



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Infiltrasjon av avløpsvann – konkurransedyktig, utdatert eller en løsning moden for revisjon

Wastewater infiltration – competitive, outdated or a
solution ripe for audit

Christoffer Berggren
Industriell økonomi

Forord

Masteroppgaven er utført for fakultet for Realfag og Teknologi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), og marker avslutningen på det femårige masterstudiet i industriell økonomi med teknisk retning vann og miljøteknologi.

Oppgaven vurderer infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne i forhold til små og store avløpsanlegg. Konkurranseevnen vurderes med en kostnadsvurdering av små og store avløpsløsninger og infiltrasjonsanleggs evne til å oppnå utslippskravene i forurensningsforskriften.

Konkurranseevnen ønskes belyst i forhold til at små og store avløpsanlegg påvirkning på norske vannforekomster er betydelig, det er en økt sentralisering av renseanlegg og svenske feltundersøkelser setter spørsmålstegn ved infiltrasjonsanleggenes fosforbindingsevne over tid.

Forfatteren vil takke Arve Heistad og Tor Kristian Stevik ved NMBU og Trond Mæhlum ved Norsk Institutt for Bioøkonomi (NIBIO) for veiledning på et meget spennende område. I tillegg rettes en stor takk til Markus Opheim og Vegar Molvig for gjennomlesning og tilbakemelding på oppgaven.

Sammendrag

Små avløpsanlegg er som et resultat av tilstandskartleggingen som følger av EUs vanndirektiv, identifisert som den fjerde største påvirkningsgruppen på norske vannforekomster. Blant annet av den grunn har avløpsstrukturen i forbindelse med opprydningsarbeidet, gått mot stadig flere sentraliserte renseanlegg. I den samme perioden har det også vært en mindre økning av minirenseanlegg blant små avløpsanlegg.

I tillegg har det de siste årene vært gjennomført feltundersøkelser i Sverige med resultater som setter spørsmålsteget ved infiltrasjonsanleggs evne til å binde fosfor over tid.

Dette tatt i betraktning, vurderes infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne med en kostnadsvurdering av små og store avløpsløsninger og i forhold til infiltrasjonsanleggs evne til å oppnå utslippskravene i forurensningsforskriften.

Dersom det er tilgang på egnede løsmasser er infiltrasjonsanlegg kostnads- og kvalitetsmessig en konkurransedyktig renseløsning, sammenlignet med andre små avløpsløsninger. I forhold til sentraliserte renseanlegg avhenger konkurransekraften av en rekke kriterier som vanskeligjør en generell sammenligning. Det konstanteres at metoden for å beregne årsgebyrene medfører at etterslepet ikke prises inn. Sentraliserte renseanleggs konkurransekraft er derfor kunstig høy i dag. Det forventes en betydelig økning i årsgebyrene etter hvert som etterslepet må håndteres. Dette vil bidra til å styrke små avløpsanleggs konkurransekraft.

Majoriteten av dagens infiltrasjonsanlegg er driftet godt utover forventet levetid i forhold til fosforbindingskapasitet, flere anlegg nærmer seg eller har også passert forventet hydraulisk levetid. I tillegg er disse anleggene konstruert i en tid hvor fokuset var mer på å bli kvitt avløpsvannet fremfor selve renseseffekten. Rensemessig antas derfor disse anleggene å være utdatert. Tilstandskartlegginger i forbindelse med opprydningsaksjonen har også påvist feildimensjonering/feilbelastning og manglende drift- og vedlikeholdsrutiner som også gjør at anleggene ikke fungerer resemessig optimalt.

I Sverige er det gjennomført undersøkelser som påviser begrenset evne til å binde fosforet over tid, noe som medfører stor risiko for fosforlekkasje til vannforekomster i umiddelbar nærhet av anlegget. Grunnet store forskjeller mellom norske og svenske forhold, er det ikke direkte overføringsverdi til norske forhold. Men på grunn av fosfor lave mobilitet i grunnvannssonen er det avhengig av infiltrasjonsanleggets beliggenhet i forhold til overflatevannforekomsten, lav til ingen risiko for utlekking av fosfor til

overflatevannforekomsten. På bakgrunn av dette og at fosfor ikke innebærer noen negative effekter i grunnvannssonen anbefales det å benyttes hydraulisk levetid som begrensende levetidsfaktor fremfor fosforbindingskapasiteten.

Infiltrasjonsanlegg vil med dette få en forventet levetid på 30 – 40 år i stedet for 15 – 20 år, noe som vil medføre en betydelig styrking av anleggets konkurransekraft.

Undersøkelsen inneholder usikkerheter rundt de kostnads- og kvalitetsmessige faktorene for små og store avløpsanlegg . Det trengs derfor videre undersøkelser på området, for at avløpssektoren skal få god nok kunnskap på området.

Abstract

Small wastewater treatment plants are as a result of the state mapping, which follows from the EU Water Directive, identified as the fourth largest impact group on Norwegian water bodies. Among other things, the drainage structure in connection with the cleanup work has been towards increasingly centralized treatment plants. During the same period there has also been a small increase in mining plants among small wastewater plants. In addition, field surveys in Sweden have been conducted in recent years with results that question the infiltration facilities' ability to bind phosphorus over time.

This takes into account the competitiveness of infiltration facilities with a cost assessment of small and large wastewater solutions and in relation to the ability of the infiltration to meet the emission requirements in the pollution regulations.

If there is access to suitable solvents, infiltration plants are cost-effective and quality-friendly, a competitive cleaning solution, compared with other small drainage solutions. In relation to centralized treatment plants, the competitiveness depends on a number of criteria that complicate a general comparison. It is constant that the method of calculating the annual fees means that the loss is not priced. The competitiveness of centralized wastewater treatment plants is therefore artificially high today. A significant increase in annual fees is expected as the relay must be handled. This will help to strengthen the competitiveness of small sewerage plants.

The majority of today's infiltration plants are operating well beyond expected life versus phosphorus binding capacity, more plants approach or have also passed expected hydraulic life. In addition, these plants are constructed at a time when the focus was more on getting rid of wastewater rather than the actual cleaning effect. Therefore, these plants are assumed to be outdated. Condition mappings in connection with the cleanup action have also detected error mapping / failure and lack of operating and maintenance routines that also make the facilities not working properly.

In Sweden, surveys have been conducted that demonstrate limited ability to bind phosphorus over time, which results in a high risk of phosphorus leakage to water bodies in the immediate vicinity of the plant. Due to major differences between Norwegian and Swedish conditions, it is not direct transfer value for Norwegian conditions. However, due to phosphorus making mobility in the groundwater zone, it depends on the location of the infiltration plant relative to the surface water presence, causing no risk of phosphorus leakage to

surface deposit. In view of this and that phosphorus does not cause any negative effects in the groundwater zone, it is recommended to use hydraulic life as a limiting lifetime factor rather than phosphorus binding capacity. In this way, infiltration plants will have an expected life of 30-40 years instead of 15-20 years, which will significantly strengthen the plant's competitive power. The survey contains uncertainties about the cost and quality factors for small and large wastewater plants. Further investigations are therefore required in this area, so that the drainage sector will acquire sufficient knowledge in the area.

Innholdsfortegnelse

1	Eveborn et al. (2012) Sentraliserte og desentraliserte avløpsanlegg.....	1
1.1.1	Ny giv med vanddirektivet?	3
1.1.2	Spredte avløpsanleggs påvirkning på miljøet.....	6
1.2	Problemstilling.....	8
2	Avgrensning	9
2.1	Ressursutnyttelse av avløpsvann	9
2.2	Forurensningsstoffer	9
2.2.1	Næringsstoffer	9
2.2.2	Organisk stoff.....	10
2.2.3	Uorganisk stoff.....	11
2.2.4	Mikroorganismer i avløpsvann.....	12
3	Metoder	13
4	Kostnadsvurdering	15
4.1	Små avløpsanlegg	15
4.1.1	Investeringskostnader	16
4.1.2	Drifts- og vedlikeholdskostnader	18
4.1.3	Årskostnader.....	18
4.2	Tilknytning til sentraliserte renseanlegg.....	20
4.2.1	Investeringskostnader	20
4.2.2	Drifts- og vedlikeholdskostnader	22
4.2.3	Stort etterslep i avløpssektoren.....	25
4.2.4	Årskostnader.....	26
4.3	Rehabilitering/oppgradering av små avløpsanlegg.....	29
5	Infiltrasjonsanleggenes renseevne	31
5.1	Infiltrasjon i stedeagne løsmasser.....	31
5.1.1	Rensemekanismer umettet sone	31

5.1.2	Rensemekanismer mettet sone	33
5.1.3	Stedegne løsmasser	34
5.1.4	Løsmassenes resipientegenskaper	36
5.1.5	Hovedtyper infiltrasjon	37
5.2	Oppfyller infiltrasjonsanleggene kravene i forurensningsforskriften?	38
5.2.1	Utslipp av næringsstoffer fra avløpsanlegg.....	40
5.2.2	Flere små avløpsanlegg oppfyller ikke rensekravene.....	45
5.3	Infiltrasjonsanleggenes renseevne over tid.....	46
5.3.1	Eksisterende infiltrasjonsanleggs levetid og gjenværende renseevne.....	47
5.3.2	Infiltrasjonsanleggs fosforbindingsevne	47
5.3.3	Overføringsverdi til norske forhold?.....	48
5.4	Utslipp i primær- og sekundærresipienten.....	51
5.4.1	Kan det aksepteres utslipp i primær- og/eller sekundærresipienten?.....	52
6	Infiltrasjonsanleggs konkurransevne	55
6.1	Sentralisering eller desentralisering.....	55
6.2	Renseevne.....	56
7	Konklusjon	59
8	Forslag til videre arbeid.....	61
8.1	Kostnadsvurdering.....	61
8.2	Renseevne.....	61
	Litteraturliste	A

Figurliste

Figur 1.1. Små avløpsanlegg mindre enn 50 pe etter type anlegg. Hele landet 2015.	2
Figur 1.2. Økologisk tilstand for elver (Miljødirektoratet 2016b).	4
Figur 1.3. Økologisk tilstand for innsjøer (Miljødirektoratet 2016b).	5
Figur 1.4. De ti hyppigste registrerte påvirkningsfaktorene i elver og vassdrag (Miljødirektoratet 2016a).	5
Figur 1.5. Andel av elver som er i risiko for å ikke nå målet (Miljødirektoratet 2016b).	6
Figur 1.6. Andel av innsjøer som er i risiko for å ikke nå målet (Miljødirektoratet 2016b).	6
Figur 1.7. Antall avløpsanlegg 50 pe eller mer, fordelt på renseprinsipp. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).	7
Figur 1.8. Antall små avløpsanlegg (mindre enn 50 pe), fordelt på renseprinsipp. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).	8
Figur 4.1. Investeringskostnader ved ulike anleggstyper for 1- og 2-husanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012).	16
Figur 4.2. Driftskostnader ved ulike anleggstyper for 1- og 2-husanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012).	18
Figur 4.3. Årskostnader med 2 % diskonteringsrente (Hansrud & Refsgaard 2012).	19
Figur 4.4. Årskostnader med 7 % rente (Hansrud & Refsgaard 2012).	19
Figur 4.5. Spredning i satser for tilknytningsgebyr (Statistisk sentralbyrå 2016b).	22
Figur 4.6. Spredning i satser for årsgebyr for avløpstjenesten (Statistisk sentralbyrå 2016b).	23
Figur 4.7. Spredning i satser for avløpsgebyr per m3 vannforbruk (Statistisk sentralbyrå 2016b).	24
Figur 4.8. Årskostnader for 2 og 7 % rente for lavt og høyt kostnadsscenario.	28
Figur 5.1. Kornfordelingsdiagram (VA/Miljø-blad 2016a).	35
Figur 5.2. Infiltrasjonsdiagram (Mæhlum et al. 2010).	36
Figur 5.3. Ulike lukkede infiltrasjonsløsninger.	37
Figur 5.4. Kart over områdeinndeling av følsomme-, normale- og mindre følsomme områder (lovdata.no 2007).	38
Figur 5.5. Antall små avløpsanlegg mindre enn 50 pe. fordelt på fylke (Statistisk sentralbyrå 2016b).	39
Figur 5.6 Totale fosforutslipp fra kommunal avløpssektor (Statistisk sentralbyrå 2016b).	41
Figur 5.7. Totale nitrogenutslipp fra kommunal avløpssektor (Statistisk sentralbyrå 2016b).	41

Figur 5.8. Antall fast bosatte tilknyttet store (≥ 50) og små avløpsanlegg (<50 pe), inkludert befolkningen og tilknytningsandel. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).....	42
Figur 5.9. Total fosfor konsentrasjon i innstrømmende vann og lekkasje fra de ulike anleggene under 12 uker med avløpsvann og 9 uker med deionisert vann (Eveborn et al. 2014).	50

Tabelliste

Tabell 1. Historisk utvikling av infiltrasjon som renseløsning i Norge med noen milepæler (Mæhlum & Hensel 2017).....	2
Tabell 2. Prisantydninger diffust utslipp/etterpolering (Hanserud & Refsgaard 2012).	17
Tabell 3. Verdier for årskostnader for lavt og høyt scenario.....	27
Tabell 4. Ulike løsmasser resipientegenskaper (Mæhlum & Hensel 2017).	36
Tabell 5. Forventet renseseffekt og utslippskonsentrasjon i lukkede infiltrasjonsanlegg (VA/Miljø-blad 2016a).	40
Tabell 6. Normale renseseffekter for ulike typer renseanlegg. Anlegg under 50 pe. Prosent(Statistisk sentralbyrå 2016b).....	43
Tabell 7. Årlig estimert næringsstoff utslipp for ulike typer små avløpsanlegg og prosentvis utslipp for ulike typer små avløpsanlegg i forhold til små anleggs totale utslipp av næringsstoffer.....	43

1 Evehorn et al. (2012) Sentraliserte og desentraliserte avløpsanlegg

Avhengig av befolkningstettheten og områdets sårbarhet benytter Norge mange typer renseløsninger. I befolkningstette områder benyttes det stort sett sentraliserte renselanlegg med et mekanisk rensetrinn og avhengig av områdets sårbarhet, et biologisk og/eller kjemisk trinn. Mens i spredt bebyggelse benyttes det hovedsakelig mindre, desentraliserte renselanlegg.

Det som kjennetegner et sentralisert renselanlegg er at spillvann, overvann og fellesavløp blir transportert i et rørsystem enten til et sentralisert renselanlegg eller til et utslippspunkt. Mens for desentraliserte avløpsrensanlegg foregår oppsamling, behandling og sluttdisponering av avløpsvannet for enkelthus, husklynger og mindre tettbebyggelse på stedet eller i umiddelbar nærhet. I Norge defineres avløpsrensanleggene som sentralisert eller desentralisert basert på hvor mange personekvivalenter (pe) anlegget har tilknyttet. Anlegg større enn 50 pe. defineres som sentraliserte, mens anlegg mindre enn 50 pe. defineres som desentraliserte løsninger (Vann- og avløpsteknikk 2014).

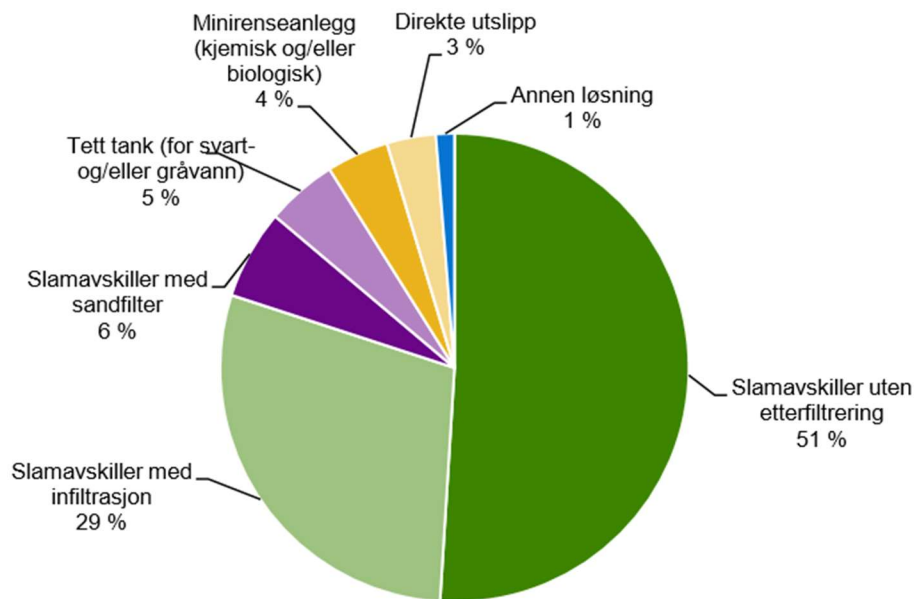
Det finnes flere typer desentraliserte avløpsrensanlegg. Grovt sett skiller det mellom stedsbygde anlegg og prefabrikkerte anlegg (Vann- og avløpsteknikk 2014):

- Stedsbygde anlegg (naturbaserte anlegg), er anlegg basert på:
 - Infiltrasjon i stedlige løsmasser
 - Konstruerte sandfiltre
 - Konstruerte våtmarker
- Prefabrikkerte anlegg (minirenselanlegg)
 - Kjemisk
 - Biologisk
 - Biologisk/kjemisk

Naturbaserte anlegg benyttes også som løsning for en del sentraliserte avløpsanlegg.

Benyttede behandlingsmetoder små anlegg

De vanligste behandlingsmetodene for de 332 000 små avløpsanlegg som normalt anvendes i områder med spredt bebyggelse i Norge, er som vi ser av figur 1.1 slamavskiller uten etterfiltrering, eventuelt i kombinasjon med en form for etterfiltrering (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 1.1. Små avløpsanlegg mindre enn 50 pe etter type anlegg. Hele landet 2015.

Naturbaserte renseløsninger utgjør til sammen ca. 35 % av antallet små avløpsanlegg i 2015 (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Utvikling av naturbaserte renseløsninger

I Mæhlum og Hensel (2017) oppsummeres utviklingen av naturbasert renseløsninger, gjengitt i tabell 1 nedenfor. Oppsummeringen tar for seg kunnskapsprosjekter og krav til dimensjonerings og utforming.

Tabell 1. Historisk utvikling av infiltrasjon som renseløsning i Norge med noen milepæler (Mæhlum & Hensel 2017).

Tidsperiode	Erfaringer, viktige kunnskapsprosjekter og formelle krav
1960 - 70	Synkekummer og enkle spredegrøfter ble tatt i bruk
1970 – 80	Prosjekt rensing av avløpsvann PRA 1970 - 76: Jord som resipient (Skjeseth & Mjærum 1976). Forskrift for kloakkutslipp fra spredt bolig og fritidsbebyggelse 1975
1980 – 90	Nasjonale og nordiske samarbeidsprosjekter finansiert av blant annet Statens forurensningstilsyn la grunnlag for nye retningslinjer fra Miljødepartementet (1985) for utforming av små og store anlegg (Brömssen et al. 1985; Jenssen 1986; Østerås T. (red) 1986)
1990 – 00	Forskningsprogrammet Naturbasert renseteknologi (NAT) evaluerte filteranlegg, råd om ny utforming, utvikling av nye filterløsninger og nye kombinasjoner

	(Gaut & Aspmo 1998; Kraft & Rasmussen 1998; Westby et al. 1997). Reviderte forskrifter fra 1992 og 2000.
2000 – 10	Nye krav til design og ny bransjenorm VA- Miljøblad (2003). Forurensningsforskrift (2007) med krav til anerkjent metode og bruk av nøytral fagkyndig ved grunnundersøkelser.
2010 – 20	Mer kompakte løsninger med forbehandling, infiltrasjonskassetter og datastyring av pumper. Vannforskriften krever helhetlige planer for reduserte utslipp som også mindre avløp. Kunnskapshull: hvordan evaluere gamle infiltrasjonsanlegg og hvilken tilstand har anleggene? (Bloem & Eggen 2011). Revidering av VA-miljøblad 59 i 2016. Mer fokus på driftsoppfølging.
2020 –	Flere utviklingsveier er mulige: anleggene beholdes store og teknisk enkle for å være robuste, eller implementering av tekniske komponenter som gir mindre infiltrasjonsanlegg, bedre rensing og bedre funksjonskontroll.

Det har siden NAT-programmet ikke vært noen større forskningsprosjekter og utvikling av naturbaserte renseløsninger.

1.1.1 Ny giv med vanndirektivet?

Ved kongelig resolusjon 15. desember 2006 og med ikrafttredelse 1. januar 2007 ble vanndirektivet gjort gjeldende gjennom vannforskriften. Forskriften er hjemlet i forurensningsloven, plan og bygningsloven og vannressursloven, og forvaltes av Klima- og Miljødepartementet (lovdata.no 2015).

Lovens hensikt er i henhold til vannforskriftens § 1:

«Formålet med denne forskriften er å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

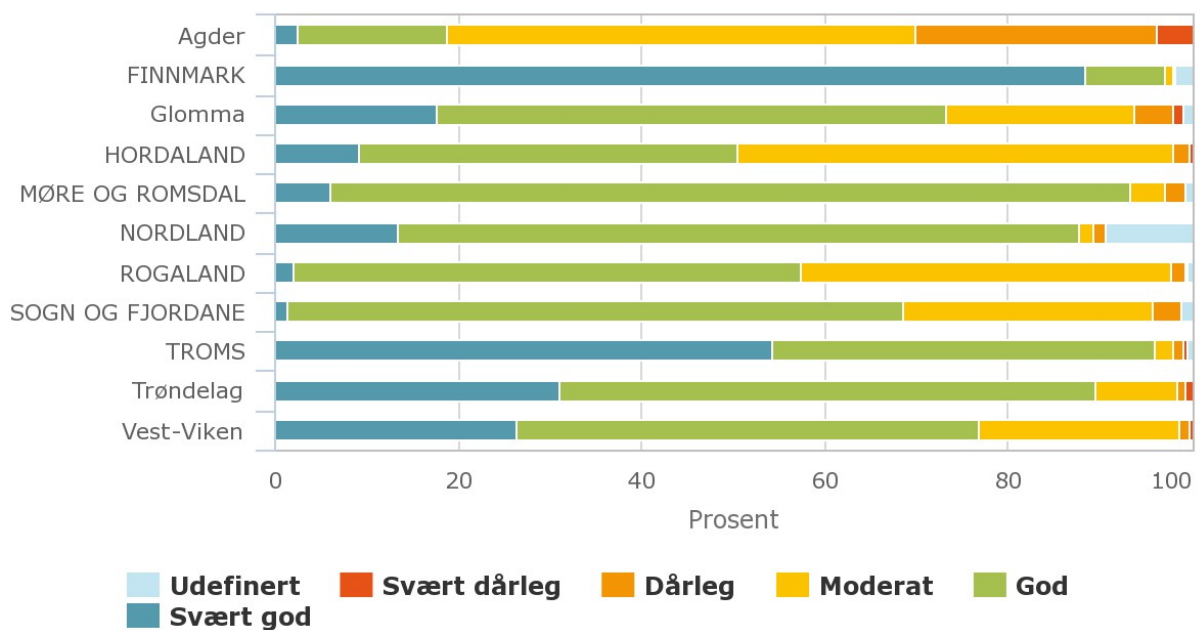
Forskriften skal sikre at det utarbeides og vedtas regionale forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer med sikte på å oppfylle miljømålene, og sørge for at det fremskaffes nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet.»

Første ordinære planfase for hele landet startet i 2010, jf. vannforskriften § 30. Dette resulterte i heldekkende forvaltningsplaner av landet som ble vedtatt av fylkestingene i 2015, og godkjent av klima- og miljødepartementet i juni 2016 (vannportalen.no 2015).

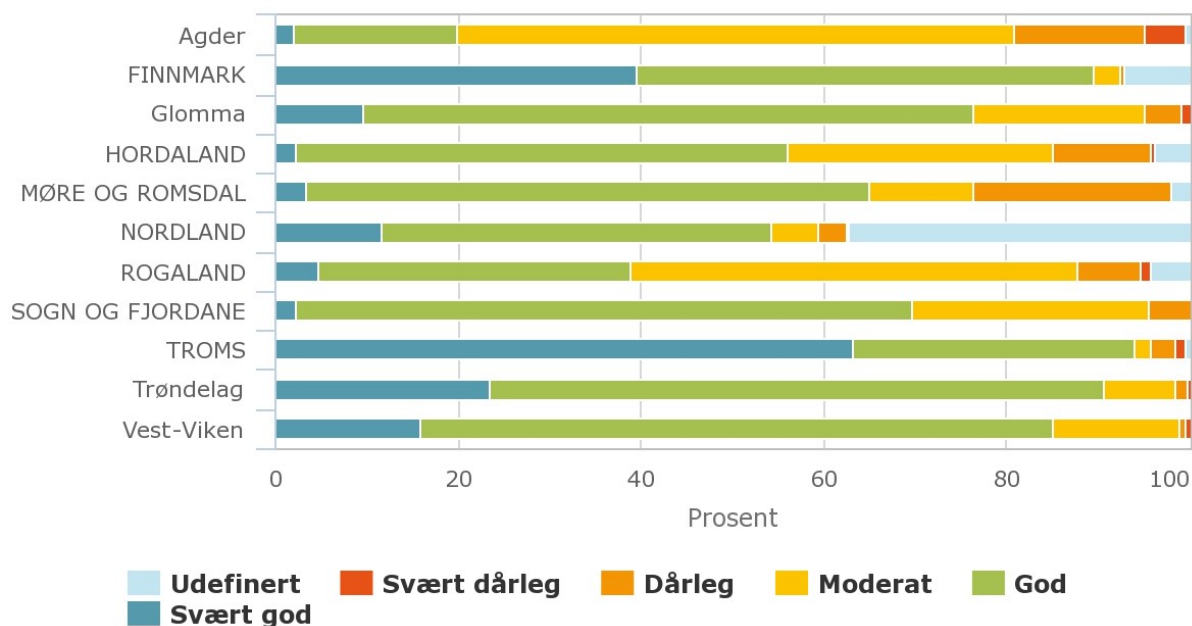
Gjennomføringen av planfasen går fra 2016 til 2021, med krav om at alle tiltak skal være igangsatt innen utgangen av 2018, jf. vannforskriften § 25 åttende ledd og miljømålene skal være nådd innen utgangen av 2021, jf. vannforskriften § 8 første ledd (lovdata.no 2015).

Vannforekomstens økologiske tilstand og påvirkningsgrupper

I forbindelse med utarbeidelse av regionale vannforvaltningsplaner kartlegges som kunnskapsgrunnlag vannforekomstenes økologiske tilstand, samt påvirkningsgruppene (Miljødirektoratet 2016a). Nedenfor vises norske elver og innsjøers økologiske tilstand. Elver og innsjøer omfatter alt ferskvann i Norge, det vil si elver, innsjøer, bekker, dammer, grunnvann og brakkvann (miljødepartementet 2015).

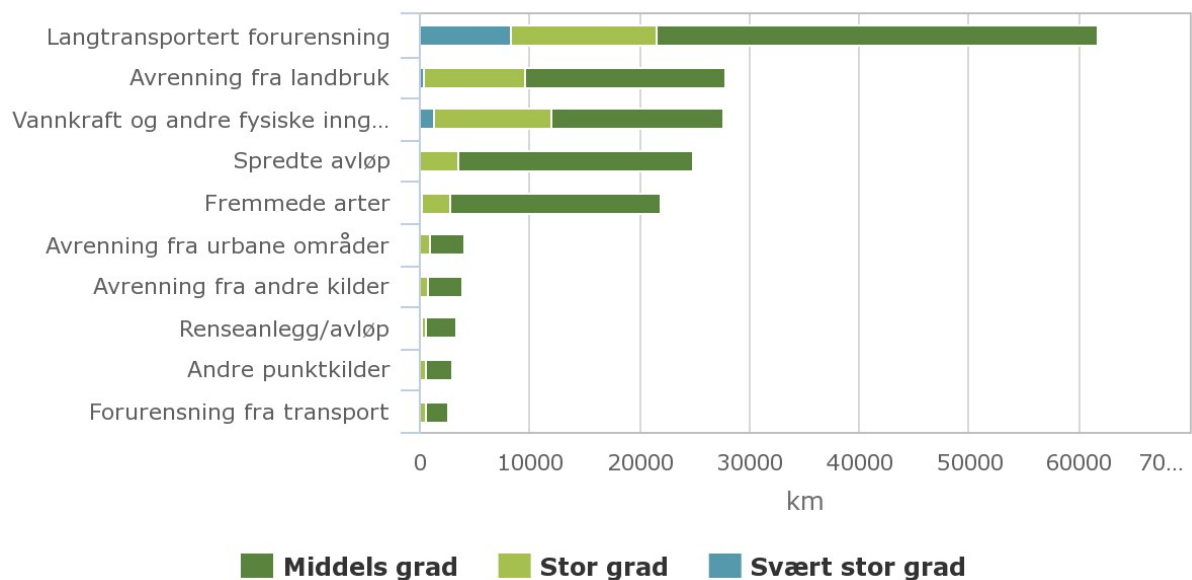


Figur 1.2. Økologisk tilstand for elver (Miljødirektoratet 2016b).



Figur 1.3. Økologisk tilstand for innsjøer (Miljødirektoratet 2016b).

Ferskvannsforkomstenes økologiske tilstand er i figur 1.2 for elver og figur 1.3 for innsjøer vist å ha store regionale forskjeller. Med få unntak er forholdene best i Midt- og Nord-Norge, mens det dårligste vannmiljøet finner vi på Øst- og Sørlandet hvor befolkningstettheten er størst (Miljødirektoratet 2016a). Ca. 1/3 av vannforekomstene har dårligere tilstand enn miljømålet (miljødepartementet 2015).

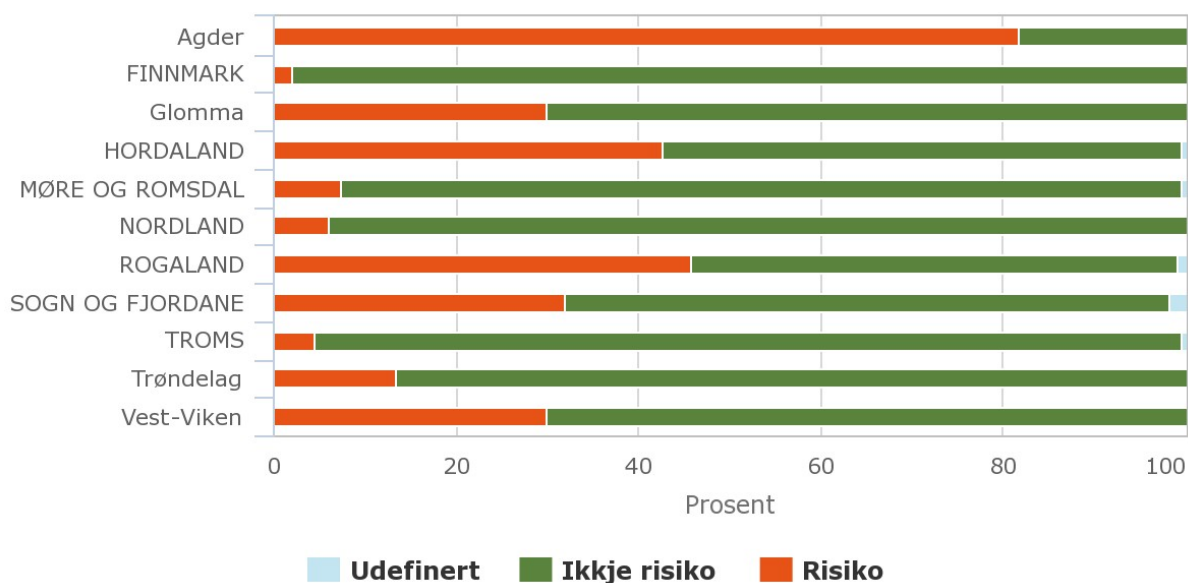


Figur 1.4. De ti hyppigste registrerte påvirkningsfaktorene i elver og vassdrag (Miljødirektoratet 2016a).

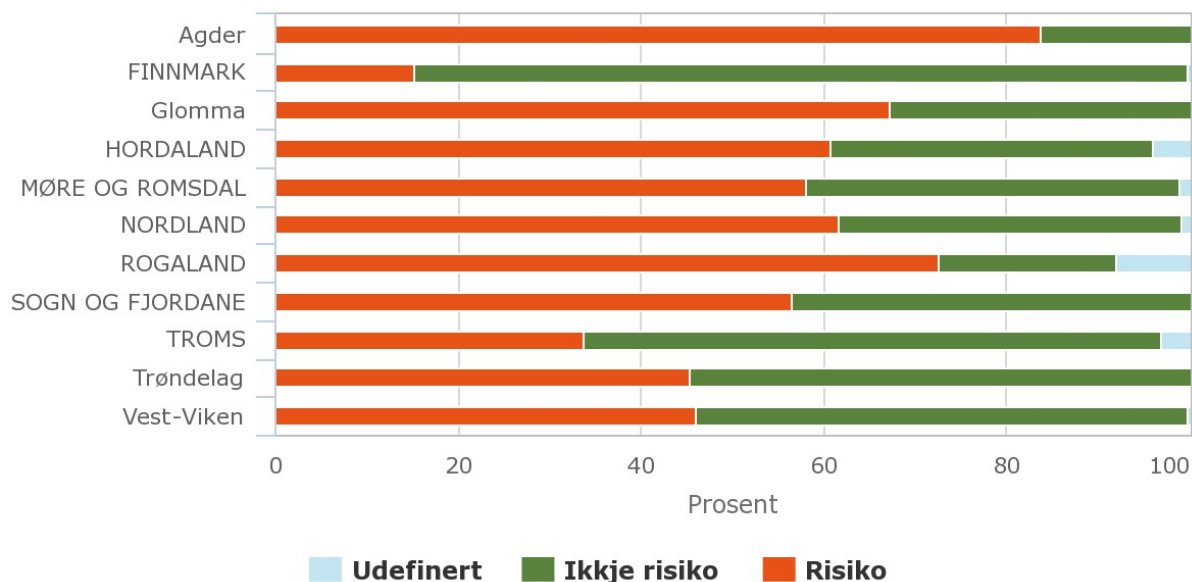
Kartleggingen har som vi ser av figur 1.4. avdekket at på landsbasis er spredte avløp den fjerde største påvirkningsfaktoren på ferskvannsforkomster, mens renseanlegg/avløp er den åttende viktigste hovedårsaken til at en ferskvannsforkomstene ikke har en god miljøtilstand.

1.1.2 Spredte avløpsanleggs påvirkning på miljøet

Tilstandskartleggingen som følger av EUs vanndirektiv har altså avdekket at avløpssektoren fortsatt utgjør en betydelig påvirkning på vannforekomstene. Påvirkningen fra blant annet avløpssektoren er så betydelig at nærmere halvparten av Norges innsjøer og elver står i fare for å ikke oppfylle miljøkravene innen 2021, som vi ser av figur 1.5 og figur 1.6 nedenfor (miljødepartementet 2015).



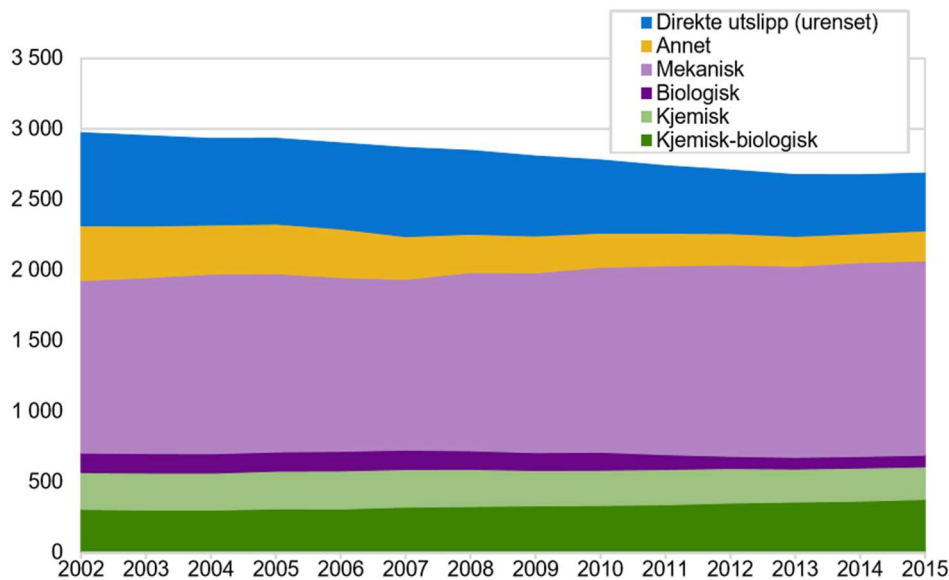
Figur 1.5. Andel av elver som er i risiko for å ikke nå målet (Miljødirektoratet 2016b).



Figur 1.6. Andel av innsjøer som er i risiko for å ikke nå målet (Miljødirektoratet 2016b).

Det har derfor blitt iverksatt en stor opprydningsaksjon av små avløpsanlegg i Norge, for å forbedre denne situasjonen. På grunn av blant annet opprydningsaksjonen er tendensen at

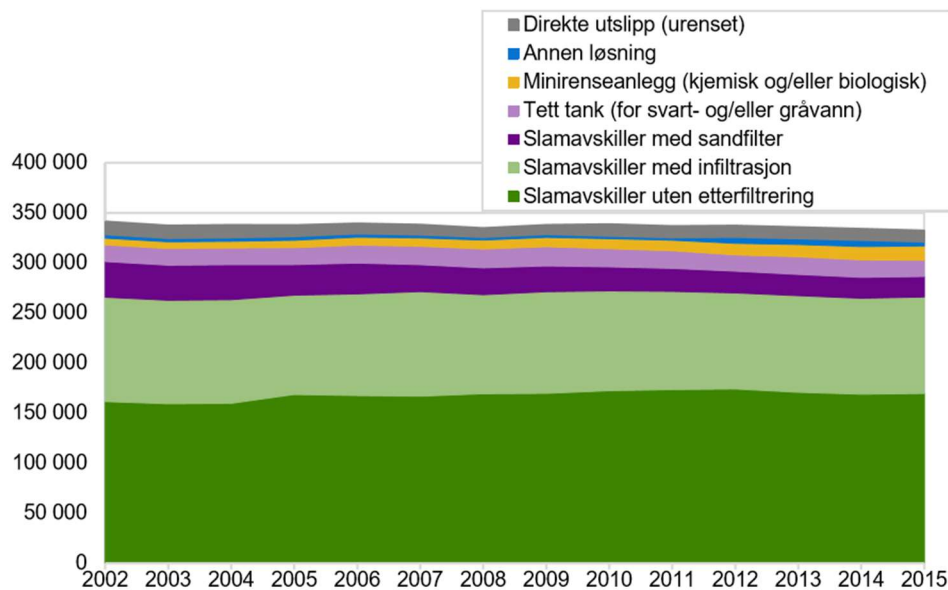
antall store og små avløpsanlegg er på vei nedover. Fra 2002 til 2015 har anlegg større enn 50 pe blitt redusert fra 2974 til 2688 (se figur 1.7). Dette skyldes blant annet at små og ofte urensede utslipp saneres bort og avløpet kobles inn på større anlegg (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 1.7. Antall avløpsanlegg 50 pe eller mer, fordelt på renseprinsipp. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).

I figur 1.7 ser vi også at i takt med nedgangen av anlegg uten rensing, er det en økning i antall mekaniske anlegg, hovedsakelig langs kysten. Noe som delvis kan forklares med at strengere rensekraav innenfor avløpssektoren, har medført at en del anlegg uten rensing omgjøres til mekaniske anlegg eller at nybygg av anlegg i større grad enn før oppføres som mekaniske anlegg i stedet for anlegg uten rensing (Statistisk sentralbyrå 2016b).

I samme periode har anlegg mindre enn 50 pe blitt redusert fra 342 000 til 332 000 (se figur 1.8) (Statistisk sentralbyrå 2016b). Dette skyldes større boligfortetting i de spredt bebygde områdene og etablering av nye kommunale VA-systemer (Vann- og avløpsteknikk 2014).



Figur 1.8. Antall små avløpsanlegg (mindre enn 50 pe), fordelt på renseprinsipp. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Det er slamavskillere med sandfilter som har hatt størst nedgang, mens minirenseanlegg (kjemisk og/eller biologisk) har hatt en liten økning i antall anlegg. Resterende anleggstyper har holdt seg stabilt.

Infiltrasjonsanlegg er blant de mest utbredte renseløsningene blant små avløpsanlegg. I Sverige har Eveborn et al. (2012) og Eveborn et al. (2014) gjort feltundersøkelser av infiltrasjonsanlegg som har satt spørsmålsteget ved infiltrasjonsanleggs evne til å binde fosfor over tid.

Dette sett i forhold til avløpsanleggs påvirkning på norske vannforekomster og utvikling mot stadig flere sentraliserte renselanlegg, oppstår det en del spørsmål rundt infiltrasjonsanlegg.

1.2 Problemstilling

Hvordan er infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne i forhold til andre små avløpsanlegg og i forhold til tilknytning til sentraliserte renselanlegg? Er infiltrasjonsanleggene konkurransedyktig, utdatert eller er det en rensemetode moden for revisjon?

Infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne vil bli målt på faktorene kvalitet og pris. Anleggenes kvalitetsegenskaper defineres i forhold til i hvilken grad utslippskravene overholdes.

Mens en kostnadsvurdering av de ulike avløpsløsningene vil avgjøre infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne på pris.

2 Avgrensning

I forhold til kostnadsvurderingen og kvalitetsvurderingen er det gjort visse begrensninger, som ikke omtales i oppgaven.

2.1 Ressursutnyttelse av avløpsvann

Det gjøres ingen vurdering rundt de ulike avløpsløsningene begrensninger, muligheter og effektivitet til ressursgjenvinning. I forhold til at avløpsvann inneholder selve vannet, stoffene i vannet og energien som kan gjenvinnes og potensielt skape inntekter (Vann- og avløpsteknikk 2014). Kan dette ha betydelig innvirkning på konkurranseevnen mellom de ulike avløpsløsningene.

2.2 Forurensningsstoffer

2.2.1 Næringsstoffer

Fosfor sammen med nitrogen er de næringssaltene som har størst betydning som næringsstoffer for biologisk liv i vannforekomster. Og ved for høye tilførsler av næringsalter til vannforekomster vil det føre til algeoppblomstring (eutrofiering) (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Alger er mikroskopiske planter, altså fotosyntetiske organismer. De bruker altså solen som energikilde og CO₂ som karbonkilde for å omdanne uorganisk stoff til organisk stoff. Derfor styres algeveksten i stor grad av tilgangen på næringsstoffer. Begge stoffene kan være begrensende faktor for algeveksten, men stort sett er det (Vann- og avløpsteknikk 2014):

- Fosfor som er begrensende næringsstoff i ferskvann
- Nitrogen som er begrensede næringsstoff i saltvann

Algeoppblomstring kan gi mange uønskede virkninger i vannforekomsten (Vann- og avløpsteknikk 2014):

- Algene består av organisk stoff. Når de dør, brytes de ned av bakterier. Dette medfører økt oksygenforbruk i vannresipienten.
- Visse typer alger (Cyanobakterier) produserer toksiner. Dette medfører toksisk virkning.
- Økt turbiditet (reduert sikt).
- Mange alger skiller ut stoffer som gir lukt og smak på vannet.
- Mye alger kan gi en estetisk nedsatt vannkvalitet.

Derfor er en av de viktigste årsakene til at vi renser avløpsvann i dag kontroll med utslipp av næringssalter, spesielt til ferskvann.

På grunn av næringsstoffenes påvirkningsevne på vannforekomster og på grunn av diskusjonen rundt infiltrasjonsanleggenes evne til å fjerne fosfor, vil fokuset i denne oppgaven omfatte næringsstoffer.

Andre konsekvenser av avløpsutslipp i vannforekomster er partikler i form av organisk og uorganisk stoff og patogene mikroorganismer, som kan være en stor påvirkningsfaktor på vannmiljøet.

2.2.2 Organisk stoff

Organisk stoff som er en samlebetegnelse på en rekke organiske enkeltstoffer, grupperes i forbindelse med avløpsvann inn i følgende grupper (Vann- og avløpsteknikk 2014):

- Oksygenforbrukende organisk stoff (karbohydrater, proteiner, fettsyrer, detergenter)
- Organiske mikroforurensning som klorerte organiske forbindelser, farmasøytiske restprodukter (legemiddelrester), pesticider, personlig pleie produkter etc.

Organisk stoff i avløpsvann er hovedsakelig på partikulær form, i form av suspenderte eller kolloidale partikler. Spesielt som en følge av tilførselen av oksygenforbrukende organiske stoffer fra husholdninger og industri, er innholdet av oppløst organisk stoff langt høyere i avløpsvann enn i naturlig vann (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Oksygenforbrukende organisk stoff

Ved for store avløpsutslipp av organisk stoff til vannforekomster kan sapping oppstå. Sapping foregår ved at biologisk nedbrytbart organisk stoff i vannforekomster blir nedbrutt av mikroorganismer (primært bakterier) (Vann- og avløpsteknikk 2014).

$BOD \text{ (org. stoff)} + O_2 + \text{bakterier} = CO_2 + H_2O + \text{nye bakterier (vekst)}$

Dette kan medføre begroinger i elver og bekker og oksygensvikt i innsjøer og fjorder (Vann- og avløpsteknikk 2014):

- Begroing i elver og bekker ved at et rent nedbrytersamfunn med slimete, gråe begroinger av bakterier, sopp og dyr som kan klare seg med svært lave oksygenkonsentrasjoner fortrenger det naturlige sammensatte organismsamfunnet (Vann- og avløpsteknikk 2014).

- Oksygensvikt i innsjøer og fjorder ved at det tilføres mer organisk stoff enn det er tilgjengelig oksygen i vannforekomsten til nedbrytningsprosessen. Som vi ser av den kjemiske ligningen ovenfor er nedbrytningsprosessen svært oksygenkrevende. Ved lavt oksygeninnhold kan det bli ulevelig for fisk og andre akvatiske organismer, og ved oksygensvikt kan det oppstå råtne forhold og lukt (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Oksygensvikt oppstår hovedsakelig i bunnlagene i innsjøer og fjorder, men kan også oppstå i store, langsom flytende og sterkt forurensningsbelastede elver. I Norge er dette sjelden et problem grunnet hurtigflytende og oksygenrike elver (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Organiske mikroforurensninger

Organiske mikroforurensninger i avløpsvann forekommer i svært lave konsentrasjoner (sporstoffer), men kan være svært helseskadelige. Organiske mikroforurensninger kan stamme fra organiske stoffer i vaskemidler, sporstoffer fra forbrenning og industri, sporstoffer som stammer fra desinfeksjon, farmasøytiske restprodukter og personlig pleie produkter (Vann- og avløpsteknikk 2014).

2.2.3 Uorganisk stoff

Som organisk stoff befinner også uorganisk stoff seg på partikulær form. I forbindelse med avløpsvann grupperes uorganisk stoff inn i salter og metaller (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Salter

Sulfat (SO_4^{2-}) finnes i høye konsentrasjoner i avløpsvann. Ved anaerobe forhold vil det dannes hydrogensulfid (H_2S) (Vann- og avløpsteknikk 2014). Hydrogensulfid er en fargeløs, giftig, brennbar gass som lukter som råtne egg, og er kjent for å skape luktproblemer (Markali 2015; Vann- og avløpsteknikk 2014).

Metaller

I Vann- og avløpsteknikk (2014) skilles det i forbindelse med avløpsvann, mellom metaller som utløses fra ledninger og armatur og metaller som er et resultat av forurensning fra utslipp.

Metaller som sink og kobber oppstår som en følge av korrosivt vann i hus installasjonen (rør, armatur etc). I forhold til de mest toksiske tungmetaller er metallene noe mindre giftig, men kan forekomme i høyere konsentrasjoner i avløpsvann (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Tungmetaller i avløpsvann kan ha en høy konsentrasjon ved forurensning. Men grunnet en streng utslippspolitikk i Norge mht. til utslipp fra forurensende industri, er denne stort sett

lav. Fordi høye metallkonsentrasjoner kan gi skadevirkninger på økologien i resipienten, er det viktig å holde denne lav (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Toksiske tungmetaller som bly, kadmium og kvikksølv er svært giftige metaller som akkumuleres i levende organismer og i næringskjeden. Forekomster i avløpsvann kan stamme fra husholdninger og industri (Vann- og avløpsteknikk 2014).

Mikroplast

Mikroplast som blant annet befinner seg i kosmetikk- og pleieprodukter eller plast som over tid går i oppløsning, er et stadig større miljøproblem. I naturen tiltrekker mikroplast seg miljøgifter fra omgivelsen, akkumuleres i næringskjeden og har en nedbrytningstid på flere hundre år (Miljø-Direktoratet 2015). Mange små og store avløpsanlegg er ikke bygd for å rense for mikroplast. I tillegg vil avløpsøppel fra overløp i sentraliserte renseanlegg bidra til plast i innsjøer og havet, dette vil over tid bli til mikroplast.

Infiltrasjonsanleggenes renseevne for mikroplast eller mikroplastens effekt på hydraulisk levetid er ikke undersøkt.

2.2.4 Mikroorganismer i avløpsvann

Avløpsvann er en kilde til spredning av sykdomsfremkallende organismer. Normalt inneholder avløpsvann fra en bolig høye konsentrasjoner av tarm bakterier og tarm virus. Dette er normalt ikke sykdomsfremkallende organismer, men ved sykdom skilles det ut en del organismer som kan spres til miljøet og andre mennesker (Heistad 2017).

I store, sentraliserte avløpssystemer vil det alltid være en viss bakgrunnskonsentrasjon av sykdomsfremkallende organismer, mens i små, desentrale anlegg er disse bare sporadisk tilstede (Heistad 2017).

3 Metoder

Problemstillingen søkes løst ved et litteraturstudie basert på både kvantitativ og kvalitativ data fra store og små avløpsanlegg.

Det er foretatt litteratursøk i følgende databaser: Web of Science, ScienceDirect, Brage (nmbu), Google scholar.

Søkeordene har vært rettet mot infiltrasjonsanlegg, fosfor og grunnvann.

Det er også hentet inn data fra: statistikker, lover, forskrifter, direktiver, departementer, kommuner, fagartikler og faglitteratur.

I tillegg har det vært hentet inn informasjon gjennom samtaler med fagpersoner med ekspertise på infiltrasjonsanlegg og fagpersoner som håndterer små avløpsanlegg i kommunene.

4 Kostnadsvurdering

Infiltrasjonsanleggenes konkurransevne måles først og fremst på pris. Dette gjøres nedenfor ved å sammenligne infiltrasjonsanleggenes kostnader i forhold til andre små og store avløpsanleggs kostnader. I tillegg gjøres det en vurdering rundt kostnadene ved å rehabilitere/oppgradere eksisterende små avløpsanlegg.

Avløpsanleggenes kostnader vil i variert grad bli påvirket av kostnadsdrivende faktorer som regionale prisnivåer, antall tilknyttede, utslippsområdets følsomhet eller spesielle brukerinteresser, rådende grunnforholds og topografiens påvirkning på dimensjonering og valg av løsning (Christian et al. 2013; Hanserud & Refsgaard 2012). Kostnadene for avløpsanlegg av samme type og med samme belastning vil av den grunn kunne variere i pris. Derfor oppgis investerings-, drifts-, vedlikeholds- og årskostnadene i et kostnadsintervall på en lav og høy verdi for de ulike anleggstypene. Kostnadene kan variere utover dette intervallet, da det for eksempel ikke er tatt høyde for eventuelt sprengningsarbeid for små avløpsanlegg (Hanserud & Refsgaard 2012).

4.1 Små avløpsanlegg

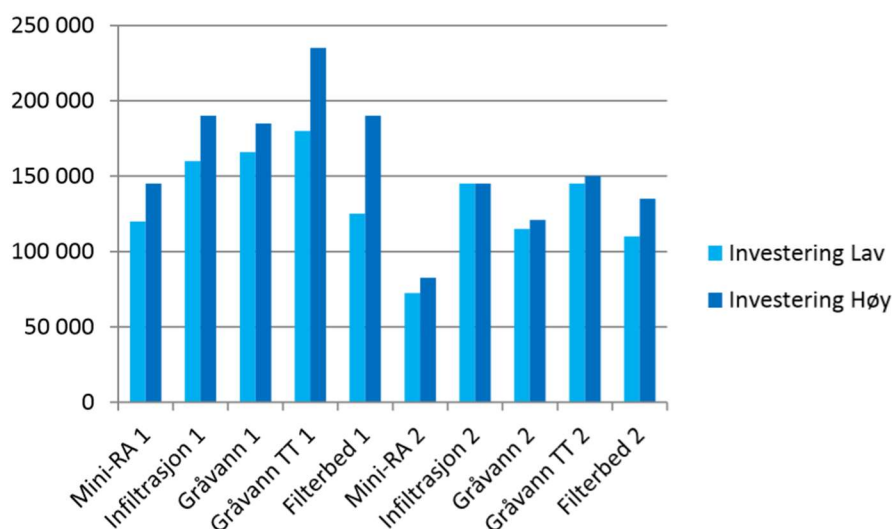
NIBIO oppdaterte sist kostnadsoverslaget for ulike typer mindre avløpsanlegg i 2012. Alle kostnadsoverslagene inkluderer merverdiavgiften. Undersøkelsen er ikke konsumprisindeks (KPI) justert for 2017 nivå, i tillegg kan utvikling i bransjen de siste årene ha bidratt til å justere prisnivået for enkelte anleggstyper. Allikevel vil undersøkelsen gi en viss indikasjon på kostnadsnivået avløpsanleggene imellom. Kostnadsoverslaget omfatter følgende mindre avløpsanlegg (Hanserud & Refsgaard 2012):

- Minirensanlegg (Mini-RA)
- Infiltrasjonsanlegg (Infiltrasjon)
- Gråvannsanlegg (Gråvann)
- Gråvannsanlegg, WC til tett tank (Gråvann TT)
- Filterbedanlegg (Filterbed)

Kostnadsoverslaget er gjort for både 1- og 2-husanlegg. For 2-husanlegg er kostnaden oppgitt for den enkelte bolig. I tillegg omfatter overslagsberegningen kun tilfeller hvor det bygges et nytt anlegg med et nytt utslipp, altså gjøres det en grunnundersøkelse og søknadsprosess før selve installasjonen (Hanserud & Refsgaard 2012).

4.1.1 Investeringskostnader

Investeringskostnadene for de ulike avløpsanleggene omfatter alle kostnader frem til anlegget er i drift. Med unntak av minirensanlegg har alle avløpsanleggene innberegnet en slamavskiller som første ledd. Mens stikkledning mellom hus og slamavskiller, kommunale saksbehandlingsgebyrer og eventuelle fraktkostnader ikke er inkludert. De to sistnevnte er utelatt da det er betydelige variasjoner i pris mellom kommunene (Hansrud & Refsgaard 2012).



Figur 4.1. Investeringskostnader ved ulike anleggstyper for 1- og 2-husanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012).

Med unntak av minirensanlegg og filterbedanlegg ser vi av figur 4.1 at infiltrasjonsanlegg for 1-husanlegg er konkurransedyktig mot andre typer små avløpsanlegg. Mens for 2-husanlegg virker samtlige små avløpsanlegg å ta større fordel av stordriftsfordeler enn infiltrasjonsanlegg. Sammen med gråvannsanlegget med tett tank kommer infiltrasjonsanlegget her dårligst ut

Etterpolering

Med unntak av infiltrasjonsanlegg er ingen av anleggstypene kostnadsberegnet med noen form for utslippsløsning av rensert vann fra avløpsanlegget (Hansrud & Refsgaard 2012). Det er kommunen som forurensningsmyndighet jf. Forurensningsforskriften § 12-2, som gir tillatelse til utslipp. Dersom forurensningsforskriften § 12-7 til § 12-13 ikke strekker til kan kommunen i henhold til forurensningsforskriften § 12-6 (lovdata.no 2007):

«fastsette lokal forskrift dersom det er nødvendig ut i fra forurensningsmessige forhold eller brukerinteresser».

For følsomme resipienter som krever strengere tiltak enn det forurensningsforskriften krever, anbefaler VA/Miljø-blad (2016b) nr. 119 at det i de lokale forskriften stilles krav til etterpolering i forhold til stoffmengden som ønskes fjernet. Etterpolering, som er et ekstra rensetrinn etter avløpsanleggets hovedrensetrinn, installeres først og fremst med den hensikt å ytterligere fjerne uønskede stoffer fra rensede avløpsvann. Men i tillegg installeres det også som ekstra sikkerhet ved for eksempel driftsproblemer av hovedrensetrinn (VA/Miljø-blad 2016b).

Det rapporteres at kravene til etterpolering ofte virker tilfeldig satt og uavhengig av resipientens følsomhet (VA/Miljø-blad 2016b). Men som et resultat av vannforskriften som følger av EUs vanddirektiv, stilles det nå strengere krav til tillatt påvirkning på norske vannforekomster. Som vist i kapittel 0 er det derfor satt i gang et kartleggingsarbeid av vannforekomstenes økologiske og kjemiske tilstand, som har gitt økt kunnskap rundt vannforekomstenes tilstand og påvirkningsfaktorer. Derfor kan det i forbindelse med opprydningsarbeid forventes et økt kunnskapsnivå i forvaltningen som vil medføre strengere og mer målrettede krav mot utslipp av avløpsvann. Sannsynligvis vil dette i økt grad medføre pålegg om etterpolering på allerede eksisterende og fremtidige avløpsanlegg. Dette gjelder spesielt for avløpsanlegg i de følsomme områdene og nedbørsfeltet til de følsomme områdene, samt anlegg som det ønskes et ekstra sikkerhetstiltak på.

Avhengig av hvilke stoffer som skal fjernes finnes det en rekke metoder, fra kompakte tekniske rensetrinn til passive arealkrevende anlegg (VA/Miljø-blad 2016b). I Hanserud og Refsgaard (2012) har NIBIO gitt et kostnadsoverslag for et utslippsfilter på 10 m² (1 hus, gråvann, infiltrasjonskapasitet 25 liter/m²/d) til 28 m² (2 hus, totalavløp, infiltrasjonskapasitet 25 liter/m²/d) for små avløpsanlegg (Hanserud & Refsgaard 2012).

Tabell 2. Prisantydninger diffust utslipp/etterpolering (Hanserud & Refsgaard 2012).

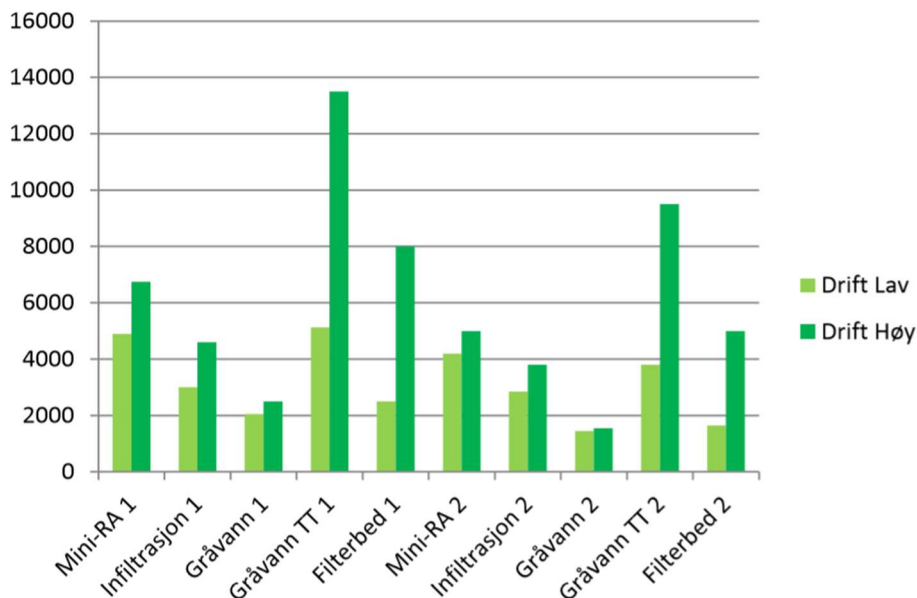
	Totalavløp (gråvann + svartvann), NOK inkl. mva.	Kun gråvann, NOK inkl. mva.
1-husanlegg	20 000	15 000
2-husanlegg (pris per bolig)	12 500	10 000

Dersom det kreves etterpolering, blir det som vi ser av tabell 2 straks et annet kostnadsnivå på de andre avløpsanleggene. Dette medfører at konkurransekraften for infiltrasjonsanlegg bedres noe.

4.1.2 Drifts- og vedlikeholdskostnader

Drifts- og vedlikeholdskostnader består hovedsakelig av tre kostnadsgrupper.

- Drifts- og serviceavtale
- Slamtømming
- Strømutgifter



Figur 4.2. Driftskostnader ved ulike anleggstyper for 1- og 2-husanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012).

Når det kommer til drifts- og vedlikeholdskostnader har, som vi kan se av figur 4.2, gråvannsanlegget og filterbedanlegget lavere kostnader enn infiltrasjonsanlegget for 1-husanlegg. Men da gråvannsanlegget har noe begrenset bruksområde og filterbedanleggets kostnadsintervall varierer en del, er infiltrasjonsanleggets drifts- og vedlikeholdskostnader her konkurransedyktige. Dette skyldes at infiltrasjonsanlegg er meget enkle driftsmessig (Hansrud & Refsgaard 2012).

Akkurat som for investeringskostnadene virker det som samtlige anleggstyper også for drifts- og vedlikeholdskostnader for 2-husanlegg tar større fordel av stordriftsfordelene enn infiltrasjonsanlegg. Men allikevel er infiltrasjonsanlegg et meget konkurransedyktig alternativ her.

4.1.3 Årskostnader

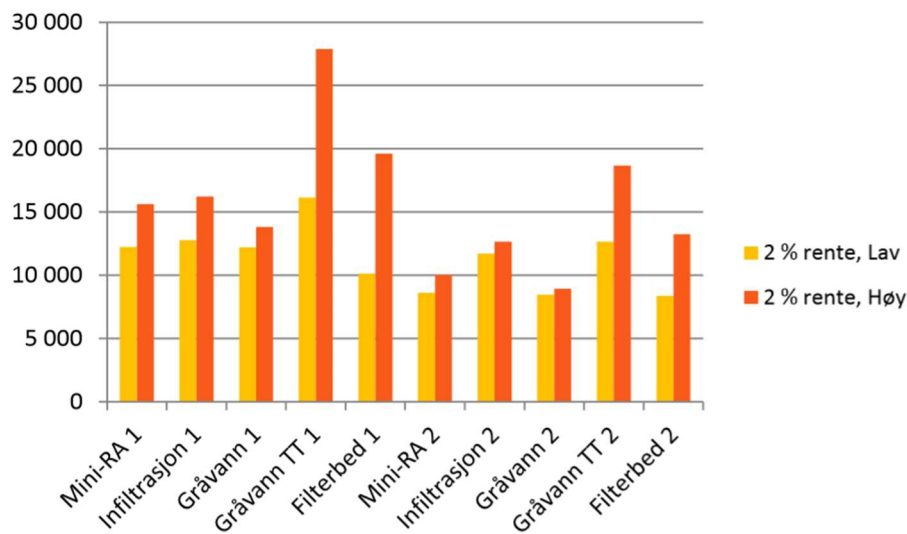
Årskostnaden for de ulike anleggstypene viser summen av investerings-, drifts- og vedlikeholdskostnadene uttrykt som en årlig kostnad over anleggenes levetid.

Investeringskostnad forutsettes nedbetalt som et annuitetslån over anleggenes levetid. Siden

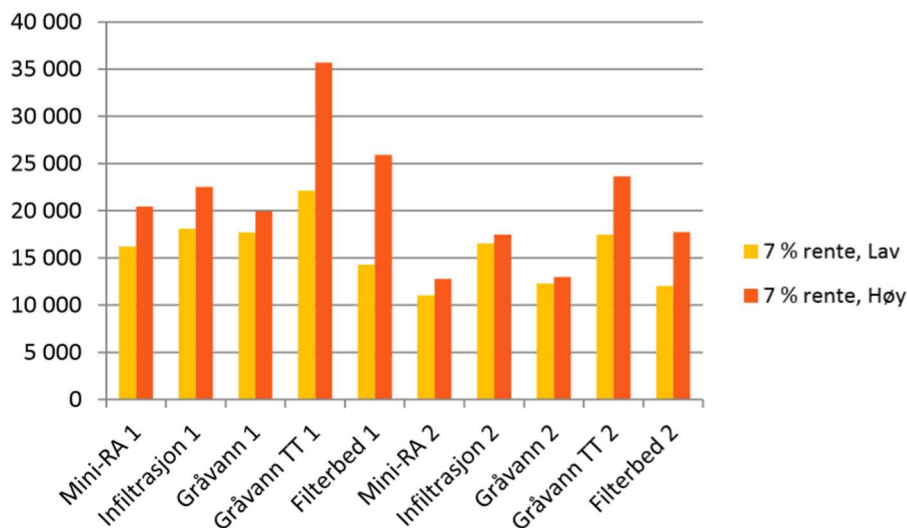
en lav/høy rente henholdsvis vil gi en fordel til anlegg med høye/lave investeringskostnader og lave/høye drift- og vedlikeholdskostnader, regnes det med både 2 og 7 % diskonteringsrente. Det forutsettes en levetid på 20 år for samtlige anleggstyper og en konstant driftskostnad for hele perioden (Hansrud & Refsgaard 2012).

Annuiteten av investeringen beregnes etter følgende formel, hvor K = årskostnad investering, NV = nåverdi, r = rente, n = antall leveår (Hansrud & Refsgaard 2012):

$$K = NV * \frac{r((1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$$



Figur 4.3. Årskostnader med 2 % diskonteringsrente (Hansrud & Refsgaard 2012).



Figur 4.4. Årskostnader med 7 % rente (Hansrud & Refsgaard 2012).

Som vi ser av figur 4.3 og figur 4.4 er det generelt billigere å gå sammen om et avløpsanlegg, i tillegg vil infiltrasjonsanlegg og gråvannsanlegg med sine relativt høyere investeringskostnader være mer konkurransedyktige i perioder med lavt enn høyt rentenivå. Infiltrasjonsanleggene ligger omtrent på samme kostnadsnivå som minirenseanlegg og gråvannsanlegg for 1-hussanlegg, mens gråvannsanlegg med tett tank og filterbedanlegg har en større kostnadsvariasjon enn de andre anleggstypene. Filterbedanlegget varierer prismessig fra den dyreste til rimeligste løsningen (Hansrud & Refsgaard 2012).

Ved 2-hussanlegg realiserer, som nevnt ovenfor, samtlige små avløpsanlegg større nytte av stordriftsfordeler for både investerings- og driftskostnader enn infiltrasjonsanlegg. Men ved krav om etterpolering vil samtlige små avløpsanlegg med unntak av infiltrasjonsanlegg få en større investerings- og driftskostnad, noe som vil jevne ut denne forskjellen.

4.2 Tilknytning til sentraliserte renseanlegg

Kostnadsvurderingen av små avløpsanlegg viste at det i varierende grad kan oppnås stordriftsfordeler ved 2-hussanlegg, men her var ikke anleggskostnaden for ledningstrase mellom boligene innberegnet. Ved tilknytning til et sentralisert renseanlegg er anleggskostnadene for hovedlednings- og stikkledningstrasen blant de større kostnadene. De kostnadsdrivende faktorene for anleggskostnadene vil også variere betydelig, der spesielt boligens avstand til tilknytningspunktet og boligfeltets tetthet vil ha avgjørende betydning for ledningstraseenes anleggskostnader.

Det forutsettes derfor ved kostnadsvurderingen av tilknytningskostnadene til et sentralisert renseanlegg at det legges vann-, spillvann-, og overvannsledning. Dette forutsettes uavhengig av om boligen allerede har installert en vannledning. Videre forutsettes det ut fra aktuelle tilknytningsområder i forbindelse med opprydningsarbeidet, små rørdimensjoner for hovedledningen og stikkledningen. Nødvendig lengde på stikkledningen fra bolig til tilknytningspunktet settes til 100 m, mens hovedledning antas kun bygd for høyt scenario. Sistnevnte forutsetning gjøres ut i fra ulike kommuners skjønsmessige tilknytningskriterier (kapittel 6.1), for å synliggjøre anleggskostnadens innvirkning ved pålegg om tilknytning fra grenseområdet til litt større avstander fra eksisterende hovedledning.

4.2.1 Investeringskostnader

Investeringskostnadene ved å knytte seg til et sentralisert renseanlegg kan deles opp i anleggskostnadene for selve tilknytningen, samt et tilknytningsgebyr til kommunen.

Anleggskostnader

Det benyttes erfaringstall fra GIVAS for å estimere anleggskostnadene av hovedledningen og stikkledningen på et generelt grunnlag. Alle kostnadene er eksklusiv merverdiavgiften. For hovedledningen deles anleggskostnadene inn i enkle, middels og vanskelige graveforhold (GIVAS 2015):

- Enkle forhold omfatter finmasser og lite infrastruktur
- Middels forhold omfatter noe ustabile masser, bygater og infrastruktur
- Vanskelig forhold omfatter fjell eller høyt grunnvann og vanskelige bygater

For enkle forhold forventes det en anleggskostnad på 5 400 kr/m, mens for mer vanskelige forhold dobler kostnaden seg til 10 500 kr/m (GIVAS 2015).

Kostnaden for en eventuell felles hovedledning (fra et tilknytningspunkt til boligfeltet) anses å variere betydelig avhengig av de kostnadsdrivende faktorene, spesielt hovedledningens lengde og antall boliger som knyttes til og deler anleggskostnaden. Derfor antas anleggskostnaden for hovedledningen til de ulike anleggseierne å være 50 000 kr for høyt scenario.

Anleggskostnadene for stikkledningen oppgis ikke i et intervall som funksjon graveforholdene, men som en fast pris summert opp til drøye 600 kr/m (Bekken 2017). Antar vi lignende påvirkning fra graveforholdene på anleggskostnadene, for stikkledningen som på hovedledningen, gir dette en forventet anleggskostnad på 600 kr/m for enkle forhold og 1 200 kr/m for vanskelige forhold. Dette medfører da en anleggskostnad for en 100 m lang grøft på 60 000 kr for enkle forhold og 120 000 kr for vanskeligere forhold.

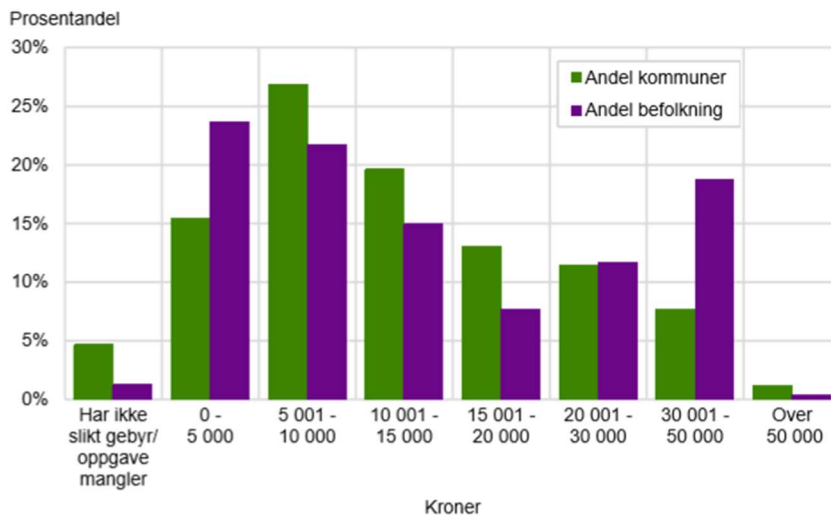
Anleggskostnadene for hoved- og stikkledningen kan avhengig av de kostnadsdrivende faktorene, spesielt hovedledningens lengde og antall boliger som knyttes til hovedledningen, alene medføre investeringskostnader for tilknytning til et sentralisert renseanlegg som overstiger prisen av et lite avløpsanlegg.

Hovedargumentet for en sentralisert renseløsning er forskjellen i levetid. Mens teknisk levetid for små avløpsanlegg forventes til mer eller mindre 20 år. Er teknisk levetid for store avløpsanlegg forventet til 100 år, men funksjonell levetid er erfaringsmessig langt lavere enn dette. Ved økonomiske betraktninger benyttes det en levetid på 50 år for anlegget.

Tilknytningsgebyr

Tilknytningsgebyret er en engangskostnad som i henhold til forurensningsforskriften § 16-3 belastes abonnementene ved tilknytning til vann og/eller avløpsnett i forbindelse med tilknytningspliktig eiendom som blir bebygd, påbygd eller tilbygd (lovdata.no 2007).

Kommunenes tilknytningsgebyr for 2016 varierte fra 1 – 141 000 kr. Mens gjennomsnitts- og medianverdien lå på henholdsvis 14 700 og 12 000 kr. Prisene for tilknytningsgebyrene er eksklusiv merverdiavgiften (Statistisk sentralbyrå 2016b). Variasjonen i tilknytningsgebyret viser store prisforskjeller mellom kommunene. Men den relativt lave differansen mellom gjennomsnitts- og medianverdien viser en lav prisforskjell mellom majoriteten av kommune. Altså skyldes den store variasjonen i prisforskjeller en signifikant prisforskjell mellom majoriteten av kommunene og en liten gruppe kommuner.



Figur 4.5. Spredning i satser for tilknytningsgebyr (Statistisk sentralbyrå 2016b)

Som figur 4.5 viser heller normalfordeling av tilknytningsgebyr mot høyre. Av alle landets kommuner og innbyggere hadde ifølge Statistisk sentralbyrå (2016b) 47 % et tilknytningsgebyr på mindre enn eller lik 10 000 kr, mens henholdsvis 44 og 35 % av kommunen og befolkningen hadde et tilknytningsgebyr på mellom 10 001 – 30 000 kr.

4.2.2 Drifts- og vedlikeholdskostnader

Drifts- og vedlikeholdskostnadene for et sentralisert renseanlegg dekkes inn av abonnentene i form av et årsgebyr. Dette er en årlig kostnad som i henhold til forurensningsforskriften § 16-4 (lovdata.no 2007):

«enten beregnes på grunnlag av vannforbruk, eller en todelt gebyrordning med en fast og en variabel del».

Den todelte gebyrordningen belastes abonnentene med et abonnementsgebyr som skal dekke de faste kostnadene til tjenesten, og et forbruksgebyr som skal dekke de variable kostnadene i form av vannforbruk. For begge beregningsmetodikkene skal vannforbruket måles eller stipuleres (lovdata.no 2007; Statistisk sentralbyrå 2016b).

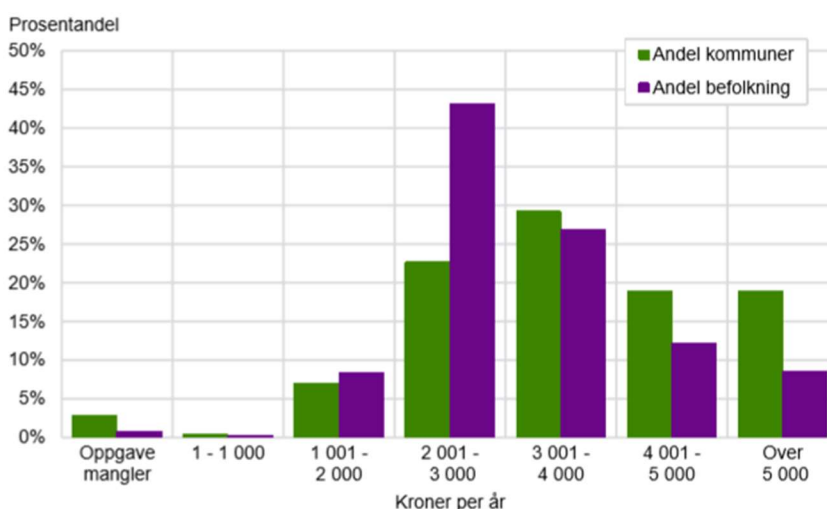
Gebyrgrunnlag og selvkostgrad

Årsgebyrene kan ikke overstige kommunens nødvendige kostnader for tjenesten, jf. forurensningsforskriften § 16-1. Størrelsen på årsgebyrene settes derfor etter selvkostprisnippet. Dette innebærer at kommunene gjør et overslag over antatte direkte og indirekte kostnader knyttet til drifts-, vedlikeholds- og kapitalkostnader for avløpstjenesten. Deretter måles selvkostgraden ved å sammenligne gebyrinntekter og gebyrgrunnlag opp mot hverandre for en periode på 3 – 5 år (lovdata.no 2007; Statistisk sentralbyrå 2016a; Statistisk sentralbyrå 2016b).

Gebyrgrunnlaget for 2015 var på om lag 7 milliarder kroner, som var en økning på 4,5 % fra 2014. Fra 2011 har gebyrgrunnlaget gjennomsnittlig økt med 4,4 % per år (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Årsgebyr

Kommunenes årsgebyr for 2016 varierte fra 680 – 7 800 kr. Gjennomsnitts- og medianverdien lå på henholdsvis 3 781 og 3 600 kr. Prisene for årsgebyrene er eksklusiv merverdiavgiften (Statistisk sentralbyrå 2016b). Variasjonen i årsgebyret viser store prisforskjeller mellom kommunene. Men den relativt lave differansen mellom gjennomsnitts- og medianverdien viser et tilnærmet likt kostnadsnivå for majoriteten av kommunene. Altså skyldes den store variasjonen i prisforskjeller en signifikant prisforskjell mellom majoriteten av kommunene og en liten gruppe kommuner.



Figur 4.6. Spredning i satser for årsgebyr for avløpstjenesten (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Som figur 4.6 viser heler normalfordelingen av årsgebyr svakt mot høyre. Majoriteten av alle landets kommuner hadde ifølge Statistisk sentralbyrå (2016b) et årsgebyr på mellom 2 001 –

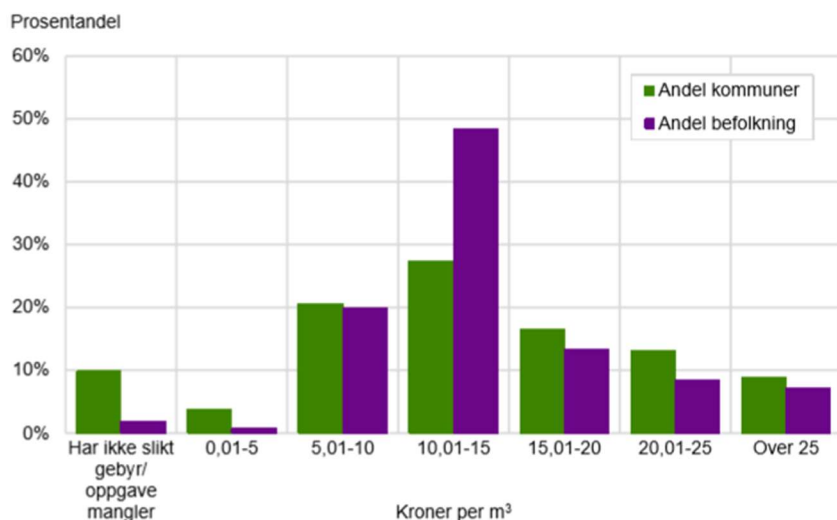
4 000 kr. Det påpekes videre at omtrent 51 % av befolkningen som omfattes av gebyrsatsene, befant seg i kommuner med et årsgebyr på mellom 1 001 – 3 000 kr. Til sammen utgjør disse kommunene i underkant av 30 % av landets kommuner, og er blant de mest folkerike. De lave gebyrsatsene skyldes derfor i en viss grad stordriftsfordeler for disse kommunene.

Fra 2015 økte det gjennomsnittlige årsgebyret med 3,5 % (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Vannforbruksgebyr

Kommunenes vannforbruksgebyr for 2016 varierte fra 2,00 – 45,20 kr per m³ vann. Mens gjennomsnitts- og medianverdien lå på henholdsvis 15,10 og 13,80 kr, Prisene for vannforbruksgebyrene er eksklusiv merverdiavgiften (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Variasjonen i vannforbruksgebyret viser også store prisforskjeller mellom kommunen. Men den relativt lave differansen mellom gjennomsnitts- og medianverdien viser et tilnærmet likt kostnadsnivå for majoriteten av kommunene. Altså skyldes den store variasjonen i prisforskjeller også her en signifikant prisforskjell mellom majoriteten av kommunene og en liten gruppe kommuner.



Figur 4.7. Spredning i satser for avløpsgebyr per m³ vannforbruk (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Som figur 4.7 viser heller også normalfordeling av vannforbruksgebyrene mot høyre. Av alle landets kommuner hadde ifølge Statistisk sentralbyrå (2016b) 68 % et vannforbruksgebyr på mellom 5,01 – 15 kr per m³ vann, som også er den gruppen majoriteten av kommunen tilhører (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Fra 2015 økte det gjennomsnittlige vannforbruksgebyret med 3,7 % (Statistisk sentralbyrå 2016b).

4.2.3 Stort etterslep i avløpssektoren

Som for mindre avløpsanlegg er heller ikke tilstanden for store avløpsanlegg god. I figur 1.4 ble det vist at renseanleggene/avløpsanleggene er den åttende største påvirkningsfaktoren på norske ferskvannsføremåstene, som innebærer at store avløpsanlegg er blant de høyere rangerte årsakene til at vannforskriftens miljømål ikke kommer til å bli oppnådd flere steder i landet innen 2021.

Årsaken til den dårlige tilstanden er i Norges tilstands rapport for 2015 utredet til å være et enormt etterslep i vedlikehold og oppgradering av store avløpsanlegg. Etterslepet er så enormt at kommunale avløpsanlegg er gitt tilstandskarakter 2, som innebærer at (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015):

«Anlegget er i en dårlig forfatning, funksjonaliteten er truet. Det kreves umiddelbar innsats for at ikke funksjonaliteten skal reduseres.»

Ifølge Rådgivende Ingeniørers Forening (2015) skyldes hovedsakelig renseanleggenes/avløpsanleggenes dårlige tilstand ledningsnettets forfatning, renseanleggenes funksjonalitet i forhold til å oppnå forurensningsforskriftens rensekrav og kompetansemangel i forvaltningen.

Ledningsnettets rapporteres å være i en så dårlig forfatning at det ikke er rustet for å møte fremtidig befolkningsvekst og klimaendringer. Tilstanden skyldes ledningsnettets manglende kapasitet til å frakte avløpsvannet frem til renseanlegget, og rørenes varierende kvalitet på en betydelig del av ledningsnettets. Konsekvensen av dette etterslepet er flere vannskader og forurensende overløpsutslipp ved økte vannføringer, samt flere lekkasjer på grunn av ledningsnettets forfall (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015). Figur 5.6 og figur 5.7 nedenfor viser at en god del av næringsstoffutslippene kommer fra lekkasjer i avløpsnettets.

Arbeidet med å utbedre ledningsnettets manglende kapasitet og forfall ved å fornye og separere ledningsnettets fra fellessystem til separatsystem, er fortsatt for lavt i forhold til problemets omfang (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015). Kun 0,62 % av ledningsnettets ble fornyet i 2015, som er på samme nivå som tidligere år. Men med denne hastigheten forventes arbeidet å ta nærmere 160 år (Statistisk sentralbyrå 2016a).

Fornyelse og separering av ledningsnettets vil heller ikke alene kunne løse problemets omfang. Det vil i tillegg være behov for andre tiltak som blant annet lokal overvannshåndtering (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015).

Det rapporteres også om at nærmere halvparten av Norges innbyggere er tilknyttet renseanlegg som ikke oppnår rensekravene i forurensningsforskriften (Statistisk sentralbyrå 2016a). Som også figur 5.6 og figur 5.7 viser står store avløpsanlegg for en betydelig del av næringsstoff utslippene. I følge Rådgivende Ingeniørers Forening (2015) skiller spesielt kystkommunene seg ut, men de fleste renseanleggene ligger tett opptil rensekravene. De fleste rapporterte avvikene fra rensekravene dreier seg om manglende rensing av fosfor (Statistisk sentralbyrå 2016a). Derfor trengs det store ressurser for å bygge ut renseanleggene slik at de kan oppfylle rensekravene i forurensningsforskriften (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015).

Etterslepet er stort og det må gjøres betydelige investeringer for å rette opp i forfallet. Arbeidet som avløpssektoren står ovenfor krever mer og økt fagkompetanse. Men kommunen sliter allerede med for lav bemanning i forhold til alle oppgavene de er satt til å håndtere. I tillegg er det også vanskelig å få tak i riktig fagkompetanse siden det ikke utdannes nok fagfolk (Rådgivende Ingeniørers Forening 2015).

Sammenlignet med Norges tilstands rapport fra 2010 ser Rådgivende Ingeniørers Forening (2015) ingen stor endring i forhold til fornyelse- og separeringstakten av ledningsnett eller renseanleggenes oppnåelse av rensekravene. Siden offentlig forvaltning krever inn årsgebyrene basert på gjennomsnittlig selvkost over en 3-5 års periode (lovdata.no 2007; Statistisk sentralbyrå 2016a; Statistisk sentralbyrå 2016b). Innebærer dette kostnadmessig at årsgebyrene ligger på et langt lavere nivå enn hva som burde ha vært krevd inn for å forvalte kommunale avløpsanlegg bærekraftig. Altså skyves kostnadene på etterslepet estimert av Rådgivende Ingeniørers Forening (2015) til å være 110 milliarder kr, over på fremtidige generasjoner. Et etterslep som satt i perspektiv er på 16 ganger årlig gebyrgrunnlag.

Prisveksten i årsgebyrene for de siste årene er derfor et dårlig estimat for fremtidig prisvekst, Siden prisveksten i årsgebyrene fremover kan forventes å øke stadig mer i takt med at etterslepet sakte men sikkert tar oss igjen og til slutt må håndteres.

4.2.4 Årskostnader

Årskostnaden for et sentralisert renseanlegg beregnes med samme metodikk som i kapittel 4.1.3 hvor det benyttes 2 og 7 % diskonteringsrente for både lavt og høyt tilfelle.

Investeringskostnadene forutsettes her også nedbetalt som et annuitetslån, men i stedet for anleggets økonomiske levetid benyttes en lånetid på 20 år.

Drift og vedlikeholdskostnadene derimot forutsettes å øke over anleggenes levetid. Grunnet

årsgebyrenes gjennomsnittlige prisvekst over de siste årene på 4,4 %, samt etterslepet som medfører at det kan forventes en langt høyere prisvekst i fremtiden. Det er ikke gjort noen beregninger rundt hva etterslepet vil medføre i faktisk prisvekst over tid, men forsøkes her fanget opp for høyt scenario med en antatt årlig prisvekst på 10 % over anleggenes økonomiske levetid.

Årlige drift- og vedlikeholdskostnader beregnes således ved å finne gjennomsnittlig drift- og vedlikeholdskostnad ved å dele diskontert kontantstrøm over økonomisk levetid på 50 år.

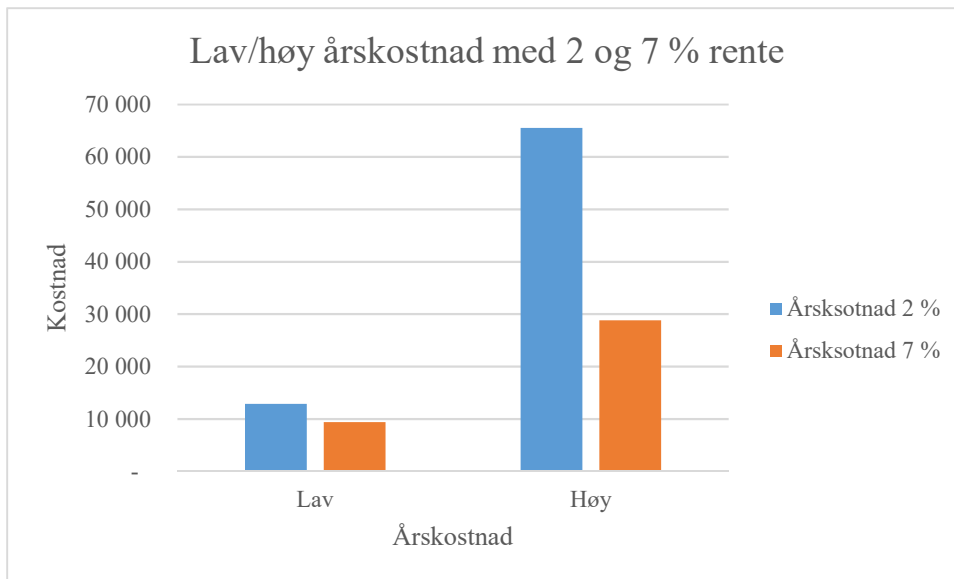
I tabell 3 nedenfor er verdiene for beregningen av årskostnadene gjengitt.

Tabell 3. Verdier for årskostnader for lavt og høyt scenario

Investeringskostnader	Lav	Høy
Anleggskostnader		
Hovedledning	-	50 000
Stikkledning	60 000	120 000
Tilknytninggebyr	15 000	30 000
Sum Investeringskostnader	75 000	200 000
Drift- og vedlikeholdskostnader		
Årsgebyr	3 800	5 000
Prisvekst årsgebyr	5 %	10 %

I forbindelse med opprydningsarbeidet kan det forventes at majoriteten av anleggene som vil få pålegg om tilknytning til et sentralisert renseanlegg befinner seg i kommuner med spredt bosetning. I kapittel 4.2.1 og 4.2.2 så vi at kommuner med spredt bosetting kan forvente en del høyere investerings-, drift- og vedlikeholdskostnader fremfor befolkningsrike sentraliserte kommuner.

Tilknytnings- og årsgebyret for lavt scenario settes derfor til gjennomsnittlige gebyrpris, mens for høyt scenario benyttes den øvre majoritetens gebyrpriser. For anleggskostnadene forventes det på grunn av de kostnadsdrivende faktorene, betydelig variasjonen. Det antas derfor for høyt scenario i tillegg til høye kostnader på stikkledningen også felles kostnader på en hovedledning som antas lagt.



Figur 4.8. Årskostnader for 2 og 7 % rente for lavt og høyt kostnadsscenario.

Årskostnadene for et sentralisert renseanlegg er som vi ser av figur 4.8 for lavt scenario både med 2 og 7 % diskonteringsrente konkurransedyktige mot små avløpsanlegg. For høyt scenario derimot har årskostnaden for et sentralisert renseanlegg overgått årskostnaden for små avløpsanlegg betraktelig.

Av vedlegg B fremgår det at nåverdien (NNV) av årsgebyrene i lavt og høyt scenario med både 2 og 7 % diskonteringsrente overgår investeringskostnadene. Derfor kan det til tross for økte investeringskostnader for høyt scenario, konkluderes med at hovedårsaken til økningen i årskostnadene skyldes årsgebyrenes høye prisvekst.

I hvilken grad årsgebyrene påvirker årskostnaden styres av diskonteringsrentens størrelse, hvor som nevnt i kapittel 4.1.3 lav diskonteringsrente vil gi høye årsgebyrer, mens høy diskonteringsrente vil gi lave årsgebyrer. Dette kommer tydelig frem av figur 4.8 hvor høyt scenario med 2 % diskonteringsrenten gir en årskostnad på 65 499 kr hvorav 53 267 kr er gjennomsnittlig årsgebyr. Mens for høyt scenario med 7 % diskonteringsrente er årskostnaden på 28 829 kr hvorav 9 951 kr er gjennomsnittlig årsgebyr.

For høyt scenario med 7 % diskonteringsrente er riktignok investeringskostnaden større enn årsgebyret. Men som nevnt ovenfor er NNV av årsgebyrene større enn investeringskostnaden. Her må det derfor tas i betraktning at annuitetslånet for investeringskostnaden betales over 20 år, mens gjennomsnittlig årsgebyr går over avløpsanleggets økonomiske levetid på 50 år.

4.3 Rehabilitering/oppgradering av små avløpsanlegg

Flere anleggseiere står ovenfor rehabiliterings-/oppgraderings-kostnader i forbindelse med opprydningsarbeidet. Dersom det eksisterende avløpsanleggets komponenter er riktig dimensjonert og i henhold til gjeldende retningslinjer, kan rehabilitering/oppgradering være en rimelig løsning fremfor å bygge et nytt avløpsanlegg eller eventuelt knytte seg til et sentralisert renseanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012).

Rehabiliterings-/oppgraderingskostnadene vil avhenge av type avløpsanlegg og dets tilstand i forhold til hvor mye av anlegget som kan videreføres. Dette vanskeligjør en sammenligning av rehabiliterings-/oppgraderingskostnadene for små avløpsanlegg, siden kostnadene kan forventes å variere fra noen få kroner til å strekke seg opp mot prisen av et nytt anlegg. Rehabiliterings-/oppgraderingskostnadene forsøkes derfor ikke tallfestet av NIBIO i kostnadsoverslaget for ulike typer små avløpsanlegg (Hansrud & Refsgaard 2012), og kommenteres kun på generelt grunnlag her.

For infiltrasjonsanlegg kan rehabiliterings-/oppgraderingskostnadene strekke seg fra å skifte en pumpe til pålegg om nytt filterbed. Ved utskiftning av filterbedet vil det oppstå en betydelig kostnad.

Ut i fra antagelsen ovenfor om at små avløpsanlegg har lik levetid, er infiltrasjonsanleggenes konkurransevne avhengig av om andre anlegg må gjennomføre en like omfattende og kostbar rehabiliterings-/oppgraderingsprosess. Er dette tilfellet vil infiltrasjonsanlegg ut i fra kostnadsvurderingen i kapittel 4.1 fortsatt være konkurransedyktig. Dersom rehabiliterings-/oppgraderingsarbeidet er mindre omfattende og kostbart for andre typer små avløpsanlegg vil konkurransevnen forverres.

Men som diskutert i kapittel 5 kan hydraulisk levetid benyttes fremfor fosforbindingskapasiteten som begrensende levetidsfaktor. Dette vil styrke infiltrasjonsanleggenes konkurransevne betraktelig.

5 Infiltrasjonsanleggenes renseevne

I tillegg til pris vurderes også infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne på kvalitet, altså anleggenes renseevne. Nedenfor gjøres dette ved å diskutere i hvilken grad infiltrasjonsanleggene evner å oppfylle kravene i forurensningsforskriften.

5.1 Infiltrasjon i stedegne løsmasser

Det er i den umettede sonen mellom bunnen av infiltrasjonsgrøften og grunnvannsspeilet at den viktigste rensingen av avløpsvann foregår (Vann- og avløpsteknikk 2014), på grunn av større porøsitet og større biologisk aktivitet (Mæhlum et al. 2010). Bunnen av grøfter/basseng skal derfor legges så høyt opp i jordprofilen som praktisk mulig, hvor det kan oppnås god kontakt mellom infiltrert avløpsvann og den porøse delen av løsmassene, samt god oksygentilgang. For å oppnå lang transportvei og oppholdstid på infiltrert avløpsvann i naturlige lagrede jordmasser, bør området nedstrøms infiltrasjonsfilteret forblir urørt og det må være tilstrekkelig avstand til grunnvannssonen (VA/Miljø-blad 2016a).

Grunnvannssonen som primærresipient kan og blir i mange tilfeller påvirket av infiltrasjon i naturlige løsmasser. Først og fremst i form av at grunnvannsnivået under infiltrasjonsflaten vil heves noe ved infiltrasjon. Siden den viktigste rensingen foregår i umettet sone skal derfor anlegget når det er i bruk ha minimumsavstand fra filterbunn til grunnvannsspeilet på (VA/Miljø-blad 2016a).

- 50 cm for anlegg < 25 pe.
- 100 cm for anlegg > 26 – 50 pe.

Dette for at optimal nedbrytning av organisk materiale skal sikres før grunnvannssonen nåes. Installerer det et biologisk forbehandlingstrinn før selve infiltrasjonen er ikke avstanden til grunnvannsspeilet absolutt lenger siden organisk materiale da vil være fjernet (VA/Miljø-blad 2016a).

5.1.1 Rensemekanismer umettet sone

I et infiltrasjonsanlegg renses avløpsvannet via fysisk (mekaniske), kjemiske og biologiske rensesprosesser når det filtreres gjennom jordmassene på vei ned til grunnvannet (Hensel 2013a; Jenssen et al. 2006; Vann- og avløpsteknikk 2014). Anleggets renseeffekt vil avhenge av jordmassenes kornsammensetning, kjemien på partikkeloverflaten og klimatiske forhold, samt anleggets utforming, belastning og alder (Mæhlum & Hensel 2017; Vann- og avløpsteknikk 2014).

Næringsstoffer

Fosfor er vanligvis til stede i avløpsvann i form av ortofosfat og organisk bundet fosfor. Oksidasjon av organisk materiale resulterer i at det meste av fosforet som er bundet organisk, konverteres til ortofosfat. Hovedmekanismen for fjerning av fosfor fra avløpsvannet i jord er adsorpsjon, kompleksdanning og utfelling (Siegrist et al. 2000). De fleste undersøkelser indikerer at fosforbindingsprosessen i et infiltrasjonsanlegg først gjennomgår en rask reversibel fysisk adsorpsjonsprosess, hvor kalsium og oksider/hydroksider av jern (Fe) og aluminium (Al) bidrar til positivt ladede overflater på jordpartiklene. Siden fosfor er positivt ladet får vi en rask adsorpsjon til jordpartiklene.

Deretter blir fosforbindingsprosessen etterfulgt av en tregere irreversibel kjemisk adsorpsjonsprosess (Mæhlum & Hensel 2017; Siegrist et al. 2000). For den sekundære fosforbindingsprosessen er det flere kjemiske prosesser som antas forekomme. Dette kan være molekylær diffusjon av fosfor i mikroporer eller gjennom minerallag på interne adsorpsjonssteder, langsom krystallisering av adsorbent fosfor i uoppløselig metallfosfatmineraler eller direkte utfelling av metallfosfatmineraler (Robertson 2008). Tilgang på oksygen og jordas pH avgjør hvilke prosesser som vil forekomme og styrken på bindingene.

For nitrogen er vanligvis 70 – 90 % av avløpsvannet på ammonium form NH_4^+ og 10 – 30 % er på organisk form. Fjerningsmekanismen for nitrogen i et jordinfiltrasjonsanlegg er ammonifisering, nitrifikasjon/denitrifikasjon og adsorpsjon av ammonium til jordpartikler. Riktig dimensjonerte infiltrasjonssystemer vil kunne oppnå nesten total nitrifikasjon i de øverste 30 cm under infiltrasjonsflaten i umettet sone, men det kan ta opptil 2 måneder før en fullt utviklet kultur av nitrifiserende bakterier får etablert seg (Siegrist et al. 2000).

Organisk materiale

Nedbrytbart organisk materiale i både oppløst og suspendert form kvantifiseres ved målinger av biokjemiske oksygenforbruk over en 5 dagers inkubasjonsperioden (BOF_5). Adsorpsjon av oppløst organisk materiale, etterfulgt av mikrobiell nedbrytning er den viktigste prosessen for å fjerne oppløst organisk materiale. Suspendert stoff, både organisk og mineralsk kan bli fjernet ved en kombinasjon av tilbakeholdelse i små porer og biologisk nedbrytning. De fleste jordmassene er effektive bio-filtermedium (tabell 4), på grunn av små porer og effektiv tilbakeholdelse av partikler i avløpsvannet. Små porer medfører et større samlet areal som fører til større potensial for biofilmdannelse på kornoverflaten. Infiltrasjonsanlegg er

rapportert til å oppnå fullsteding utviklet biofilm så tidlig som 2- 3 uker, men det kan også ta opptil 2 – 3 måneder (Siegrist et al. 2000).

Mikroorganismer

Ved filtrering gjennom jordmassene kan fjerning av potensielle sykdomsfremkallende mikroorganismer skje svært effektivt. Mikroorganismer vil i stor grad bli holdt tilbake i umettet sone på grunna av adsorpsjon og inaktivering. Alle mikroorganismer har netto negativ overflateladning og vil derfor bli bundet til positive ladningsplasser i jordmediet (oksider/hydroksider av AL og Fe). Inaktivering av mikroorganismer i infiltrasjonsanlegg påvirkes i stor grad av oppholdstid og temperatur og er størst i umettet sone. Lang oppholdstid og høy temperatur gir rask inaktivering. Effektivitet påvirkes også av hydrauliske forhold, overflatekjemiske egenskaper og biologisk aktivitet (Heistad et al. 2009; Jenssen et al. 2006; Siegrist et al. 2000).

5.1.2 Rensemekanismer mettet sone

I tillegg til at grunnvannssonen heves noe, kan også grunnvannskvaliteten i mange tilfeller forringes av selve avløpsvannet ved infiltrasjon. Men også i grunnvannssonen vil det til en viss grad foregå renseprosesser i form av nedbrytning, fortykning og tilbakeholdelse av forurensningsstoffer fra avløpsvannet (Mæhlum et al. 2010).

Kaldt, norsk grunnvann vil gi minimal inaktivering av virus (Heistad et al. 2009), men det er påvist betydelig filtreringseffekt ved mettet transport i morenejord (Said 2016). Under ugunstige forhold kan i verste fall bakterier og virus fraktes flere hundre meter i mettet sone (Siegrist et al. 2000). Ved vurdering av infiltrasjonsanleggs totale renseeffekt, med hensyn på fjerning av mikroorganismer, bør filtreringseffekten i mettet sone medregnes (Heistad et al. 2009).

Renseprosessen for organisk materiale vil på grunn av mindre oksygentilgang i grunnvannssonen foregå tregere, og kan medføre anaerobe forhold som frigjør metaller fra jorda (Mæhlum & Hensel 2017)

For næringsstoffer viser Mæhlum og Hensel (2017) til (Paruch et al. 2016) som gjennom undersøkelser på filter-bed har vist at fosfor kan bindes bra i grunnvannssonen. I tillegg vil avhengig av grunnvannssonen dybde noe fosfor kunne inngå i plantevekst, der hvor røtter kommer i kontakt med grunnvannet. Videre viser Evehorn et al. (2012) til flere studier som har omhandlet infiltrasjonsanleggs påvirkning på grunnvannet. Zanini et al. (1998) og Robertson (2008) konkluderer med at fosforbinding hovedsakelig skjer i umettet sone, mens

fosfor i grunnvannssonen vil kunne være løsere bundet (reversibelt) og derfor mobilt i lang tid. Mobiliteten er dog meget lav og ofte betraktelig lavere enn grunnvannshastigheten (Robertson 1995; Robertson et al. 1998; Robertson & Harman 1999). For eksempel vil fosfor transport i ikke-kalkholdig jordsmonn være treg (Robertson 2003).

For Nitrogen kan under visse forhold kjemisk denitrifikasjon forekomme dersom ammoniumet har nitrifisert. Nitrat er meget mobilt og kan derfor fraktes over store avstander (Mæhlum & Hensel 2017)

5.1.3 Stedegne løsmasser

Infiltrasjonsanlegg er avhengig av godt egnede løsmasser i umettet sone under anlegget og nedstrøms anlegget for å kunne oppnå ønsket renseeffekt før overflateresipient nås. De avgjørende dimensjoneringskriteriene for renseevnen er løsmassenes hydrauliske kapasitet, infiltrasjonskapasitet og egenskaper som rensemedium (VA/Miljø-blad 2016a).

Jordmassenes hydrauliske kapasitet

I tillegg til å bruke tekstur (kornstørrelsefordeling) som dimensjoneringskriterium ble i 1985 dimensjoneringskriteriene for infiltrasjonsanlegg i Norge også endret til å benytte hydraulisk kapasitet. Hovedårsaken var at flere av infiltrasjonsanleggene som ble bygget før og etter retningslinjene i 1975 hadde problemer med gjentetning av grøftebunnen, som resulterte i oppstuvning av avløpsvann i fordelingslaget (pukklaget). Dette skyldes at i dårlig sortert jord vil ikke kornfordelingsdiagrammet gjenspeile de hydrauliske egenskapene til jorden (Jensen et al. 2006).

Hydraulisk kapasitet uttrykt som m³ per døgn, defineres i henhold til VA/Miljø-blad (2016a) som:

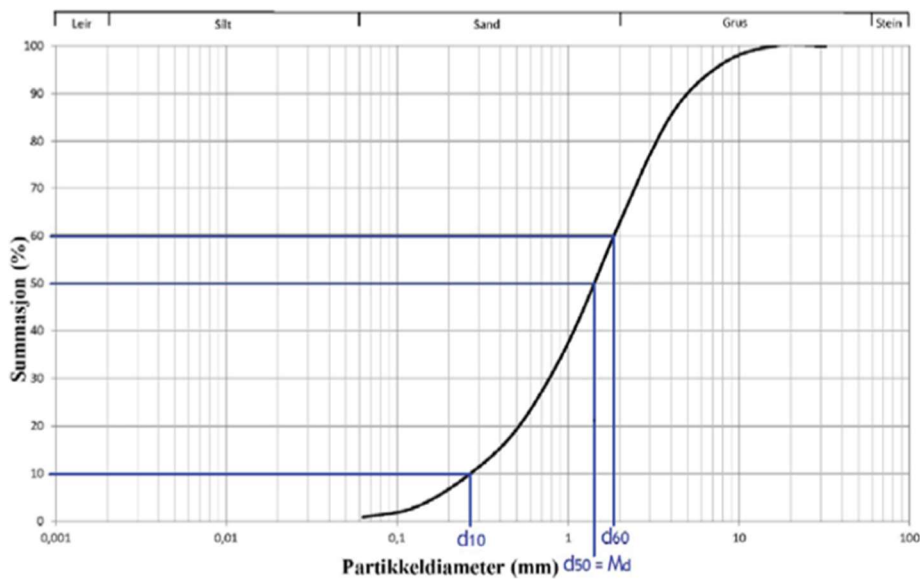
«Mengden vann som kan strømme gjennom en gitt jordart, i gradientretningen/utstrømningsretningen, over en tidsperiode»

Jordmassenes infiltrasjonskapasitet og renseevne

Infiltrasjonskapasitet uttrykt som liter per m² per døgn, defineres i henhold til VA/Miljø-blad (2016a) som:

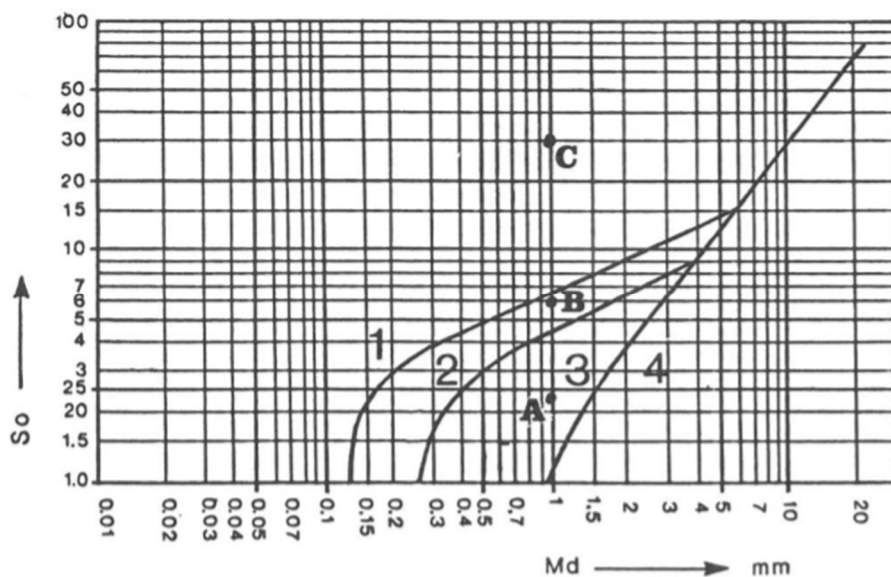
«Jordas kapasitet til å motta slamavskilt avløpsvann – bestemmes ut fra jordmassenes vannledningsevne.»

Ved vurdering av jordmassenes infiltrasjonskapasitet og egnethet som rensemedium for avløpsvann er en av de viktigste parameterne kornstørrelse og kornfordeling (Mæhlum et al. 2010). Sammensetningen av jordmassene (kornfordelingen) og hydrauliske ledningsevne har stor betydning for filterflatens størrelse og infiltrasjonsfilterets utforming. I tillegg vil graden av forbehandling ha stor betydning. En dårlig fungerende slamavskiller vil kunne redusere infiltrasjonskapasiteten) Kornfordelingsdiagrammet (figur 5.1) beskriver kornstørrelsefordelingen, og ut i fra diagrammet kan jordmassenes sorteringsgrad (S_0) og middelkornstørrelse ($M_d = d_{50}$) bestemmes (VA/Miljø-blad 2016a).



Figur 5.1. Kornfordelingsdiagram (VA/Miljø-blad 2016a).

Ut i fra sorteringsgraden (S_0) og middelkornstørrelsen (M_d / d_{50}) fra kornfordelingsdiagrammet kan jordas beliggenhet i infiltrasjonsdiagrammet (figur 5.2) nedenfor bestemmes, og jordmassenes infiltrasjonskapasitet og renseevne avgjøres.



Figur 5.2. Infiltrasjonsdiagram (Mæhlum et al. 2010).

Infiltrasjonsdiagrammet er delt inn i 4 dimensjoneringsklasser, hvor hver klasse beskriver jordmassenes infiltrasjonskapasitet og renseevne (VA/Miljø-blad 2016a). I klasse 2 og 3 kan dimensjonering skje ut i fra kornstørrelsesfordelingen alene, mens i klasse 1 må det foretas måling av vannledningsevnen i felt. I seksjon 4 må egnede jordmasser tilføres (Jenssen et al. 2006; VA/Miljø-blad 2016a)

5.1.4 Løsmassenes resipientegenskaper

Avhengig av kornstørrelse og kornfordeling deles jord inn i forskjellige jordarter som morene, breelavsetninger, elveavsetninger, strandavsetninger, marine avsetninger, forvittringsjord, torv og myr. De ulike løsmassenes resipientegenskaper oppsummeres i tabell 4 nedenfor med sine styrker og svakheter i forhold til hydrauliske kapasitet, infiltrasjonskapasitet og egenskaper som rensemedium (Mæhlum et al. 2010)

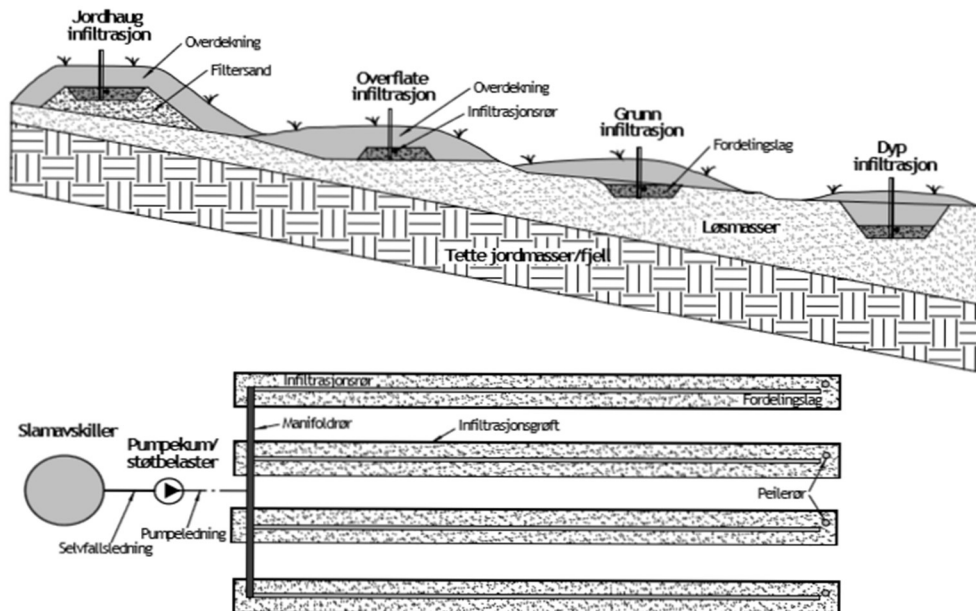
Tabell 4. Ulike løsmasser resipientegenskaper (Mæhlum & Hensel 2017).

Løsavsetning	Renseevne fosfor	Renseevne BOF	Renseevne smittestoff	Infiltrerbarhet	Hydraulisk kapasitet
Morene	+++	+++	+++	+ (-)	+ (-)
Breelavsetninger	++(+)	+++	++(+)	+++	+++
Elveavsetninger	-/+	++(+)	++(+)	++	+
Strandavsetninger	++(+)	++	++	++	++
Marine avsetninger	+++	+++	+++	-	?
Forvittringsjord	+++	+++	+++	++	+
Torv og myr	-(+)	+	++(+)	++	+

+++ svært bra, ++bra, - mindre bra/uegnet, -/+ lokale variasjoner

5.1.5 Hovedtyper infiltrasjon

Avhengig av jordmassenes utstrekning og mektighet, samt hydraulisk kapasitet har infiltrasjonsgrøfter ulik utforming (VA/Miljø-blad 2016a). I tillegg vil infiltrasjonsgrøftens beliggenhet i jordprofilet variere avhengig av de lokale forholdene. Det skilles mellom jordhaug-infiltrasjon, overflate-infiltrasjon, grunn infiltrasjon og dyp infiltrasjon.



Figur 5.3. Ulike lukkede infiltrasjonsløsninger.

De vanligste metodene for infiltrasjon som etableres i dag er overflate infiltrasjon og grunn infiltrasjon. Overflate infiltrasjon etableres på 0 – 20 cm dybde der løsmassene har begrenset mektighet, mens grunn infiltrasjon etableres på 20 – 60 cm dybde der løsmassene har en viss mektighet men noe begrenset (VA/Miljø-blad 2016a).

Infiltrasjonsmetoder som kan medfører anvendelse av andre avløpsløsninger

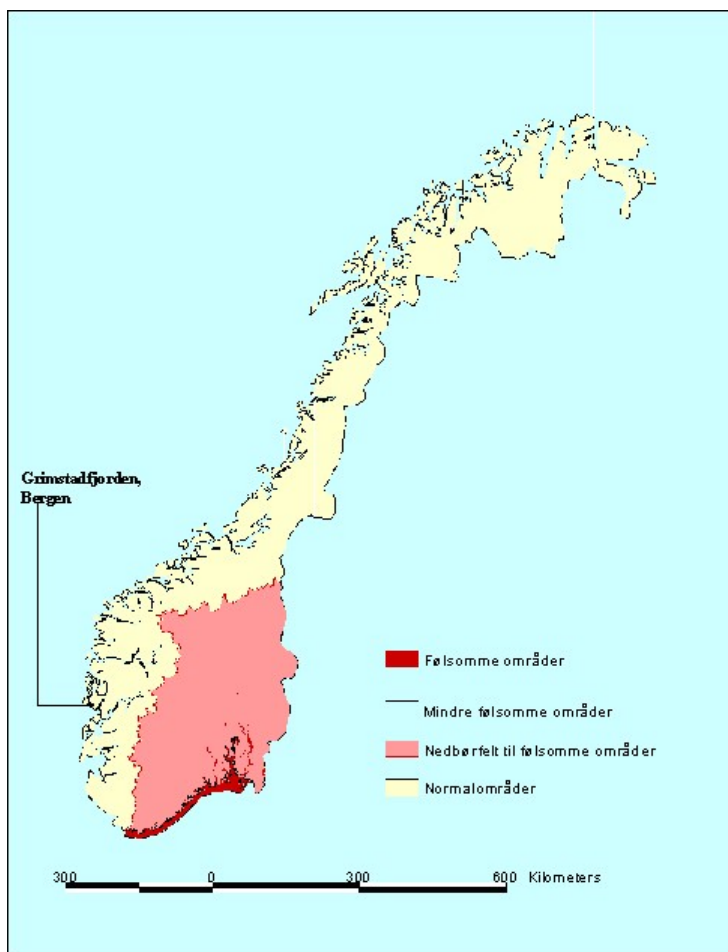
Jordhauginfiltrasjon og dyp infiltrasjon er infiltrasjonsløsninger som av henholdsvis kostnadmessige og rensemessige årsaker kan være mindre aktuelle enn andre avløpsløsninger.

Jordhauginfiltrasjon etableres på overflaten med tilkjørte filtermaterial der jordmassene har svært begrenset mektighet, og det derfor ikke er mulig å etablere et tradisjonelt infiltrasjonsfilter, forutsatt at gjennomført grunnundersøkelser finner det forurensningsmessig og hydraulisk forsvarlig (VA/Miljø-blad 2016a). Avhengig av transport behov og avstand, vil behovet for tilkjørte egnede løsmasser kunne medføre en kostnad utover kostnadsvurderingen i kapittel 4.1. Jordhauginfiltrasjons vil derfor prismessig ha større risiko for å komme dårligere ut enn andre avløpsløsninger.

Dyp infiltrasjon etableres på > 60 cm dybde der løsmassene har stor mektighet (VA/Miljøblad 2016a). Rensemessig er dette som forklart i kapittel 5.1 ugunstig, siden det er ønskelig med infiltrasjon så høyt opp i jordprofilen som praktisk mulig.

5.2 Oppfyller infiltrasjonsanleggene kravene i forurensningsforskriften?

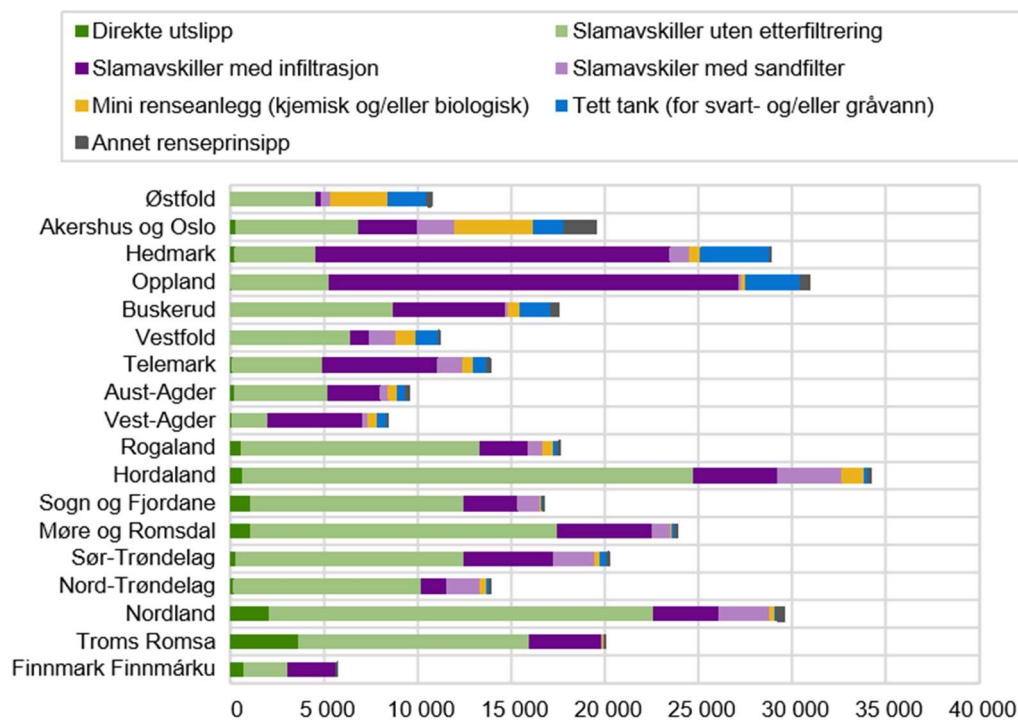
Det er myndighetene gjennom forurensningsforskriften eller lokale forskrifter som utsteder rensekravene. Hensikten er i henhold til forurensningsforskriften § 11-1. «å beskytte miljøet mot uheldige virkninger av utslipp av avløpsvann». Rensekravene tilpasses normalt vannresipientens følsomhet for forurensning definert, av forurensningsforskriften vedlegg 1 (lovdata.no 2007).



Figur 5.4. Kart over områdeinndeling av følsomme-, normale- og mindre følsomme områder (lovdata.no 2007).

I Norge anses kyststrekningen svenskegrensen-Lindesnes med tilhørende nedbørfelt og Grimstadvjorderområde (Nordåsvannet, Grimstadvjorden, Mathopen og Dolviken) som følsomme områder. Kystfarvann og elvemunninger fra Lindesnes til Grense Jakobselv anses som ikke følsomme områder (lovdata.no 2007).

Av fylkene Hedmark, Oppland, Hordaland og Nordland som alle er fylker med mye spredt bosetting og som vi ser av figur 5.5 skiller seg ut med en stor andel mennesker som er tilknyttet små avløpsanlegg, befinner Hedmark og Oppland seg i nedbørfeltet til et følsomt område (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 5.5. Antall små avløpsanlegg mindre enn 50 pe. fordelt på fylke (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Disse fylkene, sammen med andre fylker som befinner seg i de følsomme områdene eller nedbørfeltet til de følsomme områdene, har på grunn av forurensningsforskriften mer omfattende behandling av avløpsvannet. Mens fylkene som befinner seg i mindre følsomme områder i større grad bærer preg av direkte utslipp eller slamavskiller uten etterfiltrering, som i prinsippet kan anses som direkte utslipp. Skal Norge oppnå målene i vannforskriften innen 2021 er det viktig at spesielt anleggene som befinner seg i et følsomt område oppfyller rensekravene i forurensningsforskriften.

I henhold til forurensningsforskriften § 12-8 skal (lovdata.no 2007):

«Sanitært avløpsvann med utslipp til følsomt og normalt område, jf. vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11, skal minst etterkomme:

- a) 90% reduksjon av fosfor og 90% reduksjon av BOF5 dersom det foreligger brukerinteresser i tilknytning til resipienten,

- b) 90% reduksjon av fosfor og 70% reduksjon av BOF5 for resipienter med fare for eutrofiering hvor det ikke foreligger brukerinteresser, eller
- c) 60% reduksjon av fosfor og 70% reduksjon av BOF5 dersom det verken foreligger brukerinteresser eller fare for eutrofiering.

For mindre følsomme områder gjelder forurensningsforskriften § 12-9 (lovdata.no 2007):

«Sanitært avløpsvann med utslipp til mindre følsomt område, jf. vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11, skal ikke forsøple sjø og sjøbunn, og minst etterkomme

- a) 20% reduksjon av SS-mengden beregnet som årlig middelerdi av det som blir tilført renseanlegget, eller
- b) 180 mg SS/l ved utslipp beregnet som årlig middelerdi.

Dersom det kun slippes ut gråvann, kan gråvann med utslipp til sjø slippes urenset til resipient.»

Forventet renseevne hovedrensetrinn

I henhold til VA/Miljø-blad (2016a) nr. 59 Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann kan følgende renseeffekt forventes:

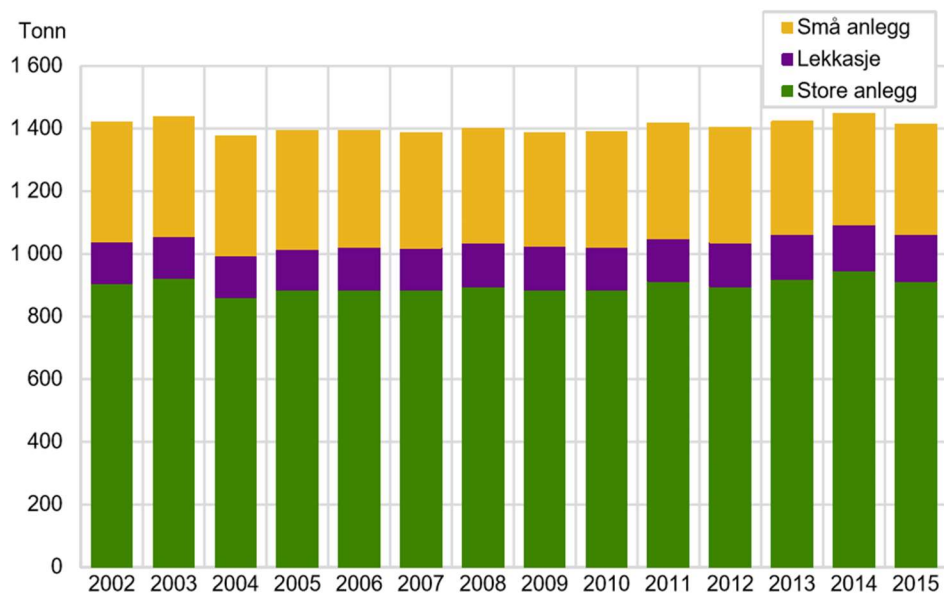
Tabell 5. Forventet renseeffekt og utslippkonsentrasjon i lukkede infiltrasjonsanlegg (VA/Miljø-blad 2016a).

Parameter	Renseeffekt	Konsentrasjon
Fosfor (tot-P)	> 90 %	< 1,0 mg/l
Organisk stoff (BOF)	> 90 %	< 20 mg/l
Nitrogen (tot-N)	30 – 50 %	< 50 mg/l
Bakterier (E. coli)	99,99 – 99,9999 %	< 100/100 ml

5.2.1 Utslipp av næringsstoffer fra avløpsanlegg

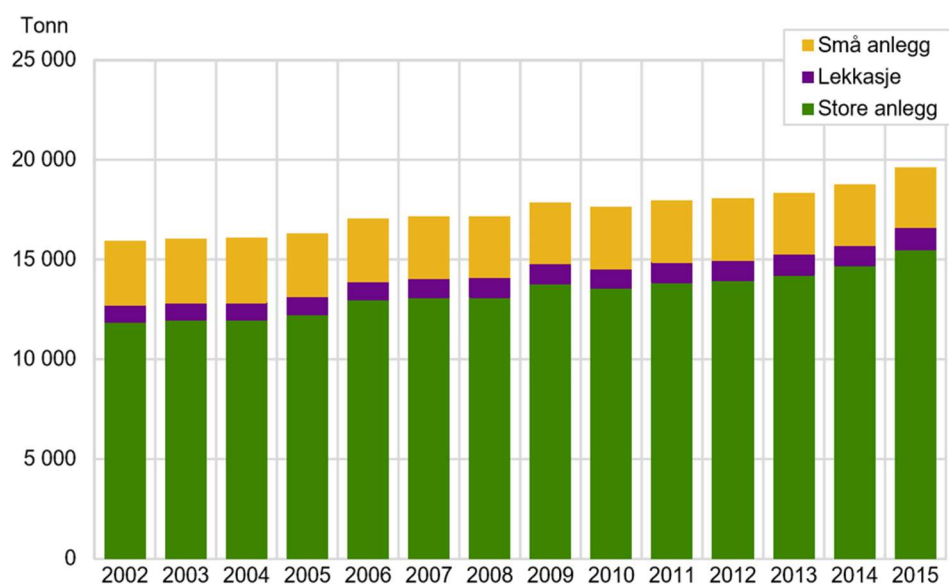
Tidsserier tilbake til 2002 på de totale utslippene av fosfor og nitrogen fra kommunale avløpsanlegg, vises i henholdsvis figur 5.6 og figur 5.7 nedenfor. Tidsserien omfatter utslipp fra alle avløpsanlegg større og mindre enn 50 pe. I tillegg er det innberegnet lekkasjer på ledningsnettene som leder til store renseanlegg og urenset utslipp (Statistisk sentralbyrå 2016b). Tidsserien omfatter utslipp til ferskvannsføremster og kystvannsføremster.

Fosforutslippene har med 1 420 tonn i 2002 til 1 410 tonn i 2015 vært stabile de siste årene (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 5.6 Totale fosforutslipp fra kommunal avløpssektor (Statistisk sentralbyrå 2016b).

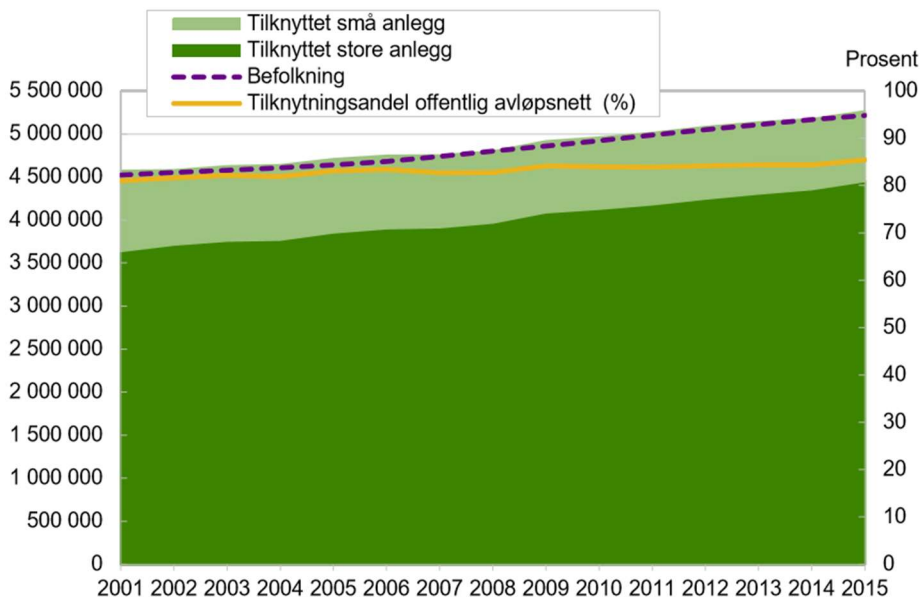
Nitrogen med 15 900 tonn utslipp i 2002 til 19 600 tonn utslipp i 2015 viser en relativ jevn og tydelig økning i mengde utslipp (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 5.7. Totale nitrogenutslipp fra kommunal avløpssektor (Statistisk sentralbyrå 2016b).

For 2015 var det beregnet et totalt utslipp fra små avløpsanlegg på omtrent 360 tonn fosfor og 3 000 tonn nitrogen. Det er ganske jevnt med tidligere års utslipp for fosfor men også for nitrogen, da den største økningen i nitrogen utslipp ser ut til å komme fra større anlegg. Små avløpsanlegg står for hele 26 % av fosfor utslippene og 15 % av nitrogen utslippene

I 2015 var ca. 15 % av befolkningen tilknyttet de ca. 332 000 avløpsanleggene mindre enn 50 pe. (Statistisk sentralbyrå 2016b).



Figur 5.8. Antall fast bosatte tilknyttet store (≥ 50) og små avløpsanlegg (< 50 pe), inkludert befolkningen og tilknytningsandel. Hele landet (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Til tross for at bare 15 % av befolkningen er tilknyttet små avløpsanlegg, står disse anleggene altså for jevnt over 26 % av fosfor utslippene.

Hvor kommer fosfor og nitrogen utslippene fra?

Det rapporteres ikke reelle målinger for anlegg mindre enn 50 pe, derfor er beregningen av fosfor og nitrogen utslipp fra små anlegg utelukkende basert på faktorberegning. Metodisk forutsetter SSB «normal renseeffekt» for en gitt anleggstype til å være uavhengig av hvor i landet man befinner seg og hvor gamle anleggene er. Men enkelte anleggstyper i spredt bebyggelse vil kunne ha begrenset renseeffekt dersom de over tid er dårlig driftet og vedlikeholdt eller er gått ut på dato. Normal renseeffekt tar altså kun hensyn til type rensenanlegg (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Utslippsmengden beregnes ved å:

«multiplisere antall fast bosatte tilknyttet avløpsanlegget med en faktor for normalt utslipp av fosfor og nitrogen før rensing per person per døgn og en faktor for normal renseeffekt for ulike rensesprinsipper. De endelige verdiene justeres for rapporterte driftsstopp ved anleggene i løpet av året» (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Som gir følgende formler for beregning av utslippsmengden av fosfor og nitrogen:

$$\text{Næringsstoff} = \frac{\text{Personer tilknyttet} * \text{Faktor} * 365}{1000} * \frac{100 - \text{Normal renseeffekt}}{100}$$

For normalutslipp av fosfor og nitrogen benyttes følgende faktorer per person per døgn i beregningene (Statistisk sentralbyrå 2016b):

- Fosfor: 1,8 gram
- Nitrogen: 12 gram

Mens følgende normale renseeffekter for fosfor og nitrogen oppgitt i prosent benyttes for ulike anleggstyper under 50 pe. (Statistisk sentralbyrå 2016b).

Rensemetode	Fosfor	Nitrogen
Direkte utslipp	0	0
Slamavskiller	5	5
Infiltrasjonsanlegg	75	20
Sandfilteranlegg	15	15
Minirensesanlegg, biologisk	15	10
Minirensesanlegg, kjemisk eller biologisk/kjemisk	90	15
Tett tank (for alt avløpsvann) ¹	100	100
Tett tank for svartvann ²	75	90
Biologisk toalett ²	75	75
Konstruert våtmark ²	90	50
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler ²	90	90
Biologisk toalett, gråvannsfiler ³	90	80
Annen rensesmetode ³	50	20

¹ Avløpsvann tett tank leveres til rensesanlegg og inngår dermed i beregningene av utslipp fra disse anleggene.

² Faktorer er satt opp i samråd med Bioforsk i 2005.

³ Faktor er satt opp i samråd med Norsk Vann.

Tabell 6. Normale renseeffekter for ulike typer rensesanlegg. Anlegg under 50 pe. Prosent(Statistisk sentralbyrå 2016b).

I forhold til hva VA/Miljø-blad (2016a) nr. 59 oppgir som forventet renseeffekt, benytter SSB som vi ser av tabell 6 betraktelig lavere verdier for normal renseeffekt. Dette medfører at litt av de optimistiske forutsetningene i utslippsberegningene, hvor samtlige små rensesanlegg antas oppnå normal renseeffekt i en viss grad fanges opp og korrigeres for.

Ut i fra gjengitt metodikk ovenfor og tall material i vedlegg A, kan totalt estimert fosfor- og nitrogenutslipp for hver enkelt anleggstype i 2015 beregnes. Utrekningene oppsummeres i tabell 7 nedenfor

Tabell 7. Årlig estimert næringsstoff utslipp for ulike typer små avløpsanlegg og prosentvis utslipp for ulike typer små avløpsanlegg i forhold til små anleggs totale utslipp av næringsstoffer.

Estimert fosfor utslipp					
Anleggstype små anlegg	Personer tilknyttet	Personer tilknyttet %	Normal renseseffekt fosfor	Beregnet årlig utslipp	Beregnet årlig utslipp %
Direkte utslipp	30 338	3,7 %	0 %	20	5,5 %
Slamavskiller uten etterfiltrering	417 671	51,6 %	5 %	261	72,4 %
Slamavskiller med etterfiltrering	221 274	27,3 %	75 %	36	10,1 %
Slamavskiller med sandfiltrering	48 429	6,0 %	15 %	27	7,5 %
Mini R. A. biologisk	5 476	0,7 %	15 %	3	0,8 %
Mini R. A. kjemisk eller biologisk/kjemisk	37 410	4,6 %	90 %	2	0,7 %
Estimert nitrogen utslipp					
Anleggstype små anlegg	Personer tilknyttet	Personer tilknyttet %	Normal renseseffekt nitrogen	Beregnet årlig utslipp	Beregnet årlig utslipp %
Direkte utslipp	30 338	3,7 %	0 %	133	4,4 %
Slamavskiller uten etterfiltrering	417 671	51,6 %	5 %	1738	57,9 %
Slamavskiller med etterfiltrering	221 274	27,3 %	20 %	775	25,8 %
Slamavskiller med sandfiltrering	48 429	6,0 %	15 %	180	6,0 %
Mini R. A. biologisk	5 476	0,7 %	10 %	22	0,7 %
Mini R. A. kjemisk eller biologisk/kjemisk	37 410	4,6 %	15 %	139	4,6 %

Slamavskiller uten etterfiltrering kommer som vi ser av tabell 7 dårligst ut. Rensemestodikken står for hele 72,4 % av totalt estimert fosforutslipp og 57,9 % av totalt estimert nitrogen utslipp, mens 51,6 % av befolkning tilknyttet små anlegg er tilknyttet denne rensesmetodikken. I tillegg ser vi at både direkte utslipp og slamavskiller med sandfiltrering kommer dårlig ut med henholdsvis 5,5 og 7,5 % av totalt estimert fosforutslipp, mens 3,7 og 6,0 % av befolkningen tilknyttet små anlegg er tilknyttet disse anleggstypene. Avløpsanleggenes andel av totalt estimert nitrogen utslipp er bra med henholdsvis 4,4 og 6,0 %.

Slamavskiller med etterfiltrering står for en lav andel av de estimerte fosfor utslippene med kun 10,1 %, mens hele 27,3 % av befolkningen tilknyttet små anlegg er tilknyttet denne rensesmetodikken. Estimert andel av de totale nitrogen utslippene er med 25,8 % en del høyere, men allikevel bra.

Derimot står kjemiske eller biologisk/kjemisk minirensesetodikk for en meget lav andel av de estimerte fosforutslippene med kun 0,7 %, mens hele 4,6 % av befolkningen tilknyttet små avløpsanlegg er tilknyttet disse anleggstypene. Estimert andel av de totale nitrogen utslippene er med 4,6 % en del høyere, men allikevel bra.

Biologiske minirensesetodikk skårer av konstruksjonsmessige årsaker ikke like bra i forhold til kjemisk eller biologisk/kjemisk minirensesetodikk, men også i forhold til slamavskiller med etterfiltrering.

5.2.2 Flere små avløpsanlegg oppfyller ikke renskravene

Ut i fra SSB sine tall ovenfor kommer det tydelig frem at hovedkilden til små avløpsanleggs store påvirkning på vannforekomstene skyldes anleggstypene direkte utslipp og slamavskiller uten etterfiltrering. Direkte utslipp som medfører ingen rensing, er i henhold til forurensingsloven § 12-9 andre ledd, kun godkjent som utslippsmetode for gråvann i mindre følsomme sjøområder. Mens slamavskiller uten etterfiltrering vil medføre minimalt med rensing og vil derfor kunne være en godkjent utslippsmetode for mindre følsomme områder jf. forurensingsforskriften § 12-9 (lovdata.no 2007). Begge anleggstypene vil altså i svært mange tilfeller ikke oppnå forurensingsforskriftens utslippskrav, samt komme i konflikt med vannforskriften.

Biologisk/kjemisk minirensanlegg og infiltrasjonsanlegg ser derimot ut til å være blant de bedre rensemetodikkene for små avløpsanlegg. Men som nevnt ovenfor forutsetter SSB sine beregninger normal renssevne for avløpsanleggene uavhengig av faktorer som reduserer dette.

Flere tilstandskartlegginger i forbindelse med opprydningsarbeidet av små avløpsanlegg, underbygger først og fremst SSB sine tall ovenfor. Fra pilotprosjektet Morsa, samt Nes- og Nord-Odal kommune rapporteres det at opp mot halvparten av anleggstypene er direkte utslipp og slamavskiller uten infiltrasjon, og følgelig er hovedkilden til forurensningen (Morsa-prosjektet 2003; Nes Kommune 2016; Skolbekken 2017).

Opprydningsarbeidet har i tillegg avdekket flere små avløpsanlegg som av varierte årsaker ikke oppnår forventet renssevne. Fra Morsa prosjektet rapporteres det om forurensning fra en del eldre avløpsanlegg som ble bygd før forskriftsendringene i 1992, spesielt sandfilteranlegg (Morsa-prosjektet 2003).

I forhold til antall anlegg i Norge (tabell 7) er sandfilteranlegg også en betydelig påvirkningskilde med fosforutslipp på vannforekomstene. Dette skyldes at avhengig av filtermaterialet som benyttes, renses ikke sandfilteranlegg godt for fosfor (Hensel 2013b). Både Nes- og Nord-Odal kommune har derfor også en betydelig forurensningskilde her (Nes Kommune 2016; Skolbekken 2017).

I tillegg rapporteres det fra Morsa-prosjektet om minirensanlegg som ikke oppnår renskravene grunnet feildimensjonering/feilbelastning og manglende drift- og vedlikeholdsrutiner (Johannessen & Eikum 2014).

Internasjonalt viser Eveborn et al. (2014) til undersøkelser gjort i Storbritannia av Macintosh et al. (2011) og (Withers et al. 2011), som har vist at under visse forhold kan infiltrasjonsanlegg være en signifikant påvirkningsfaktor på vannforekomstenes fosfor

innhold. Årsaken forklares med feildimensjonering/feilbelastning og manglende drift- og vedlikeholdsrutiner.

I Norge har både Nes- og Nord-Odal kommune i første omgang valgt å fokusere på små avløpsanlegg som med sikkerhet ikke oppfyller utslippskravene. Kommunene har derfor liten oversikt over infiltrasjonsanleggenes renseevne, utover at de visuelt fungerer hydraulisk. Derimot avdekket en tilstandskartlegging i Gjøvik kommune at hele 1141 av 1160 undersøkte infiltrasjonsanlegg ikke fungerer hydraulisk godt, hovedsakelig grunnet feildimensjonering/feilbelastning (Lønmo 2012).

Ut i fra internasjonale resultater og foreløpige tilstandskartlegginger i Norge, tyder det på at mange små avløpsanlegg kan ha betydelig redusert renseevne i forhold til forventet renseevne og hva SSB antar i sitt arbeide. I tillegg til overnevnte årsaker til redusert renseevne, har det også vært mangelfull oppfølging fra kommunen som forurensningsmyndighet.

Opprydningsarbeidet har derfor resultert i anbefalinger om å pålegg anleggseier å inngå drifts- og serviceavtale for å få en jevnlig kontroll og oppfølging av renseanlegget. På denne måten kan funksjonssvikt oppdages på et tidlig stadium (Johannessen & Eikum 2014; VA/Miljøblad 2016a). Det kan derfor forventes en merkostnad i drift- og vedlikeholdskostnader for små avløpsanlegg i form av en årlig kontroll avgift.

5.3 Infiltrasjonsanleggenes renseevne over tid

Normal levetid for et infiltrasjonsanlegg forventes i henhold til VA/Miljø-blad (2016a) nr. 59 å være 20 – 25 år. I henhold til Jenssen et al. (2006) vil renseevnen for nitrogen, organisk materiale og bakterier kunne holde seg konstant over tid, dersom de naturbaserte anleggene er riktig dimensjoner, etablert i egnede løsmasser, driftet og vedlikeholdt og har en god fordeling av avløpsvannet på hele filterflaten. Over tid vil allikevel infiltrasjonsanleggenes funksjonalitet reduseres på grunn av redusert hydraulisk kapasitet og fosforbindingsevne (Mæhlum et al. 2010).

Infiltrasjonskapasiteten vil over tid reduseres på grunn av gjentetning av filterflaten, hovedsakelig forårsaket av akkumulerte partikler og organisk materiale på filterflaten i anlegget. Dersom anlegget er riktig konstruert og vedlikeholdt kan det forventes en hydraulisk levetid opp mot 30 – 40 år (Jenssen et al. 2006).

Fosforbindingsevnen i jord/sand og lettklinker avhenger av jordens bindingskapasitet og vil på kort tid kunne mettes og/eller over tid brukes opp. Avhengig av løsmassene forventes det i dag en levetid på 15 – 20 år med hensyn på å binde fosfor, noe som gjør fosforbindingskapasiteten til den begrensende levetidsfaktoren. For å gjenopprette

fosforbindingsevnen i infiltrasjonsfilteret må hele eller deler av filteret byttes ut, eller infiltrasjonsgrøften flyttes (Jenssen et al. 2006).

5.3.1 Eksisterende infiltrasjonsanleggs levetid og gjenværende renseevne

Infiltrasjonsanlegg har som beskrevet i tabell 1 vært en anvendt rensemetode siden tidlig på 60-tallet, og i dag har Norge som vi ser av kapittel 1 tilnærmet 96 000 anlegg i drift. De fleste anleggene ble etablert mellom 1970 og 1990 (Mæhlum & Hensel 2017), med en utbygningstopp fra 1975 – 1985 etter forskriftsendringene i 1975 (Eggen et al. 2010).

Flesteparten av dagens infiltrasjonsanlegg antas derfor å ha en alder på mellom 25 og 40 år. Noe som innebærer at majoriteten av dagens anlegg driftes godt utover forventet levetid i forhold til fosforbindingskapasiteten, men flere anlegg nærmer seg eller har også passert forventet hydraulisk levetid.

Anleggene er i tillegg, som Mæhlum og Hensel (2017) påpeker, konstruert i en tid hvor fokuset lå mer på å bli kvitt avløpsvannet fremfor selve renseseffekten. Underveis i denne perioden har retningslinjene blitt forandret og etter NAT-programmet ble forskriften i 1992 endret til å ha mer fokus på selve renseseffekten.

Dette sett i forhold til etablerte infiltrasjonsanleggs renseevne er det derfor rimelig å anta at majoriteten av anleggene har lite eller ingen gjenværende fosforbindingskapasitet. I tillegg, basert på tilstandskartleggingen (kapittel 5.2.2) og den forventede levetiden, kan det også antas at en betydelig andel av infiltrasjonsanleggene har redusert infiltrasjonskapasitet. Men Infiltrasjonsanleggenes levetid er i henhold til Eggen et al. (2010) basert på flere antagelser som ikke er dokumentert i felt. Det er blant annet som en følge av konstant tilførsel av avløpsvann stor usikkerhet rundt hydrauliske egenskaper og endringer i jordfysikken. Eveborn et al. (2014) henvises til flere studier som har påvist både høy, variabel og lav evne til fosforbinding (Carroll et al. 2006; Eveborn et al. 2012; Lowe & Siegrist 2008; Robertson 2008; Robertson 2012).

5.3.2 Infiltrasjonsanleggs fosforbindingsevne

Det finnes lite reel kunnskap rundt mekanismene som over tid bestemmer i hvilken utstrekning infiltrasjonsanleggene evner å binde fosfor. Tidligere metoder for å undersøke dette har vært mest basert på inn/ut målinger, mens en mer vitenskapelig metode rundt jordmassene evne til å binde fosfor over tid og selve bindingsmekanismene involvert i prosessen har vært fraværende (Eveborn et al. 2012)

Derfor er det i Sverige de siste årene gjennomført omfattende undersøkelser av infiltrasjonsanleggs fosforbindingsevne over tid og de kjemiske mekanismene bak (Eveborn et al. 2012; Eveborn et al. 2014). Resultatene av disse undersøkelsene har vært med på å reise spørsmålsteget rundt infiltrasjonsanleggenes fosforbindingsevne.

I Eveborn et al. (2012) undersøkelse ble det blant annet gjennom en massebalanse tilnærming, vist at enkelte filtermaterialer i svenske infiltrasjonsanlegg har dårlig renseevne for fosfor. Spesielt større infiltrasjonsanlegg med høy hydraulisk belastning. Resultatene viste filtermaterialer med en evne til å fjerne fosfor fra avløpsvannet på mellom 8 og 16 %.

Hovedsakelig i form av sorpsjon og utfelling med aluminium (Al).

Undersøkelsen begrenset seg til fire større åpne infiltrasjonsbasseng med sandfilter og drenering i bunnen, samt høy hydraulisk belastning. Det kunne derfor ikke utelukkes at infiltrasjonsanlegg med lavere hydraulisk belastning over tid vil ha en annen evne til å binde fosfor (Eveborn et al. 2012). I tillegg som også Mæhlum og Hensel (2017) tar opp er dette store sandfilteranlegg. Disse anleggene er som nevnt ovenfor i kapittel 5.2.2 kjent for å ikke rense godt for fosfor og det kan derfor være store forskjeller i jordkjemien.

Videre undersøkte Eveborn et al. (2014) flere infiltrasjonsanlegg med batch- og kolonneforsøk, hvor akkumulert fosfor ble bestemt gjennom XANES analyse. Her ble det konkludert med at fosforbindingsevnen i umettet sone av infiltrasjonsanleggene er begrenset, og risikoen for fosfor lekkasje avhenger av mengden fosfor anlegget belastes med over tid. Det påpekes videre at det kan være en høy risiko for utvasking av fosfor, da det ikke er trygt å anta at akkumulert fosfor er irreversibelt immobilisert. Derfor vil infiltrasjonsanlegg i nærheten av åpne vannforekomster være en risikofaktor med tanke på fosforlekkasje.

Denne gangen ble to mindre infiltrasjonsanlegg tilknyttet hver sin bolig og fire større infiltrasjonsanlegg undersøkt. To av de større infiltrasjonsanleggene er de samme åpne infiltrasjonsbassengene med sandfilter og drenering i bunnen som ble undersøkt i Eveborn et al. (2012). De to andre større anleggene er lukkede infiltrasjonsanlegg, hvor det ene anlegget har drenering i bunnen. (Eveborn et al. 2014).

5.3.3 Overføringsverdi til norske forhold?

I tillegg til at Eveborn et al. (2012) som nevnt ovenfor undersøker 4 sandfilteranlegg og Eveborn et al. (2014) undersøkelse omfatter minst to sandfilteranlegg, har norske retningslinjer siden NAT-programmet hatt betydelige forskjeller fra svenske retningslinjer (Palm et al. 2012). Derfor kan ikke disse resultatene uten videre overføres til norske forhold.

Forandringen av norske retningslinjer innebærer at infiltrasjonsanlegg bygd etter NAT-programmet utstyres med betydelig større slamavskiller enn i Sverige, noe som gir en sikrere drift av anlegget (Palm et al. 2012).

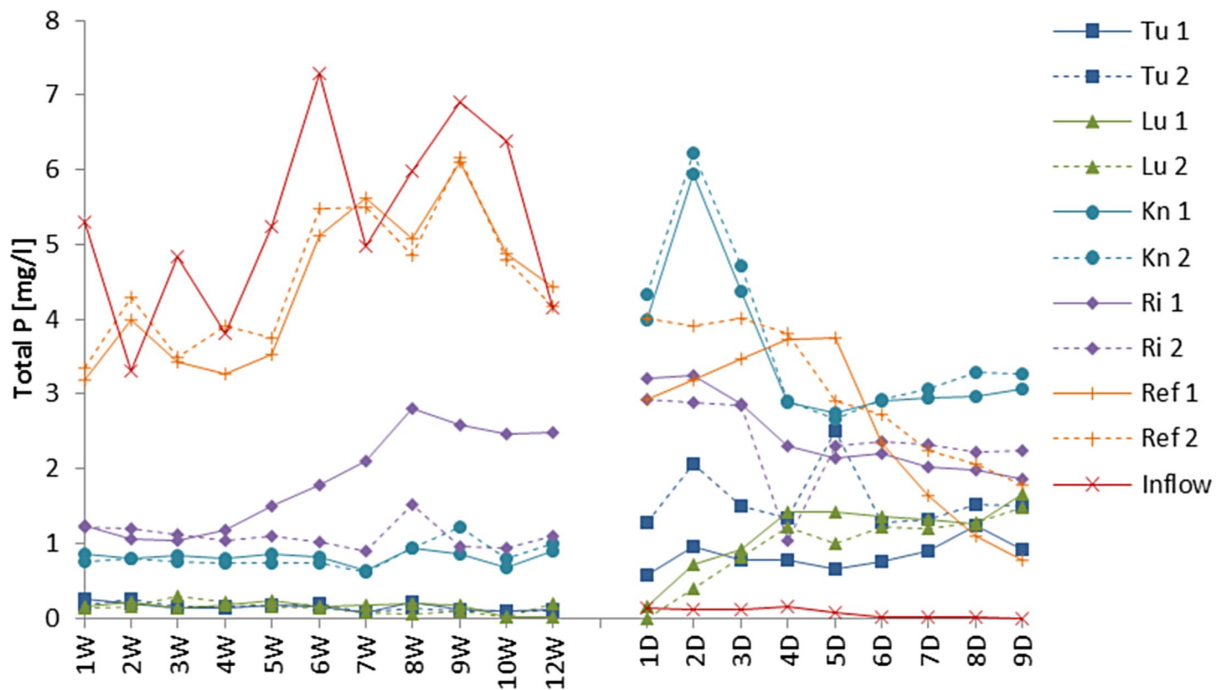
Det stilles også krav til fordeling av avløpsvann med pumpe, fremfor selvføll som benyttes i Sverige. Pumpefordeling muliggjør å plassere filtebedet høyere opp i jordprofilen, som medfører en større avstand til grunnvannssonen og tilgang på mer oksygen. Økt tilgang til oksygen medfører økte mikrobielle prosesser og er trolig en fordel for fosforbindingsevnen (Palm et al. 2012).

Norske anlegg dimensjoneres også for en lavere belastning av avløpsvann enn i Sverige (Palm et al. 2012). Både Eveborn et al. (2012) og Eveborn et al. (2014) tar opp høy hydraulisk belastning som en negativ faktor for fosforbindingskapasiteten. Dersom norske anlegg er riktig dimensjonert, driftet og vedlikeholdt i henhold til retningslinjene, skal ikke høy hydraulisk belastning kunne forekomme.

Infiltrasjonsanlegg i Norge kan derfor forventes å ha en betydelig bedre renseseffekt enn svenske anlegg.

På den andre siden avdekket Eveborn et al. (2014) kolonneforsøk, hvor kolonnene ble belastet med avløpsvann og avionisert vann interessante fenomener også for norske forhold.

I kolonneforsøkene med avløpsvann ble det etter at biologiske prosessene var godt i gang påvist nærmere 100 % nitrifikasjon og reduksjonen av BOF_5 var godt under grenseverdiene.



Figur 5.9. Total fosfor konsentrasjon i innstrømmende vann og lekkasje fra de ulike anleggene under 12 uker med avløpsvann og 9 uker med deionisert vann (Eveborn et al. 2014).

Kolonnenes fosforbindingsevne varierte derimot mellom anleggene (figur 5.9). For anleggene Kn og Ri varierte utløpskonsentrasjonen for fosfor fra 0,8 – 3 mg/L noe som korresponderer til en renseevne på 74 – 85 %, mens Lu og Tu anleggene hadde en utløpskonsentrasjon for fosfor på < 0,3 mg/L som korresponderer til en renseevne på 97 %. Dette innebærer at de større infiltrasjonsanleggene med sandfilter og drenering i bunnen (Tu og Ri) viste henholdsvis god og dårlig fosforbindingsevne, mens infiltrasjonsanlegget tilknyttet en bolig (Lu) og det større infiltrasjonsanlegget uten drenering i bunnen (Kn) viste henholdsvis god og dårlig fosforbindingsevne (Eveborn et al. 2014).

Videre påviste resultatene fra kolonne forsøkene med avionisert vann at det kan forekomme betydelig utvasking av fosfor fra visse typer filtermaterialer. Utvaskingen av fosfor kan forårsakes av gjennomstrømning av grunnvann, avløpsvann eller utlekking over tid etter at anlegget er avviklet. Infiltrasjonsanleggene med høyst konsentrasjon av aluminium i filtermaterialet (Tu og Lu) fikk mindre utvasking av fosfor både med belastning av avløpsvann og deionisert vann i forhold til andre anlegg (Eveborn et al. 2014).

Eveborn et al. (2014) funn, understreker sammen med andre undersøkelser (Lookman et al. 1995) at aluminiumkjemien er en viktig faktor i prosessen med å fjerne fosfor. Funnene viser også at til tross for gode vilkår for fosforbinding, kan store mengder fosfor lekke ut igjen. Dette er kjemiske mekanismer som til tross for andre retningslinjer i Norge, også vil kunne forekomme i norske infiltrasjonsanlegg. I den forbindelse er det for eksempel ikke undersøkt

hvilken effekt klimaendringer med økte nedbørsmengder og våtere jordsmonn vil kunne ha på anleggenes evne til å holde på bundet reversibelt fosfor (Heistad & Mæhlum 2017).

Ut i fra antagelsen om redusert renseevne (kapittel 5.2.2) og liten eller ingen gjenværende fosforbindingsevne (kapittel 5.3.1) for majoriteten av dagens etablerte infiltrasjonsanlegg. Samt i forhold til risikoen for utvasking av fosfor, er antagelig fosforutslippene fra infiltrasjonsanleggene betydelig større enn de 36 tonnene (tabell 7) SSB antar i sitt arbeid for 2015. I ytterste konsekvens kan det være et fosforutslipp på hele 145,4 tonn til primærresipienten.

5.4 Utslipp i primær- og sekundærresipienten

Utslipp til primærresipienten vil som vist i kapittel 5.1.2 i en viss grad holdes tilbake og renses, men i grunnvannssonen vil avløpsvannet forflytte seg vekk fra infiltrasjonsanlegget mot overflateresipienten. Oppnås det ikke tilstrekkelig rensing av avløpsvannet før grunnvannssonen nåes, vil det derfor i første omgang kunne oppstå konflikter rundt bruken av grunnvannet som vannforsyning nedstrøms infiltrasjonsanlegget (Vann- og avløpsteknikk 2014). Grunnvannet må derfor først og fremst beskyttes mot patogene mikroorganismer. I tillegg må det i forhold til næringsstoffer beskyttes mot nitrogen forurensning av helsemessige årsaker. Hovedsakelig på grunn av en sammenheng mellom høye konsentrasjoner av nitritt (NO_2^-), nitrat (NO_3^-) og methemoglobinemi («*blue-baby syndrom*»), høyere sannsynlighet for kreft, nedsatt fertilitet og andre effekter (Gill et al. 2009). Fosfor derimot har ingen kjente helsemessige eller andre negative virkninger på grunnvannet (Palm et al. 2012).

For å hindre konflikt rundt bruken av grunnvannet setter derfor forurensningsforskriften § 12-11 c) krav til at «*Utslipp til grunnen kun forekommer til stedegne løsmasser*» (lovdata.no 2007). I tillegg setter forurensningsforskriften § 12-11 andre ledd krav til at (lovdata.no 2007):

«Utslippssted for avløpsvann fra renseanlegg skal for øvrig lokaliseres og utformes slik at virkningen av utslippet på resipienten blir minst mulig og at brukerkonflikter unngås, herunder slik at utslippet ikke medfører fare for forurensning av drikkevann».

Mens drikkevannsforskriften § 4 videre beskytter eventuelle drikkevannskilder ved å påpeke at «*det er forbudt å forurense drikkevann*» (lovdata.no 2017),

I Norge får ca. 10 % av befolkningen drikkevannet sitt fra en grunnvannskilde (Vann- og avløpsteknikk 2014). Men som vist i figur 5.8 er ca. 15 % av befolkningen tilknyttet små avløpsanlegg, hvorav 29 % av anleggene er infiltrasjonsanlegg (figur 1.1). I tillegg er flere av grunnvannskildene tilknyttet mellomstore byer og større tettsteder med sentraliserte avløpsrensianlegg (Vann- og avløpsteknikk 2014). Derfor kan det på generelt grunnlag antas at en stor andel av boligene i spredt bebyggelse mottar drikkevannet sitt fra en annen kilde enn grunnvannet. Videre kan det antas at det er få steder i landet hvor infiltrasjonsanlegg vil være i direkte konflikt med forurensingsforskriften § 12-11 andre ledd og drikkevannsforskriften § 4. Like fullt vil det flere steder i landet være infiltrasjonsanlegg eller andre typer små avløpsanlegg med en grunnvannskilde nedstrøms anlegget, hvorpå det ikke kan aksepteres noen form for forurensning.

Ved manglende rensing av avløpsvannet før grunnvannssonen nåes, vil det også kunne oppstå forurensning i overflateresipienten (sekundærresipienten). Dette gjelder dersom avløpsvannet ikke har lang nok oppholdstid i grunnvannssonen før overflateresipienten nåes (Vann- og avløpsteknikk 2014). Grunnvannet må derfor i variert grad, avhengig av infiltrasjonsanleggets beliggenhet i forhold til overflateresipienten, beskyttes mot fosfor- og nitrogenutslipp av økologiske årsaker. I tillegg må det avhengig av overflatevannets bruksområder også beskyttes mot patogene mikroorganismer.

5.4.1 Kan det aksepteres utslipp i primær- og/eller sekundærresipienten?

Avhengig av resipientens følsomhet og bruksområde, tillater forurensningsforskriften i variert grad utslipp av forurensningsstoffer.

Vannforskriften derimot setter et generelt miljømål om at alle vannforekomster minst skal opprettholde eller oppnå god økologisk og kjemisk tilstand. Nærmere angitte kriterier for god økologisk og kjemisk tilstand defineres i vannforskriften §§ 4, 5, 6 og 7 (lovdata.no 2015; vannportalen.no 2015).

Grunnvannets miljømål settes i vannforskriften § 6 og krever at (lovdata.no 2015):

«Tilstanden i grunnvann skal beskytte mot forringelse, forbedres og gjenopprettes og balansen mellom uttak og nydannelse sikres med sikte på at vannforekomsten skal ha minst god kjemisk og kvantitativ tilstand, i samsvar med klassifisering i vedlegg V, jf. terskel- og vendepunktverdiene gitt i vedlegg IX» (lovdata.no 2015).

Det aksepteres altså ingen form for forringelse av grunnvannets tilstand. I forhold til utslipp av avløpsvann defineres forringelse gjennom vedlegg V. kapittel 2.3.2 som definerer hva som er god kjemisk tilstand for grunnvann (lovdata.no 2015):

«den kjemiske sammensetningen til grunnvannsforekomstene er slik at konsentrasjonen av forurensede stoffer:

- *Ikke overstiger terskelverdier gitt i vedlegg IX, eller kvalitetsstandarder som gjelder i henhold til annet relevant regelverk.*
- *Ikke vil medføre at miljømålene ikke nås for tilknyttede overflatevann, eller innebærer annen vesentlig forringelse av slike vannforekomster økologiske eller kjemiske kvalitet eller vesentlig skade på terrestriske systemer som er direkte avhengige av grunnvannsforekomsten» (lovdata.no 2015).*

I vedlegg IX settes det blant annet terskelverdier og vendepunktverdier til nitrat i grunnvannssonen (lovdata.no 2015). Utover det nevnes det ikke noe om næringsstoffer annet enn at det er innforstått at konsentrasjonen i grunnvannssonen ikke får overstige verdier som vil kunne påvirke tilknyttede overflateresipienter i så stor grad at miljømålene ikke nås.

For overflatevannet settes nærmere angitte kriterier for miljømålet i vannforskriften § 4 som krever at (lovdata.no 2015):

«Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemiske tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V og miljøkvalitetsstandardene i vedlegg VIII».

Det aksepteres heller ingen form for forringelse av overflatevannets tilstand.

Imidlertid vil resipientene i variert grad kunne motta en viss mengde forurensning, før den økologiske og kjemiske tilstanden påvirkes i den grad at det medfører en forringelse av vannforekomsten. Derfor vil det avhengig av type forurensningsstoff, ikke alltid være nødvendig med fullstendig rensing av avløpsvannet før primærresipienten nås.

Dette sett i forhold til fosfor, som i grunnvannssonen ikke er forbundet med noen forurensningsmessige problemer (Palm et al. 2012), har lav mobilitet og derav liten risiko for

å nå overflatevannet (kapittel 5.1.2), kan fosfor tillattes i grunnvannssonen. Så fremt infiltrasjonsanlegget ikke befinner seg i umiddelbar nærhet av et overflatevann nedstrøms anlegget.

6 Infiltrasjonsanleggs konkurranseevne

Det er mange kriterier som i variert grad vil påvirke et avløpsanleggs konkurranseevne. Avløpsanleggenes investerings-, drifts- og vedlikeholdskostnader er blant de viktigere kriteriene for konkurranseevnen. Her står Norge overfor viktige avgjørelser i forhold til valg av avløpsløsninger og hvordan fremtidens infrastruktur skal se ut. Hvor skal grensen gå for når det skal pålegges etablering/rehabilitering/oppgradering av små avløpsløsninger eller tilknytning til et større sentralisert renseanlegg. Dette er avgjørelser som vil påvirke avløps-Norge kostnadmessig og teknologimessig i flere tiår fremover i tid, om ikke mer.

6.1 Sentralisering eller desentralisering

Myndighetene kan med hjemmel i plan- og bygningsloven § 27-2 andre ledd pålegge tilknytning til offentlig avløpsledning (lovadata.no 2013):

«Når offentlig avløpsledning går over eiendommen eller i veg som støter til den, eller over nærliggende areal,»

I tillegg kan kommunen i henhold til plan- og bygningsloven § 27-2 tredje ledd, kreve tilknytning til offentlig avløpsledning ved andre tilfeller enn nevnt i andre ledd, dersom særlige hensyn tilsier det. Plan- og bygningsloven § 27-3 og forurensningsloven § 23 første ledd gir også henholdsvis plan- og bygningsmyndighetene og forurensningsmyndighetene rett til å bestemme at avløpsvannet kan ledes via privat avløpsledning til offentlig eller privat renseanlegg (lovadata.no 2013; lovdata.no 2014).

Norsk Vann Rapport 199 viser til en rekke lokale skjønnsmessige vurderinger for når kommunen velger å kreve tilknytning til et sentralisert renseanlegg, ved andre tilfeller enn nevnt i plan- og bygningsloven § 27-2 andre ledd (Vogelsang et al. 2013).

I Melhus kommune skal boliger som ligger nærmere enn 100 m fra eksisterende ledningsnett tilknyttes, boliger utenfor denne sonen skal tilknyttes dersom tilknytningskostnadene ikke overstiger 100 000 kr. For Sørums kommuner kan ikke tilknytningskostnaden overstige kostnaden av alternative avløpsløsninger. Mens for Hamar kommune er det satt en grense på hele 200 000 kr, som det argumenteres for ved at en tilknytning er bedre samfunnsøkonomisk, sikrere for miljøet og stikkledningen har lengere levetid enn et privat avløpsanlegg (Vogelsang et al. 2013). kostnadene er ikke KPI-justert for 2017 nivå.

Foreløpig utvikling av opprydningsarbeidet viser (kapittel 1.1.2) en betydelig nedgang blant små og store avløpsanlegg de siste årene, som hovedsakelig skyldes at stadig flere små

avløpsanlegg knyttes til større sentraliserte renseanlegg (Statistisk sentralbyrå 2016b). Tiltaksrapporter fra Morsa-prosjektet (2003) og Nes Kommune (2016) bekrefter denne utviklingen, ved at tilknytning til sentralisert renseanlegg pålegges dersom mulig.

Dette sett i forhold til kostnadsvurderingen av små avløpsanlegg (kapittel 4.1), hvor stordriftsfordeler gjør det lønnsomt å gå sammen, kan det argumenteres for at sentraliserte avløpsløsninger er mer kostnadseffektivt. Men her var det ikke innberegnet ledningstraseer mellom boligene. Ettersom ledningsnettene er blant de større kostnadene ved tilknytning til sentraliserte renseanlegg, er først og fremst boligens beliggenhet og boligfeltets tetthet et avgjørende kriterium ved en eventuell tilknytning. Avhengig av de lokale forholdene vil derfor tilknytningskostnadene til et sentralisert renseanlegg etter hvert overgå kostnaden ved å etablere små avløpsanlegg. Kommunene kan derfor etter eget skjønn også godkjenne andre ordninger dersom tilkoblingen forbindes med uforholdsmessige store kostnader eller særlige hensyn tilsier det jf. Plan- og bygningsloven § 27-2 andre ledd (lovadata.no 2013).

På grunn av store variasjoner i de lokale forholdene er det vanskelig på generelt grunnlag å sette en grense for når det lønner seg med tilknytning til et sentralisert renseanlegg. Like fullt viser beregningene i kapittel 4.2 investerings-, drifts- og vedlikeholdskostnadenes betydning, samt den betydelige effekten ledningstraseen og dagens etterslep i avløpssektoren kan utgjøre. Årsgebyrene som ble identifisert som den kostnadsdrivende faktoren for en bolig ved tilknytning til et sentralisert renseanlegg, forventes etter hvert å få en enorm prisstigning grunnet det enorme etterslepet i avløpssektoren.

På sikt vil dette medføre at små avløpsanleggs konkurranseevne prismessig styrkes betraktelig, siden sentraliserte renseanlegg vil bli priset til sin faktiske kostnad.

6.2 Renseevne

Avløpsanleggenes investerings-, drifts- og vedlikeholdskostnader er som diskutert ovenfor blant de viktigere kriteriene for konkurranseevnen. Men som gjennomgått i kapittel 5 er avløpsanleggenes evne til å oppfylle utslippskravene den kritiske faktoren. Derfor er det ikke alltid gitt at det mest prisoptimale avløpsløsningen kan velges.

Infiltrasjonsanleggenes konkurranseevne påvirkes derfor først og fremst av tilgang på gode stedeegnede løsmasser, som er en forutsetning for etablering av renseanlegget. For områder med egnede løsmasser er infiltrasjonsanlegg vist prismessig (kapittel 4.1) og kvalitetsmessig konkurransedyktig. Dersom det vil være behov for tilkjøring av egnede løsmasser ved

etablering av infiltrasjonsanlegget, vil derimot anlegget avhengig av transportbehov og avstand, prismessig være mindre konkurransedyktig i forhold til andre avløpsløsninger.

Korrekt bygde infiltrasjonsanlegg har god renseevne. Dokumentert gjennom en rekke undersøkelser (Jenssen & Siegrist 1990; Jenssen et al. 2006). En rekke feltstudier har imidlertid satt spørsmålstegn ved anleggenes fosforbindingsevne (kapittel 5). I Storbritannia fant Macintosh et al. (2011) og Withers et al. (2011) en sammenheng mellom fosforutslipp i overflatevannet nedstrøms anleggene og feildimensjonering/feilbelastning og manglende drift- og vedlikeholdsrutiner av infiltrasjonsanleggene.

I Norge har ikke kommunen som forurensningsmyndighet ført godt nok tilsyn med at bestemmelser og vedtak fattet i medhold av forurensningsloven for små avløpsanlegg følges. Det har også fra anleggseiers side vært manglende drift og vedlikeholdsrutiner. I tillegg er majoriteten av dagens infiltrasjonsanlegg driftet langt utover forventet levetid og bygd etter andre retningslinjer enn de som gjelder i dag (kapittel 5.3.1). Er dette i stor grad forhold som også er gjeldende for norske infiltrasjonsanlegg og mest sannsynlig medfører fosforutslipp til primærresipienten. Hvorvidt utslippet har noen betydning for overflatevannet nedstrøms, avhenger av anleggets beliggenhet i forhold til overflatevann.

Ettersom disse problemene skyldes manglende oppfølging og foreldet teknologi, samt at det forventes bedre kontroll og oppfølgingsrutiner fremover, bør ikke disse erfaringene benyttes til å vurdere dagens infiltrasjonsteknologi kvalitetsmessige konkurranseevne.

Utover at det som en konsekvens kan forventes en større drifts- og vedlikeholdskostnad for anleggene i fremtiden, som vil medføre en prismessig redusert konkurranseevne. Derimot vil dette mest sannsynlig gjelde for samtlige små avløpsanlegg og vil derfor kun påvirke konkurranseforholdet mellom små og større sentraliserte renseanlegg.

Svenske feltundersøkelser derimot har resultater som setter spørsmålstegn ved infiltrasjonsanleggs fosforbindingsevne over tid (Eveborn et al. 2012; Eveborn et al. 2014), og med det generelt infiltrasjonsanleggenes kvalitetsmessige konkurranseevne. Hvorvidt resultatene har direkte overføringsverdi til norske forhold er (kapittel 5.3.3) usikkert grunnet betydelige forskjeller i retningslinjene og fordi flere av de undersøkte infiltrasjonsanleggene i prinsippet er sandfilteranlegg.

Men resultatene fra kolonneforsøkene som viste at til og med løsmasser med sterke kjemiske Al bindinger får utvasking av fosfor, påviser begrensninger for infiltrasjonsanleggenes evne til å holde på bundet fosfor over tid. Dette medfører at uavhengig av disse forskjellene, har diskusjonen rundt bindingsmekanismene og mekanismens reversibilitet i forhold til

fosforbindingsevnen over tid i en viss grad betydning for norske anlegg også. På grunn av forskjellene mellom norske og svenske anlegg kan effekten forventes å være sterkere i svenske anlegg, men like fullt forekomme i norske anlegg også. Spesielt med tanke på norske anlegg som driftes langt utover fosforbindingskapasiteten, men også i forhold til klimaforandringer og økte nedbørsmengder.

På den annen side, tatt i betraktning fosfor lave mobilitet i grunnvannssonen (Robertson 1995; Robertson et al. 1998; Robertson & Harman 1999; Robertson 2003), konkluderte Eveborn et al. (2014) med at kun infiltrasjonsanlegg i nærheten av åpne vannforekomster påføres en risiko for fosforlekkasje. Siden problemet med fosfor er eutrofiering i åpne ferskvannforekomster, har derfor resultatene i prinsippet ingen betydning for infiltrasjonsanleggs kvalitetsmessige konkurransevne, annet enn for anlegg som er etablert i umiddelbar nærhet av åpne vannforekomster.

I forhold til disse funnene står derfor forvaltningen ovenfor viktige avgjørelser. Først og fremst i forhold til hvor tett innpå en åpen vannforekomst det skal tillattes etablering av infiltrasjonsanlegg, på grunn av risikoen for lekkasje av fosfor til vannforekomsten. Men også i forhold til hvorvidt grunnvannssonen i en viss grad skal kunne anses som en del av renseanlegget for fosfor. Ettersom dette som diskutert i kapittel 5.4 og 5.4.1 kan aksepteres. Dette vil medføre avhengig av infiltrasjonsanleggenes beliggenhet, at hydrauliske levetid kan benyttes som begrensede levetidsfaktor, fremfor fosforbindingskapasiteten.

Dette vil kunne påvirke infiltrasjonsanleggs konkurransevne betydelig både positivt og negativt i forhold til at avløpsløsningen vil kunne bli ekskludert som løsning for enkelte områder. Men også i forhold til at for områder som grunnvannssonen kan anses som en del av renseanlegget vil forventet levetid for anlegget øke betraktelig.

7 Konklusjon

- Renseeffekten i dagens infiltrasjonsanlegg er avhengig av anleggets beliggenhet i forhold til overflatevann nedstrøms og er så fremt det er tilgang på stedegne løsmasser, både en kvalitets- og kostnadmessig konkurransedyktig avløpsløsning
- Mettet sone bør kunne anses som en del av infiltrasjonsanlegget i forhold til fosforbinding. Dette muliggjør å benytte hydraulisk levetid fremfor fosforbindingskapasiteten som begrensede levetidsfaktor.
- Dagens infiltrasjonsteknologi er i forhold til retningslinjer på levetid, mekanismer for fosforbinding i mettet og umettet sone, moden for revisjon
- Sentraliserte renselanlegg har skjulte kostnader i etterslepet, som kostnadmessig påvirker konkurranseforholdet mellom store og små avløpsanlegg.
- Det er stor usikkerhet rundt de kostnads- og kvalitetsmessige faktorene for små og store avløpsanlegg. Det trengs derfor videre undersøkelser på området, for at avløpssektoren skal få god nok kunnskap på området.

8 Forslag til videre arbeid

Vurderingen av infiltrasjonsanleggs kvalitets- og kostnadmessige faktorer ble gjennomført med en del begrensninger og forenklinger, som kan medføre større eller mindre innvirkninger på de ulike avløpsløsningenes konkurranseevne. Derfor blir det nedenfor raskt gjennomgått og foreslått enkelte temaer for videre arbeid på dette området.

8.1 Kostnadsvurdering

- Ressurgjenvinning fra avløpsvann kan som nevnt i kapittel 2.1 ha betydelig innvirkning på de ulike anleggstypenes konkurranseevne. De ulike avløpsløsningenes potensial for ressurgjenvinning bør derfor undersøkes.
- Kostnadsvurderingen for små avløpsanlegg ble i kapittel 4.1 utført med lik levetid på samtlige avløpsløsninger. Tatt i betraktning oppgavens konklusjon om å benytte hydraulisk levetid som begrensende levetidsfaktor, fremfor infiltrasjonsanleggenes fosforbindingskapasitet. Bør det gjennomføres en kostnadsvurdering av små avløpsanlegg med ulik levetid. Dette medfører enn mer komplisert utregning med reinvesteringsberegninger (rehabiliterings-/oppgraderingskostnader) og restverdiberegning for enkelte anleggstyper, avhengig av anleggstypen levetid i forhold til beregningsperioden. Komplikasjonene oppstår i forbindelse med vurderinger rundt pris- og teknologiutvikling ved beregning av reinvesteringstekstnadene
- Kostnadsvurderingen av tilknytningskostnadene ble beregnet på et generelt grunnlag for å påvise effekten etterslepet kommer til å få på årsgebyrene. En mer nøyaktig utregning bør utføres for å styrke argumentet. Utregningene bør blant annet få frem:
 - Bedre tallgrunnlag for sannsynlig tilknytnings- og årsgebyr for lavt og høyt scenario
 - Forventet utvikling på etterslepet i forhold til dagens situasjon.
 - Nødvendig prisstigning på årsgebyrene, for å redusere etterslepet og over hvor lang periode trengs det en ekstra innsats for å håndtere etterslepet.
 - Beregne samfunnsøkonomiske og miljømessige hensyn

8.2 Renseevne

Det konkluderes med at dagens infiltrasjonsteknologi er moden for revisjon. Revisjonen bør i forhold til temaer som er diskutert her, omfatte videre undersøkelser rundt:

- Infiltrasjonsanleggs evne til å binde fosfor over tid, for norske forhold.
- Risikoen for utvasking av fosfor, spesielt i forhold til klimaendringer.
- Fosfors mobilitet i grunnvannssonen, og resemekanismene.
- Mikroplastens påvirkning på infiltrasjonsanleggs hydrauliske levetid.

Litteraturliste

- Bekken, G. O. (2017). *Anleggskostnader* Berggren, C. (red.).
- Bloem, E. & Eggen, G. (2011). Hva er levetiden til infiltrasjonsanlegg for avløpsvann, og hvordan evaluere dette? *VANN*, 46, 4,: pp 489 - 498.
- Brömssen, U. v., Ensby, S., Gundersen, P., Jenssen, P. D., Kristiansen, R., Nilsson, P., Nyberg, F., Pell, M., Stenström, T. A., Stuanes, A. O., et al. (1985). Infiltration av avløpsvatten - Förutsättningar, Funktion, Miljøkonsekvenser. *Nordisk Samrapport. Naturvårdsverket informerar* 53 s.
- Carroll, S., Goonetilleke, A., Khalil, W. A.-S. & Frost, R. (2006). Assessment via discriminant analysis of soil suitability for effluent renovation using undisturbed soil columns. *Geoderma*, 131 (1–2): 201-217.
- Christian, V., Dag, B. & Silje, N. H. (2013). *Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse*. Norsk Vann. www.norskvann.no. 100 s.
- Eggen, G., Bloem, E. & Mæhlum, T. (2010). Funksjonskontroll av gamle infiltrasjonsanlegg. NIBIO: NIBIO.
- Eveborn, D., Kong, D. G. & Gustafsson, J. P. (2012). Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology*, 140: 24-33.
- Eveborn, D., Gustafsson, J. P., Elmefors, E., Yu, L., Eriksson, A. K., Ljung, E. & Renman, G. (2014). Phosphorus in soil treatment systems: Accumulation and mobility. *Water Research*, 64: 42-52.
- Gaut, A. & Aspmo, R. (1998). Naturbasert avløpsteknologi 1994 – 97. Sammendrag av programmets prosjekter. NAT-samlerapport 1998. Jordforsk.
- Gill, L. W., O'Luanaigh, N., Johnston, P. M., Misstear, B. D. R. & O'Suilleabhain, C. (2009). Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems. *Water Research*, 43 (10): 2739-2749.
- GIVAS. (2015). *Tilstand- og behovsvurdering vann og avløp* Kongsvinger Kommune: GIVAS.
- Hanserud, O. S. & Refsgaard, K. (2012). *Kostnader ved ulike typer mindre avløpsanlegg* Fagtreff i Norsk vannforening <http://vannforeningen.no/>: Vannforeningen.
- Heistad, A., Scott, T., Skaarer, A. M., Seidu, R., Hanssen, J. F., Stenström, T. A., Stenström, T. A. & Stenström, T. A. (2009). Virus removal by unsaturated wastewater filtration: effects of biofilm accumulation and hydrophobicity. *Water Science and Technology*, 60 (2): 399-407.
- Heistad, A. (2017). *Veiledning masteroppgave*. Berggren, C. (red.).
- Heistad, A. & Mæhlum, T. (2017). *Veiledning masteroppgave*.
- Hensel, G. R. (2013a). *Infiltrasjonsanlegg*. avlop.no. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19541&p_menu_id=19555&p_sub_id=19542&p_document_id=47607&p_dim2=19548.
- Hensel, G. R. (2013b). *Sandfilteranlegg*. www.avlop.no. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19541&p_document_id=47610&p_dim2=19548.
- Jenssen, P. D. & Siegrist, R. L. (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. *Wat. Sci. Tech.*, 22 (3/4): 83-92.
- Jenssen, P. D., Jonasson, S. A. & Arve Heistad. (2006). Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. *VA-Forsk rapport Nr 2006-20*.

- Jenssen, P. S. (1986). Infiltration of wastewater in Norwegian soils. *Some design criteria for wastewater infiltration systems. Rapport nr 25/86*. Institutt for geologi. Norges landbrukshøgskole (NMBU).
- Johannessen, E. & Eikum, A. S. (2014). Bedre forvaltning av separate avløpsanlegg - Eksempel fra vannområde Morsa. <http://morsa.org>: Vannområdeutvalget Morsa.
- Kraft, P. I. & Rasmussen, G. (1998). Store anlegg for infiltrasjon av avløpsvann i jord – Etablering, drift og renssegenskaper. *Jordforsk rapport 46/98*.
- Lookman, R., Freese, D., Merckx, R., Vlassak, K. & van Riemsdijk, W. H. (1995). Long-term kinetics of phosphate release from soil. *Environ. Sci. Technol.*, 29 (6): 1569-1575.
- lovdata.no. (2013). *Plan- og Bygningsloven*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71/KAPITTEL_4-8#KAPITTEL_4-8.
- lovdata.no. (2007). *Forurensningsforskriften* lovdata.no. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4#KAPITTEL_4.
- lovdata.no. (2014). *Forurensningsloven*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6#KAPITTEL_4.
- lovdata.no. (2015). *Vannforskriften*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.
- lovdata.no. (2017). *Drikkevannsforskriften*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>.
- Lowe, K. S. & Siegrist, R. L. (2008). Controlled field experiment for performance evaluation of septic tank effluent treatment during soil infiltration. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 134 (2): 93-101.
- Lønmo, N. H. (2012). Vurdering av hydrauliske forhold og renssevne i eldre jordrenseanlegg for mindre avløp fra husholdninger. Masteroppgave, Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- Macintosh, K. A., Jordan, P., Cassidy, R., Arnscheidt, J. & Ward, C. (2011). Low flow water quality in rivers; septic tank systems and high-resolution phosphorus signals. *Science of The Total Environment*, 412–413: 58-65.
- Markali, J. (2015). *Hydrogensulfid*. <https://snl.no>: Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/hydrogensulfid> (lest 13. mai 2017).
- Miljø-Direktoratet. (2015). *Dette er mikroplastverstingene*. <http://www.miljodirektoratet.no>: Miljø-Direktoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Mars-2015/Vi-fyller-havet-med-mikroplast/> (lest 13. mai 2017).
- miljødepartementet, k.-o. (2015). *Meld. St. 14 (2015-2016) Natur for livet-Norsk handlingsplan for naturmangfold*. regjeringen.no: klima- og miljødepartementet
- Miljødirektoratet. (2016a). *Elver og innsjøer*. miljostatus.no: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/ferskvann/elver-og-innsjoer/#grafUnikId52d665b3091241d58538e4177f1a2b93>.
- Miljødirektoratet. (2016b). *Vannkvaliteten i ferskvann og kystvann*. miljostatus.no: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/miljotall/?topic=1&dataset=1>.
- Morsa-prosjektet, H. (2003). *Handlingsplan for Morsa 2002 - 2005*. <http://www.nibio.no/>: Morsa-prosjektet
- Mæhlum, T., Køhler, J. C., Jenssen, P. D. & Hensel, G. R. (2010). Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg. *Norsk Vann Rapport*. norskvann.no: Norsk Vann. 79 s.

- Mæhlum, T. & Hensel, G. R. (2017). Har infiltrasjonsanlegg i egnede masser lang levetid? - Utkast fagartikkel til VANN 2/2017 Versjon 08.05.2017. *VANN*.
- Nes Kommune. (2016). *Opprydningsplan for oppgradering av private avløpsrensaneanlegg 2016-2022*. https://www.nes-ak.kommune.no/siteassets/10-tekstbibliotek/teknisk-naring-og-eiendom/vann-og-avlop/prosjekt-og-planer/opprydningsplan---rev_c.pdf: Nes Kommune.
- Palm, O., E. Elmefors, P. Moraesus, P. Nilsson, L. Persson, Ridderstolpe, P. & Eveborn., D. (2012). Läget inom markbaserad avloppsvattenrening. *Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp*. Naturvårdsverket, Sverige.
- Paruch, A. M., Mæhlum, T., Haarstad, K., Blankenberg, A.-G. B. & Hensel, G. (2016). Performance of Constructed Wetlands Treating Domestic Wastewater in Norway Over a Quarter of a Century – Options for Nutrient Removal and Recycling. I: Vymazal, J. (red.) *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, heavy metals and energy cycling, and flow*, s. 41-55. Cham: Springer International Publishing.
- Robertson, W. D. (1995). DEVELOPMENT OF STEADY-STATE PHOSPHATE CONCENTRATIONS IN SEPTIC SYSTEM PLUMES. *Journal of Contaminant Hydrology*, 19 (4): 289-305.
- Robertson, W. D., Schiff, S. L. & Ptacek, C. J. (1998). Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. *Ground Water*, 36 (6): 1000-1010.
- Robertson, W. D. & Harman, J. (1999). Phosphate plume persistence at two decommissioned septic system sites. *Ground Water*, 37 (2): 228-236.
- Robertson, W. D. (2003). Enhanced attenuation of septic system phosphate in noncalcareous sediments. *Ground Water*, 41 (1): 48-56.
- Robertson, W. D. (2008). Irreversible Phosphorus Sorption in Septic System Plumes? *Ground Water*, 46 (1): 51-60.
- Robertson, W. D. (2012). Phosphorus Retention in a 20-Year-Old Septic System Filter Bed. *Journal of Environmental Quality*, 41 (5): 1437-1444.
- Rådgivende Ingeniørers Forening. (2015). Norges tilstand 2015. <http://rif.no/om-rif/state-of-the-nation/>: Rådgivende Ingeniørers Forening.
- Said, H. A. (2016). Transport og skjebne av *Escherichia coli* og somatiske bakteriofager i mettettsone (morenejord) i en 6 m lang Pleksiglassrenner. *Fakultet for miljøvitenskap og teknologi institutt for matematisk realfag og teknologi*.
- Siegrist, R. L., Tyler, E. J. & Jenssen, P. D. (2000). Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems. *White paper*, Prepared for National Needs Conference (Risk-Based Decision Making for Onsite Wastewater Treatment): 19-20.
- Skjeseth, S. & Mjærum, E. (1976). Jord som resipient *Rapport fra forskningsprogram for rensing av avløpsvann (PRA)*, Norges landbrukshøgskole.
- Skolbekken, R. (2017). *Små avløps tilstand i Nord-Odal kommune*. Berggren, C. (red.).
- Statistisk sentralbyrå. (2016a). *Kommunale avløp 2015*. www.ssb.no: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: https://ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/var_koetra.
- Statistisk sentralbyrå. (2016b). *Utslipp og rensing av kommunalt avløp, 2015*. www.ssb.no: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <http://ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avlut/aar/2016-12-16#content>.
- VA/Miljø-blad. (2016a). *VA/Miljø-blad Nr. 59. Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann*. <http://www.va-blad.no/>: VA/Miljø-blad.
- VA/Miljø-blad. (2016b). *VA/Miljø-blad Nr. 119. Etterpolering - Mindre avløpsanlegg*. <http://www.va-blad.no/>: VA/Miljø-blad.
- Vann- og avløpsteknikk. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2 utg.: Norsk vann.
- vannportalen.no. (2015). *Vannforskriften*. vannportalen.no. Tilgjengelig fra: <http://vannportalen.no/regelverk/vannforskriften/>.

- Vogelsang, C., Berge, D. & Holen, S. N. (2013). *Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse*. <https://norsk vann.no>: Norsk Vann.
- Westby, T., Køhler, J. C., Ausland, G., Westlie, L. & Rasmussen, G. (1997). Infiltrasjon I sanitærløp I stedlige jordmasser. *Jordforsk rapport 145/97*.
- Withers, P. J. A., Jarvie, H. P. & Stoate, C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*, 37 (3): 644-653.
- Zanini, L., Robertson, W. D., Ptacek, C. J., Schiff, S. L. & Mayer, T. (1998). Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33 (3-4): 405-429.
- Østerås T. (red). (1986). Rensing av avløpsvann i jord. Sluttrapport for prosjekter under rammeavtale med SFT. GEFO rapport.

Vedlegg A

Tabell A 5 Antall innbyggere tilknyttet små avløpsanlegg (<50 pe). Fylke. 2015

Fylke/landsdel	I alt	Direkte utslipp	Slamavskiller uten etterfiltrering	Slamavskiller med infiltrasjon	Slamavskiller med sandfilter	Mini R.A. biologisk	Mini R.A. kjemisk	Mini R.A. kjemisk-biologisk	Tett tank (for alt avløpsvann)	Tett tank for svartvann	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	Bio-logisk toalett	Bio-logisk gråvannsfiler	Konstruert våtmark	Annet renseprinsipp
I alt 2002	862 366	33 925	409 813	255 492	88 602	8 615	2 639	12 167	9 792	16 241	13 674	742	1 030	232	9 402
I alt 2003	863 282	34 252	410 470	255 239	88 824	8 602	2 636	12 139	9 822	16 218	13 689	742	1 030	232	9 387
I alt 2004	864 665	34 288	410 716	256 337	88 714	8 595	2 676	12 201	9 856	16 218	13 680	742	1 030	232	9 378
I alt 2005	850 218	30 619	429 546	241 313	71 543	6 055	3 523	14 585	8 180	18 021	13 920	678	2 044	357	9 834
I alt 2006	841 333	27 215	427 597	242 021	71 947	6 139	3 392	13 375	8 350	17 929	14 611	506	1 707	329	6 216
I alt 2007	833 177	29 836	422 519	245 931	62 062	5 607	3 532	15 007	8 629	16 527	15 807	717	777	369	5 859
I alt 2008	825 703	28 267	424 876	234 766	61 402	5 557	3 228	17 048	9 715	18 714	15 665	918	958	469	4 122
I alt 2009	824 277	28 395	422 771	236 144	59 059	5 671	2 275	19 180	9 237	18 873	15 405	1 386	645	599	4 638
I alt 2010	827 043	33 532	427 340	233 587	55 337	6 806	2 213	20 455	10 566	17 627	13 497	1 510	660	499	3 412
I alt 2011	828 430	33 119	431 574	230 542	53 429	5 362	2 362	24 612	10 702	16 939	13 913	1 479	800	523	3 074
I alt 2012	830 465	33 485	431 862	226 213	51 428	5 570	3 617	25 488	8 540	16 377	14 458	1 990	913	679	9 844
I alt 2013	825 301	33 261	420 338	226 036	50 685	5 843	2 645	28 902	9 439	15 997	17 550	2 899	926	832	9 947
I alt 2014	813 506	33 412	413 125	221 555	49 631	5 420	2 551	31 608	8 804	16 024	16 191	3 558	885	797	9 945
I alt 2015	809 052	30 338	417 671	221 274	48 429	5 476	2 573	34 837	9 203	14 234	16 048	3 584	862	732	3 791
Nordsjøfylkene (1-10)	357 691	2 684	113 203	146 223	17 764	2 813	2 022	29 747	7 517	12 804	15 766	3 392	720	523	2 513
Resten av landet (11-20)	451 361	27 654	304 468	75 051	30 665	2 663	551	5 090	1 686	1 430	282	192	142	209	1 278
1. Østfold	29 648	76	11 862	1 034	1 184	476	495	8 503	1 348	2 321	1 867	141	53	25	263
2-3. Akershus og Oslo	51 760	733	16 550	8 001	4 744	597	502	11 979	1 454	1 673	1 620	2 611	236	276	784
4. Hedmark	61 335	646	8 601	40 420	2 081	53	40	1 292	717	2 147	5 108	91	34	2	103
5. Oppland	69 163	44	11 390	49 206	428	35	13	696	813	2 257	3 355	71	103	5	747
6. Buskerud	40 172	78	20 318	13 281	435	237	293	1 296	880	1 336	1 487	159	207	110	55
7. Vestfold	28 800	42	16 761	2 086	3 627	614	61	2 448	524	1 618	957	12	8	17	25
8. Telemark	29 566	237	9 268	13 203	3 443	176	235	949	535	414	747	-	-	21	338
9. Aust-Agder	25 012	556	13 322	6 434	1 106	241	54	1 619	621	605	14	284	8	24	124
10. Vest-Agder	22 235	272	5 131	12 558	716	384	329	965	625	433	611	23	71	43	74
11. Rogaland	45 020	1 396	32 205	7 143	1 895	342	236	989	443	71	36	68	15	127	54
12. Hordaland	91 222	2 208	63 755	12 032	8 459	744	142	2 740	277	578	7 103	-	-	16	161
14. Sogn og Fjordane	41 281	2 788	28 167	7 274	2 612	187	2	90	15	95	37	8	-	-	6
15. Møre og Romsdal	61 915	3 202	43 508	11 861	2 498	67	5	186	138	84	103	3	65	3	192
16. Sør-Trøndelag	48 216	642	29 219	11 276	5 159	158	70	551	439	470	43	7	13	13	156
17. Nord-Trøndelag	32 604	387	24 243	3 049	3 439	671	48	342	166	60	54	-	-	2	143
18. Nordland	73 322	6 776	50 225	8 522	6 463	405	48	69	167	67	2	2	8	39	529
19. Troms Romsa	43 298	8 338	27 165	7 472	117	85	-	34	30	5	-	1	41	9	1
20. Finnmark Finnmarku	14 483	1 917	5 981	6 422	23	4	-	89	11	-	-	-	-	-	36

Vedlegg B

Investeringskostnader	Lav	Høy
Anleggskostnader		
Hovedledning	-	50 000
Stikkledning	60 000	120 000
Tilknytningebyr	15 000	30 000
Sum Investeringskostnader	75 000	200 000
Årskostnad annuitetslån 2 %	4 587	12 231
Drift- og vedlikeholdskostnader		
Årsgebyr	3 800	5 000
Prisvekst årsgebyr	5 %	10 %
NNV 2 %	412 991	2 663 373
Gjennomsnittlig årsgebyr	8 260	53 267
Årskostnad 2 %	12 847	65 499

Investeringskostnader	Lav	Høy
Anleggskostnader		
Hovedledning	-	50 000
Stikkledning	60 000	120 000
Tilknytningebyr	15 000	30 000
Sum Investeringskostnader	75 000	200 000
Årskostnad annuitetslån 7 %	7 079	18 879
Drift- og vedlikeholdskostnader		
Årsgebyr	3 800	5 000
Prisvekst årsgebyr	5 %	10 %
NNV 7 %	116 034	497 526
Gjennomsnittlig årsgebyr	2 321	9 951
Årskostnad 7 %	9 400	28 829



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway