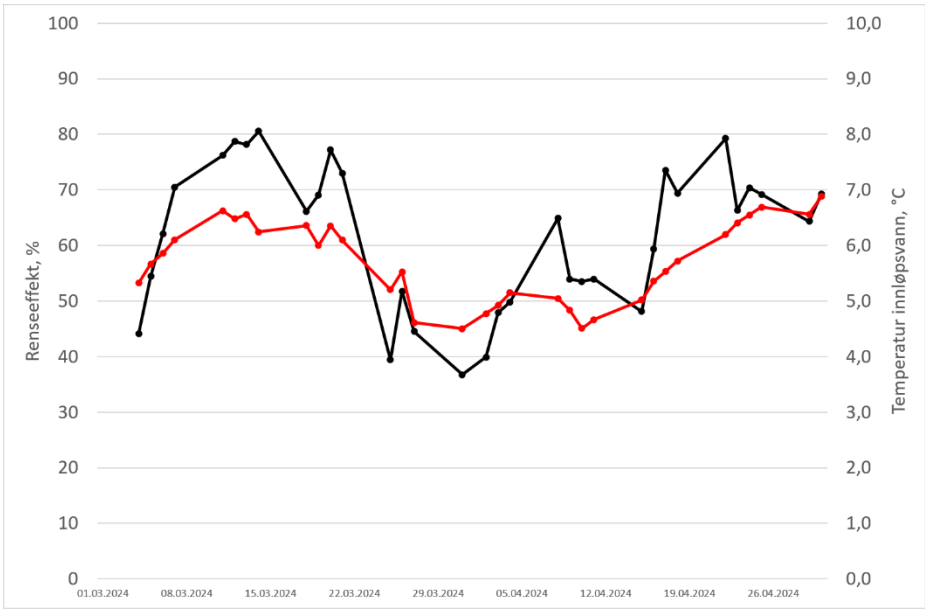
Anlegg i Norge må dimensjoneres for en lavere temperatur enn i varmere land. Muligheten til å ekskludere resultater ved 12 grader (med forbehold) og 5 grader (uansett), betyr ikke at man kan dimensjonere et norsk anlegg til 12 grader og se bort i fra alle renseresultater ved lavere temperaturer. Anleggene må fortsatt dimensjoneres basert på temperaturen til avløpsvannet som skal behandles, de klimatiske forholdene og hvilke renseresultat som skal oppnås. Men selv om anlegget er dimensjoner for en lav temperatur og man ved dimensjonering legger opp til at man skal klare kravet, så vil det kunne oppstå perioder med for eksempel kraftig snøsmelting hvor en plutselig stor mengde kaldt vann vil gjøre at renseeffekten blir veldig lav. Da vil det være hensiktsmessig å ha muligheten til å ekskludere denne prøven/resultatet fra årsmiddelet. Det er vanskelig å skulle kunne bygge et funksjonelt anlegg for alle slike perioder, og de vil ikke reflektere hvor godt anlegget faktisk fungerer.

Muligheten til å ekskludere analyseverdier ved lav temperatur blir ekstra viktig hvis kravet blir gitt som kun renseeffekt. Hvis kravet gis som en maksimal utslippskonsentrasjon, kan dette bidra til å redusere behovet. Den største utfordringen for mange norske anlegg, er at en lav temperatur på innløpsvannet er en konsekvens av mye kaldt fremmedvann. Det fører til en lav innløpskonsentrasjon og at et prosentkrav krever en ekstra lav utløpskonsentrasjon.

Resultater fra Lillehammer renseanlegg i 2024 viser at renseeffekten i mars 2024 var på 61,5% og i april på 60,3 %. I perioden var temperaturen på avløpsvannet under 5 °C i syv av døgnene og snitt temperaturen var i mars på 5,8 °C og i april på 5,6 °C. Hvis døgnene med temperatur under 5 °C fjernes fra beregning av månedssnittet, øker snittet for mars 2024 fra 61,5 til 66,0% og for april 2024 fra 60,3% til 65,8%.

Figur 5 viser renseeffekt og temperatur for mars og april 2024 for Lillehammer renseanlegg.

Figur 5. Resultater for mars og april 2024 for Lillehammer renseanlegg



Det er noen utfordringer knyttet til hvordan en mulighet til å ekskludere analyseverdier pga. temperatur skal kunne fungere i praksis. Det vil ikke være slik at det alltid er en enkel sammenheng mellom målt temperatur på avløpsvannet og renseeffekten det prøvedøgnet. Hvis fastsatt prøvedøgn

er rett etter en periode med veldig kaldt vann, men hvor temperaturen har steget til over grenseverdien, er det ikke sikkert at renseeffekten har økt tilsvarende. Det anses likevel som viktig at muligheten tas inn i regelverket, og så må man heller finne en løsning på hvordan dette best kan praktiseres slik at det blir fornuftig. Her kan man sannsynligvis se til hvordan dette gjøres i andre land som skal implementere revidert direktiv tidligere enn Norge.

6.5 Nitrogenrensning i hyttekommuner

Krav til nitrogenrensning vil bli ekstra krevende i hyttekommuner hvor det er ekstra store variasjoner i belastingen inn til renseanlegget. Som en del av kompetanseløftet for nitrogenfjerning fikk Norsk Vann utarbeidet en rapport som omtaler dette. Norsk Vann rapport C21/2026: *Egnede renseteknologier for nitrogenfjerning ved sterkt varierende belastninger.* Denne kan lastes ned fra Norsk Vann sin hjemmeside. Rapporten er utarbeidet av Aquateam COWI i samarbeid med Hallvard Ødegaard, Prof. Em., SET AS.

Under er sammendraget fra denne rapporten kopiert inn:

> Reduksjon av nitrogenutslipp krever kompliserte tekniske løsninger i renseanlegg med sterkt varierende belastninger, noe som betyr kostbare investeringer, og som kan gi begrenset nytte der det samlede utslippet over året er lite.
>
> Krav til nitrogen gjelder for anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til et område som er følsomt for nitrogenutslipp, samt anlegg i tilsvarende tettbebyggelser i nedbørfeltet til det følsomme området. For å fastsette tettbebyggelsens størrelse i pe skal man bruke den uken over året som har høyest tilførsel (maks uke BOF_5), og for hytter i den norske fjellheimen er dette i vinterhalvåret med lave vanntemperaturer (som kan bli <5 °C). Det betyr at mange anlegg i hytteområder vil kunne få nitrogenkrav, selv om det årlige utslippet tilsvarer langt færre enn 10 000 pe.
>
> For å unngå at nye renseanlegg overdimensjoneres, tilrådes det at norske myndigheter implementerer kravene i revidert avløpsdirektiv slik de er spesifisert (% eller maksimal utløpskonsentrasjon), samt aksepterer at kontrollprøver tatt ved vanntemperaturer lavere enn 5 °C ikke skal inngå ved beregning av årlig renseeffekt for nitrogen. En slik filtrering av data vil bidra til økt presisjon i den årlige ytelsesvurderingen, da ekstreme temperaturforhold elimineres som kilde til statistisk skjevhet. Dette sikrer et mer korrekt grunnlag for vurdering av anleggets tekniske kapasitet og eventuelle behov for operasjonelle eller tekniske tiltak.
>
> For kysthytter kommer maksimal belastning normalt om sommeren, når vannet er varmere. I tillegg har kystkommunene normalt flere fastboende og avløpsvannet føres ofte til relativt store kommunale renseanlegg. Den ujevne stofftilførselen fra hytteområder ved kysten er derfor relativt uproblematisk. Det er hytteområdene på fjellet som er utfordringen.
>
> N-fjerningsanlegg for hyttekommuner kan få problemer med å møte kravene i det reviderte avløpsdirektivet som er > 80 % N-fjerning eller utslippskonsentrasjon på < 10 mg N/l (hvis Norge implementerer kravene fra EU).

Spesielt store utfordringer er:

- Lav substrattilgang i perioder (utdøing av biomasse) – særlig i anlegg for hyttebyer
- Store variasjoner i C/N-forholdet (g BOF/g N) i innløpsvannet
- Anlegg for hytteområder < 2 000 hytter vil også kunne få store utfordringer med å klare sekundærrensekravet

For å møte utfordringene knyttet til varierende belastning og sammensetning av avløpsvann til renseanlegg, kan flere tiltak vurderes. Det er imidlertid ikke sikkert at disse tiltakene ville kunne være tilstrekkelige.

- Utjevning av belastning (vannmengde og stoffmengde)
- Bruk av parallelle linjer hvor linjer fases inn eller ut avhengig av belastning
- Bruk av sidereaktorer med substrattilførsel for å opprettholde biomasse
- Driftsendringer i perioder med høy eller lav belastning
- Bruk av mellomresipient for å minske N-utslipp (til endelig resipient) gjennom denitrifikasjon

I rene hytteområder kan det også være viktig å vurdere å begrense tillatelsen til antall hytter som drenerer til et renseanlegg til < 2 000 for å holde maksuken under 10 000 pe og dermed unngå nitrogenrensekrav.

Det bør gjøres en grundig vurdering av hvordan nitrogenkravet bør settes for denne type hyttekommuner, der det er veldig store variasjoner i mengdene inn til anlegget. Her blir det spesielt viktig å undersøke alle mulighetene som ligger i revidert direktiv, slik at dette settes krav som er mulige å oppnå. Myndighetene bør også undersøke hvordan denne problemstillingen løses i andre land med tilsvarende hyttebebyggelse på fjellet.

7 Konklusjon

Norge bør ved implementering av revidert avløpsdirektiv, følger ordlyden i revidert avløpsdirektiv for minimumskravet til nitrogen i forurensningsforskriften. Dvs. at kravet kan gis som enten %-reduksjon eller en maksimal utløpskonsentrasjon som årlig gjennomsnitt, og muligheten til å ekskludere verdier fra beregning av årlig gjennomsnitt ved lav temperatur på avløpsvannet inkluderes. Kravet i direktivet er godt diskutert, bearbeidet og gjennomtenkt. Norge har naturgitte forhold som gjør nitrogenfjerning mer krevende enn i varmere og tørrere europeiske land, og da er det særdeles uheldig hvis Norge ikke inkluderer de mulighetene som er inkludert i direktivet nettopp for å ivareta dette.

Et krav om 80% reduksjon på årsbasis som minimumskrav for alle nye utslippstillatelser og i forurensningsforskriften vil være uheldig og kunne gjøre det veldig krevende for mange norske anlegg å oppfylle kravet. Hvordan rensekravet for ett spesifikt anlegg skal utformes bør baseres på karakteristikken til avløpsvannet som skal renses, og en helhetlig miljøvurdering som inkluderer teknologi, kost nytte vurderinger, utslipp til luft, og hvor de nødvendige innsatsmidlene ikke blir for høye i forhold til den reduksjonen i nitrogen som man oppnår. Det er utløpskonsentrasjoner og utslippsmengder som er viktige for resipientene, og ikke fast prosent fjernet nitrogenmengde.

Ved implementering av avløpsdirektivet fra 1991 i Norge ble ikke alle mulighetene i direktivet inkludert. Forskjellen var at ved et krav om 70% reduksjon, vil det være mulig å kompensere for at anlegget ikke kan klare 70% i perioder med lav konsentrasjon og temperatur på avløpsvannet, ved å rense til en høyere % i perioder hvor forholdene ligger til rette for god nitrogenrensning. Dette vil bli særdeles krevende når kravet økes til 80% og anlegg i gode perioder da må rense til over 90%.

En sentral utfordring for mange norske avløpsrenseanlegg er lave innløpskonsentrasjoner av nitrogen, blant annet på grunn av store mengder fremmedvann i ledningsnettet. Dersom rensekravene kun baseres på svært høy prosentvis reduksjon, kan det kreve betydelige ressurser å fjerne de siste prosentene nitrogen, selv når den miljømessige gevinsten er begrenset. Resultatet kan bli større og mer komplekse anlegg, høyere energibruk, økt kjemikalieforbruk og generelt større ressursbruk.

Strenge rensekrav er heller ikke et effektivt virkemiddel for å redusere fremmedvann. Rensekravene gjelder fra anleggene tas i bruk, mens arbeidet med å redusere fremmedvann i ledningsnettet er langsiktig og kan ta mange år. Dette kan føre til at nye renseanlegg må dimensjoneres for dagens belastning, selv om belastningen kan reduseres på sikt.

Ved å sette minimumskravet til 80% nitrogenfjerning uten mulighet for konsentrasjonskrav og uten mulighet for temperatur korreksjon vil det kunne bli uforholdsmessig dyrt og krevende for norske nitrogenrenseanlegg uten at det mange steder kan forsvares i økt miljønytte. Ved å sette minimumskravet til 80% og ikke slik det er spesifisert i revidert avløpsdirektiv, vil man kunne få:

- Overdimensjonerte anlegg for å kunne oppnå tilstrekkelig lave utløpskonsentrasjoner i perioder med lav temperatur og lav innløpskonsentrasjon
- Vesentlig økte kostnader uten at tilhørende miljønytte er vurdert
- Økte utslipp av klimagasser
    - Økt utslipp av lystgass
    - Økt CO_2 utslipp knyttet til nødvendige innsatsmidler som behov for ekstern karbonkilde
- Innskrenker mulig teknologivalg ettersom kravet blir vesentlig mer krevende sammenlignet med mange andre land

    - Hvis man setter kravet til 8 mg N/l vil man i mye større grad kunne velge flere teknologier. Ved å kreve at man renser til under 8 mg N/l vil dette innskrenke mulig teknologivalg ettersom det ikke er færre prosesser som kan garantere dette ved tynt og kaldt vann.
- Vanskelig for en leverandør å kunne gi prosessgaranti ettersom det er liten erfaring med å rense 80 % ved lav innløpskonsentrasjon og lav temperatur på vannet
- Økt energibehov som kan komme i konflikt med krav til energinøytralitet
    - Økt behov for energi til renseprosessen
    - Økt strømforbruk knyttet til bygg (varme, kjøling og ventilasjon) følge av større bygningsmasse
- Fare for brudd på utslippstillatelsen
    - Det vil kunne bli vanskelig å klare kravet alle år – også i år med mye nedbør, snøsmelting og lav temperatur
- Mer arealkrevende anlegg noe som kan være utfordrende ettersom det ofte er arealbegrensninger der anlegget ligger

Krav til nitrogenrensing bør derfor ta utgangspunkt i resipientens behov og den faktiske miljøeffekten som oppnås. I en periode hvor mange nitrogenrenseanlegg skal planlegges og bygges, er det viktig at kravene:

- gir størst mulig miljøgevinst per investert krone,
- unngår unødvendig overdimensjonering og ressursbruk,
- utnytter handlingsrommet i direktivet og tar hensyn til norske forhold, som lave temperaturer, fremmedvann og varierende innløpskvalitet,
- er i tråd med intensjonene i det reviderte avløpsdirektivet og prinsippet om kostnadseffektive miljøtiltak.

Revidert avløpsdirektiv er enda ikke gjennomført i norsk rett og dagens minimumskrav i forurensningsforskriften er kun gitt som % reduksjon. Det er derfor vanskelig for statsforvalteren å gi kravet slik det er formulert i revidert avløpsdirektiv med konsentrasjonskrav og mulighet for å ekskludere prøveresultater. Men da bør heller ikke statsforvalteren stille krav til 80% reduksjon. En mulighet vil være å gi krav om 70% reduksjon i tillatelsen og spesifisere at når revidert direktiv gjennomføres i norsk rett så vil det være kravet som står der som vil være gjeldene. Da kan anleggene planlegge for kravet i revidert direktiv, uten at det vil bryte med dagens forurensningsforskrift. Nitrogenfjerning skal i de fleste tilfeller ikke være på plass for 2030/2032, og da vil sannsynligvis forurensningsforskriften ha blitt oppdatert.

8 Vedlegg 1 – Reduksjon av fremmedvann

8.1 Om fremmedvann

Avløpssystemene i Norge kan enten være fellessystemer eller separatsystemer. Separatsystemer består av to separate ledningssystemer, ett system for spill vann og ett for overvann. Fellessystemer transporterer bort spillvann og overvann i samme ledningsnett.

Fremmedvann er alt vann som kommer inn i avløpssystemet som ikke hører hjemme der. Fremmedvann består oftest av regnvann i form av overvann, grunnvann, utlekket drikkevann, snø og sjøvann. Et fellessystem er dimensjonert for å kunne transportere bort noe overvann. Hvor store mengder overvann et fellessystem klarer å håndtere er ofte bestemt ut fra de dimensjoneringskriteriene som gjaldt da systemet ble designet. Økte nedbørsmengder som følge av klimaendringer vil ofte føre til økte fremmedvannsmengder i fellessystemene. Også i separatsystem vil vi i som oftest finne fremmedvann. Fremmedvannet finner veien inn i systemene gjennom utette rør og utette koblinger (både i og utenfor kummer) og gjennom feilkoblinger. Feilkoblet overvann kan føre til at store mengder overvann blir transportert inn på spillvannsnettet.

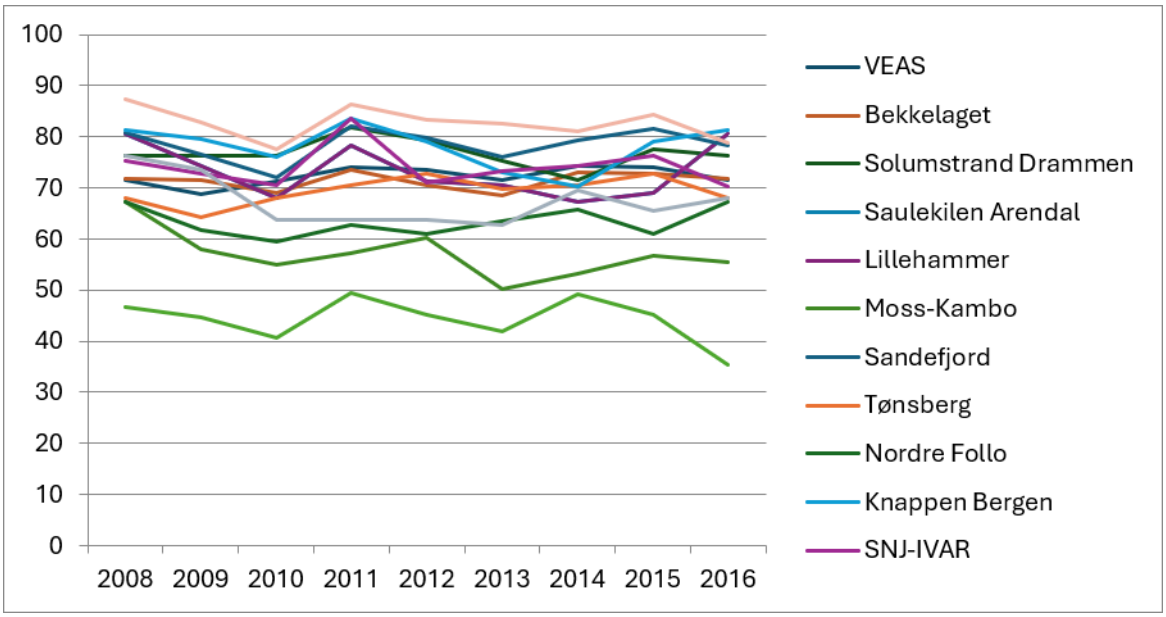
8.2 Dimensjonering av avløpssystemet

Dersom et avløpsnett blir overbelastet vil det kunne føre til to uheldige konsekvenser - overløpsutslipp og kjelleroversvømmelser. Dersom et avløpsnett blir underdimensjonert vil også dette kunne føre til uheldige konsekvenser. I er system, hvor rørnettet har for store dimensjoner i forhold til vannmengdene som skal transporteres bort, vil vi kunne få opphopning av avløpssøppel. Opphopning av avløpssøppel vil igjen kunne føre til kloakkstopper og videre også til overløpsutslipp og kjelleroversvømmelser. Rørene må være selvrensende. Riktig dimensjonering av avløpsnettet er derfor både en viktig og krevende oppgave. Det er ikke hensiktsmessig å dimensjonere systemene for svært store og sjeldne nedbørshendelser, nettopp med tanke på problematikken knyttet til selvrensing av ledningsnettet. Historisk dimensjoneringspraksis har variert fra kommune til kommune. Kapasiteten til avløpssystemene vil derfor variere mye ulike steder i landet.

8.3 Utvikling av fremmedvann fra 2008-2016

En undersøkelse publisert i 2018 viser utviklingen av fremmedvann inn til noen av de største avløpsrenseanleggene i Norge fra 2008 til 2016 (figur 1). Her vises andel fremmedvann i % for anleggene. Andel fremmedvann i % angir hvor stor del av den totale vannmengden i et avløpssystem som består av uønsket vann (fremmedvann) i stedet for sanitært avløpsvann.

Undersøkelsen er gjort med utgangspunkt i målte verdier av innløpskonsentrasjoner av total-fosfor inn til avløpsrenseanleggene (Sola, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera, 2018). Følgende anlegg ble undersøkt: VEAS, Bekkelaget Oslo, Solumstrand, Drammen Saulekilen Arendal, Lillehammer, Kambo Moss, Sandefjord, Tønsberg, Nordre Follo, Knappen Bergen, Ytre Sandviken Bergen, Sentralrenseanlegget NJ, HIAS, Alvim og Knarrdalstrand.



Figur 1: Utvikling av fremmedvann (%-andel) inn til de største avløpsrenseanleggene i Norge fra 2008 til 2016 (Sola, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera, 2018).

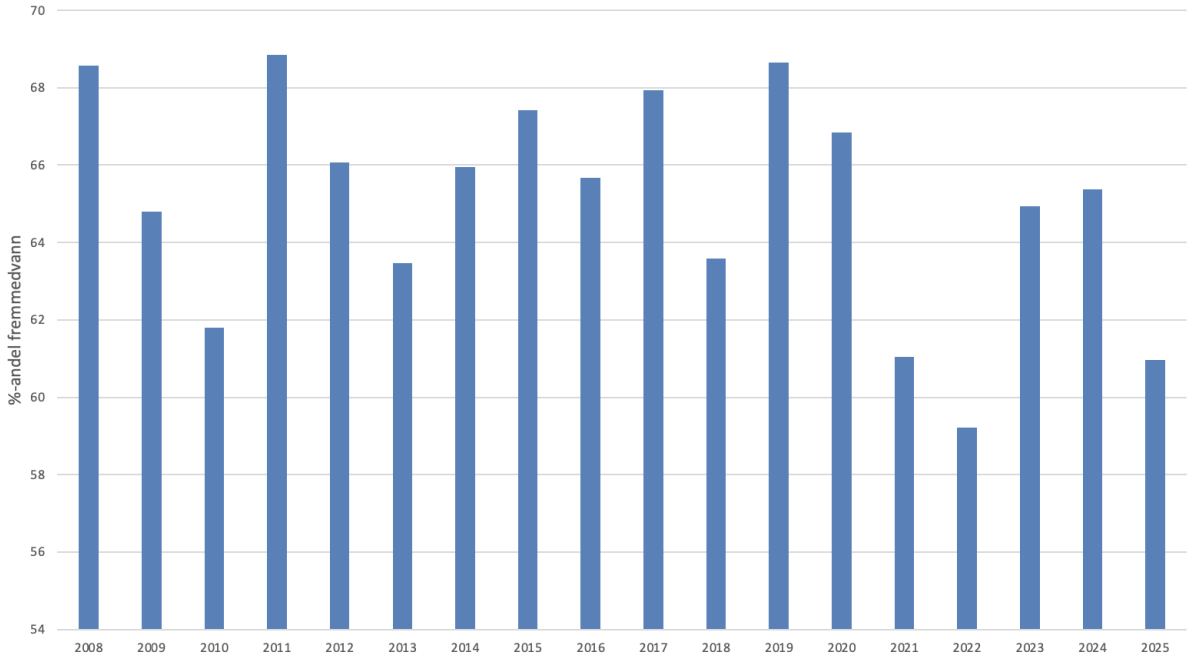
For veldig mange av anleggene ligger fremmedvannsverdiene forholdsvis stabilt, men det er store variasjoner i hvor høye fremmedvannsnivåene er mellom de ulike anleggene.

Det er hentet inn nye tall på innløpskonsentrasjoner av totalfosfor for de samme anleggene som ble undersøkt i 2018. I tillegg er det også hentet inn tall for HIAS, Alvim-Sarpsborg og Knarrdalstand. Utviklingen for samtlige anlegg vises i tabell 1. Her er det bare inkludert verdier for 2008, 2016 og 2025 for å vise status på utviklingen.

Tabell 1: Utvikling av fremmedvann fra 2008 frem til 2025

Anlegg	2008	2016	2025
VEAS	67	72	66
Bekkelaget Oslo	68	72	71
Solumstrand Drammen	73	76	74
Saulekilen Arendal	78	81	58
Lillehammer	60	65	54
Moss-Kambo	63	56	31
Sandefjord	78	78	71
Tønsberg	63	68	57
Nordre Follo	62	67	51
Knappen Bergen	79	81	74
Sentralrenseanl. NJ	72	70	66
HIAS	39	35	42
Alvim Sarpsorg	73	68	65
Knardalstrand Porsgrunn	86	79	73

Det er i tillegg beregnet årlige gjennomsnittsverdier for samtlige anlegg sett under ett. Denne utviklingen vises i figur 2.



Figur 2: Gjennomsnitlige årlig fremmedvannsverdier inn til noen store avløpsrenseanlegg i Norge

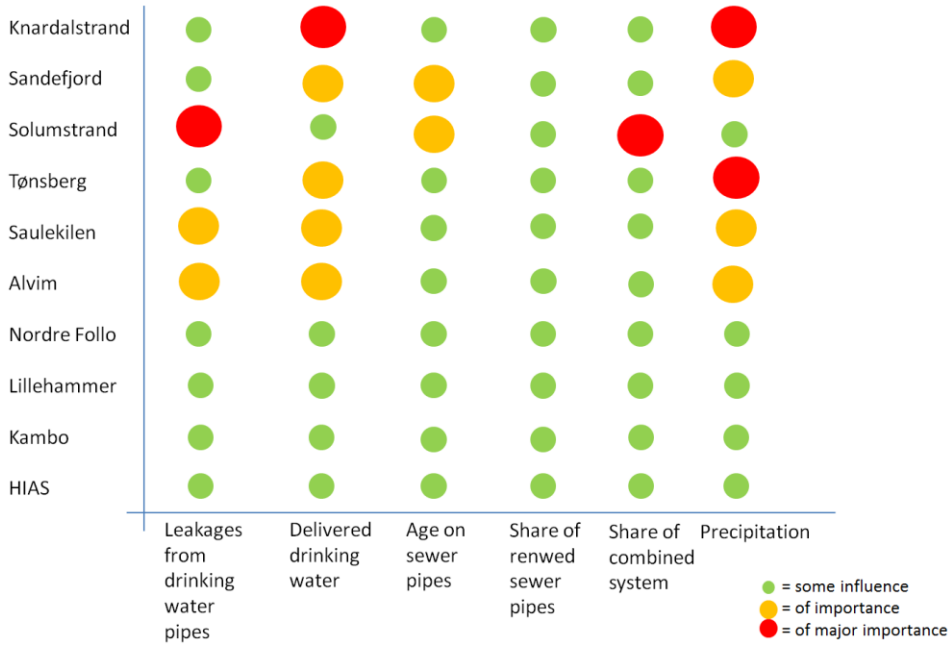
For noen av anleggene kan vi se en positiv trend, mens for andre er verdiene i 2025 omtrent de samme som i 2008. Noe av variasjonene vil nok skyldes variasjoner i nedbør, men det er ikke undersøkt hvordan denne faktoren påvirker utviklingen av fremmedvann.

8.4 Påvirkningsfaktorer på fremmedvann

I en studie fra 2019 ble det undersøkt hvorvidt det var sammenhenger mellom fremmedvannsnivåene, i de samme renseanleggene som vist i figur 1, og følgende variabler:

- Drikkevannslekkasjer
- Levert mengde drikkevann
- Alder på avløpsnettet
- Andel fornyet avløpsledningsnett
- Andel fellessystem
- Nedbør

Det ble også i denne undersøkelsen brukt data fra og med 2008 til og med 2016. Sammenhengene ble undersøkt ved hjelp av en multivariat regresjonsanalyse (*Sola, Kvaal, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera, 2019*). I undersøkelsen ble det hentet ut da fra samtlige kommuner som var knyttet til de ulike renseanleggene. Resultatene vises i figur 3. I figuren er variabler som i stor grad påvirker fremmedvannsandelen markert med en rød sirkel, mens variabler som i noen grad påvirker nivåene er markert med en oransje sirkel.



Figur 3: Undersøkte variabler mot fremmedvannsnivåer f.o.m. 2008 tom 2016 (Sola, Kvaal, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera, 2019).

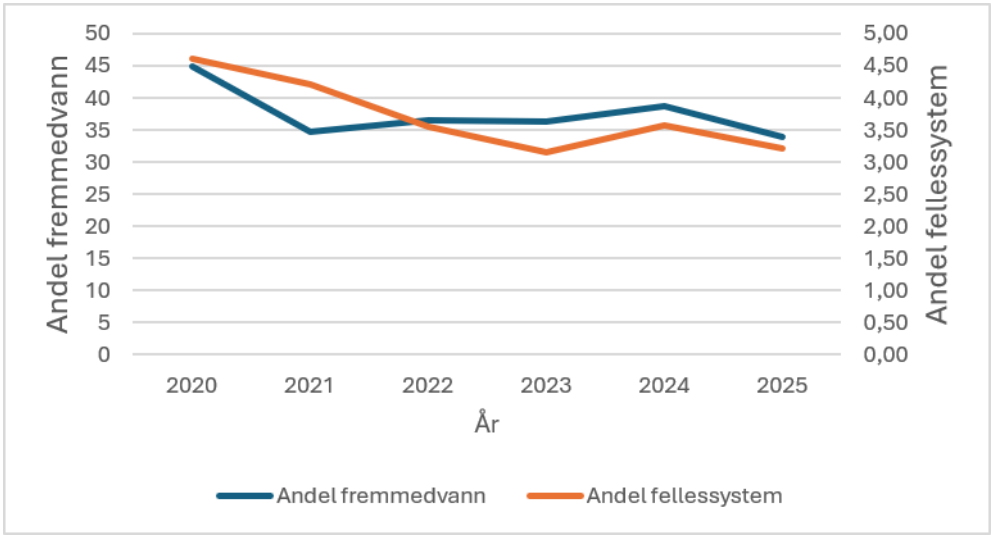
Samtlige variabler påvirker fremmedvannsnivåene i noen grad, men den variabelen som sannsynligvis påvirker nivåene minst er andel fornyet ledningsnett. Utlekket drikkevann påvirker andelene fremmedvann en del steder, mens andel fellessystem antakelig bare påvirker nivåene ved Solumstrand renseanlegg. Nedbør påvirker de fleste av de undersøkte anleggene (Sola, Kvaal, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera, 2019). Siden andel fellessystem sannsynligvis har lite å si for andeler fremmedvann for flere av de undersøkte anleggene, er det sannsynlig at drikkevannslekkasjer, grunnvann, sjøvann og feilkoblet overvann er viktige kilder til fremmedvann mange steder. Det er rimelig å anta at feltsøk etter feilkoblet overvann er et svært kostnadseffektiv tiltak som vil kunne gi gode resultater dersom det settes av tilstrekkelig med menneskelige ressurser over tid.

8.5 Utvikling av fremmedvann, bedreVANN 2020 til 2025

Det er gjort en undersøkelse av i hvilken grad de kommunene som har lave andeler fellessystemer også har lave andeler fremmedvann, samt hvorvidt kommuner med høye andeler fellessystemer også har høye andeler fremmedvann. Denne undersøkelsen er basert på data fra bedreVANN fra 2020 til 2025. Det er hentet ut data for de kommunene som har mindre enn 10% fellessystem og de kommunene som har mer enn 30% fellessystem. De kommunene som har leverte mangelfulle data, eller data som har åpenbare feil, er slettet fra undersøkelsen. Det er ikke hentet ut data før 2020, siden mange kommuner gjennomgikk kommunesammenslåinger i forkant av 2020.

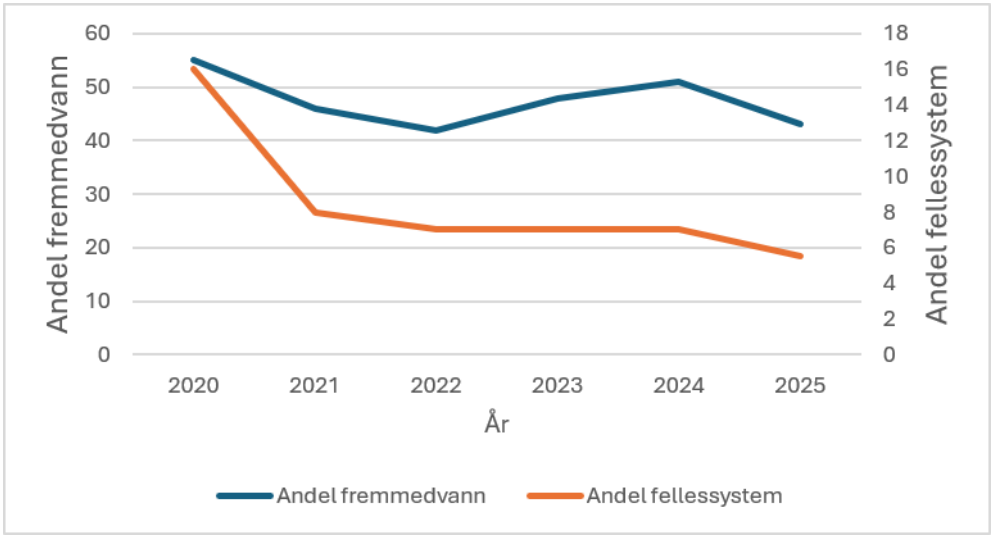
8.5.1 Kommuner med lave andeler fellessystem

Figur 4 viser gjennomsnittsverdier av bedreVANN-kommuner som har lavere andeler fellessystemer enn 10% i 2025 sett opp mot gjennomsnittlige andeler fremmedvann.

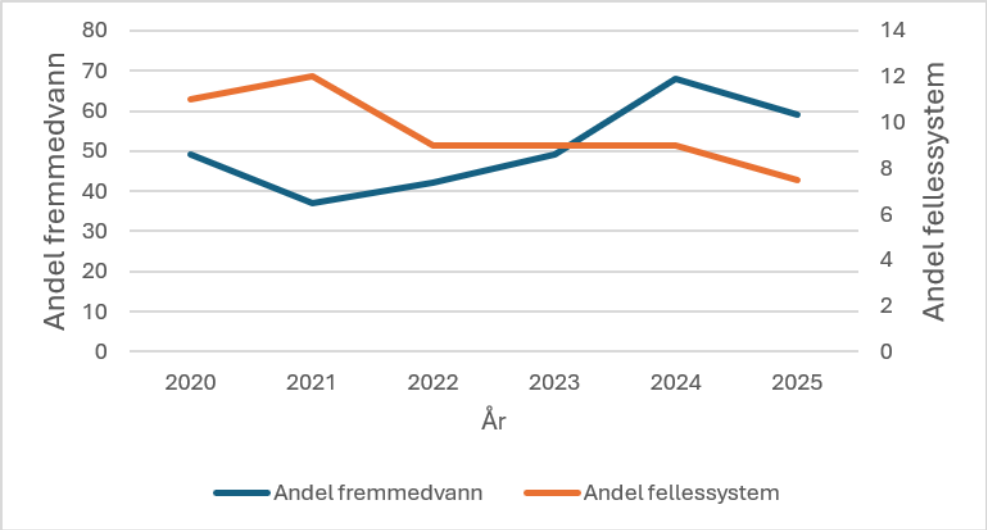


Figur 4: Sammenheng mellom andeler fremmedvann og andeler fellessystem i gjennomsnittlige verdier for bedreVANN-kommuner med lave andeler fellessystemer

Det er også hentet ut data fra de to bedreVANN-kommunene som har hatt størst reduksjon i utvalget når det gjelder andeler fellessystem, nemlig Indre Østfold (figur 5) og Frogn (figur 6). Indre Østfold har redusert andelene fellessystemer fra 16 til 5,5% og Frogn fra 11 til 7,5% i perioden 2020 til 2025.



Figur 5: Utvikling i Indre Østfold når det gjelder fellessystemer mot andeler fremmedvann

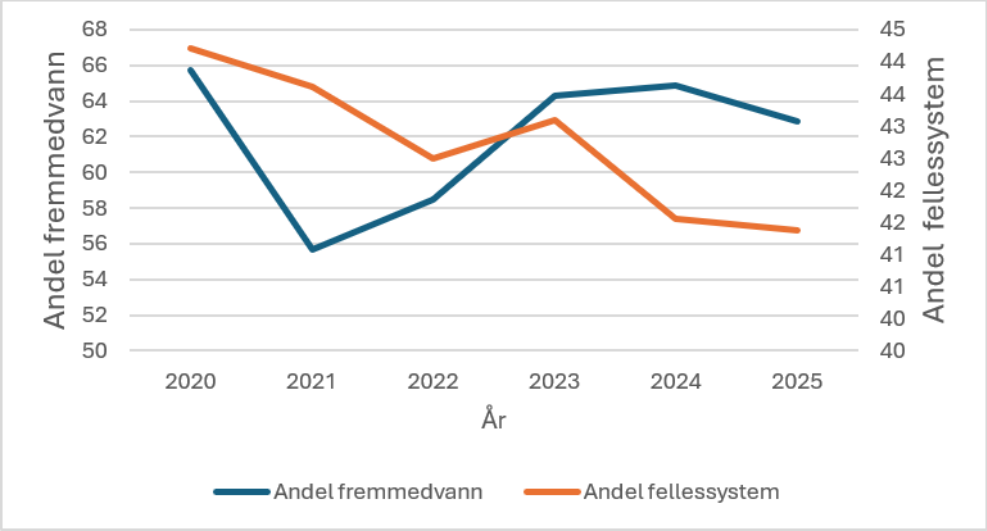


Figur 6: Utvikling i Frogn når det gjelder fellessystemer mot andeler fremmedvann

For Indre Østfold kan det se ut til at reduksjon i andel fellessystem har påvirket fremmedvannsnivåene i positiv retning, mens det for Frogn kommune ikke er mulig å se en slik sammenheng.

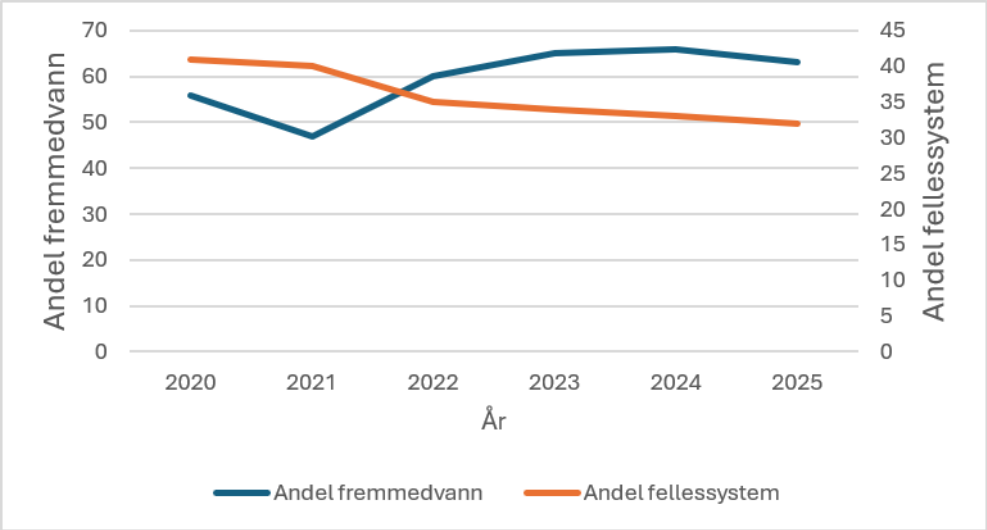
8.5.2 Kommuner med høye andeler fellessystemer

Figur 7 viser gjennomsnittsverdier av bedreVANN-kommuner som har høyere andeler fellessystemer i 2025 enn 30% sett opp mot gjennomsnittlige andeler fremmedvann.

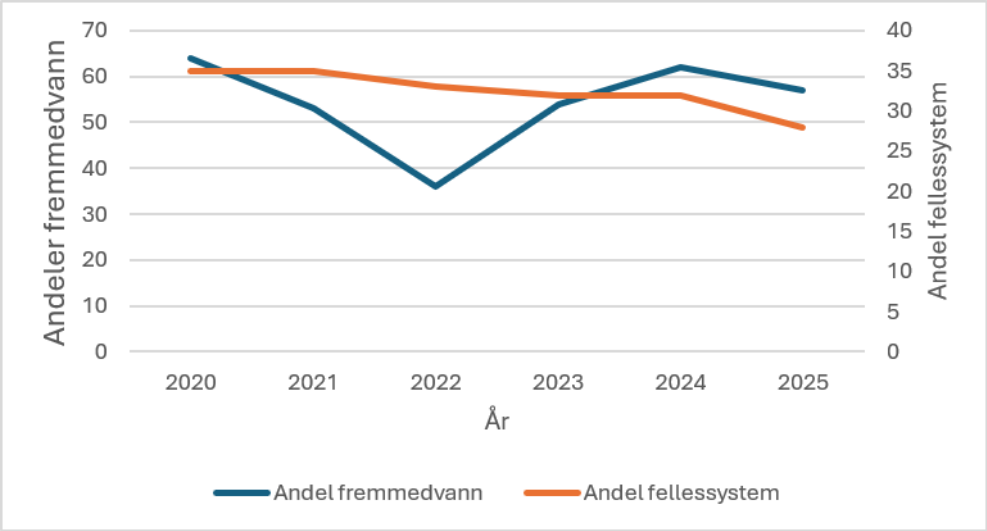


Figur 7: Sammenheng mellom andel fremmedvann og andel fellessystem i gjennomsnittlige verdier for bedreVANN-kommuner med høy andel fellessystem

Det er også hentet ut data fra de to bedreVANN-kommunene som har hatt størst reduksjon i utvalget når det gjelder andel fellessystem, nemlig Trondheim (figur 8) og Bærum (figur 9). Trondheim har redusert fra 41 til 32% og Bærum fra 35 til 28%.



Figur 7: Utvikling av fremmedvann og andel fellessystem for Trondheim kommune



Figur 8: Utvikling av fremmedvann og andel fellessystem for Bærum kommune

For de kommunene som har høy andel fellessystem ser det ikke ut til å være en sammenheng mellom reduksjon i andelene fellessystem og andelene fremmedvann, verken når vi ser på gjennomsnittverdier eller når vi ser på de to kommunene som har redusert antall meter fellessystem mest i utvalget.

Årsakene til at vi ikke ser en sammenheng kan være mange:

- Fellessystemene er ikke de systemene som bidrar mest til fremmedvannsandelene. Feilkoblet overvann på separatsystemer kan mange steder utgjøre store kilder til fremmedvann
- Grunnvann, sjøvann eller utlekket drikkevann kan trenge inn i separatsystemer gjennom utette ledninger eller skjøter og i kummer
- Stikkledningene er ikke separert og bidrar med fremmedvann selv om de kommunale ledningene er separert

9 Referanser

IVL Rapport B2464-2023: En kunskapssammanställning: Avloppsvattenrening för att reducera kväve i kalla avloppsvatten med MBBR-processen

SMED (Svenska MiljöEmissionsData) Rapport V22-B06: Kväverening i kallt klimat

Sola, Bjerkholt, Lindholm & Ratnaweera (2018): Infiltration and Inflow (I/I) to Wastewater Systems in Norway, Sweden, Denmark, and Finland

Sola, Kvaal, Bjerkholt, Lindholm, & Ratnaweera (2019): Identifying factors influencing Infiltration and Inflow-water (I/I-water) in wastewater systems using multivariate data analysis

Svenskt Vatten Rapport 2024-13: Kväverening vid kallt vatten med MBBR-tekniken

Svenskt Vatten Rapport 2024-6: Ny teknik för mätning av lustgasutsläpp vid avloppsreningsverk

Ødegaard, Hallvard (1992). Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann, Tapir Forlag

Ødegaard, Hallvard red. (2014). Vann- og avløpsteknikk, Norsk Vann

Ødegaard, Hallvard red. (2023). Kurs i Nitrogenfjerning, Norsk Vann

Kommunene får krav om nitrogenfjerning fra store avløpsrenseanlegg | Statsforvalteren i Vestfold og Telemark