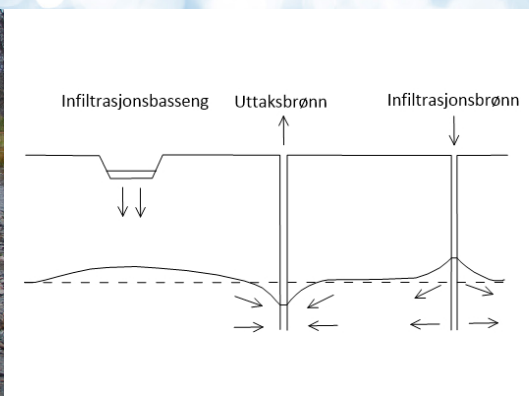




286 | 2024

Veiledning i bruk av styrt infiltrasjon i vannforsyning



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Bruk av styrt infiltrasjon til drikkevannsformål er lite utbredt i Norge, i motsetning til våre naboland Sverige og Finland. Metoden har fått ny aktualitet som følge av klimaendringene, som påvirker både vannkvaliteten til norske råvannskilder, vannverkenes leveringssikkerhet og samfunnets behov for lavutslippsløsninger. Rapporten gir en oversikt over kunnskap og driftserfaringer fra bruk av infiltrasjon for vannbehandling og kapasitetsøkning ved norske vannverk, og vurderer potensialet for økt bruk av metoden i Norge. I tillegg kan rapporten brukes som en veileder for prosjektering, bygging og drift av vannforsyningsanlegg der styrt infiltrasjon skal benyttes som vannbehandlingsmetode eller som en metode for økt uttak av grunnvann.

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportens tittel

Veiledning i bruk av styrt infiltrasjon i vannforsyning

Forfattere

Bernt Olav Hilmo, Anna Seither, Hanne Kvitsand

Bilder på forsiden: Rolf E. Forbord og Live Aasen Frostad

Rapportnummer: 286/2024

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISBN 978-82-414-0485-6

Emneord, norsk

Styrt infiltrasjon, kunstig infiltrasjon, drikkevann, vannforsyning, grunnvann, nydannelse av grunnvann, vannkvalitetsendringer, vannbehandling, kapasitetsøkning, løsmasseavsetninger, infiltrasjon i basseng, infiltrasjon i brønn, infiltrasjonsbasseng, igjenslamming, forbehandling, etterbehandling, grunnundersøkelser, prosjektering, dimensjonering, drift, vedlikehold, bærekraftsvurderinger, lovverk og forskrifter, klimaendringer, «nye» helse- og miljøfarlige stoffer.

Emneord, engelsk

Artificial groundwater recharge, drinking water, water supply, groundwater, groundwater recharge, water quality improvement, water treatment, increased well yield, quaternary deposits, infiltration basins, infiltration wells, clogging processes, pre-treatment, post-treatment, ground investigations, planning, design/dimensioning, operation, maintenance, sustainability, laws and regulations, climate change, emerging pollutants.

Forord



På 1980-tallet finansierte Norges forskningsråd et forprosjekt for å vurdere muligheter for bruk av infiltrasjonsteknikker til drikkevannsformål i Norge. Forprosjektet konkluderte med at det er et potensial for økt bruk av infiltrasjon i norsk vannforsyning, og at egnede områder finnes særlig på Sør-Østlandet, i dalfører Østafjells, i Trøndelag, samt langs kysten nordover til Finnmark. Siden den gang er metoden fortsatt lite brukt i Norge, til tross for økende bruk i våre naboland Sverige og Finland.

Bruk av infiltrasjon i drikkevannsforsyningen har nå fått ny aktualitet som følge av de globale klimaendringene, som påvirker både vannkvaliteten til norske råvannskilder, vannverkenes leveringssikkerhet og samfunnets behov for lavutslippsløsninger. Det finnes imidlertid få rapporter med oppdatert informasjon om bruk av infiltrasjon i vannforsyning ved norske forhold.

Norsk Vann opprettet derfor i 2022 et prosjekt med målsetting å utgi en statusrapport med oversikt over kunnskap og driftserfaringer fra bruk av infiltrasjon for vannbehandling og kapasitetsøkning ved norske vannverk. Asplan Viak vant oppdraget, og under arbeidet så de også nytten av at rapporten utvides slik at den kan benyttes som en veileder til planlegging,

prosjektering, bygging og drift av vannverk med bruk av styrt infiltrasjon. Dette omfatter en introduksjon til forutsetninger for bruk av infiltrasjonsteknikker for styrt grunnvannsdannelse med vekt på bassenginfiltrasjon, samt en vurdering av vannforsyningssituasjoner der det kan være aktuelt å ta i bruk metoden i norsk sammenheng.

Rapporten er skrevet av Bernt Olav Hilmo og Anna Seither (Asplan Viak) og Hanne Kvitsand (SINTEF).

Styringsgruppen bestod av Dag H. Søvik (Rauma kommune), Aneta Ewa Pietka (Orkland kommune), Mats Frank (Bjørnafjorden kommune) og Grete Marie Tredal (Sunndal kommune).

Tusen takk for gode innspill også fra referansegruppen som bestod av

Hallvard Ødegaard (NTNU), Svein Forberg Liane (Norconsult), Anders Bekkelund (FHI), Tore Forseth (Mattilsynet) og Helen Kristine French (NMBU).

Oslo, 05.03. 2024

Ingun Tryland, Norsk Vann

Det er et potensial for økt bruk av styrt infiltrasjon for vannbehandling og kapasitetsøkning i norsk vannforsyning, og metoden har fått ny aktualitet som følge av klimaendringene.

Sammendrag

Norsk Vann opprettet i 2022 et prosjekt med målsetting å utgi en statusrapport med oversikt over kunnskap og driftserfaringer fra bruk av infiltrasjon for vannbehandling og kapasitetsøkning ved norske vannverk. Denne rapporten er utarbeidet med bakgrunn i denne målsettingen. I tillegg kan rapporten brukes som en veileder for prosjektering, bygging og drift av vannforsyningsanlegg der styrt infiltrasjon benyttes som vannbehandlingsmetode eller som en metode for økt uttak av grunnvann.

Første del av rapporten gir et teoretisk grunnlag der viktige prinsipper ved naturlig og styrt infiltrasjon, renseeffekter og infiltrasjonsteknikker blir omtalt. Rapporten gir så en oversikt over bruk av styrt infiltrasjon i Norden og Norge med eksempler på vannverk hvor metoden benyttes. I Sverige og Finland forsynes mellom 15 og 20 % av befolkningen fra vannverk med «konstgjort grunnvatten», mens i Norge benyttes metoden ved omkring 10 vannverk som forsyner omkring 1 % av befolkningen. Denne store forskjellen skyldes at vi i Norge har god tilgang på egnede overflatevannkilder, samt at kunnskapen om bruk av infiltrasjon har vært mangelfull.

De naturlige forutsetningene for bruk av infiltrasjon er muligens bedre i Sverige og Finland hvor store grusåser (eskere) er mye brukt til infiltrasjon. Men også her til lands, med unntak av kystområdene, finnes mange løsmasseavsetninger som kan være egnet. Dette gjelder særlig store breelvavsetninger avsatt som delta, vifter, terrasser, randåser og eskere. Egnede vannkilder til infiltrasjon er et mindre problem, men det er viktig å ha sikker dokumentasjon på vannføring og vannkvalitet. I tillegg til de naturgitte forutsetningene krever styrt infiltrasjon og særlig bassenginfiltrasjon store arealer, både til selve bassengene og til klausulering av influensområdet mellom basseng og uttaksbrønner. Dette skaper lett konflikter med eksisterende arealbruk, og det kan være meget krevende og dyrt å omregulere områder fra for eksempel jordbruk, masseuttak, industri, samferdselsanlegg mm. til vannforsyning.

I kap. 5-7 gis veiledning for planlegging, prosjektering, bygging og drift av vannverk med bruk av styrt infiltrasjon. Hele prosessen med grunnundersøkelser, prosjektering, bygging og testing av infiltrasjonsanlegg og uttaksbrønner, samt drift av slike anlegg blir forklart. Ved dimensjonering av anlegg må man ta hensyn til kapasitetsreduksjoner på grunn av tetting av filterflater, samt at man under drift må ta høyde for skifting av filtermasser og rehabilitering av brønner. Avklaring med eksisterende arealplaner og med berørte grunneiere er også viktig å få på plass så tidlig som mulig i prosessen.

Kap. 8 omtaler lover og forskrifter som kan ha betydning for styrt infiltrasjon. Generelt er metoden lite omtalt i lovverket. Vannverk med styrt infiltrasjon må betraktes som ordinært vannuttak, et grunnvannstiltak (infiltrasjon) og et grunnvannsuttak. Dette kan derfor kreve en omfattende behandling i forhold til vannressursloven. Metoden kan også båndlegge store arealer og virke inn på naturmiljø og vannressurser. Dette vil kreve behandling i forhold til plan- og bygningsloven, Vannforskriften, loven om naturmangfold og forurensningsloven.

Det er vanskelig å gi generelle økonomiske betraktninger ved bruk av styrt infiltrasjon. Det vil normalt kreve større investeringer og økte driftskostnader sammenlignet med et tradisjonelt grunnvannsanlegg med enkel vannbehandling, men det kan komme gunstig ut hvis alternativet er å bygge ut en ny vannkilde. For at styrt infiltrasjon benyttes som en naturbasert vannbehandlingsmetode skal være lønnsomt sammenlignet med konvensjonell vannbehandling, må kostnadene til infiltrasjon og uttaksbrønner være mindre enn det man sparer i investerings- og driftsutgifter til vannbehandling. Dette kan være tilfelle for mange vannverk, men det er så mange forhold som påvirker kostnadene at det er vanskelig å gi generelle betraktninger om dette. Det samme gjelder også for bærekraftsanalyser og beregninger av klimagassutslipp. Klimagassutslipp er i stor grad avhengig av type vannbehandling og pumpekostnader. Styrt infiltrasjon kan være et godt alternativ, hvis det fører til reduserte behov for vannbehandling, eller dersom infiltrasjon, uttak og distribusjon av vann kan gjennomføres med lite pumping.

English summary

**This report is published in Norwegian by
Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).**

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norskvann.no

Report no: 286 – 2024
Report title: Guideline for managed aquifer
recharge for water supply
Date of issue: March 2024

Author: Bernt Olav Hilmo,
Anna Seither,
Hanne Kvitsand

ISSN: 1890-9248 (electronic edition)
ISSN: 1504-9884 (printed edition)
ISBN: 978-82-414-0485-6

Summary

Norwegian Water (Norsk Vann) established a project in 2022 with the aim of producing a status report that provides an overview of knowledge and operational experiences related to the use of infiltration for water treatment and capacity enhancement in Norwegian waterworks. This report has been prepared based on that objective. Additionally, the report can serve as a guide for the design, construction, and operation of water supply facilities where managed aquifer recharge is used as a water treatment method or as a mean to increase groundwater extraction.

The initial section of the report lays out a theoretical foundation, discussing essential principles of both natural and controlled infiltration, purification effects, and infiltration techniques. Subsequently, the report offers an overview of the use of controlled infiltration in the Nordic region and Norway, providing examples of waterworks where this method is employed. In Sweden and Finland, between 15% and 20% of the population is supplied by waterworks using “artificial groundwater”, whereas in Norway, the method is utilized in approximately 10 waterworks serving around 1% of the population. This significant difference is attributed to Norway's abundant access to suitable surface water sources and the historical lack of knowledge regarding infiltration practices.

The natural conditions for managed aquifer recharge may possibly be better in Sweden and Finland, where large gravel deposits (eskers) are commonly used for infiltration. There are however many sedimentary deposits in Norway that could be suitable as well. This particularly applies to significant glacial river deposits formed as deltas, fans, terraces, moraine ridges, and eskers. Suitable water sources for infiltration pose a minor problem, but it is essential to have good documentation regarding water flow and quality. Also, managed aquifer recharge (especially via infiltration basins), requires substantial land areas – for both the basins themselves and the buffer zones between basins and extraction wells. This can easily lead to conflicts with existing land use. It can also be both demanding and expensive to change the purpose of an area defined in land-use plans from, for example, agriculture, excavation, industry, transportation facilities, etc., to water supply.

Chapters 5-7 provide guidance for the planning, design, construction, and operation of waterworks using managed aquifer recharge. The entire process, including ground investigations, design, construction, and testing of infiltration systems and extraction wells, as well as the operation of such facilities, is explained. When sizing the facilities, one must consider capacity reductions due to clogging of filter beds. During operation it is important to account for replacement of filter media and well rehabilitation. Clarification concerning existing land-use plans and affected landowners is also essential to establish as early as possible in the process.

Chapter 8 discusses laws and regulations that may be relevant to managed aquifer recharge. Generally, this method receives little attention in legal frameworks. Waterworks that are based on managed aquifer recharge must be considered as ordinary water withdrawals, a groundwater measure (infiltration), as wells as a groundwater extraction. Consequently, this may require extensive processing with respect to water resource laws. The method can also engross large areas and impact natural environments and water resources. Addressing this will require compliance with planning and building regulations, the Water Framework Directive, biodiversity laws, and pollution control legislation.

It is difficult to provide general economic insights for the use of managed aquifer recharge. Normally, it requires larger investments and increased operating costs compared to a traditional groundwater facility with simple water treatment. However, it can be advantageous if the alternative is to develop a new water source. For managed aquifer recharge to be cost-effective as a nature-based water treatment method compared to conventional water treatment, the costs of infiltration and extraction wells must be lower than the savings in investment and operational expenses for water treatment. This may be the case for many waterworks, but there are so many factors influencing costs that it is difficult to provide general insights. The same applies to sustainability analyses and calculations of greenhouse gas emissions. Greenhouse gas emissions largely depend on the type of water treatment and pumping costs. Managed aquifer recharge can be a viable alternative if it leads to reduced need for water treatment or if infiltration, extraction, and water distribution can be achieved with minimal need for pumping.

Innhold

1. Innledning	10	6. Prosjektering og bygging av vannforsyning med infiltrasjonsanlegg	47
1.1. Bakgrunn	10	6.1. Råvannsinntak og forbehandling av vannet	47
1.2. Formål og målgruppe	10	6.1.1. Utforming av vanninntak	47
2. Grunnleggende teori	11	6.1.2. Metoder til forbehandling av råvannet	48
2.1. Naturlig infiltrasjon	11	6.2. Valg av metode for infiltrasjon	49
2.2. Indusert infiltrasjon	12	6.3. Plassering og dimensjonering av infiltrasjonsanlegg	50
2.3. Styrt infiltrasjon	13	6.3.1. Dimensjoneringsgrunnlag	50
2.3.1. Modifisering av elveleie	13	6.3.2. Dimensjonering av infiltrasjonsanlegg	51
2.3.2. Sprinklerinfiltrasjon	14	6.3.3. Bruk av filtersand i infiltrasjonsbasseng	54
2.3.3. Bassenginfiltrasjon	14	6.3.4. Prosjektering og dimensjonering av infiltrasjonsbrønner	55
2.3.4. Dypinfiltrasjon	16	6.4. Plassering og dimensjonering av produksjonsbrønner	57
2.4. Vannkvalitetseffekter	16	6.4.1. Gravde brønner/kumbønner	57
2.4.1. Naturlig infiltrasjon	16	6.4.2. Horisontale nedgravde brønner	57
2.4.2. Indusert infiltrasjon	17	6.4.3. Borede løsmassebrønner	57
2.4.3. Styrt infiltrasjon	19	6.4.4. Sikring av grunnvannsbrønner	59
2.4.4. Mikrobiell barriereeffekt ved styrt infiltrasjon	21	6.5. Bygging	60
3. Bruk av infiltrasjon til vannforsyning	24	6.6. Prøvedrift – Prøvepumping	60
3.1. Sverige	24	6.6.1. Testing av infiltrasjonskapasitet	60
3.2. Finland	29	6.6.2. Prøvepumping uten infiltrasjon	61
3.3. Norge	29	6.6.3. Fullskala prøvedrift med infiltrasjon	62
4. Forutsetninger for vannforsyning med styrt infiltrasjon	32	6.6.4. Vurdering av behov for etterbehandling av vannet	62
4.1. Geologiske forhold	32	7. Drift og vedlikehold av infiltrasjonsanlegg ved vannforsyning	64
4.1.1. Breelvsavsetninger og elveavsetninger	32	7.1. Naturgitte forutsetninger	64
4.1.2. Andre avsetninger egnet for infiltrasjon av mindre vannmengder	37	7.2. Infiltrasjonsbasseng	64
4.2. Hydrologi og råvannskilde	38	7.2.1. Årsaker til gjenslamming	64
4.3. Andre brukerinteresser og eiendomsforhold	38	7.2.2. Beskyttelse av bassenget	65
4.4. Infrastruktur og tilgjengelighet	38	7.2.3. Styring av hydraulisk belastning	65
5. Utredning av muligheter for bruk av styrt infiltrasjon	39	7.2.4. Drift av filterflaten	66
5.1. Generelt	39	7.2.5. Oppdeling i flere basseng	66
5.2. Skrivebordsundersøkelse – Tilgjengelig informasjon og datagrunnlag	39	7.2.6. Vinterdrift	66
5.3. Grunneierforhold	41	7.3. Infiltrasjonsgrøfter	67
5.4. Feltbefaring og planlegging av undersøkelser	41	7.4. Infiltrasjonsbrønner	67
5.5. Grunnundersøkelser	42	7.5. Uttaksbrønner	67
5.5.1. Geofysiske målinger	42	8. Lovverk, forskrifter og veiledere	69
5.5.2. Sonderboringer	43	8.1. Drikkevannsforskriften	69
5.5.3. Undersøkelsesbrønner	43	8.2. Vannressursloven	69
5.5.4. Prøvegravinger og infiltrasjonstester	44	8.3. Vannforskriften	71
5.6. Vurdering av nedbørsfelt og råvannskilden	45	8.4. Naturmangfoldloven	72
5.7. Flomvurdering	46	8.5. Forurensningsloven	72
		8.6. Plan- og bygningsloven	72
		8.7. Annet lovverk	73

9.	Kostnads- og bærekraftsvurderinger	74
9.1.	Generelle økonomiske betraktninger	74
9.1.1.	Bruk av styrt infiltrasjon som vannbehandlingsmetode	74
9.1.2.	Bruk av styrt infiltrasjon til økt kapasitet på grunnvannsanlegg	74
9.1.3.	Størrelse på anlegg	75
9.2.	Samfunnsøkonomiske betraktninger	75
9.3.	LCA-analyser	75
10.	Diskusjon og oppsummering	78
10.1.	Når kan styrt infiltrasjon benyttes?	78
10.2.	Områder med potensial for styrt infiltrasjon i Norge	79
10.3.	Styrt infiltrasjon i lys av klimaendringer	81
10.4.	Anbefalinger og forslag til videre utredning	81
	Referanser	82
	Rapporter, artikler, og veiledere	82
	Lovverk	86
	Kart, databaser og nettsider	86
11.	Vedlegg	87

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Styrt infiltrasjon (engelsk: managed aquifer recharge, MAR), tidligere kalt «kunstig infiltrasjon»¹⁾, omfatter metoder som modifierer naturlig vannstrømning og gir økt infiltrasjon av vann i grunnen sammenlignet med naturlig infiltrasjon (Sheng og Zhao, 2014; Dillon, 2005). Metoden kombinerer teknologi og naturprosesser til ulike bruksformål:

- Vannbehandling
- Øke uttakskapasiteten i vannforsyning
- Lagre vann i grunnen
- Overvannshåndtering og flomdemping
- Håndtering av avløpsvann
- Beskytte akviferer gjennom å styre grunnvannsstrømningen i områder med forurenset grunnvann eller grunnvann med høyt saltinnhold

Det finnes en rekke metoder for økt infiltrasjon av vann gjennom grunnen, slik som infiltrasjonsbasseng,

brønner, grøfter og modifisering av vassdrag. Hovedprinsippet er at teknikkene leder vannet gjennom porøse avsetninger i grunnen (sand og grus), og gir økt nydanning av grunnvann og endrer vannkvaliteten på infiltrasjonsvannet.

Infiltrasjonsmetoder til vannforsyning har vært brukt internasjonalt i 100 år, og står for omtrent 25 % av vannforsyningen i Sverige og Finland. Metoden benyttes i stor grad til vannbehandling i Sverige og Finland, og i noe grad til lagring av vann for økt uttakskapasitet hos mindre vannverk. Til tross for til dels liknende naturgrunnlag og samfunnsstruktur, har infiltrasjonsmetoder hittil vært lite utnyttet i drikkevanns sektoren i Norge (< 1 % av drikkevannet), foruten de mange grunnvannsanleggene med indusert infiltrasjon fra vassdrag til brønnområdet.

1.2. Formål og målgruppe

Hovedformålet med denne rapporten var opprinnelig å utgi en statusrapport med oversikt over kunnskap og driftserfaringer fra bruk av infiltrasjon for vannbehandling og kapasitetsøkning ved norske vannverk. Under dette arbeidet har vi også sett nytteverdien av at rapporten kan benyttes som en veileder til planlegging, prosjektering, bygging og drift av vannverk med bruk av styrt infiltrasjon. Dette omfatter en introduksjon til forutsetninger for bruk av infiltrasjonsteknikker for styrt grunnvannsdannelse med vekt på bassenginfiltrasjon, samt en vurdering av vannforsyningssituasjoner der det kan være aktuelt å ta i bruk metoden i norsk sammenheng.

Målgruppen for rapporten er vannverkseiere, driftspersonell, rådgivere og planleggere ved særlig små og mellomstore vannverk. Rapporten kan også være relevant for større vannverk og analyselaboratorier.

1) Kunstig infiltrasjon: tidligere betegnelse for teknikker for styrt grunnvannsdannelse. På grunn av negative assosiasjoner knyttet til ordet "kunstig", i en tid med stadig mer innbyggerinvolvering i vannressursforvaltning, valgte UNESCOs Intergovernmental Hydrological Programme (IHP) å gå bort fra den tidligere begrepet "kunstig infiltrasjon" (Sheng og Zhao, 2014; Dillon, 2005).

2. Grunnleggende teori

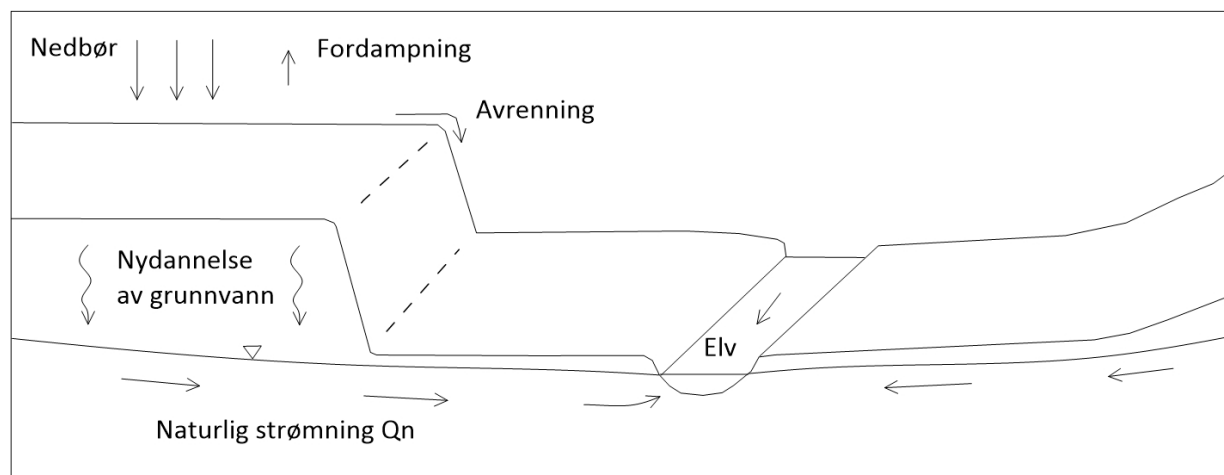
Infiltrasjon av vann i grunnen skjer gjennom naturlige strømningsprosesser. Infiltrasjonen kan fremmes gjennom tekniske tiltak som øker vanngjennomstrømningen sammenlignet med naturlig tilstand. Dette

kapitlet gir en kort introduksjon av naturlig infiltrasjon og av de mest brukte infiltrasjonsteknikkene for vannbehandling og økt nydannelse av grunnvann som benyttes i Norden.

2.1. Naturlig infiltrasjon

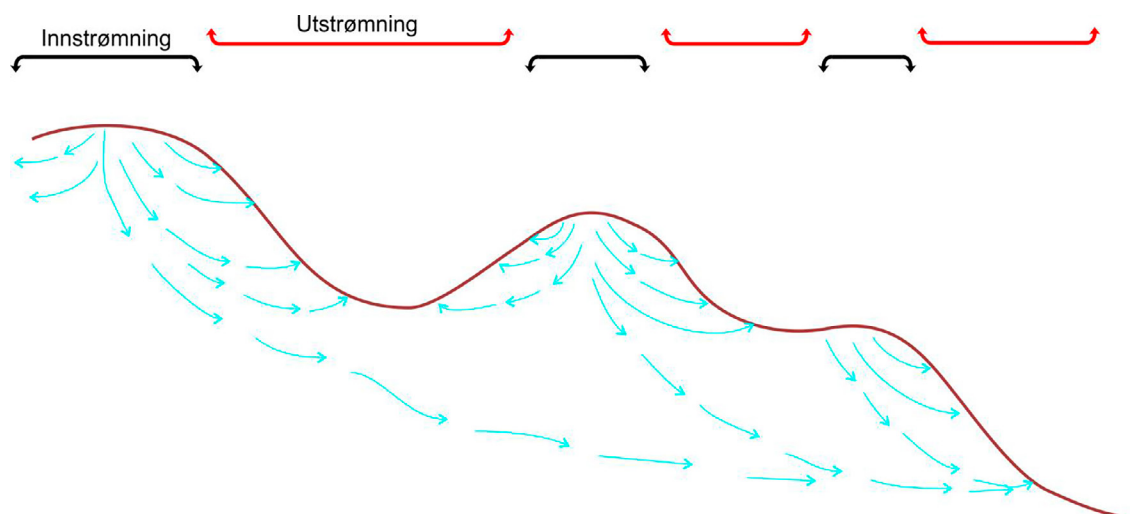
Når nedbør eller smeltevann treffer terrengflaten, vil vannet sige gjennom grunnen til markvannssonen (umettet sone) og ned til grunnvannsspeilet (vannmettet sone), der det blandes med stedegent grunnvann («grunnvannsmating»). Prosessen er illustrert i figur 2-1. I Norden er normalt årsnedbøren større enn fordampningen og transpirasjonen. Dette betyr at det meste av nedbøren infiltreres ned grunnen, eller renner av på

terrengflaten og ut i vassdrag. Prosessen er avhengig av vanntrykket og av terrengflatens og undergrunnens permeabilitet, der høy permeabilitet gir høy infiltrasjon og raskere nydannelse av grunnvann. I løsmasser strømmer vannet gjennom porer mellom sand- og jordpartiklene, mens det i fjell strømmer gjennom sprekker i fjellgrunnen (www.ngu.no).



Figur 2-1. Naturlig infiltrasjon der regn og smeltevann infiltrerer gjennom markvannssonen (umettet sone) og videre ned i grunnvannssonen (mettet sone), og bidrar til naturlig nydannelse av grunnvann. Grunnvannsspeilet er markert med trekant over horisontal linje under terrengflaten. Under grunnvannsspeilet er alle porerom mettet med vann.

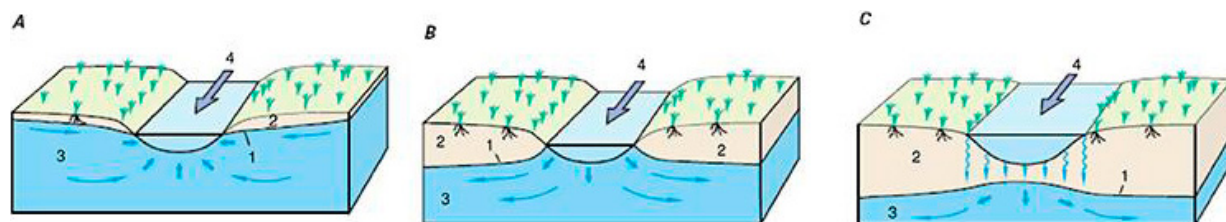
Vannet beveger seg i en retning med negativ hydraulisk trykkgradient. Ut fra dette kan landskapet deles inn i innstrømningsområder og utstrømningsområder (figur 2-2, neste side). Innstrømning (infiltrasjon) vil skje på åsrygger og flater, mens eksempler på utstrømningsområder er i dalsøkk, myrer, kilder og vassdrag. Avhengig av lokale trykk- og grunnforhold, kan også vann fra innsjøer og elver infiltrere naturlig inn i grunnvannssonen.



Figur 2-2. Grunnvannsstrømning fra høyere til lavere trykknivå med innstrømnings- og utstrømningsområder. Figur etter (Grip og Rodhe 1988).

Vassdrag kan både mate og drenere grunnvannet (figur 2-3). Hvilken vei strømmingen foregår, avhenger av grunnvannsnivået og vannføringen i vassdragene. I perioder med lite nedbør og lite overflateavrenning, vil grunnvannsstrømning mot vassdraget være viktigste

bidrag til vannføringen i vassdragene. I tørkeperioder kan grunnvann utgjøre 40–100 % av vannføringen i norske elver. I perioder med relativt sett høy vannføring, vil vassdraget mate grunnvannsmagasinet (B og C i figur 2-3 nedenfor).



Figur 2-3. Interaksjon grunnvann og overflatevann. A = elv som drenerer grunnvann, B = elv som mater grunnvann, C = elv som mater grunnvann, men ikke er i direkte kontakt med grunnvannsspeilet; 1 = grunnvannsspeilet; 2 = umettet sone; 3 = mettet sone; 4 = strømningsretning (USGS 1998).

2.2. Indusert infiltrasjon

Indusert infiltrasjon²⁾ (også kalt strandinfiltrasjon, og indirekte infiltrasjon) omfatter vannstrømning fra et vassdrag til vertikale eller horisontale løsmassebrønner i nærheten av elvebredder eller innsjøer. Infiltrasjonen oppstår når vann pumpes ut fra brønnene; pumpingen

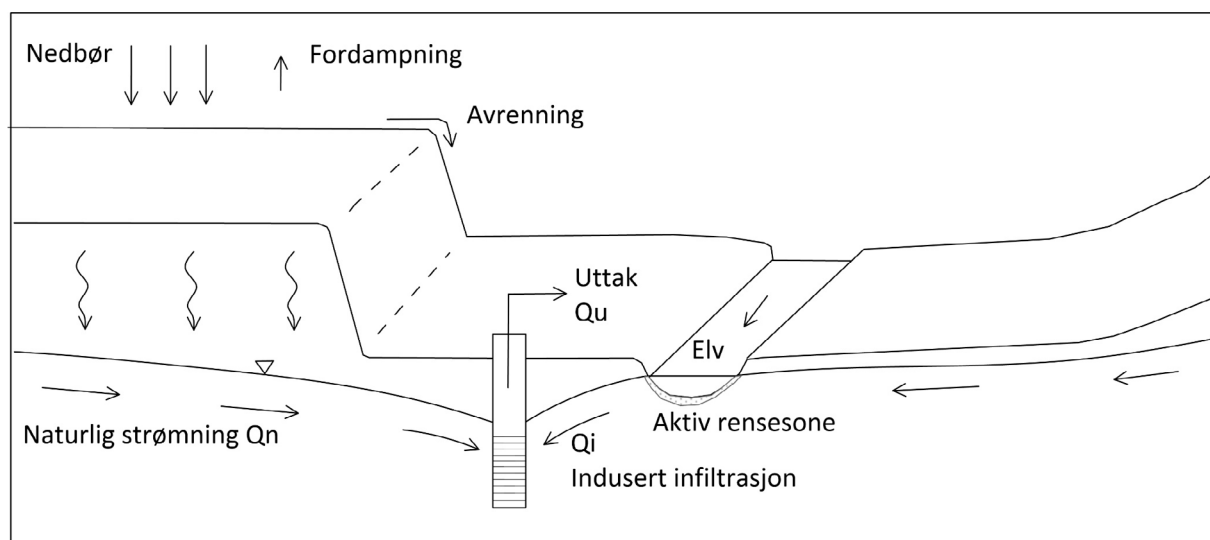
gjør at grunnvannsspeilet senkes rundt brønnene³⁾ og skaper en hydraulisk gradient som induserer vannstrømning fra vassdraget og frem til brønnen dersom gradienten er tilstrekkelig stor i forhold til øvrige vanntilsig (se figur 2-4, neste side).

2) Engelsk: bank filtration; riverbank filtration; lake bank filtration.

3) Senkningstrakt: Lokal senkning av grunnvannsnivået rundt en grunnvannsbrønn som oppstår som følge av vannuttak fra brønnen.

For at strømning skal oppstå, må det være hydraulisk kontakt mellom vassdraget og grunnvannet. Tetting av bunnen i vassdraget kan redusere den hydrauliske kontakten mellom vassdraget og grunnvannet og føre til redusert strømning (Bieske 1971).

Ifølge Hannapel et al. (2014) er det internasjonalt størst fokus på metoden til å forbedre vannkvalitet, mens det i Norge i hovedsak anses som et kapasitetsøkende tiltak for grunnvannsbrønner.



Figur 2-4. Tegningen viser indusert infiltrasjon, der pumping fra løsmassebrønn nær elven skaper en gradient i grunnvannsmagasinet fra vassdraget og inn mot brønnen. Dette induserer infiltrasjon av vann fra elven og inn mot brønnen.

Internasjonalt betegnes grunnvannsuttak fra indusert strømning (bank filtration) som managed aquifer recharge, men i denne rapporten er ikke denne formen for økt grunnvannsdannelse inkludert under styrt infiltrasjon. De fleste store norske grunnvannsanlegg er mer eller mindre basert på indusert grunnvannsdannelse i og med at brønnene ofte er plassert nær vassdrag der uttak av grunnvann fører til en gradient fra vassdraget og til brønnen. Hvor stor andel denne induserte grunnvannsdannelsen utgjør vil være avhengig av mange forhold som uttaksmengde, naturlig

grunnvannsnivå i forhold til vannstand i vassdraget, brønnenes plassering og hydraulisk kommunikasjon mellom brønn og vassdrag. Andelen kan variere fra nær 0 for små vannuttak til over 90 % for store grunnvannsuttak. Denne andelen er heller ikke en konstant verdi da den i stor grad varierer med ellevannstand og naturlig grunnvannsnivå. Det vil derfor være meget komplisert å avgjøre om et grunnvannsanlegg skal karakteriseres som et anlegg med naturlig eller indusert grunnvannsuttak.

2.3. Styrt infiltrasjon

Med styrt infiltrasjon menes tekniske tiltak som øker infiltrasjonen av overflatevann (eller grunnvann) i grunnen sammenlignet med infiltrasjonen som oppstår som følge av naturlige trykkforskjeller vist i kap. 2.1. Forskjellige metoder og teknikker har blitt utviklet for økt infiltrasjon. Infiltrasjonsanleggene kan derfor være svært forskjellige, og kan omfatte regulering/oppdemning av vassdrag, bassengløsninger, grøfter, sprinkler-

anlegg og infiltrasjonsbrønner. Felles for metodene er at de i hovedtrekk består av tre deler; et vanninntak, en infiltrasjonsløsning, og brønn(er) for uttak av vann.

2.3.1. Modifisering av elveleie

Modifisering av elveleie er en metode der elver og kanaler justeres i form av konstruksjoner som bidrar til å øke den vertikale infiltrasjonen og til å lagre vann i

grunnen (Zhang, et al. 2020). Et eksempel på denne løsningen er bygging av terskler i elveløp. Tersklene gir større infiltrasjonsflate og trykkehøyde på vannet, og gir økt infiltrasjon av elvevann gjennom grunnen sammenlignet med naturlig infiltrasjon ved umodifiserte forhold. Åndalsnes og Isfjorden vannverk i Rauma kommune har etablert terskler i elva for å øke kapasiteten på sine grunnvannsbrønner som følge av økt elveinfiltrasjon. Nærmere beskrivelse av anlegget i Rauma er gitt i vedlegg 1.

I tillegg til terskelbygging for økt infiltrasjon av elvevann til drikkevannsformål, finnes også eksempler på vassdragsregulering i forbindelse med kraftverksbygging, som har påvirket mange norske grunnvannsforekomster. Vassdragsregulering kan både redusere og øke grunnvannsdannelsen, avhengig av type tiltak som gjennomføres. Grunnvannsforekomstene påvirkes både i form av redusert grunnvannsdannelse som følge av redusert elvevannføring, og økt grunnvannsdannelse som følge av oppdemming og endret grunnvannsnivå forårsaket av reguleringen. Store inngrep i vassdrag der hensikten er å øke grunnvannsdannelsen er lite kjent og lite aktuelt i nordisk sammenheng, og omtales derfor ikke videre i denne rapporten.

2.3.2. Sprinklerinfiltrasjon

Ved sprinklerinfiltrasjon ledes vann direkte fra en råvannskilde i rør til et uforstyrret infiltrasjonsområde, der vannet spres over terrenget via perforerte rør i et sprinklersystem og infiltreres gjennom den naturlige terrengflaten (se figur 2-5, Kurki et al. 2013). Avhengig av lokale forhold, vil infiltrasjonsraten kunne reduseres vinterstid (Balstad, et al. 2018). Infiltrasjonsvannets innhold av næringssalter og naturlig organisk materiale kan påvirke blant annet kationbyttekapasiteten og surhetsgraden i grunnen, som igjen kan påvirke vegetasjonen lokalt og medføre endringer i floraen (Kaarakka et al 2019). Sprinklerinfiltrasjon benyttes i Finland primært til vannbehandling.

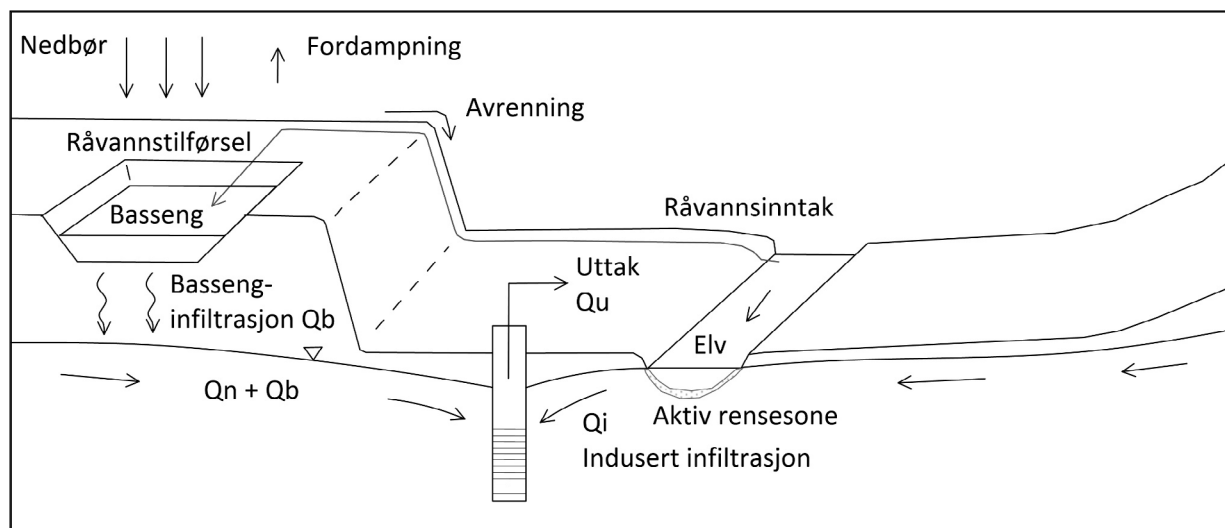


Figur 2-5. Sprinklersystem med infiltrasjon av råvann fra perforerte rør via naturlig terrengflate (Kurki, et al. 2013).

Fosnesmoen vannverk i Namsos kommune er et eksempel på sprinklerinfiltrasjon i drikkevannssammenheng i Norge. Metoden er ellers lite brukt i Norge, men kan være aktuell som et kapasitetsøkende tiltak ved mindre vannverk og særlig sommerstid.

2.3.3. Bassenginfiltrasjon

Den vanligste metoden for direkte infiltrasjon av overflatevann er bassenginfiltrasjon, der overflatevann føres fra en overflatevannkilde og fordeles direkte over et areal i bassenger (eller i grøfter). Ved hjelp av tyngdekraften siver vannet gjennom bassengmaterialet og ned i grunnen under bassenget, der det blandes med stedegent grunnvann (figur 2-6). Bassenginfiltrasjon benyttes både til vannbehandlingsformål og for å øke grunnvannsdannelsen ved grunnvannsanlegg med for lav kapasitet. I Norge er metoden hittil mest brukt for kapasitetsøkning ved grunnvannsanlegg. Anslagsvis ti vannverk benytter bassenginfiltrasjon i dag (se kap. 3.3 og vedlegg).



Figur 2-6. Nydannelsen av grunnvann styrkes her med både indusert infiltrasjon og bassenginfiltrasjon. Vann ledes eller pumpes fra et vassdrag til et infiltrasjonsbasseng, der vannet perkolerer ned i grunnen og blander seg med lokalt grunnvann, før det senere pumpes opp via en produksjonsbrønn. Q_n = naturlig strømning; Q_b = grunnvannstrømning fra bassenginfiltrasjon; Q_i = indusert infiltrasjon; Q_u = Uttak.

Når infiltrasjonsvannet strømmer gjennom bassengfilteret og massene under bassenget, bidrar prosesser i bakken til at vannkvaliteten på infiltrasjonsvannet endres, samtidig som at grunnvannsdannelsen og uttakskapasiteten økes lokalt. Bassenginfiltrasjon kan også kombineres med strandinfiltrasjon (se figur 2-6).

Oppbygging og drift av infiltrasjonsbasseng avhenger av råvannskvaliteten og karakteren på stedegne masser under bassenget. Bassenget bør plasseres i en løsmasseforekomst med tilstrekkelig permeabilitet, tykkelse og utstrekning som sikrer tilstrekkelig hydraulisk kapasitet og oppholdstid til at renseprosesser kan inntreffe, og som sikrer at det ikke oppstår hydrauliske barrierer mellom infiltrasjonsbassenget og uttaksbrønnene. Ved utgraving av basseng i naturlige avsetninger eksponeres ofte en overflate med stor variasjon i permeabilitet. Dersom infiltrasjonsvannet fordeles direkte på denne overflaten kan det oppstå uønsket kanaldrenering, og ujevn renseeffekt. Derfor benyttes et lag med filtersand i bunnen og langs bassengets sidevegger, for jevnest mulig infiltrering av vannet (NGU 1992). Løsmasseavsetningenes egnethet for infiltrasjon er nærmere beskrevet i kapittel 4.



Figur 2-7. Bassenginfiltrasjon ved Dorøya vannverk i Orkland kommune. Foto: A. Seither.

Avhengig av råvannskvaliteten på overflatevannet kan det være behov for forbehandling av vannet før det ledes til bassenget (se kap. 5).

For dimensjonering av sandfilterbasseng (se kap. 6.3) benyttes ofte en overflatebelastning i området $0,1 - 0,4 \text{ m/h}$, dvs. i området for langsomfilterhastighet (Hanson, 2000; NGU 1992; Ødegaard, 2015). Til sammenligning med norske anlegg, så infiltreres mellom $0,02$ og $0,21 \text{ m/h}$ ved anleggene i henholdsvis Orkdal og Sunndal kommune (vedlegg 4 og 6). Anleggene bygges som regel opp med et lag med tilkjørt filtersand i

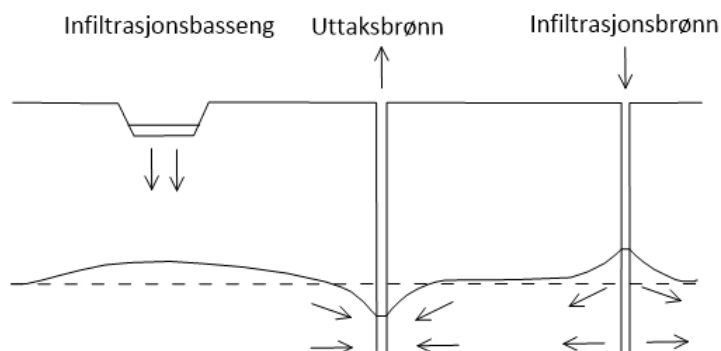
bunnen av bassenget for å oppnå jevn infiltrasjon gjennom bassengets filterflate. Filtersandens egenskaper er av stor betydning for både infiltrasjonshastighet og renseseffekt. Tykkelsen på filtermassen i bassengbunnen er vanligvis i størrelsesorden 0,5 meter, men enkelte anlegg etableres med tykkere filterseng. Nærmere beskrivelse av drift og vedlikehold av filtermaterialet er gitt i kap. 6.

2.3.4. Dypinfiltrasjon

Dypinfiltrasjon benyttes internasjonalt primært for å øke kapasiteten ved grunnvannsanlegg, men metoden er lite brukt i Norge.

Ved dypinfiltrasjon ledes forbehandlet overflatevann til rørbrønner, der vannet infiltreres direkte inn i grunnvannssonen via slissene i rørbrønneren (se skisse i figur 2-8). En fordel med metoden er at den krever begrenset areal til infiltrasjon, mens en ulempe er at det stilles strenge krav til kvaliteten på infiltrert vann. For enkel drift kreves at infiltrasjonsvannet har lavt partikkelinnhold, lave konsentrasjoner av jern og mangan, og lavt innhold av naturlig organisk materiale (NOM) og smittestoffer. Teknikken benyttes hovedsakelig i områder der tette løsmasselag over grunnvannssonen

forhindrer infiltrasjon via terrengflaten. De tette løsmassene bidrar til å beskytte grunnvannet mot forurensning via terrengflaten.



Figur 2-8. Prinsippskisse for infiltrasjon gjennom basseng eller brønner. Det forhøyde grunnvannsspeilet under infiltrasjonsbassenget og rundt infiltrasjonsbrønnen representerer det ekstra reservoar som er dannet gjennom infiltrasjonen. Tegningen er utarbeidet etter Fløgstad (1984).

2.4. Vannkvalitetseffekter

Når vann strømmer gjennom grunnen, utsettes vannet for naturlige filtrerings-, sorpsjons- og nedbrytningsprosesser som utjevner vannkvaliteten og endrer innholdet av forurensningsstoffer i vannfasen (Hiscock og Grischek 2003). Avhengig av vannets oppholdstid i grunnen, vil vannet etter hvert gradvis få økende grunnvannskarakter, noe som nyttiggjøres ved styrt infiltrasjon i vannforsyning.

2.4.1. Naturlig infiltrasjon

En av de vanligste typer jordsmonn i Norge er podsol. Podsol er derfor benyttet som eksempel for å beskrive jordsmonndannende prosesser og prosesser som endrer vannkjemien.

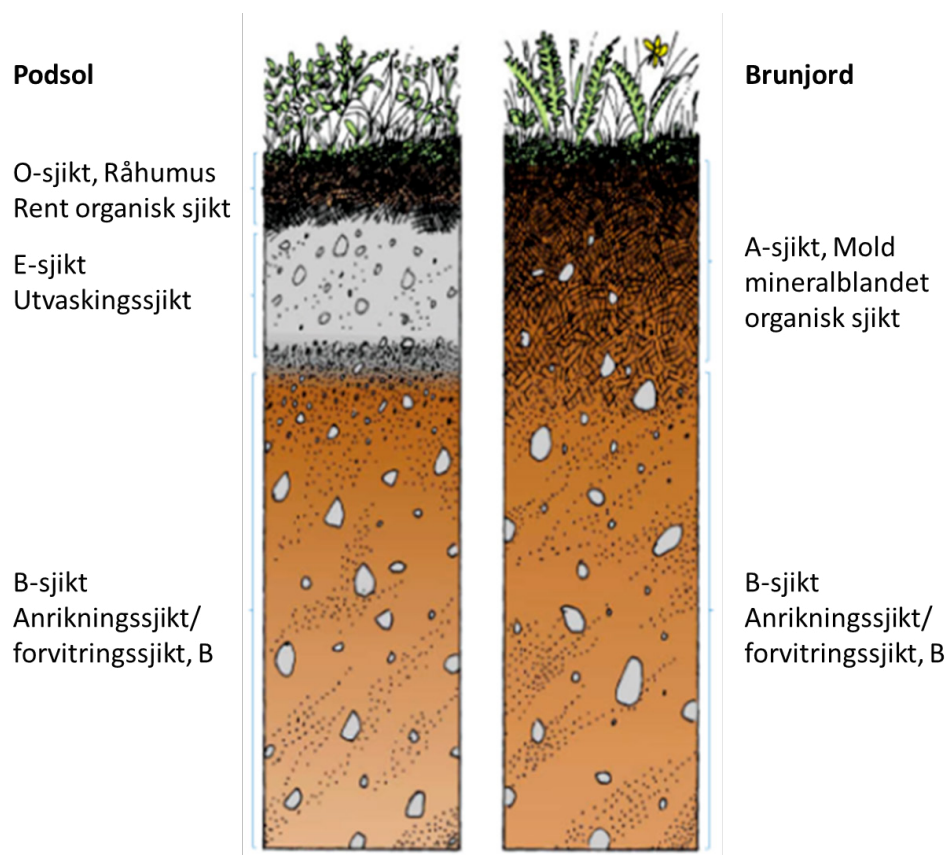
Podsol består av et humuslag med høyt organisk innhold øverst, over et utvaskingslag og utfellingslag i mineraljorden under (figur 2-9, neste side). De naturlige prosessene i de ulike jordsmonnlagene bidrar til å endre vannets karakter etter hvert som det filtrerer gjennom grunnen (f.eks. Hanson, 2000):

- I humuslaget brytes planterester ned. Denne prosessen forbruker oksygen, og det dannes blant annet humin- og karbonsyre.
- Syrene fra humuslaget vasker ut lettoppløselige mineraler (kjemisk forvitring) i det underliggende blekjordslaget (utvaskingslaget).
- Under utvaskingslaget ligger et utfellingslag, der syrene blir nøytralisert og det felles ut mineraloksider som jern- og aluminiumoksid. I utfellingslaget adsorberes organiske stoffer og smittestoffer fra vannfasen. Prosessene i dette jordlaget er relativt lik prinsippene som utnyttes ved kjemisk flokkulering i konvensjonelle vannbehandlingsanlegg.
- Det infiltrerte nedbørsvannet når etter hvert grunnvannssonen, der innhold av organisk materiale og smittestoffer reduseres ytterligere, og temperaturen utjevnes. Reduserende forhold (der oksygenet er brukt opp) i grunnvannet kan gi økt innhold av jern og mangan.

- lonebytteprosesser i marksvannssonen og i grunnvannssonen bidrar til at hydrogenioner fra infiltrerende nedbør byttes ut med kationer (for eksempel kalsium, magnesium og kalium) fra løsmassene, avhengig av løsmassenes mineralsammensetning. Dette kan gi en økning i vannets pH, alkalitet og hardhet i områder med kalkholdig grunn. Løsmasser i Norge har imidlertid ofte lavt kalsiuminnhold, noe som ofte resulterer i lav alkalitet, lav bufferkapasitet og stedvis høy konsentrasjon av løst CO₂. Høyt innhold av fritt CO₂ i grunnvann gir utfordringer med

hensyn på vannets aggressivitet og korrosjonspotensiale. Fritt CO₂ kan drives av med lufting av oppumpet vann.

En annen vanlig type jordsmonn i Norge er brunjord, som ikke viser noe utpreget lagdeling (se figur 2-9). Typisk brunjord har en humøs A-sjikt med jevn overgang mellom humus og mineraljord. Brunjord forekommer særlig i løvskog.



Figur 2-9. Podsol og brunjord, de vanligste jordsmonnstypene i Norge. Podsol er vanlig i nordiske barskoger og lyngheier, mens brunjord er vanligst i sørvendte løvskoger i sørlige deler av landet (SNL 2022).

2.4.2. Indusert infiltrasjon

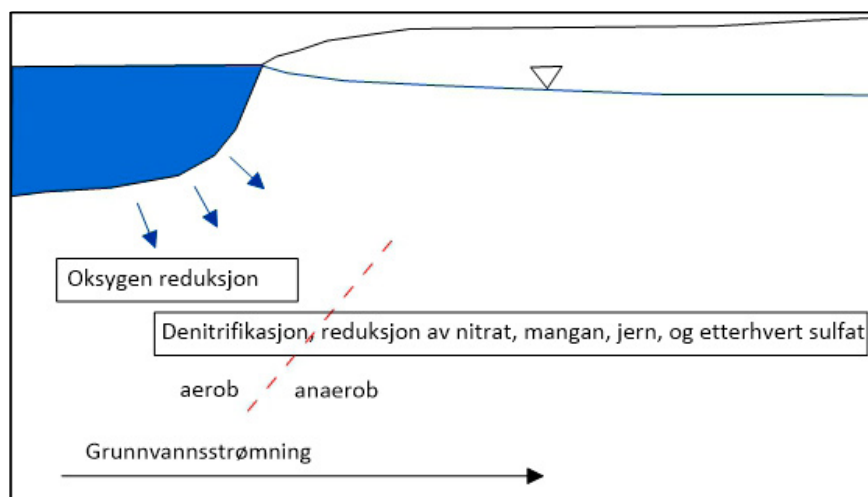
Ved indusert infiltrasjon vil vannet som regel strømme via strand- og bunnsedimentene og direkte inn til grunnvannssonen. Dette påvirker både redoksmiljøet og mekanisk filtrering av stoffer i vannfasen (Preuß, et al. 2012). Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale i bunnsedimentene forbruker vannets oksygeninnhold, og bidrar til dannelse av karbonsyre. Slik som i podsoljord vil syrene vaske ut mineraler fra løsmassene, eksempelvis jern og mangan. Avhengig av løsmassenes mineralsammensetning må grunnvann fra indusert infiltrasjon i

en del tilfeller etterbehandles for å redusere jern- og manganinnholdet (Hanson 2000). Høyt innhold av særlig jern gir i tillegg utfordringer med drift av brønnene, da redusert jern kan felles ut som jernoksid i brønnen når det reduserte vannet blandes med oksygenholdig vann.

Indusert infiltrasjon av overflatevann er særlig egnet til å redusere innholdet av naturlig organisk materiale (NOM), organiske forurensninger og smittestoffer som finnes i overflatevann, samt til å utjevne variasjoner i

vannkvalitet over tid (Tufenkji et al., 2002; Weiss, et al., 2005; Sprenger, et al. 2011; Grunheid, et al. 2005). Vannet som pumpes opp fra brønnen består av en blanding av infiltrert overflatevann og stedegent grunnvann som er dannet ved naturlig infiltrasjon. Forholdstallet mellom disse kan variere over tid, avhengig av blant annet naturlig grunnvannsnivå og vannstanden i vassdraget, gjenslamming av elvebunn eller innsjø over tid, samt vannuttaket fra brønnen (Grischek og Bartak 2016). Informasjon om andelen infiltrert vann og stedegent grunnvann er viktig for dimensjonering av beskyttelsessoner rundt vannverket, valg av vannbehandlingsmetoder og for estimering av uttakskapasitet over tid.

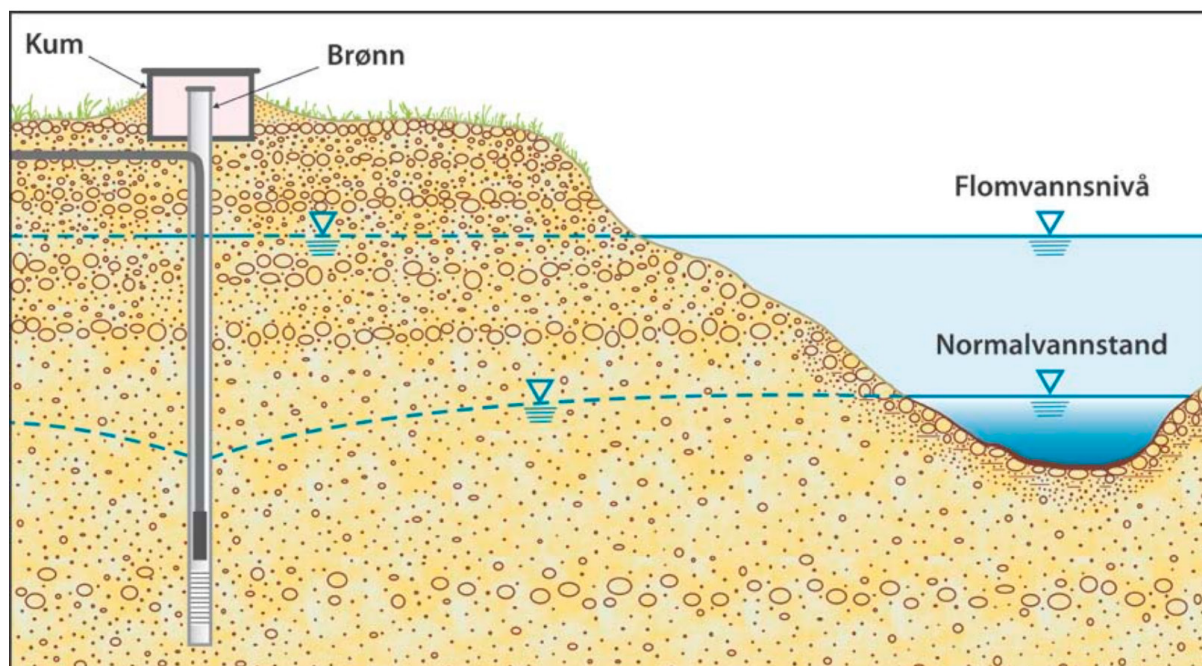
Det finnes imidlertid også utfordringer knyttet til induisert infiltrasjon av overflatevann. Uønskede effekter på vannkvalitet kan være økt hardhet, økte konsentrasjoner av nitrat, jern og mangan, samt dannelse av hydrogensulfid og andre svovelforbindelser som gir lukt på grunn av redoks-forhold i grunnen (Hiscock og Grischek 2003). Med tilstrømning av overflatevann inn i akviferen øker også faren for at forurensning tilføres grunnvannet og brønnområdet dersom oppholdstiden i grunnen ikke er lang nok.



Figur 2-10. Endringer i redoksmiljøet ved induisert infiltrasjon. Forenklet etter Preuß et al. (2012).

Renseprosesser og rensegraden kan variere med vannstanden i vassdraget. Høyere vannstand i elver og innsjøer kan føre til at vannet transporteres gjennom grovere lag høyere opp i terrenget, og dermed føre til at oppholdstiden mellom vassdraget og brønnområdet reduseres. I tillegg kan økt vannføring i vassdraget føre til at det rensende biolaget i elvebunnen skures bort (figur 2-11). Flere dager med store og intensive nedbørsmengder kan øke frekvensen av regnflommer (Hanssen-Bauer, et al. 2009) og oversvømmelse av både brønner og vannbehandlingsanlegg.

Med økt vannstand i vassdraget øker også risikoen for tilførsel av smittestoffer og andre forurensningskomponenter til grunnvannssonen, men graden av forurensning vil ofte avdempes noe under vannets transport og filtrering, også ved flomsituasjoner.



Figur 2-11. Infiltrasjonsflaten i elvebunnen ved normalvannstand er ofte gjenslammet og har god rensende effekt på overflatevannet som infiltreres inn i grunnvannsmagasinet. Flom og økt vannføring kan føre til at slamlaget skrapes bort, eller at vann infiltrerer gjennom lag høyre opp langs elvebredden (kanaldrenering) der slamlaget ikke er etablert. Høyere vannstand vil i tillegg redusere mektigheten på umettet sone over grunnvannsspeilet. Dette fører til økt infiltrasjonshastighet og redusert renseeffekt (Gaut 2011).

2.4.3. Styrt infiltrasjon

Bassenginfiltrasjon

Ved bassenginfiltrasjon utnyttes de samme naturlige renseprosesser i mark- og grunnvannssonen som beskrevet over. Det infiltrerte vannvolumet ved bassenginfiltrasjon er imidlertid betydelig større enn ved naturlig infiltrasjon⁴⁾, noe som gir større hydraulisk belastning og kortere oppholdstid sammenlignet med naturtilstanden. I tillegg har vann fra en overflatevannkilde vanligvis høyere turbiditet og høyere innhold av organisk materiale, mineraler og forurensningsstoffer enn i nedbør. Høyt partikkelinnhold og høyt innhold av naturlig organisk materiale kan bidra til gjentetting av topplaget i infiltrasjonsbassenget. Det er derfor nødvendig med riktig dimensjonering av anlegget, gode driftsrutiner, eventuelt med forbehandling av råvannet før infiltrasjon (se kap. 6.1.2).

Det meste av vannkvalitetsendringene skjer i starten av infiltrasjonsprosessen; i filterhuden, og i de øverste centimeterne av sandfilteret under (figur 2-12, neste side). Mikroorganismer, spesielt jordbakterier og sopp, bidrar i renseprosessen av det infiltrerte vannet (Preuß et al., 2012). Jern- og mangan kan felles ut, og en stor andel av bakterier, virus, og andre mikroorganismer holdes igjen og brytes ned (Hanson, 2005). Undergrun-

nens mikrobielle barrierekapasitet er nærmere belyst i kap. 2.4.4.

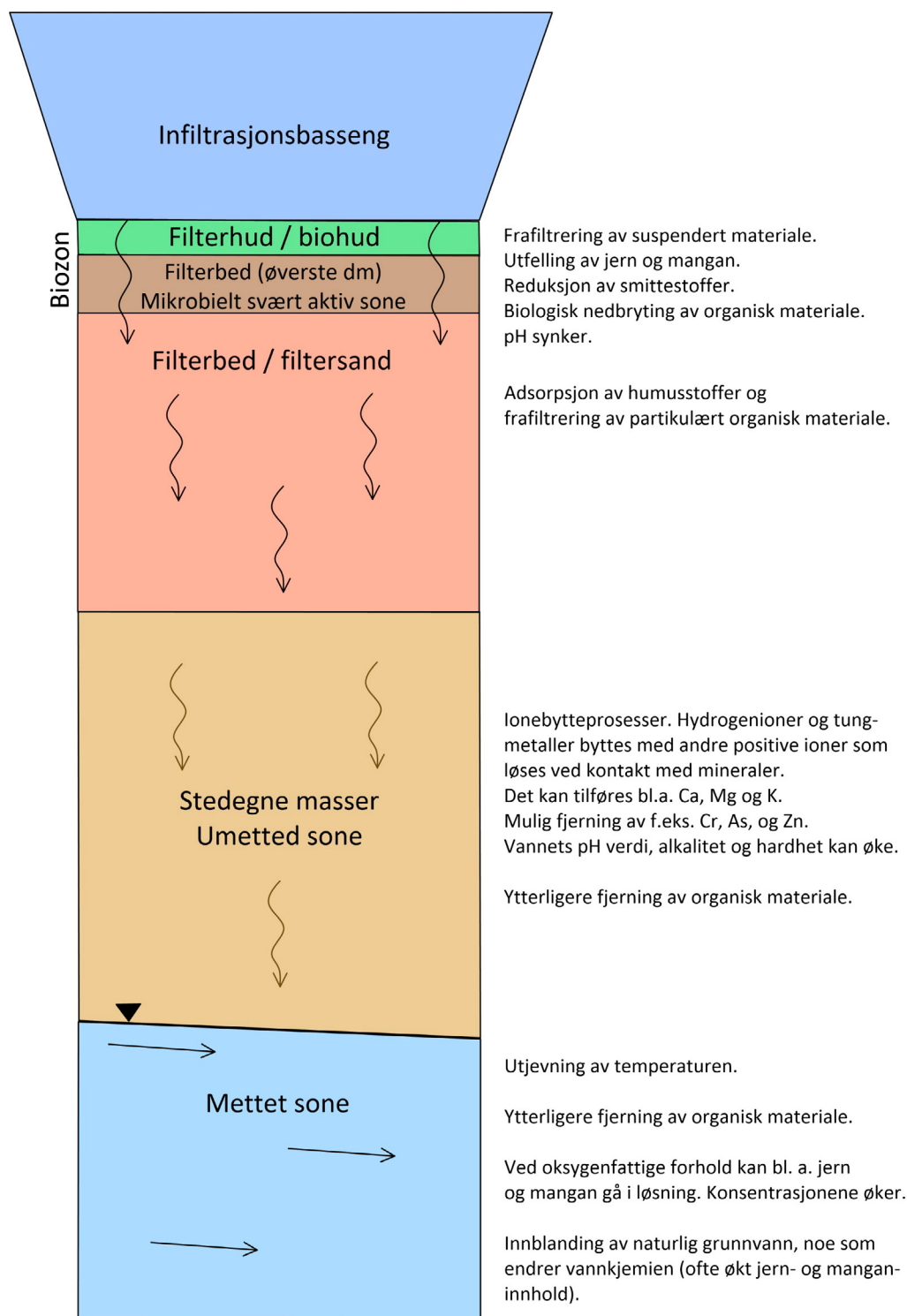
Biologisk nedbrytning av organisk materiale medfører CO₂-dannelse, slik at pH-verdien til infiltrasjonsvannet synker ved passasje gjennom det øverste filterlaget.

Humusstoffer adsorberes og partikulært organisk materiale filtreres og holdes tilbake i det fine pore-systemet (Hanson, 2005).

Ionebytteprosesser kan føre til en økning i vannets pH, alkalitet og hardhet, samt til tilbakeholdelse av mange tungmetaller. For de fleste metaller ligger renseeffekten mellom 50 og 100 %, deriblant arsen, krom, sink, bly, og kadmium. Det er imidlertid funnet lav renseeffekt på metaller som tinn, selen, sølv, kvikksølv og beryllium (Fløgstad, 1984).

Sulfat og klorid påvirkes i ubetydelig grad av filtreringen. Dette innebærer at det ikke kan dannes drikkevann av å infiltrere saltvann gjennom filterbed og jordmasser (Fløgstad, 1984). Fosfat derimot kan fjernes til en viss grad ved en ionebrytning i det naturlige jordlaget, som har bedre bindeevne enn sand (Lindbak 1979).

4) Hanson (2005, VA-Forsk rapport) oppgir typisk oppgitte infiltrasjonsbelastning på 1000-3000 mm/dag, noe som er flere tusen ganger større enn den naturlige infiltrasjonen.



Figur 2-12. Skjematisk profil av undergrunnen under et infiltrasjonsbasseng og de ulike renseprosesser som kan forekomme mot dypet. Tegningen er modifisert etter Hanson, 2005 (VA-Forsk rapport).

2.4.4. Mikrobiell barriereeffekt ved styrt infiltrasjon

I Norge skal kildebeskyttelsen og vannbehandlingen til sammen gi tilstrekkelige barrierer mot smittestoffer i drikkevann. Mikrobielle barrierer⁵⁾ i vannforsyningen er tiltak i vanntilslagsområdet, i råvanskilden eller i vannbehandlingen som hindrer tilførsel av, fjerner eller inaktiverer smittestoffer i drikkevann til et nivå hvor de ikke lenger utgjør en helserisiko. Begrepet «tilstrekkelige» barrierer betyr at det rettes fokus mot hvilke barrierer som til sammen gir helsemessig trygt drikkevann (Mattilsynet 2017). Barrierene bør være av ulik karakter og fungere uavhengig av hverandre, slik at svikt i én barriere ikke medfører svikt i andre barrierer.

For tilstrekkelig barriere mot smittestoffer, krever drikkevannsforskriften at det skal inngå minst en vannbehandlingsmetode som fjerner eller inaktiverer smittestoffer, i tillegg til kildebeskyttelsen. Unntak kan gjøres dersom vannforsyningssystemet har grunnvannskilde og farekartleggingen etter § 6 tilsier at det ikke er nødvendig (Helse- og omsorgsdepartementet 2017). Det anbefales generelt at vannverk med grunnvannsutttak likevel etablerer et desinfeksjonstrinn, på grunn av generelt økt kunnskap om risiko knyttet til vannbårne sykdomsutbrudd.

Prosesser og påvirkende faktorer

Mikrobiell barriereeffekt styres av to hovedprinsipper:

- Fysisk/kjemisk fjerning fra vannfasen gjennom tilbakeholdelse av mikroorganismer i et filtermedium/porøst medium
- Inaktivering eller utdøing av mikroorganismer i vannfasen eller på en partikkelflate

Ved styrt infiltrasjon og påfølgende grunnvannsutttak vil begge disse prosessene samlet sett bidra til mikrobiell barriereeffekt, både i umettet sone (over grunnvannspeilet) og i mettet sone (grunnvannssonen):

- Ved tilbakeholdelse gjensettes mikroorganismen i filtermassen ved filtrering eller siling, og fjernes dermed fra vannfasen. Hvorvidt det er filtrering eller siling som bidrar til fjerningen, avhenger av størrelsen til mikroorganismen i forhold til porestørrelsen på filtermaterialet. Ved styrt infiltrasjon og annen grunnvannstrømning vil begge disse mekanismene fremmes når infiltrasjonsvannet eller grunnvannet har lav transporthastighet og lang oppholdstid (kontaktid), og løsmassene er av en slik karakter at de fremmer hydrokjemisk interaksjon mellom mikroorganismer og partikkeloverflaten.

- Når smittestoffer inaktiveres eller dør, svekkes smittestoffenes evne til å infisere en sårbar vert ved at smittestoffet mister sin evne til å feste seg til/invadere en vertscelle, eller ved at det sykdomsfremkallende replikasjonsmaterialet ødelegges. Smittestoffet kan altså fortsatt finnes i vannfasen, men utgjør ikke lenger noen risiko ved inntak. I grunnvann i kaldt klima vil den mikrobielle barriereeffekten som oppstår ved inaktivering som regel være mindre enn barriereeffekten fra tilbakeholdelse i løsmassene ved filtrering eller siling (Kvitsand, Ilyas og Østerhus 2015).

Flere forhold påvirker mikrobiell barriereeffekt ved styrt infiltrasjon og grunnvannsutttak, slik som egenskaper hos mikroorganismene, infiltrasjonsvannet, naturlige løsmasser og infiltrasjonsmediet, samt infiltrasjonsanleggets utforming og drift. Ved vannforsyning med styrt infiltrasjon og fra naturlige grunnvannskilder, anses virus ofte som den mest kritiske av de tre hovedgruppene (virus, bakterier og protozoa) av smittestoffer (Shcjiven og Hassanizadeh 2000). Dette skyldes at virus har liten størrelse og dermed høyt gjennomtrengningspotensial i porøse medier, et robust ytre lag som gir lang overlevelsestid, og lavt dose-responsforhold for en del virus (det kreves få viruspartikler for å forårsake sykdom). Internasjonalt er det rapportert at særlig virus kan transporteres flere hundre meter, og "overleve" i flere måneder i grunnvannet under spesifikke naturforhold (John og Rose 2005; Sidhu, et al 2015; Schijven, et al. 2016). Potensialet for lange transportavstander og lang overlevelse for patogene virus i grunnvann utgjør en helserisiko dersom ikke tiltak iverksettes. Også parasitter (protozoa) vil overleve lenge i kaldt og mørkt vann, mens en rekke bakterier vil dø eller inaktiveres raskere enn disse to gruppene. Samtidig kan bakterier under gitte lokale forhold holdes tilbake i mindre grad enn virus og parasitter, avhengig av faktorer som påvirker massetransport og fysisk-kjemisk interaksjon mellom partikkeloverflaten og mikroorganismen (se Kvitsand (2018) for mer informasjon).

Undergrunnens mikrobielle barrierekapasitet

Virus og andre smittestoffer fjernes naturlig fra vann i grunnen gjennom tilbakeholdelses- og inaktiveringsmekanismer når vannet filtrerer gjennom porer i sand og grus. Reduksjonen i konsentrasjon av mikroorganismer har blitt undersøkt både ved kolonneforsøk på laboratoriet, i fullskala feltforsøk og ved fullskala undersøkelser ved operative vannverk i en rekke land. Både laboratorie- og fullskala forsøk har vist at filtrering gjennom løsmasser fjerner smittestoffer fra infiltrasjonsvannet, og at

5) Begrepet hygieniske barrierer omfatter både tiltak mot smittestoffer og tiltak mot kjemiske stoffer i vann som kan utgjøre helsefare ved inntak (Helse- og omsorgsdepartementet 2017).

fjerningshastigheten ofte er størst i starten av filtreringen og avtar med økende avstand (Kvitsand, et al. 2015; Medema og Stufzand 2002; Shciven og Hassanizadeh 2000). Denne ikke-lineære fjerningen forklares ut fra heterogeniteter i mikroorganismepopulasjonen og/eller i de fysiske-kjemiske egenskapene til infiltrasjonsmaterialet eller i akviferen (Schijven, et al. 1999).

For å tallfeste fjerningen av smittestoffer fra vann, benyttes gjerne begrepet «log-reduksjoner», også «Decimal Elimination Capacity (DEC)»:

$$DEC = \log_{10} \frac{C_{inn}}{C_{ut}}$$

Der C_{inn} er gjennomsnittskonsentrasjon i infiltrasjonsvannet og C_{ut} er gjennomsnittskonsentrasjon i infiltratet etter en gitt transportavstand. Undersøkelse av log-reduksjon og mekanismer som bidrar til log-reduksjonen kan utføres ved eksperimentelle forsøk der det injiseres en bestemt mengde modellpatogener⁶⁾ og sporstoffer med infiltrasjonsvannet, og der gjennombruddskurven til modellen og sporstoffet måles over tid. For beregning av log-reduksjon ved slike undersøkelser benyttes maksimalkonsentrasjonen (C_{max}) i gjennombruddskurven istedenfor gjennomsnittskonsentrasjonen i infiltratet (C_{ut}) (Shciven og Hassanizadeh 2000; Pang 2009; Hijnen 2009).

Nedenfor presenteres resultater fra et utvalg undersøkelser utført under forhold som er sammenlignbare med norske naturforhold:

Transport av virus i umettet og mettet sone i kolonneforsøk med naturlig sand og grus fra Gråbo, Sverige (Lundh, et al. 2006).

Reduksjon av bakteriofagene ϕ X174 og MS2 ble målt i fem kolonner med 5,4 m naturlig sand og grus, etter 1 m, 2 m og 4 m transport (oppholdstid 13–44 timer) gjennom umettet sone og 2 m transport (oppholdstid 39 timer) gjennom mettet sone. Viruskonsentrasjonen ble redusert med 1,5 $\log_{10}$ etter 2 m filtrering i umettet sone, og 3 $\log_{10}$ etter 4 m i umettet sone. Dette tilsvarer en barrierekapasitet på $0.73 \pm 0.4 \log_{10}/m$. Reduksjonen var større i umettet sone enn i mettet sone, og størst reduksjon ble observert i løpet av den øverste meteren. Tilsats av jernoksidbelagt olivinsand i filtermaterialet forsterket virusreduksjonen i umettet sone til totalt 4–5 $\log_{10}$ for MS2 og 5–6 $\log_{10}$ for ϕ X174.

Transport av virus i umettet sone i kolonne og mettet sone i en kunstig oppbygget akvifer med naturlig grov sand i Kokemäenjoki, Finland (Niemi, et al. 2004)

Reduksjon av bakteriofag MS2 ble undersøkt ved umettet strømming gjennom en 5 m høy kolonne og ved vannmettet strømming gjennom en 2 x 2 x 18 m kunstig oppbygget sandavsetning dekket med plast. Konsentrasjonen av bakteriofager i infiltratet var redusert med omtrent 4,3 $\log_{10}$ ved utløpet av kolonnen, dvs. en barrierekapasitet på omtrent 0,85 $\log_{10}/m$ i umettet sone. Konsentrasjonen ble redusert med ytterligere 2–3 $\log \log_{10}$ etter filtrering i mettet sone.

Transport av virus i vannmettet sone i en naturlig elveavsetning i Klæbu, Norge (Kvitsand et al. 2015 og Kvitsand 2016)

Reduksjon av bakteriofagene ϕ X174 og MS2 ble målt i mettet sone i en sand- og grusavsetning ved Nidelva, sør for Trondheim. Bakteriofagene ble injisert med stedegent grunnvann direkte i mettet sone omtrent 4 m under terreng, og virusreduksjonen ble målt ved prøveuttak fra brønner plassert i grunnvannsstrømmens hovedretning mot en produksjonsbrønn i en avstand på 38 m. Naturlig grunnvannsstrømming ble kartlagt på forhånd ved hjelp av sporstofforsøk med klorid. Korrigert for fortykning med stedegent grunnvann, ble viruskonsentrasjonen redusert med 2,5 log etter 4 m transport (0,5 døgn oppholdstid) og 4,1 log i produksjonsbrønnen (avstand 40 m, 2 døgn gjennomsnittlig oppholdstid). Reduksjonen skyldtes hovedsakelig tilbakeholdelse i løsmassene ved irreversibel adsorpsjon; bidraget fra inaktivering var neglisjerbart (0,007 log/d).

Transport av virus gjennom fersk og brukt filtermasse til infiltrasjonsbasseng (Mayotte et al. 2017)

Mayotte et al. (2017) undersøkte reduksjon i viruskonsentrasjon i filtermasse som benyttes i infiltrasjonsbasseng. Filtermassen hadde vært brukt i infiltrasjonsbasseng i en periode på 8 år, og hadde 15 ganger høyere innhold av organisk karbon sammenlignet med fersk naturlig sand. Undersøkelsen viste at reduksjonen ble redusert over tid, trolig på grunn av etablering av et organisk lag på sandkornene i «gammel» sand som forhindret permanent adsorpsjon av virus til sandkornene. Studien indikerer dermed redusert barriereeffekt i infiltrasjonsmassene over tid.

6) Det benyttes ofte bakteriofager som surrogat for humanpatogene virus i slike forsøk, og indikatorbakterier som surrogat for humanpatogene bakterier og sporer av parasitter.

Oppsummering og anbefalinger

Studier av mikrobiell barriereeffekt ved filtrering av vann i undergrunnen har vist at mesteparten av reduksjonen i konsentrasjon av smittestoffer i vannet skjer i løpet av de første 5–10 meterne av transport i undergrunnen, og at det kan oppnås 2–3 log-reduksjoner allerede etter 3 m transport – avhengig av oppholdstiden og vannmetningsgraden. Log-reduksjonen øker generelt med økende transportavstand og oppholdstid.

Reduksjonen oppstår som følge av irreversibel filtrering i løsmassene, det vil si at det er sterke bindinger mellom smittestoffet som er adsorbent til overflaten på sandkornene, og som gjør at smittestoffet er permanent festet til kornet. Reduksjonen avtar i filtermasse der overflaten på filtermassen (her: sand og grus) er dekket med organiske forbindelser, som gir svakere eller redusert adsorpsjon av smittestoffer til overflaten.

Filtrering av vann gjennom undergrunnen kan samlet sett bidra til stor fjerning og/eller inaktivering av smittestoffer i vann. Selv om den gjennomsnittlige fjerningen er stor, eksisterer en viss risiko for mikrobiell forurensning av infiltrasjonsvann på grunn av «kortslutning» i strømningsveier gjennom grovere kanaler i undergrunnen med høyere transporthastighet og mindre rensegrad enn i omkringliggende masser (Kvitsand 2016). Også vannverk basert på induert infiltrasjon og styrt infiltrasjon bør derfor etablere et desinfeksjonstrinn for sikker slutt desinfeksjon. For eksempel kan UV-desinfeksjon gi en rimelig og effektiv hygienisk barriere ved grunnvannsanlegg, forutsatt at grunnvannet har lavt partikkelinnhold/høy UV-transmisjon.

Grundige steds spesifikke undersøkelser av både infiltrasjonsvann og hydrogeologiske grunnforhold må gjennomføres for å kunne vurdere mikrobiell barriereka-

pasitet i undergrunnen ved et planlagt eller etablert anlegg. I [Veiledning i mikrobiell barriereanalyse \(MBA\)](#) (Ødegaard, et al. 2014) foreslås følgende log-kreditt som en tommelfingerregel for mikrobiell vannkvalitetsforbedring ved styrt infiltrasjon av overflatevann gjennom løsmasser, med utgangspunkt i infiltrasjonsvannets råvannskvalitet:

Tabell 2-1: Maksimal log-kreditt for mikrobiell vannkvalitetsforbedring ved infiltrasjon.

Infiltrasjonsvannets oppholdstid i umettet og mettet sone	Maksimal log-kreditt
> 60 døgn*	3,0b + 2,5v + 3,0p
30 – 60 døgn	2,5b + 2,0v + 2,5p
15 – 30 døgn	2,0b + 1,5v + 2,0p
3 – 15 døgn	1,5b + 1,0v + 1,5p

** I mange norske grunnvannskilder brukt til styrt eller naturlig infiltrasjon av vann, vil vannet sjelden oppnå 60 døgns oppholdstid i mettet sone. Dette gjelder også norske anlegg basert på induert infiltrasjon, der begrenset utstrekning på løsmasseavsetningen ofte resulterer i en kortere oppholdstid fra elvebredden/innsjø og frem til brønnpunktet.*

For mer informasjon om hygieniske barrierer ved beskyttelse av vannkilden og ved vannbehandling, henvises til følgende litteratur:

- Veiledning til mikrobiell barriereanalyse (MBA) (Ødegaard, et al. 2014)
- Rapid bacteriophage MS2 transport in an oxic sandy aquifer in cold climate: Field experiments and modelling (Kvitsand, et al. 2015)
- Mikrobiologisk riskbedømming av grundvattentekter (Åström, et al. 2016)
- Grunnvannskilden som hygienisk barriere (Kvitsand 2018)

Hvilke smittestoffer behøver vi en mikrobiell barriere mot?

Smittestoffer som kan forårsake sykdom hos mennesker via drikkevann (såkalte vannbårne smittestoffer) er hovedsakelig av fekal opprinnelse, det vil si at de finnes i ekskrementer fra dyr og mennesker. Smittestoffene kan gi infeksjon hos mennesker når vann forurenses med smittestoffer inntas av en sårbar vert. Hvorvidt sykdom oppstår, avhenger av type mikroorganisme, konsentrasjonen av smittestoffet i vannet som inntas, samt vertens sårbarhet (WHO 2011). Vannbårne smittestoffer gir som regel selvregulerende mage-tarmsykdom hos i utgangspunktet friske mennesker, men kan være alvorlig for personer med fra før av nedsatt immunforsvar. Andre eksempler på vannbårne sykdommer er gulsott (hepatittvirus), thularemi og polio.

Ut fra størrelse og økende funksjonell kompleksitet, deles vannbårne smittestoffer gjerne inn i tre hovedgrupper: virus ($d = 20 - 200 \text{ nm}$), bakterier ($d = 0.7 - 1.5 \text{ }\mu\text{m}$) og protozoa ($d = 4 - 14 \text{ }\mu\text{m}$) (Pedley, et al 2006). I Norge er det registrert vannbårne sykdomsutbrudd knyttet til alle disse tre hovedgruppene. De vanligste smittestoffene har vært norovirus og *Campylobacter*, mens den protozoiske parasitten *Giardia* forårsaket et av de største vannbårne sykdomsutbruddene her til lands, i Bergen i 2004 (Eikebrokk, et al 2006). Det siste store utbruddet skjedde på Askøy i 2019, da rundt 2 000 mennesker ble syke av *Campylobacter* (Eikebrokk, et al 2020)

3. Bruk av infiltrasjon til vannforsyning

Bruk av infiltrasjon til vannforsyning og andre vannforvaltningsformål har globalt sett økt med 5 % per år siden 1960-tallet. Metoden benyttes særlig i Australia, USA, India, Kina, Sør-Afrika, Italia, Frankrike, Spania, Nederland, Tyskland, Sverige og Finland, og utgjør etter hvert en vesentlig andel av drikkevannsforsyningen internasjonalt (Dillon, et al. 2018).

I Norge produseres 87 % av alt drikkevann fra overflatevannkilder (innsjøer, elver og bekker) og omtrent 13 % fra grunnvannskilder (Steinberg, et al. 2021). Av grunnvannskildene utgjør grunnvann i løsmasser

størstedelen av drikkevannet som produseres fra norske grunnvannsanlegg. Mange av disse vannverkene tar ut vann som står i hydraulisk kontakt med et vassdrag, der grunnvannsuttaget induserer infiltrasjon av overflatevann inn mot brønnene. Det finnes ingen egen statistikk over bruken av infiltrasjonsteknikker i norsk vannforsyning, da vannverk med infiltrasjonsanlegg innrapporteres som grunnvannsanlegg i den norske vannverksstatistikken.

3.1. Sverige

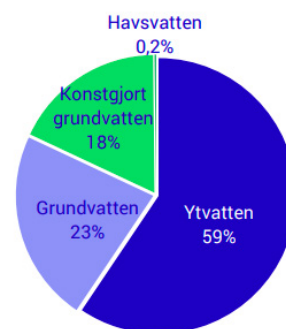
Sverige var ett av landene som kom tidligst i gang med å ta i bruk infiltrasjonsteknikker til vannforsyning, da vannledningssjef og professor J. G. Richert på slutten av 1800-tallet lanserte infiltrasjon fra Gøta elv for å øke kapasiteten ved Alelyckan vannverk og vannforsyningen til Gøteborg. Vannverket ble etablert i 1884 med infiltrasjonsbrønner. På grunn av dårlig uttakskapasitet ble vannverket utvidet med infiltrasjonsbasseng i 1889 (Hanson 2000; Svensson 2019). Frem til år 1910 prosjekterte Richert omkring 25 kommunale grunnvannsanlegg, hvorav et par av disse senere ble utbygd med bassenginfiltrasjon (Hanson 2000).

Vannbehovet i Sverige var på starten av 1900-tallet ikke større enn at naturlig grunnvannsdannelse ga tilstrekkelig kapasitet ved grunnvannsverkene. Utover første halvdel av 1900-tallet økte urbaniseringen og moderniseringen av boligområder og industri, og vannbehovet økte. Dette bidro til at utbyggingen av infiltrasjonsanlegg skjøt fart, og innen 1950-tallet var det bygget ut mer enn 30 infiltrasjonsbasseng i Sverige. I etterkrigstiden ble stadig flere infiltrasjonsbasseng satt i drift, og i 1994 var det etablert 137 vannverk med infiltrasjon. Denne statistikken inkluderte vannverk med bassenginfiltrasjon, samt vannverk med re-infiltrasjon av grunnvann og vannverk med indusert infiltrasjon. Disse sto til sammen for 24 % av Sveriges totale drikkevannsproduksjon (Hanson 2000).

Det skilles i dag mellom vannverk basert på «overflatevann», «konstgjord grundvatten» og «grunnvann» i den svenske vannforsyningsstatistikken. «Konstgjord grundvatten» er vannverk med infiltrasjonsbasseng, der overflatevann infiltreres gjennom sandfilter og ned til en sand- og grusavsetning for å forsterke grunnvanns-

dannelsen. Vannverk med indusert infiltrasjon inngår i statistikken sammen med «grunnvann». I 2020 var det omtrent 90 vannverk i kategorien «konstgjord grundvatten» i Sverige. Disse vannverkene produserer 18 % av alt⁷⁾ drikkevannet i Sverige (figur 3-1), mens de 170 overflatevannverkene produserer 59 %. Som i Norge er de fleste grunnvannsanleggene små, og produserer 23 % av alt kommunalt drikkevann (Statistiska centralbyrån 2020). Styrt infiltrasjon brukes i Sverige primært til å øke uttakskapasiteten ved grunnvannsanlegg og til kvalitetsforbedring av overflatevann (Hägg 2018, Hanson 2000).

Fördelning av det kommunala vattnet 2020 efter typ av vatten, procent
Public water in 2020 by type of water, percent



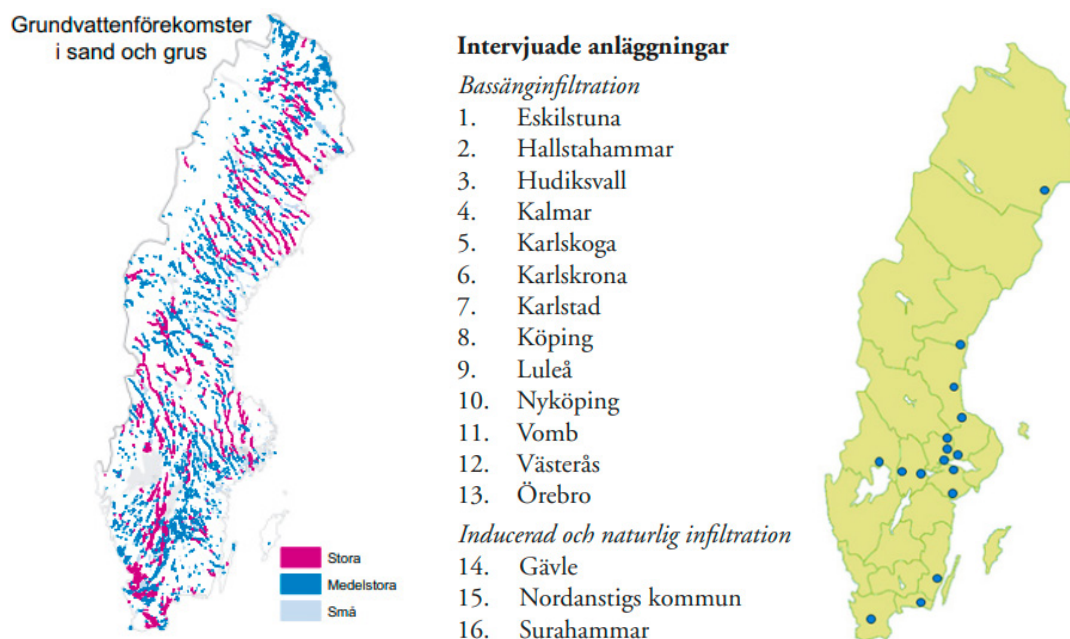
Figur 3-1. Fordeling av råvannskilder i kommunal vannforsyning i Sverige (Statistiska centralbyrån 2020).

Sveriges relativt store forekomster av hydrogeologisk sett gunstige sand- og grusavsetninger (figur 3-2) (se nærmere beskrivelse i kap. 5) har bidratt til at kunstig, eller styrt, infiltrasjon har fått såpass stor utbredelse i vannforsyningen i Sverige. Metoden benyttes i dag fra

7) Årlig produseres 874 millioner m³ drikkevann ved kommunale vannverk i Sverige (Statistiska centralbyrån 2020).

Skånekysten i sør, til Luleå i Norrbotten, nord i Sverige (figur 3-2). I indre deler av nord-Sverige finnes få eller ingen infiltrasjonsanlegg, ettersom de fleste tettstedene i nord-Sverige er små og kan forsynes fra grunnvannskilder med naturlig infiltrasjon uten kapasitetsøkning

(Hanson 2000). I tillegg har overflatevannet i denne regionen tradisjonelt hatt nokså god kvalitet, og kan benyttes som drikkevann uten altfor omfattende vannbehandling.



Figur 3-2. Venstre: iselvavsetninger/breelvavsetninger (SGU 2009). Høyre: Plassering av utvalgte infiltrasjonsanlegg fra en svensk undersøkelse om driftserfaringer fra 16 infiltrasjonsbasseng og tre anlegg med indusert infiltrasjon (Hägg et al. 2018).

De fleste infiltrasjonsanleggene i Sverige er etablert med bassenginfiltrasjon, mens dyp- og sprinklerinfiltrasjon benyttes så å si ikke. Indusert infiltrasjon benyttes i noe grad, gjerne også i kombinasjon med bassenginfiltrasjon (Hägg et al. 2018).

Hägg et al. (2018) undersøkte driftserfaringer fra 16 svenske vannverk med bassenginfiltrasjon og/eller indusert infiltrasjon (figur 3-2, tabell 3-1). Vannverkene varierer i størrelse, utforming og drift, avhengig av geografisk beliggenhet, gjeldende natur-

forhold og vannforsyningsbehovet lokalt. Ved 13 av de undersøkte vannverkene benyttes bassenginfiltrasjon (vannverk nr. 1 – 13 i tabell 3-1), mens tre vannverk benytter indusert infiltrasjon (vannverk nr. 14 – 16). Fem av vannverkene med bassenginfiltrasjon (nr. 3, 7, 10, 11 og 12) infiltrerer vann fra innsjøer, mens de resterende åtte infiltrerer vann fra elv. Av vannverkene med indusert infiltrasjon induseres strømning fra innsjø ved ett vannverk (nr. 15), de øvrige to induserer strømning fra elv.

Tabell 3-1. Sammenstilling av nøkkeldata ved 16 svenske vannverk med infiltrasjonsbasseng (vannverk nr. 1 – 13) og induisert infiltrasjon (vannverk nr. 14 – 16) (Hägg et al. 2018).

Nr.	Anlegg	Produksjon [m³/døgn]	Hydraulisk belastning [m/døgn]	Umettet sone [m]	Avstand inntak/uttak [m]	Oppholdstid inntak/uttak [døgn]	Infiltrasjonsareal [m²]	Andel naturlig grunnvann [%]
1	Eskilstuna	25 000	3,3	14	300	12	800	<10 (anslag)
2	Halstahammar	4 500	1,4	-	125	40	1800	-
3	Hudiksvall	5 000	3,6	5	450	90	1 000	50
4	Kalmar	16 000	1,5	10	550	20	11 000	50
5	Karlskoga	12 000	1,5	9,5	500	21	11 000	33
6a	Karlskrona, Vång	12 240	4,9	2,5	275	21	2 500	10
6b	Karlskrona, Hillerslätt	12 240	4,9	4,5	275	40	2 500	10
7	Karlstad	20 600	3,1	14	165	21	10 000	12,5
8	Köping	6 000	1,47	4,8	2000	14	3 000	20
9	Luleå	19 000	1,38	10	300	60	20 000	25
10	Vomb	86 400	0,4	4	200	30	140 000	12,5
11	Nyköping	15 000	1,2	12	1000	14	10 000	20
12	Västerås, Hässlö	40 000	2,5	15	800	21	8 000	7,5
13	Örebro	33 700	1,9	10	155	14 og 120	22 000	< 5
14	Gävle	22 500	-	13 a	1000b, 4 500a	100b og 4	8 500 a	-
15	Nordanstigs kommun	250	6 a	5 a	28b, 5a	21	180 a	< 10 (anslag)
16	Surahammar	3 500	6,2 a	-	100 a		340 a	-

^a data for re-infiltrasjon

^b data for induisert infiltrasjon

Gjennomsnittlig drikkevannsproduksjon ved vannverkene med bassenginfiltrasjon varierer fra 50 – 70 l/s (Halstahammar, Hudiksvall og Köping) til 1000 l/s (Vomb vannverk, som forsyner Malmö by med 300 000 innbyggere), noe som gjenspeiler variasjonen i anleggenes infiltrasjonsflate (tabell 3-1).

Estimert mektighet på umettet sone er ≥ 10 m ved omtrent halvparten av anleggene, mens den ved øvrige anlegg er rundt 5 m. Fem av vannverkene har relativt lang avstand mellom infiltrasjonsområdet og pumpebrønn (0,5 – 2 km). De øvrige åtte anleggene har noe kortere avstand mellom infiltrasjonsbasseng og brønn (125 – 450 m). Også estimert gjennomsnittlig oppholdstid i grunnen for infiltrasjonsvannet varierer mellom de ulike anleggene, fra opp mot to uker i Eskilstuna til opp mot 3 måneder i Kalmar. Sammenstillingen viser også betydelige forskjeller i estimert andel infiltrert vann i uttaksvannet; fra 50 – 95 %.

Vannverkene har fra ett til ti infiltrasjonsbasseng, og dermed varierer også driften av disse anleggene; anlegg med flere basseng alternerer driften mellom bestemte basseng over et visst tidsrom, mens anlegg med kun ett

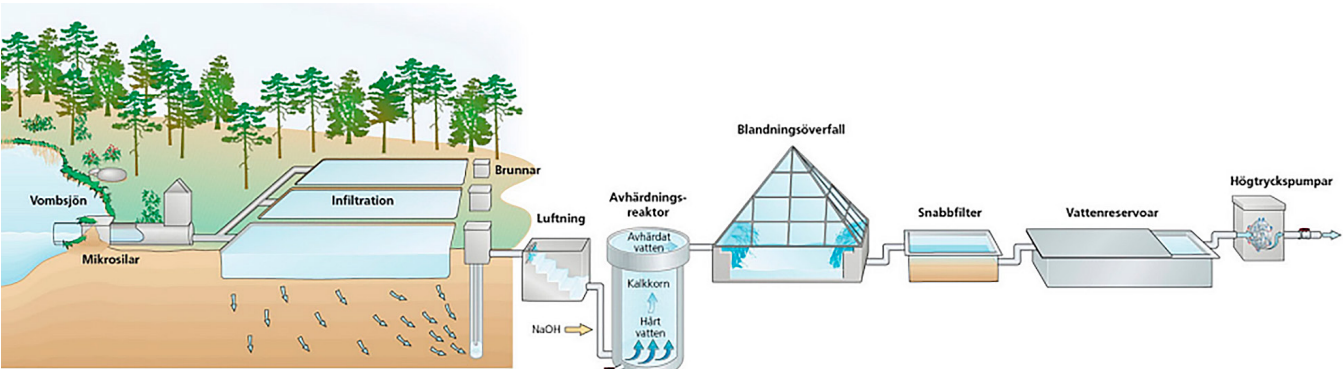
basseng infiltrerer kontinuerlig gjennom dette bassenget. Også antallet pumpebrønner varierer, avhengig av størrelsen på vannverket. Enkelte vannverk har hatt utfordringer med jern og mangan i uttaksbrønner, og har stengt av disse og etablert nye brønner ved lokasjoner med redoksforhold som lokalt gir lavere innhold av jern og mangan.

Alle vannverkene med bassenginfiltrasjon forbehandler overflatevannet før det infiltreres gjennom infiltrasjonsbassengene (tabell 3-2). Unntaket er Halstahammar, der elvevann føres direkte til en inntaksbrønn for å sikre konstant strømming til anleggets to infiltrasjonsbasseng. Fem av anleggene etterbehandler uttaksvannet ved hurtigfiltrering og kontaktfiltrering (ett vannverk) eller lufting (fire vannverk) (eksempelvis Vomb vannverk, figur 3-3).

Tabell 3-2. Oversikt over forbehandlings- og etterbehandlingsmetodene som benyttes ved 16 svenske vannverk (FB = forbehandling; EB = etterbehandling) (Hägg et al. 2018).

Nr	Anläggning	Mikrosilning	Snabb-filtrering	Kemisk flokning och sedimente-ring/flotation	Kontakt-filtrering	Membran-filtrering	Luftning	Åter-infiltration
1	Eskilstuna	FB	FB, EB				EB	
2	Hallstahammar							
3	Hudiksvall		FB, EB				EB	
4	Kalmar	FB			FB			
5	Karlskoga	FB			FB			
6	Karlskrona	FB	EB		FB		EB	
7	Karlstad		FB	FB				
8	Köping		FB					
9	Luleå		FB, EB		FB, EB			
10	Nyköping	FB						
11	Vomb	FB	EB				EB	
12	Västerås	FB	FB	FB				
13	Örebro		FB	FB				
14	Gävle ¹					FB	EB	EB
15	Nordanstigs kommun ¹						EB	EB
16	Surahammar ¹						EB	EB

¹ Verket använder inducerad infiltration
 FB: Förbehandling
 EB: Efterbehandling



Figur 3-3. Vombverket vannverk i Skåne (Sydvatten.se, 2023).

Ett av de viktigste vannbehandlingsmålene ved bruk av infiltrasjonsmetoder er å redusere innholdet av organisk materiale, i tillegg til å redusere innholdet av smittestof-fer og andre mikroorganismer som påvirker hygienisk kvalitet og biostabiliteten på distribusjonsnettet. Erfaringstall fra de 13 svenske vannverkene med bassenginfiltrasjon viser at innholdet av organisk materiale reduseres med 60 – 80 % over infiltrasjons-trinnet (basseng og etterfølgende infiltrasjon gjennom grunnen), representert ved reduksjon i kjemisk oksygen-

forbruk (COD_{Mn}) (tabell 3-3). Ett vannverk (Karlskrona) hadde generelt lavere rensegrad (20 %) enn de øvrige vannverkene. Dette vannverket har liten mektighet på umettet sone (2,5 m og 4,5 m) sammenlignet med øvrige vannverk vist i tabell 3-1. Sammenstillingen av resultatene viser ellers ingen entydig sammenheng mellom rensegrad og enkeltvariablene mektighet umettet sone, oppholdstid, avstand eller hydraulisk belastning.

Tabell 3-3. Oversikt over vannkvalitetsparametere for råvann (RV), infiltrasjonsvann (IV), brønnvann (BR) og drikkevann (DV) ved 16 svenske vannverk med infiltrasjonsanlegg (Hägg et al., 2018).

Nr.	Anlegg	pH				COD [mg/l]					TOC [mg/l]			Farge [mg/l Pt]			
		RV	IV	BR	DV	RV	IV	BR	DV	RG	RV	IV	DV	RV	IV	BV	DV
1	Eskilstuna	7,7	-	7	7,9	8,1	-	3,5	3,3	0,57	10,3	-	5,3	35	-	10	10
2	Halstahammar	7,2	-	7	-	8,8	-	-	-	-	-	4,1	-	40	-	30	-
3	Hudiksvall	6,7	-	6,8	8,1	10	-	4	2	0,6	-	-	-	50	-	<5	10
4	Kalmar	7	7,9	6,9	8,1	17	4,7	-	1,3	0,72	18,7	6,4	2,4	139	10,4	<5	<5
5	Karlskoga	7,1	6,8	-	8,1	9,1	2,4	0,76	-	0,69	9	3,34	< 2	79,4	5,9	-	<5
6a	Karlskrona, Vång	7,1	8,5	6,5	-	28	5	4,1	1,1	0,18	23,7	6,25	2,4	250	9,7	10	-
6b	Karlskrona, Hillerslätt	7,1	8,5	6,5	-	28	5	1,8	1,1	0,64	23,7	6,25	2,4	250	9,7	<5	-
7	Karlstad	7,3	8,2	7,1	8,3	5,2	-	-	1,3	0,75	5,1	-	1,8	25	-	<5	<5
8	Köping	6,8	6,8	7,5	8,3	13	13	1,6	2,8	0,88	10,9	-	3,4	-	-	-	-
9	Luleå	6,8	-	6,9	8,4	3,6	-	0,8	0,8	0,78	2,7	-	< 2	33,6	-	<5	<5
10	Vomb	8,3	-	-	8,3	,7	-	-	2	0,7	6,8	-	2,7	17,5	-	-	<5
11	Nyköping	7,6	-	-	8,3	9,3	-	-	3,4	0,63	-	-	-	25	-	-	10
12	Västerås, Hässlö	7,6	-	-	8	10	-	1,5	1,3	-	-	-	-	50	-	-	<5
13	Örebro	7	6,1	-	8,6	20	4	-	1,4	0,65	-	-	-	150	7	-	5
14	Gävle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	Nordanstigs kommun	-	7,5	-	7,9	-	4,2 ^a	-	3,1	0,26 ^a	8,8	-	-	70	-	-	15
16	Surahammar	-	7,1	-	7,8	3,8	2,2 ^a	-	2,1	0,42 ^b 0,05 ^a	-	-	-	-	6 ^a	-	5

^{a)} data for re-infiltrasjon

^{b)} data for indusert infiltrasjon

RV: Råvann/overflatevann

IV: Infiltrasjonsvann/re-infiltrasjonsvann

BR: Brønnvann

DR: drikkevann

RG: rensegrad (IV-DV)/IV

Vannforsyningen i Åre kommune i Jämtland er et godt eksempel på at styrt infiltrasjon gir en fleksibel vannforsyning. Åre by og omegn er en turistdestinasjon, med et varierende vannforbruk over året. To vannverk forsyner Åre by og det tilstøtende tettstedet Duved. I lavsesongen forsyner de to vannverkene de 2500 fastboende i forsyningsområdet, mens de under høysesong (nyttår og påske) forsyner opp mot 30 000 personer. Ved å etablere infiltrasjonsanlegg kan uttaket tilpasses variasjonene i drikkevannsproduksjon. Alternativet til infiltrasjonsanlegg ville ha vært et overflatevannbehandlingsanlegg med høy kapasitet, som ble utnyttet kun en begrenset del av året (Fløgstad, 1984). Vannforsyningen i Åre kommune er nærmere beskrevet og illustrert i vedlegg 8.

3.2. Finland

Basert på erfaringene med infiltrasjonsanlegget i Gøteborg på tidlig 1900-tall, ble det første finske vannverket med styrt infiltrasjon etablert i Vaasa, på vestkysten av Finland, i 1929 (Katko, Lipponen og Rönkä 2006). Ettersom mange finske grunnvannskilder er relativt små, dominerte fortsatt overflatevann som råvannskilde til vannforsyningen også de neste tiårene. Etter etableringen av den Nasjonale Vannadministrasjonen i 1970, har bruken av grunnvann og styrt infiltrasjon økt gradvis, og utgjorde i 2017 hhv. 50 % og 17 % av drikkevannsproduksjonen i Finland. I 2017 var det 26 infiltrasjonsanlegg til drikkevannsforsyning i Finland. Disse produserer samlet sett omtrent 17 % av alt drikkevannet, og er dermed relativt store anlegg sett i norsk målestokk (Jokela, et al. 2017).

Finske infiltrasjonsanlegg varierer i størrelse, utforming og drift, avhengig av de samme betingelsene som for infiltrasjonsanlegg ellers. Gjennomsnittlig drikkevannsproduksjon varierer fra 1–2 l/s ved de minste anleggene (Saarijärvi, Ikaalinen og Kangasniemi) til rundt 200 l/s ved de største anleggene (Laukaa, Pori, Loimaa, Tuusula og Kouvola) (Kurki et al. 2013). Bassenginfiltrasjon er den mest brukte infiltrasjonsteknikken. Sprinklerinfiltrasjon ble introdusert på 1990-tallet og benyttes i noe grad, mens brønninfiltrasjon benyttes kun ved et fåtalls anlegg.

I Finland som i Sverige, benyttes styrt infiltrasjon hovedsakelig for vannbehandling, der hovedhensikten er å redusere innholdet av NOM i overflatevann. Fysiske, kjemiske og mikrobielle prosesser bidrar til å redusere innholdet av NOM i infiltrasjonsvannet med 70–85 %, og med et organisk innhold i uttaksvannet på omtrent 2 mg/l målt i totalt organisk karbon (TOC). Under søkelser har vist at det meste av NOM-fjerningen foregår i mettet sone (Jokela, et al. 2017).

De fleste finske infiltrasjonsanlegg driftes uten forbehandling, det vil si at råvannet ledes direkte fra vannkilden og til infiltrasjonsanlegget, der det infiltreres gjennom grunnen. Et typisk anlegg infiltrerer ubehandlet råvann i et infiltrasjonsbasseng og videre gjennom en underliggende esker, med påfølgende uttak av infiltrert vann fra brønner med et par hundre meters avstand fra infiltrasjonsanlegget. Det tilstrebes minst en måneds oppholdstid, for å oppnå tilstrekkelig fjerning eller nedbrytning av humusforbindelser i undergrunnen (Jokela og Kallio 2015).

Vanlige driftsutfordringer ved finske infiltrasjonsanlegg er utlekking av jern og mangan fra løsmassene til infiltrasjonsvannet, som følge av høyt innhold av naturlig organisk materiale i infiltrasjonsvannet og utvikling av reduserende forhold i grunnvannet på grunn av biologisk nedbrytning av NOM. Utlekking kan reduseres ved kjemisk forbehandling av råvannet for å redusere innholdet av NOM (Jokela et al. 2017).

En annen utfordring ved bruk av infiltrasjonsanlegg i Finland, er interessekonflikter ved båndlegging av arealer til vannforsyningsformål (Jokela et al. 2017). Eskere som er foretrukne områder for infiltrasjonsanlegg, er samtidig populære arealer for rekreasjon, naturvern, grusuttak eller utbygging. Sprinkleranlegg båndlegger vanligvis større arealer enn infiltrasjonsbasseng, mens infiltrasjonsbrønner krever minst areal. En fordel med sprinkleranlegg og infiltrasjonsbrønner er at de ikke medfører andre terrenginngrep enn selve sprinklersystemet eller brønninstallasjonen. De store infiltrasjonsvolumene kan imidlertid medføre endringer i biologisk mangfold lokalt.

3.3. Norge

Grunnvann har vært brukt som drikkevannskilde i Norge i århundrer i form av kilder og gravde brønner til små forsyninger. De første norske borebrønnene i fjell ble boret på øyer i Vesterålen i 1890-årene (NGU 1992), og siden den gang er det boret mer enn 100 000 brønner i fjell. Disse forsyner hovedsakelig enkelthus, gårdsbruk, hytter eller mindre fellesvannverk (Morland 1996), i tillegg til tre større (> 350 000 m³ /år) vannverk (Brumunddal, Værøy og Rakkestad) (Mattilsynet,

www.grunnvanninorge.no), og produserer oppunder 2 % av alt drikkevann i Norge. De første vertikale rørbrønnene i løsmasser ble etablert i 1950-årene (NGU 1992). Løsmassebrønnene står for omtrent 11,4 % av drikkevannsproduksjonen i Norge (Steinberg, et al. 2021).

Bruken av grunnvann til vannforsyning i Norge har økt gradvis siden 1950-årene, og i 2022 var omtrent 40 % av alle norske vannverk som forsyner 50 personer eller

mer basert på grunnvann som råvannskilde i (Steinberg, et al. 2021). Samlet sett produserer disse vannverkene 13 % av alt drikkevann, og er i hovedsak små vannverk.

Det finnes ingen eksakt statistikk over bruken av infiltrasjonsteknikker i norsk vannforsyning, da vannverk med infiltrasjonsanlegg innrapporteres som grunnvannsanlegg i vannverksstatistikken. Vannverk med vannuttak fra løsmassebrønner registreres med kildetype «borebrønn i løsmasser» (Steinberg, et al. 2021). Mange av disse vannverkene er i praksis anlegg med indirekte grunnvannsdannelse gjennom indusert infiltrasjon av vann fra et nærliggende vassdrag. Vannforsyning med indusert infiltrasjon er svært viktig for små og mellomstore tettsteder i Norge og for større byer som Hønefoss, Lillehammer og Elverum (20 000 – 30 000 innbyggere), Alta, Kongsberg, Kongsvinger, Orkdal og Voss (8000 – 20 000 innbyggere) (www.grunnvanninorge.no).

Til tross for at bassenginfiltrasjon er brukt i vannforsyning internasjonalt i over 100 år, er metoden fortsatt lite brukt i drikkevannsproduksjon i Norge. På 1990-tallet var det åtte kjente anlegg med infiltrasjonsbasseng i Norge (NGU 1992): Sandstangen, Ringerike, Rakkestad, Tynset, Skrautvål, Harran, Kongsberg, og Elverum. Av disse er anleggene på Tynset og Elverum fortsatt i drift. Siden 1991 er det etablert minst ni nye infiltrasjonsbasseng ved norske vannverk, i tillegg til Tynset og Elverum (tabell 3-4 og vedlegg 1-7). Av de ni nye anleggene, er to basseng tatt ut av drift og ett er delvis i drift. Øvrige driftes kontinuerlig og inngår i drikkevannsproduksjonen.

Alle anleggene i tabell 3-4 ble opprinnelig bygget som grunnvannsanlegg, med unntak av Tynset vannverk som ble etablert med infiltrasjonsbasseng fra starten av. Anleggene varierer i formål, kapasitet, utforming og funksjon. Ved fire anlegg er formålet kvalitetsforbedring, ved to anlegg både kvalitetsforbedring og økt kapasitet,

mens for fem anlegg er formålet økt kapasitet på eksisterende grunnvannsanlegg. Ved ni av anleggene infiltreres vann fra elv eller innsjø, mens to anlegg er basert på re-infiltrasjon av grunnvann. Kapasiteten på vannverkene varierer fra mindre enn 5 l/s (Lauvsnes og Fosnesmoan) til over 50 l/s (Elverum, Orkdal, Sunndal, Ringerike). Ett anlegg har benyttet infiltrasjon i både basseng og brønner, to anlegg benytter/har benyttet infiltrasjon i brønner, syv anlegg benytter infiltrasjon i basseng, grøft eller direkte på overflaten (sprinklerinfiltrasjon) og ett anlegg benytter styrt infiltrasjon ved bygging av terskler i elv. Når det gjelder driftserfaringer og funksjon i forhold til forventninger er det store variasjoner. For fem av anleggene har det vært få driftsproblemer og anleggene fungerer som forventet både med hensyn til renseeffekt og kapasitet. Fire anlegg har noe krevende drift og/eller fungerer dårligere enn forventet. To anlegg fungerte så dårlig at infiltrasjonsbassenget ble avvirket.

Anleggene har fungert stort sett bra mht. reduksjon av NOM (reduisert fargetall) og hygieniske parametere, samt for avherding i form av redusert innhold av kalsium og magnesium, mens anlegg bygd for fjerning av jern og mangan har fungert dårlig på grunn av driftsproblemer som følge av utfellinger og påfølgende tetting av infiltrasjonsflater eller brønnfiltre.

De største utfordringene ved anleggene er å få gode driftsrutiner, særlig for skifting av filtersand. Videre har erfaringer vist at mange anlegg krever en eller annen form for forfiltrering/forbehandling. Dette gjelder særlig ved infiltrasjon av vann med krevende vannkvalitet, for eksempel jern- og manganholdig vann.

Det er også flere av de små anleggene som er bygd litt tilfeldig og uten at det er gjort tilstrekkelige undersøkelser som grunnlag for plassering og dimensjonering av infiltrasjonsanlegg.

Tabell 3-4. Eksempler på norske vannverk med styrt infiltrasjon.*

Vannverk	Kommune	Formål	Råvann	Forbehandling	Metode	Kommentar
Dovre	Dovre	Vannbehandling (reduksjon av kalkinnhold)			Infiltrasjon i basseng. Har to bassenger som brukes samtidig.	I drift. Bløtgjør vannet. Virker bra. Hadde tidligere bassenger nærmere brønnene, men det ble for kort oppholdstid.
Elverum	Elverum	Kvalitetsforbedring (Mn)	Luftet grunnvann	Luftmetning, Vy-redox	Infiltrasjon i brønner	Fungerer ok. Se vedlegg 2.
Lauvsnes vannverk	Flatanger	Kapasitetsøkning	Åpent inntak i innsjø	Ingen	Infiltrasjon i grøft	I bruk, har fungert ok.
Fosnesmoan	Namsos	Kapasitetsøkning	Innsjø	Ingen	Sprinklerinfiltrasjon fra vannledning og direkte på terreng	Brukes ikke om vinteren. Fungerer OK.
Orkdal vannverk, Doroøya	Orkdal	Kapasitetsøkning	Åpent inntak i Gangåsvatnet	Ingen	Infiltrasjon i basseng	I drift, men dårligere kapasitet enn forventet. Se vedlegg 4.
Rakkestad	Rakkestad	Rensing (Fe)	Grunnvann fra fjellbrønner	Luft/sandfilter	Basseng og brønn	Infiltrasjon i esker. Avsetningen viste seg å være veldig inhomogen, slik at det var utfordrende å få tak i vannet igjen. Ikke i drift lenger. Er erstattet med et tradisjonelt grunnvannsanlegg basert på fjellbrønner.
Ringerike vannverk Kilemoen	Ringerike	Kapasitetsøkning	Lukket vanninntak under Begna (Tjørputten)	Sandfilter	Infiltrasjon i filterbrønn	Problemer med sandfilter og infiltrasjon. Ikke i drift. Se vedlegg 5.
Sunndal vannverk	Sunndal	Kapasitetsøkning og lavere kons. av jern som følge av grunnvann med høyere oksygeninnhold.	Lukket vanninntak under Driva	Inntaksrør 1-2 m under elvebunn gir en forfiltrering gjennom sand og grus.	Infiltrasjon i to åpne basseng	I drift. Fungerer ok. Se vedlegg 6.
Torhaugen vannverk	Levanger	Bedre grunnvannskvalitet, lavere innhold av klorid, natrium og kalsium.	Åpent inntak fra Hoklingen (innsjø)	Ingen	Infiltrasjon i basseng	I drift. Fungerer ok.
Tynset vannverk	Tynset	Kapasitetsøkning og rensing	Auma (elv)	Lufting	Infiltrasjon i basseng	Selvfallsledning, uttak fra kilde/gravd brønn. Fungerer bra. Se vedlegg 7.
Åndalsnes og Isfjorden vannverk	Rauma	Kapasitetsøkning ved økt elveinfiltrasjon	Glutra (elv)	Ingen	Bygging av terskler i elva	Terskler i elva for økt elveinfiltrasjon.

*) Tabellen er utarbeidet med bakgrunn i NGUs datagrunnlag (GiN veileder 11, Granada), opplysninger fra Folkehelseinstituttet og Mattilsynet, egen kjennskap til grunnvannsanlegg, samt direktekontakt med vannverkseiere.

4. Forutsetninger for vannforsyning med styrt infiltrasjon

4.1. Geologiske forhold

Forutsetningen for styrt infiltrasjon er at det finnes en innsjø eller et vassdrag med tilstrekkelig vannføring i nærheten av en løsmasseavsetning som er egnet for lagring og uttak av grunnvann. Løsmasseavsetningen må ha (NGU 1992):

- Tilstrekkelig vannledningsevne (hydraulisk ledningsevne, K^8) for den vannmengden som skal infiltreres. Det vil si at det er ønskelig med høy porøsitet og permeabilitet. Godt sorterte sand- og grusavsetninger er gunstige for formålet.
- God renseeffekt. Renseeffekten er blant annet avhengig av kornenes overflateareal og mineralsammensetning. Det innebærer at finkornige løsmasser har bedre renseeffekt enn grovkornige, men for høyt innhold av finstoff (finsand, silt og leire) vil gi for dårlig hydraulisk ledningsevne.
- Tilstrekkelig mektig umettet sone (markvannssone). Renseeffekten som oppnås ved filtrering gjennom løsmasser er høyere i umettet sone enn i grunnvannssonen (mettet sone) på grunn av blant annet forskjeller i temperatur, tilgang til oksygen, organisk innhold, og strømningshastighet. Mektigheten av den umettede sonen, altså avstand ned til grunnvannsspeilet, er dermed en viktig faktor både for magasinerings- og renseeffekten.
- Tilstrekkelig utstrekning/volum. Denne faktoren er viktig for magasineringssevnen og for vannets oppholdstid i grunnen.
- Lite lagdeling. Tette lag i løsmassene kan medføre at infiltrasjonskapasiteten reduseres og infiltrert vann finner andre veier enn forventet og infiltrasjonsvann går tapt.
- Egnete områder for uttak nedstrøms infiltrasjonsanlegget.

Andre faktorer som må tas hensyn til er eventuell økt erosjon i bekkeaviner og løsmasseskråninger som følge av økt grunnvannsutstrømning. Etablering og drift av infiltrasjonsanlegg vil medføre trafikk med tunge anleggsmaskiner, og det er viktig å ta hensyn til markens bæreevne i den sammenheng.

De beste betingelser for aktiv infiltrasjon og rensing finnes i mektige, tilnærmet homogene avsetninger av stor utstrekning og høy permeabilitet. Løsmasseforekomster som er mest aktuelle i Norge (NGU, 1992):

- Breelvssavsetninger (isranddelta, randåser, eskere, terrasser)
- Elveavsetninger (terrasser, elvesletter, vifter, delta)

For små vannmengder kan det være aktuelt å vurdere naturbasert filtrering også i f. eks.:

- Rasvifter
- Strandavsetninger
- Ablasjonsmorene

4.1.1. Breelvsavsetninger og elveavsetninger

Norges største og viktigste grunnvannsforekomster finnes i breelvsavsetninger avsatt i forbindelse med nedsmeltingen av den store innlandsisen for ca. 10 000 år siden. Dette er løsmasser transportert og avsatt av rennende vann, og er som regel godt sorterte med høyt innhold av sand og grus og lite finstoff og organisk materiale.

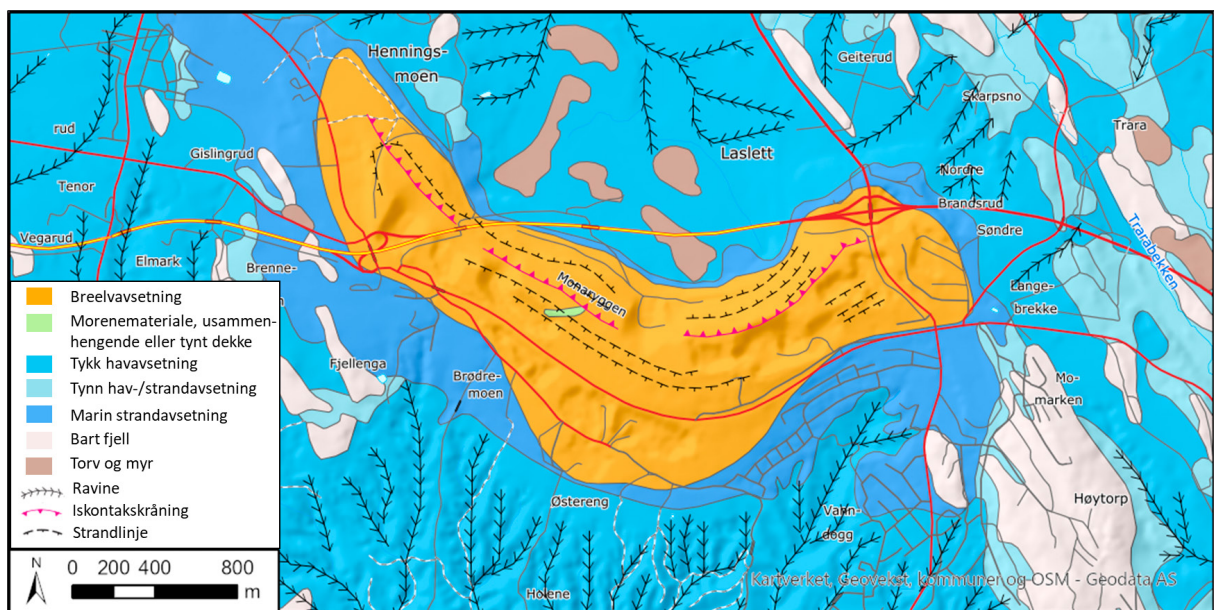
Yngre elveavsetninger består ofte av resedimenterte breelv- og morenesavsetninger, og har vanligvis betydelig mindre mektighet enn breelvsavsetninger. Elveavsetninger kan inneholde lag av organisk materiale, noe som kan gi utfordringer med høye jern- og mangan-konsentrasjoner i grunnvannet.

Isranddelta

Isranddeltaer ble bygget opp der elver med smeltevann munnet ut ved brefronten. Slike delta kan danne store mektige løsmasseavsetninger og har den samme oppbygningen som et vanlig elvedelta, altså med topp-, skrå- og bunnlag, men med en kompleks indre struktur. Isranddeltaer kan skilles fra elvedeltaer, ved at de begrenses oppstrøms av en steil skråning som markerer den gamle brefronten.

Avsetningen karakteriseres av sorterte lag av forskjellig kornstørrelse fra i hovedsak sand, grus og stein, og er gjerne gode grunnvannsmagasin med muligheter for store grunnvannsuttak. Løsmassene har stort potensiale for grunnvannsforsyning basert på aktiv infiltrasjon. Figur 4-1 viser et eksempel på et isranddelta nord for Mysen. Et annet eksempel er den store breelvsavsetningen på Fremø mellom Selbusjøen og Gauldalen. Denne er nærmere beskrevet i kap. 10.

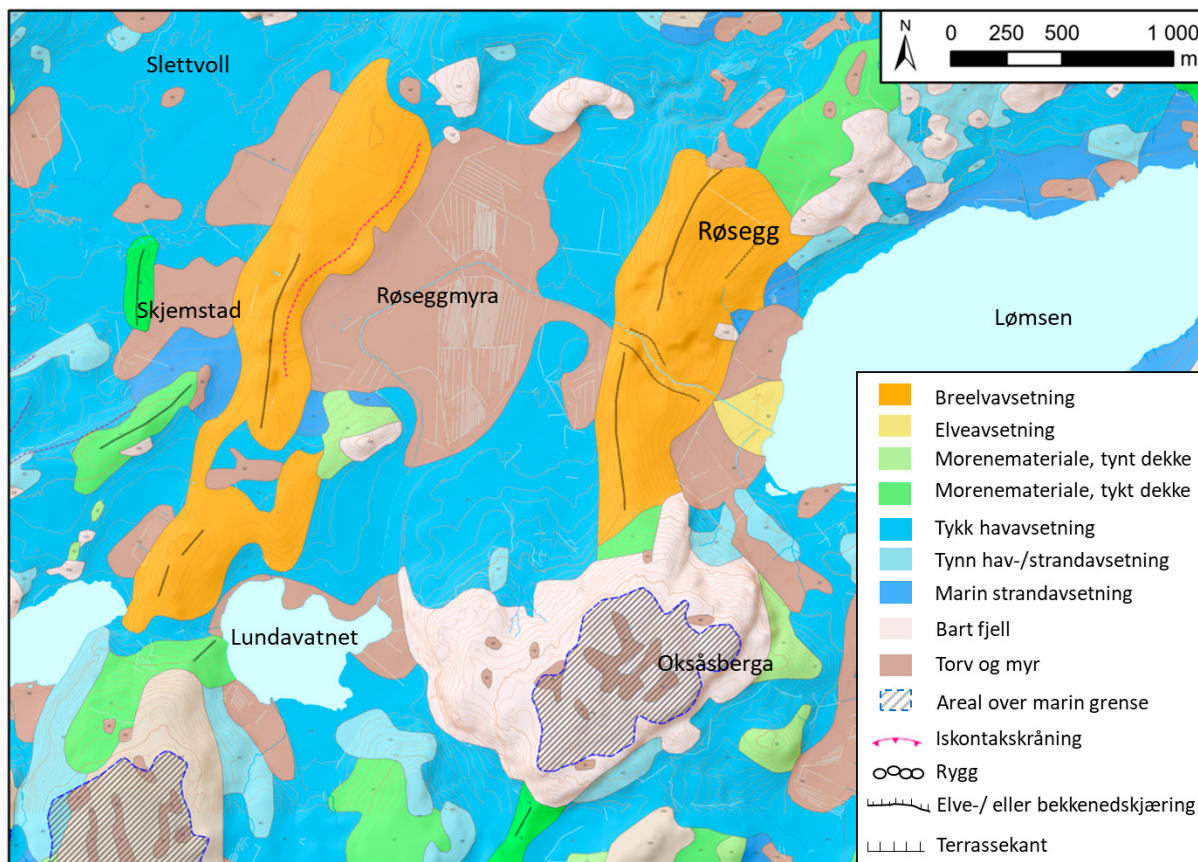
8) Hydraulisk ledningsevne K er et uttrykk for massenes evne til å transportere vann, og er avhengig av kornstørrelse, kornfordeling og lagringsforhold; oppgis i [m/s].



Figur 4-1. Eksempel på isranddelta, ca. 1 km nord for Mysen i Indre Østfold kommune, med løsmassekart fra NGU (https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/).

Randås

Randåser er en israndavsetning avsatt under vann foran en brefront. Den skiller seg fra et breelvdelta ved at løsmassene ikke ble bygd opp til datidens havnivå, men løsmassesammensetningen er sammenlignbar. I dag finner man randåser som sand/grusrygger på tvers av dalgangen. Som følge av landheving etter avsetning ligger toppen av randåsene ofte drenert og kan derfor være godt egnet til overflateinfiltrasjon.



Figur 4-2. Løsmassekart som viser to randåser nord for Steinkjer. Marin grense er merket med blå strek. Det er påvist muligheter for grunnvannsuttak fra begge avsetningene, men uttaksmengden er begrenset av lav nydannelse av grunnvann. På begge avsetningene kunne styrt infiltrasjon ha gitt betydelig økning i uttakspotensiale.

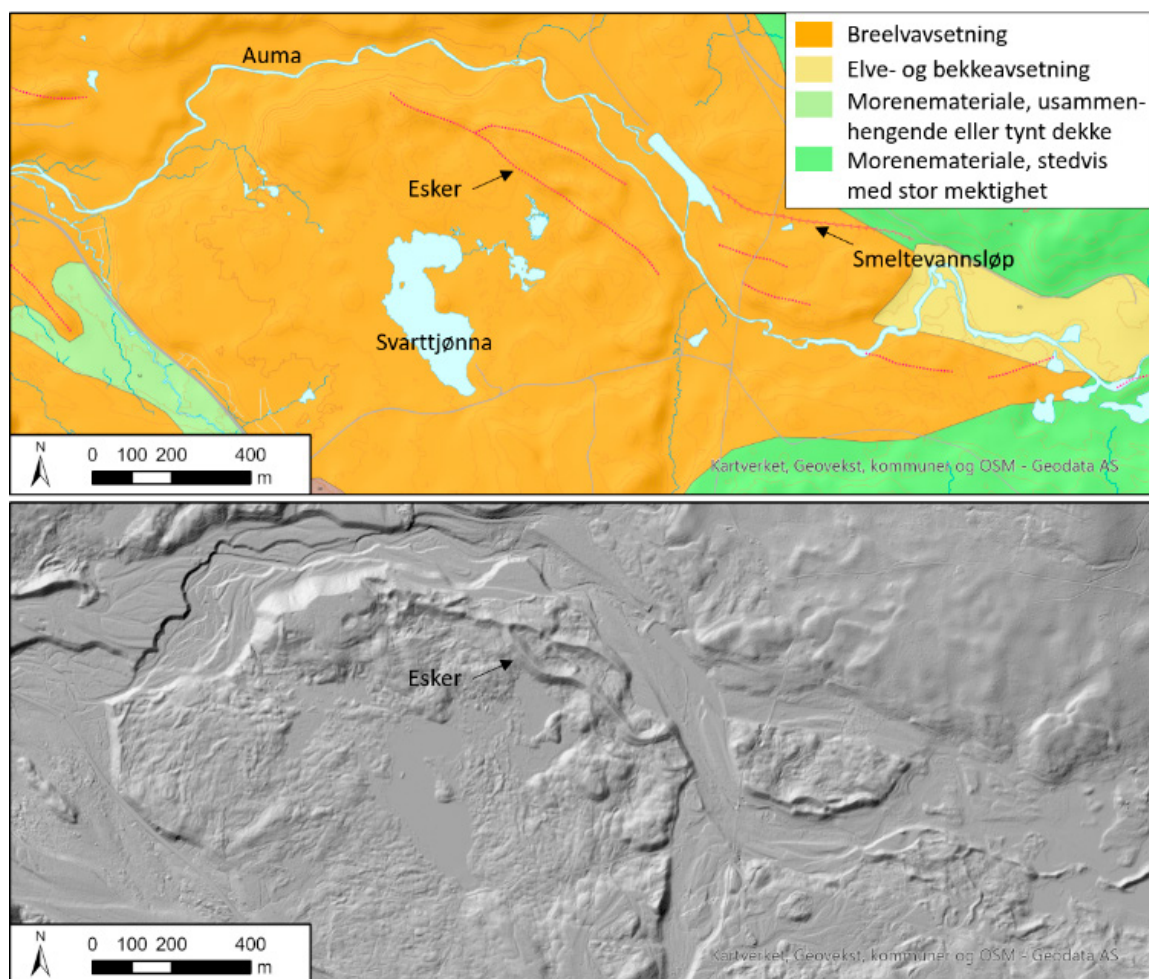
Esker

Esker (svensk: grusås/rullstensås) er ryggformede breelvavsetninger, som dannes i sprekker og tunneler i eller under isen. I Sverige og Finland utgjør disse løsmasseavsetningene betydelige ressurser i vannforsyningen, og da spesielt for naturbasert filtrering.

Størrelsen og lengden på ryggene varierer mye. De kan være fra få meter til flere hundre kilometer lange og viser forløpet av smeltevannselver. Haldorsen (1973) påpeker at det er få virkelig lange og store eskere i Norge, sammenliknet med f.eks. i Sverige og Finland. Store eskersystem i Norge finnes helst i innlandet, for eksempel i Rørosområdet, nord på Østlandet og i indre Finnmark (NGUs [løsmassekart](#)).

Jordartene i ryggene er sorterte og gjennomtrengelige for vann og medfører at ryggene ofte fungerer som store dreneringskanaler. Kartene i figur 4-3 viser hvordan eskere er symbolisert i løsmassekart i Norge og hvordan de kan se ut i en terrengmodell. Eskere kan imidlertid

også være helt eller delvis begravet i yngre sedimenter, slik som marin leire eller elveavsetninger. Der de stikker opp i terrenget og dermed ligger drenert, kan de være godt egnet for overflateinfiltrasjon.



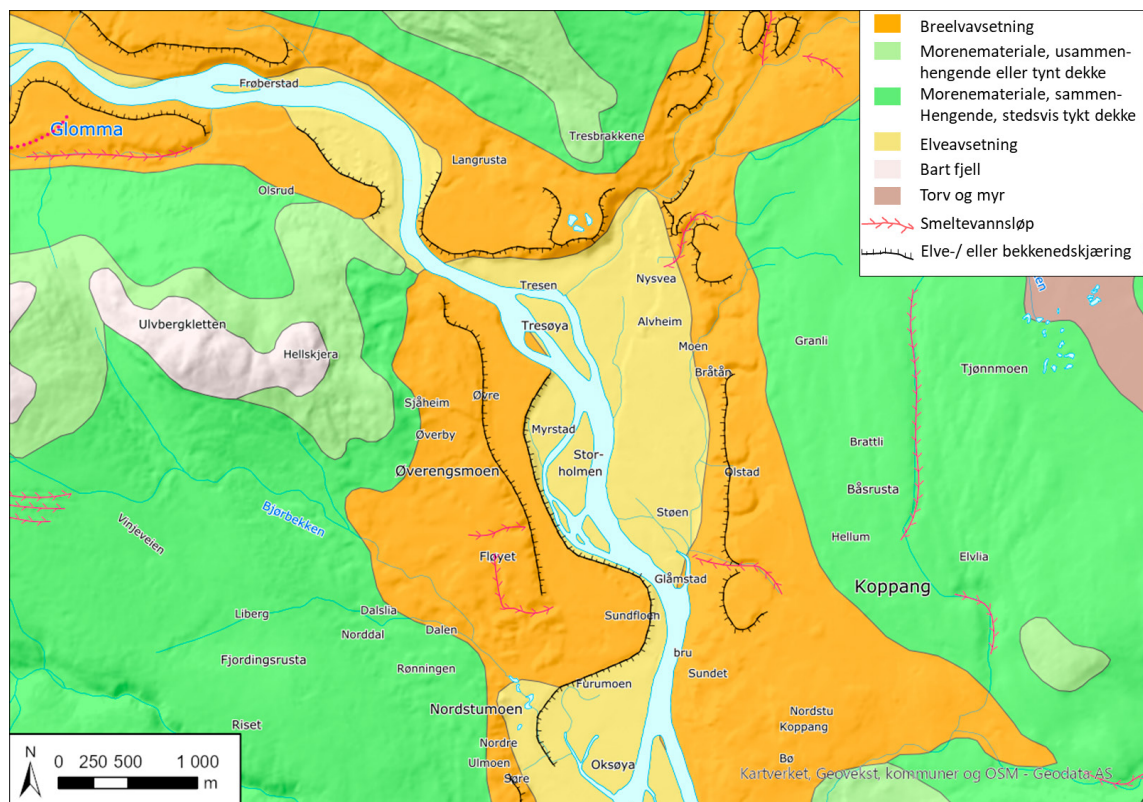
Figur 4-3. Eksempel på esker, cirka 5 km sør for Tynset i Tynset kommune i Innlandet. Det øvre kartet viser løsmasseavsetninger, kombinert med registrerte overflateformer. Eskere vises som prikkede linjer (https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/). Det nedre kartet viser den digitale terrengmodellen for det samme kartutsnittet. Eskere synes som langstrakte ryggformede avsetninger (<https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>).

Terrasser og elvesletter

Terrasser fra smeltevannsavsetninger (breelvavsetninger) finnes ofte på ulike nivåer i dalsidene, og kan inneholde store mengder grunnvann, som kommer ut som kilder eller kildehorisontene ved foten av avsetningen. Terrassene er imidlertid også ofte drenerte. Slike terrasser kan være egnede løsmasser for naturbasert filtrering og rensing, men mulighetene for magasinering kan være begrenset.

På elvesletter i dalbunnen kan det finnes breelvavsetninger, samt yngre elveavsetninger, som kan være egnet for naturbasert filtrering og rensing. Grunnvann i slike avsetninger kommuniserer hydraulisk med ellevannet og når vannstanden i elven er høyere enn grunnvannstanden, vil overflatevann strømme inn i avsetningene og «mate» grunnvannet. Denne prosessen utnyttes i

vannforsyningen, ved at grunnvannsutttak i nærheten av elven senker grunnvannsspeilet i en slik grad at det forårsaker strømming av overflatevann inn i avsetningen (indusert infiltrasjon), og dermed øker uttakskapasiteten. I perioder med lav vannføring i tilstøtende vassdrag kan nydanning av grunnvann være for liten til å møte ønsket vannuttak. Da kan nydanningen av grunnvann forsterkes ved at elvevann tilføres infiltrasjonsbassenger etablert på elvesletter/terrasser med egnede løsmasser.



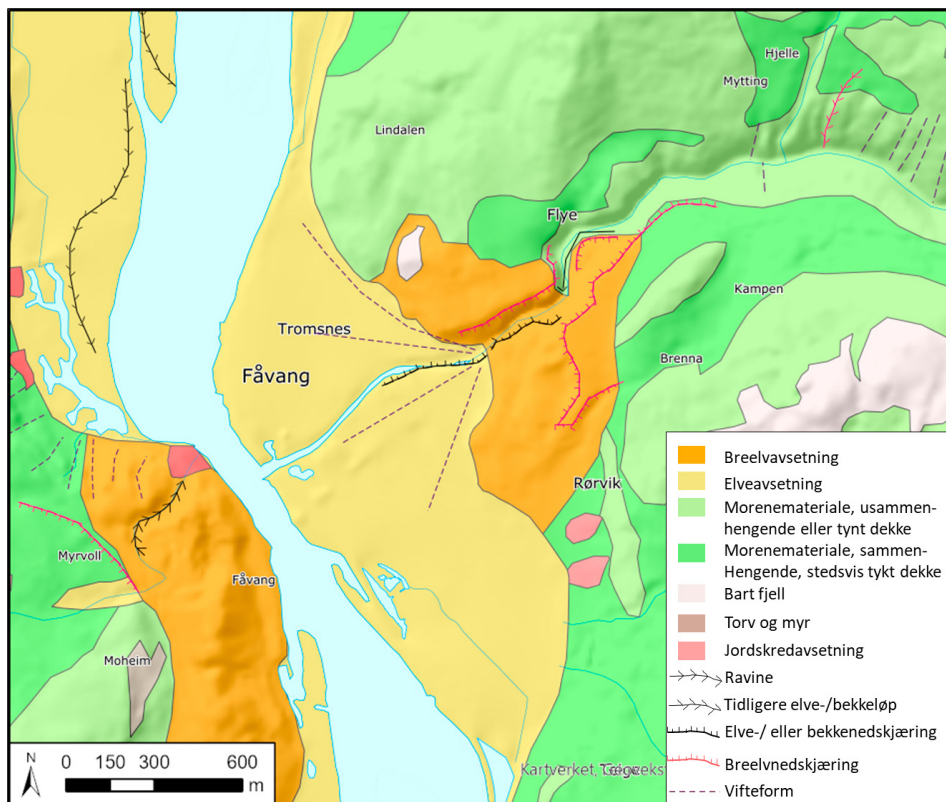
Figur 4-4. Eksempel på breelv- og elveavsetninger ved Koppang i Østerdalen med flere tydelige terrassekanter. Løsmassekart fra NGU (https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/).

Deltaer og grusvifter

Breelver førte med seg mye løsmasser og der breelvene munnet ut i innsjøer eller i havet ble det avsatt mektige deltaer av sortert sand- og grus. Der sideelver møtte hoveddalen ble det dannet sand- og grusvifter (se eksempel i figur 4-5). I takt med landhevingen har sideelvene skåret seg gjennom deltaet og avsatt en lavereliggende grusvifte eller delta ut mot hovedvassdraget (Skjeseth, et al 1980).

Store deltaer finnes helst i fjordlandskapet og i de store dalførene, mens mindre deltaer kan finnes overalt der det er avsatt elve- og breelavsetninger. I denne type avsetninger er de geologiske forholdene gode for store grunnvannsuttak, og mange tettsteder som ligger nær slike avsetninger utnytter grunnvann til drikkevannsforsyning.

Avsetningene er normalt gunstige for naturbasert filtrering forutsatt en viss umettet sone.



Figur 4-5. Eksempel på en grusvifte ved Fåvang i Ringebu kommune i Innlandet. Løsmassekart fra NGU (https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/).

4.1.2. Andre avsetninger egnet for infiltrasjon av mindre vannmengder

Rasvifter

Rasvifter består av skredmateriale ved foten av steile skråninger. Kornstørrelse av løsmassene kan variere mellom alt fra silt til blokk, og porøsitet- og permeabilitetsforholdene varierer tilsvarende. Mange mindre vannverk benytter naturlige grunnvannskilder/oppkommer i skråningsfoten som drikkevannskilde. Styrt infiltrasjon lenger oppe på avsetningen kan øke uttaksmengden på slike anlegg.

Strandavsetninger

Marine strandavsetninger er løsmasser som er dannet av havbølger og strøm i strandsonen. Materialet er normalt velsortert og godt rundet. Avsetningene har vanligvis begrenset mektighet (opptil 10 m) og kan bestå av løsmasser fra silt til blokk.

Slike avsetninger er normalt lite egnet for uttak av større vannmengder, men der det er tilstrekkelig tykkelse av vannmettet sand og grus, samt tilstrekkelig nydannelse av grunnvann kan man etablere små grunnvannsanlegg.

Hvis slike strandavsetninger ligger drenert, kan de også være egnet for styrt infiltrasjon.

Ablasjonsmorene

Ablasjonsmorene (eller nedsmeltingsmorene) er dannet av løsmasser som lå på eller inne i isbreen. Ved nedsmelting av isen ble dette materialet liggende oppå bunnmorenen. Ablasjonsmorener er mektigst i bassenger og dalsider som lå i le for isbevegelsen. Morenen er ofte noe utvasket og omlagret av smelte vann, og kan derfor inneholde rundede steiner og sandlag. Avsetningen er generelt løsere pakket og inneholder mindre finstoff enn bunnmorenen (Sigmond, et al. 2013). Disse egenskapene gjør at ablasjonsmorene kan utgjøre gode avsetninger for infiltrasjon av mindre vannmengder.

4.2. Hydrologi og råvannskilde

En av grunnforutsetningene for vannforsyning med styrt infiltrasjon er at man har tilgang til en egnet råvannskilde. Det vil si at innsjøen eller vassdraget må ha tilstrekkelig vannføring og vannkvalitet, også i tørre og kalde perioder.

Størrelsen av nedbørsfeltet, avrenningsforhold i nedbørsfeltet (f.eks. vegetasjon, løsmassetype, gradient), og klimatiske forhold er styrende parametere for vannføringen i vassdraget. Vannføringen kan i tillegg være påvirket av konkurrerende vannuttak, vassdragsregulering og vannkraft. Ytterlig vannuttak kan medføre negative konsekvenser for blant annet det akvatiske og

terrestriske miljøet. Vannuttaket er et vassdragstiltak, og man må som regel søke om konsesjon for uttaket.

Selv om styrt infiltrasjon også benyttes til å bedre vannkvalitet på råvannet, er det fordelaktig å benytte så god råvannskvalitet som mulig. Dette vil redusere behovet for etterfølgende vannbehandling, og redusere kostnadene for drift- og vedlikehold av anlegget. En vurdering av arealbruk og potensielle forurensningskilder i nedbørsfeltet er derfor en viktig del av innledende skrivebordsundersøkelser.

Mer inngående informasjon disse aspektene er beskrevet i avsnitt 5.2, 5.6 og 5.7.

4.3. Andre brukerinteresser og eiendomsforhold

Aktuelle lokaliteter for infiltrasjonsbasseng vil ofte være tørre sand- og grusavsetninger. Slike avsetninger er ikke bare attraktive for infiltrasjon, men også for andre brukerinteresser, som f.eks. jordbruksareal, grustak, boligområder, kirkegårder, industri, flyplasser, eller militærleirer. Etablering av vannverk kan derfor lett føre til arealkonflikter.

Som for et vannverk basert på uttak av overflatevann kan det også her være ulike brukerinteresser knyttet til

råvannskilden, f.eks. konkurrerende vannuttak, fiske, friluftsliv, eller vannkraft.

I tillegg er det en viktig forutsetning at grunneierforholdene er avklart, både med hensyn til å gjennomføre undersøkelser i området, samt for senere graving av basseng og brønnetablering. Grunneierforhold er nærmere belyst i avsnitt 5.3.

4.4. Infrastruktur og tilgjengelighet

Kostnadene til utbygging av et vannverk både med eller uten styrt infiltrasjon vil i stor grad være avhengig av avstanden til eksisterende hovedvannledninger, høydebasseng eller vannbehandlingsanlegg, avstand til strøm, og avstand til vei og fremkommelighet med maskinelt utstyr. Det er derfor viktig at dette blir vurdert på et tidlig stadium ved utvelgelse av aktuelle områder for infiltrasjonsanlegg. Dette er nærmere omtalt i avsnitt 5.1 og 5.2.

Lønnsomheten av et anlegg basert på infiltrasjon vil være avhengig av såpass mange faktorer at det må gjøres kost-nytte vurderinger i hvert enkelt tilfelle. Temaet er nærmere belyst i kapittel 9.

5. Utredning av muligheter for bruk av styrt infiltrasjon

5.1. Generelt

Ved utredning av nye vannforsyninger bør alle mulige vannkilder og vannforsyningsteknikker vurderes. Hovedformålet med denne rapporten er å belyse om infiltrasjon av overflatevann kan benyttes til drikkevannsforsyning under norske naturforhold. Bruk av infiltrasjonsbasseng, og andre infiltrasjonsteknikker, forutsetter vannuttak via grunnvannsbrønner (se kap. 2.3). Ved vurdering av mulighetene for bruk av infiltrasjonsbasseng må det derfor utføres hydrogeologiske forundersøkelser, i tillegg til vurdering av egnede råvannskilder til infiltrasjon og de hydrologiske og geologiske forutsetningene for en infiltrasjonsløsning. Dette kapitlet vil beskrive aktuelle undersøkelsesmetoder for vurdering av råvannskilde og vannkvalitet, infiltrasjonsløsninger, brønnetablering og etterbehandling. For prosjektering og bygging av slike vannforsyningsanlegg henvises det til kap. 6.

Før man starter utredningen er det viktig å bestemme anleggets dimensjonerende vannmengde (både maks. og middel), samt beskrive formålet med infiltrasjon som kan være:

- Øke kapasiteten og forsyningssikkerheten på et eksisterende grunnvannsanlegg.
- Bedre grunnvannskvaliteten på eksisterende grunnvannsanlegg, f.eks. jern- og manganfjerning.
- Bedre vannkvalitet på eksisterende overflatevannkilde (humusfjerning, mikrobiologisk kvalitet).
- Utbygging av nytt vannverk der styrt infiltrasjon inngår.

Vurderinger av potensialet for styrt infiltrasjon og for plassering og dimensjonering av infiltrasjonsanlegg og produksjonsbrønner gjøres så med bakgrunn i vurdering av aktuelle vannkilder for infiltrasjon, grunn- og grunnvannsundersøkelser, vurdering av arealbruk og potensielle forurensningskilder. I likhet med vurdering av alternative vannforsyningssystem, må også fysisk infrastruktur, tekniske utfordringer, regelverk, samfunnsøkonomiske forhold, grunneierforhold, samt utbyggings- og driftskostnader vurderes når man velger ut aktuelle områder for videre undersøkelser.

Det er også fornuftig at man så tidlig som mulig undersøker om tiltaket krever konsesjon i hht. Vannressursloven. Dette kan omfatte konsesjon for uttak av råvann til infiltrasjon fra en overvannkilde og konsesjon for selve grunnvannsuttaget. Hvis man for eksempel har konsesjon for grunnvannsuttak på tilstrekkelig vannmengde uten infiltrasjon, må man søke om separat konsesjon for råvannsuttaget, samt beskrive hvordan infiltrasjonsanlegget vil påvirke eksisterende konsesjon for grunnvannsuttaget (konsesjonspliktavurdering). Det vil da bli opp til Vassdragsmyndigheten å avgjøre om man må ha ny konsesjon for grunnvannsuttaget (se kap. 8).

5.2. Skrivebordsundersøkelse – Tilgjengelig informasjon og datagrunnlag

For å kunne velge ut aktuelle områder og riktig løsning på den enkelte lokalitet, er det behov for mange avklaringer, undersøkelser og vurderinger. Første trinn i denne prosessen er en grundig skrivebordsundersøkelse. Innledningsvis utarbeides en oversikt over aktuelle vannkilder, der det innhentes lett tilgjengelig informasjon om mulige overflatevann- og grunnvannskilder.

I tillegg til hydrogeologiske forhold er det flere andre faktorer som bør tas hensyn til tidlig i utredningsprosessen. Det er spesielt viktig å undersøke områdehygieniske forhold, altså belastning og risiko fra ulike forurensningskilder og arealbruk. I forkant av grunnundersøkelser bør eventuelle infiltrasjonsanlegg fra spredt avløp, lokalisering av avløpsledninger, dyrket mark, gjødseltanker, oljetanker, forurenset grunn, nedlagte deponier osv. kartlegges.

Ved valg av områder for videre undersøkelser bør også faktorer som avstand til råvannskilden, forsyningsområdet, avstand til hovedvannledning, avstand til strømfor- syning, generell tilgjengelighet og grunneierforhold vurderes.

Utover dette er det også viktig å kartlegge faktorer som flomutsatte og rasfarlige områder, kvikkleiresoner, lavvannsføring i berørte vassdrag, forekomst av kulturminner eller rødlistearter, naturtyper, konkurrerende vannuttak, brukerinteresser, akvatisk miljø osv. De fleste tilfeller med bygging av grunnvannsanlegg basert på aktiv styrt infiltrasjon av overflatevann vil kreve konsesjon, noe som er nærmere beskrevet i kapittel 8.2. Ovennevnte faktorer kan gjøre prosessen med å få konsesjon for uttaket vanskelig eller veldig omfattende. Kartlegges faktorene i forkant, kan man ta hensyn til

disse ved planlegging og gjennomføring av selve undersøkelsene, og lette den etterfølgende prosessen med å få innvilget konsesjon.

For mer informasjon henvises også til NVE rapport Undersøkelser ved grunnvannstiltak (Hilmo, et al. 2017).

Under følger en oversikt over nyttige kilder for innhenting av relevant informasjon i forbindelse med forstudie før eventuelle feltundersøkelser:

- **NGUs løsmassekart**

(https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/) gir en god regional og noen steder lokal oversikt over løsmasseavsetninger i overflaten, som igjen gir et godt utgangspunkt for å vurdere potensialet for både grunnvannsutttak og infiltrasjonskapasitet i det aktuelle forsyningsområdet. Elve- og breelavsetninger av sand og grus, som står i hydraulisk kontakt med en overflatevannkilde med stabil vannføring er generelt godt egnet til grunnvannsutttak. Se også kapittel 4.1 for en oversikt over geologiske forutsetninger for aktiv infiltrasjon.

Det anbefales å studere ulike temakart og kartlag som karttjenesten tilbyr, da det ofte kan hentes ut langt mer informasjon enn det som vises ved standardvisning. Noen områder er for eksempel kartlagt i mer detalj enn andre. Det er derfor viktig å være oppmerksom på tilgjengelig målestokk, noe som vises på dekningskart over kartleggingsmålestokker. Merk at det kan være avvik mellom kartlagt enhet og virkeligheten på grunn av oppløsning på kartleggingsmetode. Det er også hensiktsmessig å bytte fra forenklet til fullstendig topografi, slik at informasjon om for eksempel eskere blir vist på kartet.

- Kart over **infiltrasjonspotensiale** er et av temakartene som tilbys på NGUs løsmassekart. Kartet gir en oversikt over antatt infiltrasjonspotensiale og kan gi nyttig informasjon dersom man ikke har erfaring med å vurdere løsmassekart. Kartet er ikke basert på målrettet kartlegging av infiltrasjonspotensiale for vannverk, men baserer seg på en generell vurdering av løsmassetypen uten kontroll av lokale forhold.
- **Topografiske kart** er nyttig til vurdering av avsetningstype, grunnvannsnivå, og -strømning, arealbruk, gradienter på elveløp, potensielle forurensningskilder, nedbørsfelt og forhold for nydannelse av grunnvann etc.
- **Flyfoto/satellittbilder**, både nye og historiske (<https://norgebilder.no/> og <https://kart.finn.no/>) gir informasjon om løsmasseforhold, nåværende og tidligere arealbruk, tilgjengelighet osv.
- Innhenting og gjennomgang av tidligere undersøkelser i form av **rapporter** digitalt tilgjengelig på internett og i diverse analoge arkiv.
- **NGUs grunnvannsdatabase Granada** (https://geo.ngu.no/kart/granada_mobil/) gir en landsdekkende oversikt over innrapporterte brønner, sonderboringer og oppkommer/kilder. Databasen inneholder

nyttig informasjon som f.eks. detaljert beskrivelse av borelogg og kapasitet. Detaljeringsgrad av informasjon som er registrert for hvert punkt varierer. Enkelte registrerte brønner har kopling til hydrogeologiske rapporter.

- **NGUs berggrunnskart**

(https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/) gir oversikt over kartlagte bergarter, forkastninger, osv. Berggrunn spiller som regel en underordnet rolle ved bruk av grunnvann fra aktiv styrt infiltrasjon. Det er uansett hensiktsmessig å studere berggrunnsgeologiske kart, for å danne seg en helhetlig oversikt over de hydrogeologiske forholdene i området.

- Den nasjonale databasen for grunnundersøkelser **NADAG** (<https://geo.ngu.no/kart/nadag/>) viser geotekniske data sammen med andre typer grunnundersøkelser og kan gi nyttig informasjon ved vurdering av grunnforhold i et område.
- **NVE atlas** (<https://atlas.nve.no/>) gir nyttig informasjon om blant annet naturfarer (flom, ras, skred), vannkraft, hydrologiske data osv.
- NVEs analyseverktøy **NEVINA** (<https://nevina.nve.no/>) kan benyttes for beregning av nedbørsfelt, lavvannindekser, lokal vannbalanse og avrenning.
- **Naturbase kart** fra Miljødirektoratet (<https://geocortex01.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>) er en nyttig sammenstilling av ulike databaser fra blant annet NIBIO, Statens vegvesen, Miljødirektoratet, NGU osv. Man finner data over naturtyper, dyre- og planteliv, truede arter, friluftsområder med mer.
- På **kommunekart** (<https://kommunekart.com/>) finner man både kommuneplaner, kommunedelplaner, reguleringsplaner og eiendomsforhold. For å oppnå god vannkvalitet, og minst mulig konflikt med andre brukerinteresser, må man ved plassering av nytt grunnvannsanlegg ta hensyn til både dagens og planlagt arealbruk.
- **Artsdatabanken** (<http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/>).
- Fagsystemet **Grunnforurensning** (<https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/>) inneholder informasjon om forurensning i grunnen og hvor det er mistanke om forurensning.
- Riksantikvaren er leverandør for data over **kulturminner** (Askeladden eller <https://www.kulturminnesok.no/kart/>).
- **Hoydedata.no**
- **Værdata og klima** (Norsk Klimaservicesenter <https://seklima.met.no/>)
- **Varsom Xgeo**, der man kan innhente blant annet målestasjoner og tidsserier tilbake i tid for både grunnvann og vannføring i elver (<https://www.xgeo.no/aboutXgeo.html>).

Listen ovenfor er ikke uttømmende og det kan selvsagt finnes andre relevante data fra både offentlige etater, konsulenter, entreprenører og privatpersoner. Det vil alltid være viktig å vurdere pålitelighet av muntlig og skriftlig informasjon, samt nøyaktighet og målestokk for kartdata.

5.3. Grunneierforhold

Vannverk basert på styrt infiltrasjon er arealkrevende og aktuelle grunneiere som kan bli berørt bør kontaktes så tidlig som mulig i prosessen. Grunnundersøkelser (se kap. 5.5) krever tillatelse fra berørte grunneiere og det er viktig å gi mest mulig presis informasjon om type undersøkelser og formålet med undersøkelsene. Grunnundersøkelser med lett utstyr vil normalt bli utført uten vesentlige naturinngrep, og det vil derfor ofte være tilstrekkelig med muntlige avtaler for disse.

Hvis undersøkelsene videreføres til neste fase med bygging av råvannsinntak, vannledning, graving av infiltrasjonsbasseng og brønnetablering (se kap. 6), vil dette kreve vesentlige naturinngrep og det er naturlig at det inngås skriftlige avtaler med berørte grunneiere, der økonomisk kompensasjon må vurderes ut fra ulemper tiltaket medfører for hver enkelt grunneier.

Før et anlegg settes i drift må det utarbeides en klausuleringsplan som omfatter en soneinndeling med beskrivelse av arealrestriksjoner for hver sone. I den forbindelse skal det utarbeides egne avtaler med hver grunneier som blir berørt. Avtalene tar utgangspunkt i klausuleringsplanen og beskriver hvilke restriksjoner som gjelder for hver grunneier. Det avtales også en erstatningssum for hver grunneiers ulemper som følge av tiltaket. Erstatningssummen kan utbetales i form av engangserstatning eller som en årlig kompensasjon. Alle grunneieravtaler skal tinglyses slik at avtalte restriksjoner følger hver eiendom som en heftelse. Videre vil det være naturlig at det gjøres egne avtalepunkt for alle tekniske installasjoner (vanninntak, vannledninger, infiltrasjonsbasseng, brønner, vannbehandlingsanlegg, pumpehus etc.).

5.4. Feltbefaring og planlegging av undersøkelser

En feltbefaring er en viktig forutsetning for å få bedre oversikt over utvalgte områder og for videre planlegging av feltundersøkelser.

Nedenfor er det satt opp en liste over hva som bør kartlegges eller vurderes under en feltbefaring:

- Løsmassetypen på overflaten, fjellblotninger og oppkommer/kilder. Utrekning av massene og anslått mektighet.
 - Infiltrasjonsområde: For åpne infiltrasjonsbassenger kreves permeable løsmasser ned til grunnvannsspeilet og tilstrekkelig areal for etablering av bassenger. Infiltrasjonsbrønner derimot kan utnytte akviferen under tette løsmasser. For både bassenger og infiltrasjonsbrønner kreves gode magasineringssegenskaper og uttaksmuligheter.
 - Uttaksområdet nedstrøms infiltrasjonsområdet: Løsmassene må være tilstrekkelig grove og velsorterte til å kunne levere grunnvann til vannforsyning.
- Hydrologi: Antatt nedbørsfelt til utvalgt infiltrasjons- og brønnområder, samt nedbørsfelt til vannkilden; vurdering av grunnvannsstrømning og oppholdstid i grunnen; vannføring i tilgrensende vassdrag, mulig kommunikasjon med overflatevannkilder, naturlige elveterskler som øker infiltrasjon av overflatevann, fare for saltvannsinntrengning, vurdering av vannkilden som ønskes benyttet som råvannskilde til infiltrasjon.

- Infrastruktur og tilgjengelighet: Kostnader til utbygging av inntaksløsning, infiltrasjonsbrønner/infiltrasjonsbasseng og uttaksbrønner vil i stor grad være avhengig av avstand til råvannskilden, eksisterende hovedvannledninger, vannbehandlingsanlegg eller høydebasseng, samt avstand til strøm og vei (fremkommelighet med maskinelt utstyr).
- Arealbruk og mulige forurensningskilder: Type arealbruk i antatt nedbørsfelt, vurdering av mulige forurensningskilder, samt vurdering av grunnvannets sårbarhet mot forurensning.

Det er også viktig at grunneierforholdene avklares både med hensyn til å gjennomføre undersøkelsene, samt for senere etablering av infiltrasjonsløsning og brønn, samt prøvepumping og videre utbygging.

Feltbefaringen benyttes til å planlegge hvor og hvilke typer undersøkelser som bør utføres. Før gjennomføring av borer i området er det viktig å ha oversikt over eventuelle kabler, rør og annen infrastruktur i grunnen.

5.5. Grunnundersøkelser

Grunnundersøkelser er viktig forberedende arbeid for å avklare områders egnethet før eventuell prosjektering av infiltrasjonsanlegg. Nedenfor gis en oversikt over ulike trinn og undersøkelsesmetoder som benyttes ved kartlegging av de hydrogeologiske forholdene.

Formålet med grunnundersøkelsene er å kartlegge følgende:

- Løsmassesammensetning over og under grunnvannsspeilet.
- Grunnvannsmagasinet romlige utforming (lagdeling, heterogenitet, mektighet mm).
- Løsmassenes hydrauliske egenskaper (kornfordeling, hydraulisk ledningsevne og infiltrasjonskapasitet).
- Grunnvannets naturlige strømningsmønster.
- Grunnvannets fysisk-kjemiske kvalitet.
- Uttakspotensial uten styrt infiltrasjon.

5.5.1. Geofysiske målinger

Geofysiske målinger gir kontinuerlig, men indirekte informasjon om grunnforholdene, og kan dekke relativt store områder på kort tid. Disse må alltid tolkes ved sammenlikning med boringer.

Det er ikke tvingende nødvendig å benytte geofysiske metoder til kartlegging av grunnvannsmagasinet, men det kan være et nyttig verktøy for å undersøke større arealer på forholdsvis kort tid.

Aktuelle metoder er seismikk, 2D resistivitet eller georadar. Den mest aktuelle metoden i forbindelse med aktiv styrt infiltrasjon er som regel georadar.

Seismikk

Seismikk er basert på refraksjon eller refleksjon av lydbølger som sendes ned i bakken og registreres i en mottakerenhet. Metoden kan benyttes til kartlegging av løsmasser mot dypet, samt gi informasjon om løsmassetykkelse og dybde til grunnvannsnivå.

2D resistivitet

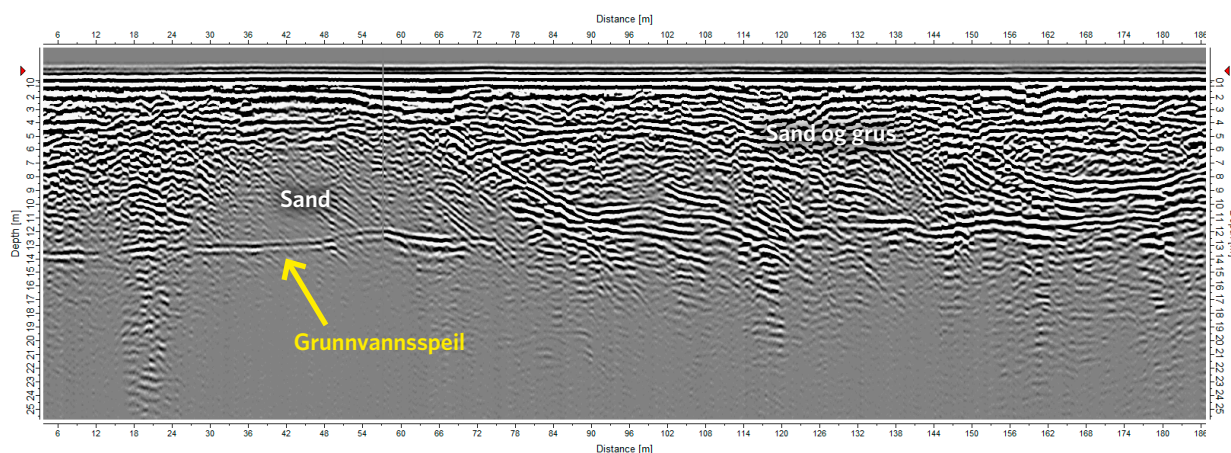
Resistivitetsmålinger eller elektriske motstandsmålinger undersøker undergrunnens elektriske ledningsevne og benyttes ved generell løsmassekartlegging og undersøkelse av mineraler, grunnvann, grunnvarme, svakhetssoner i fjell, mulig kvikkleire, osv.

Georadar

Georadar er nå den mest benyttede geofysiske metoden for kartlegging av grunnvannsforhold i løsmasser. Georadar er et geofysisk måleinstrument, som kan benyttes til å kartlegge lagdeling i løsmasser, fjelloverflate, grunnvannsspeil og infrastruktur i grunnen. Et stort fortrinn med denne metoden er at den er svært rask og rimelig, samt at man ikke setter spor i terrenget. Man kan måle flere kilometer med georadar i løpet av en dag og målingene gir et godt grunnlag for å velge ut områder for mer detaljerte undersøkelser i form av sonderboringer og undersøkelsesbrønner.

Målingenes dybderekkevidde er avhengig av flere faktorer, deriblant løsmasstype (dårlig i finkornige masser), elektrisk ledningsevne i grunnen (dårlig i f.eks. marint påvirket grunnvann, eller diverse overflateforhold (f.eks. veisalting eller aurbelle)).

En sikker tolkning av georadaropptak (eksempel i figur 5-1) krever boringer for verifisering av både løsmasstype og mektighet.



Figur 5-1. Eksempel på georadarprofil målt i en sand- og grusavsetning med tydelig grunnvannsspeil og lagdelinger i løsmassene. Grunnvannsspeilet skråner oppover fra 14 m i starten til ca. 10 m mot slutten av profilet. Dårligere refleksjon under grunnvannsspeilet skyldes trolig høy ledningsevne i grunnvannet.

5.5.2. Sonderboringer

Sonderboringer er en undersøkelsesboring som utføres for å bestemme løsmasstype og -tykkelse mot dyptet. Boringen gir ofte gode indikasjoner på om massene er grove og velsorterte nok til å kunne levere grunnvann til vannforsyning. Dreiesondering, dreietrykksondering, totalsondering og enkel sondering er eksempler på ulike typer sonderboringer som er egnet til undersøkelse av løsmasser.

Enkel sondering med bærbart, håndholdt slagbormaskin er en rask, rimelig og ofte velegnet boremetode for undersøkelse av løsmasser. Fordelen med denne metoden er at man kommer til overalt, mens ulempen er at det er tungt arbeid, samt at metoden er uegnet i meget faste masser og i stein- og blokkholdige masser.

Den vanligste metoden for sonderboring er totalsondering med liten borerigg (Geotechrigg eller lignende). Ved denne metoden får man fortløpende informasjon om løsmassenes fasthet, innhold av grus og stein, samt vanntrykket ved spyling gjennom borekrona.

Man kan også sonderbore med samme rigg som benyttes til brønnboring. Man benytter da vanligvis en Odex-boring med dimensjon på foringsrøret på ca. 140 eller 168 mm. Man får blåst opp masseprøver kontinuerlig under boring, samt at man får en indikasjon på vanngiverevne ved vannmengder som kommer opp under renblåsing av foringsrøret. Det benyttes vanligvis ikke automatisk logging ved en slik boring, så man er avhengig av at brønnbore utarbeider presise brønn-skjema, samt at det blir tatt masseprøver i aktuelle dybder, for eksempel annenhver meter.

Sonderboringer har størst nytteverdi om de plasseres på grunnlag av geofysiske målinger og særlig geordarmålinger. Sammen med de geofysiske målingene gir boringene en oversikt over løsmassesammensetning og -mektigheter, og gir grunnlag for plassering av undersøkelsesbrønner.

5.5.3. Undersøkelsesbrønner

Der sonderboringer og geofysiske målinger indikerer gode forhold for grunnvannsuttak etableres gjerne undersøkelsesbrønner. Disse benyttes for nivåvis testpumping og prøvetaking av løsmasser og grunnvann, samt for vurdering av løsmassenes vanngjennomgang i ulike nivå.

Brønnene blir ofte boret med samme utstyr som for sonderboring og vil normalt utføres like i etterkant av disse. Hvis det benyttes 76 mm borekrona eller mindre til sonderboringen, slås det ned 32-54 mm undersøkelsesbrønn/sandspiss som består av et 1-2 m langt slisset rør eller eget filterrør i hullet fra sonderboringen. For hver rørlengde (1,5-3 m) tas det masseprøver ved spyling av brønnen eller ved pumping, samt at det foretas pumpe-tester for kapasitetsvurdering, grunnvannsprøvetaking og feltanalyser av grunnvannets temperatur, konduktivitet og evt. andre kjemiske parametere.

Løsmasseprøvene analyseres for kornfordeling, mens vannprøvene analyseres for utvalgte fysisk-kjemiske parametere og sammenlignes med kravene i Drikkevannsforskriften. I tilfelle det blir etablert fullskala produksjonsbrønner ved et senere tidspunkt, kan undersøkelsesbrønnene benyttes som peilebrønner under prøvepumpingsperioden.



Figur 5-2. Nivåvis pumping under etablering av Ø32 mm undersøkelsesbrønn.

5.5.4. Prøvegravinger og infiltrasjonstester

Området som vurderes benyttet til infiltrasjon bør undersøkes nærmere med prøvegravinger og småskala infiltrasjonstester for vurdering av løsmassenes infiltrasjonskapasitet.

Fordelen med prøvegravinger er at hele jordprofilen synes, noe som åpner for grundigere vurderinger av løsmassenes beskaffenhet og mer målrettet masseprøvetaking.

Tynne, tette løsmasselag, som ikke oppdages ved boring, kan føre til at infiltrert vann tar helt andre veger enn planlagt. På denne måten taper man vann og kan samtidig forårsake problem i området som mottar det infiltrerte vannet istedenfor. Prøvegravinger gir et godt grunnlag til å vurdere kornfordeling, sorteringsgrad og homogenitet eller heterogenitet av jordprofilen, samt eventuelt mektighet av umettet sone.

Rakkestad vannverk opplevde for eksempel en del problemer med infiltrasjonsanlegget, da det i etterkant

viste seg at man ikke hadde tilstrekkelig kjennskap til oppbyggingen av eskeren hvor man skulle infiltrere vannet (NGU 1992).

Småskala infiltrasjonstest med infiltrometer bør utføres til måling av infiltrasjonsevne av løsmassene som vurderes benyttet til infiltrasjon. Det utføres med fordel flere tester for å få et bilde av heterogeniteten. Infiltrasjonstesten gjøres i tilnærmet samme nivå som infiltrasjonsflaten ønskes etablert, og bør utføres i kombinasjon med prøvegroper og kornfordelingsanalyser.

For en utførlig beskrivelse og diskusjon av ulike metoder for å måle infiltrasjon, henvises det til (Solheim 2017).

Ved usikkerhet om vannet infiltrerer og strømmer på antatt måte kan det vurderes å gjennomføre infiltrasjonsforsøk kombinert med sporstoff-forsøk.

Dersom småskala infiltrasjonstest gir lovende resultater kan det i etterkant utføres storskala infiltrasjonstest. Dette er ikke tvingende nødvendig, men riktig utført

utgjør den et veldig nyttig beslutningsgrunnlag. Under storskala infiltrasjonstesten følger man ikke bare med selve infiltrasjonsprosessen, men registrerer i tillegg vannstandsendringer i omkringliggende peilerør og brønner. Effekten på eksisterende brønner kan dermed

dokumenteres. Testen kan også gjøre det mulig å vurdere andel av vann som går tapt i prosessen. Dataene fra en slik test utgjør et nyttig datagrunnlag til søknad om konsesjon for uttak av vann.

5.6. Vurdering av nedbørsfelt og råvannskilden

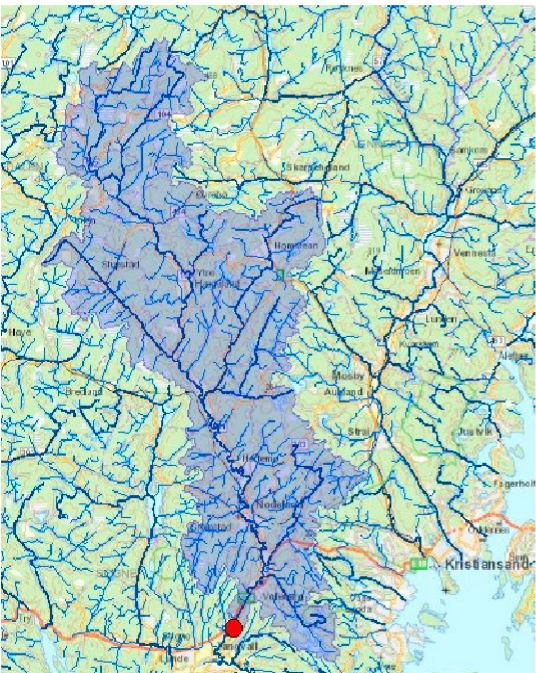
Grunnforutsetning for styrt infiltrasjon er at det finnes en innsjø eller et vassdrag med tilstrekkelig vannføring i nærheten av en egnet løsmasseavsetning.

Ved vurdering av råvannskilden må man først få sikker dokumentasjon på vannføring og vannkvalitet. For elver og bekker der man ikke får magasinert særlig med vann, er det særlig viktig å gjøre hydrologiske beregninger av

vannføring og ta hensyn til krav om minstevannføring. For mange grunnvannsanlegg er det størst behov for kapasitetsøkning ved bruk av styrt infiltrasjon i tørre og kalde perioder. Man må derfor ha sikre data på at vannkilden har tilstrekkelig kapasitet til alle tider (se tabell 5-1 og figur 5-3 for konkrete eksempler innhentet fra NVEs kartsystem Nevina).

Tabell 5-1. Eksempel beregning av nedbørsfelt, middelvannføring og alminnelig lavvannføring i Søgneelva (NVE Nevina).

Vassdrag	Totalt areal nedbørsfelt (km²)	Middelvannføring (l/s)	Alminnelig lavvannføring (l/s)
Handelandselva	193,8	5891,52	213,18



Lavvannskart

Vassdragsnr.: 022.1A12
Kommune: Søgne
Fylke: Vest-Agder
Vassdrag: SØGNEELVA

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	30.4 l/s/km²
Alminnelig lavvannføring	1.1 l/s/km²
5-persentil (hele året)	1.6 l/s/km²
5-persentil (1/5-30/9)	0.8 l/s/km²
5-persentil (1/10-30/4)	5.1 l/s/km²
Base flow	10.4 l/s/km²
BFI	0.3

Klima

Klimaregion	Sor
Årsnedbør	1545 mm
Sommernedbør	573 mm
Vinternedbør	972 mm
Årstemperatur	6.0 °C
Sommertemperatur	12.1 °C
Vintertemperatur	1.6 °C
Temperatur Juli	14.3 °C
Temperatur August	13.9 °C

Feltparametere

Areal (A)	193.8 km²
Effektiv sjø (S _{eff})	0.1 %
Elvelengde (E _L)	46.5 km
Elvegradient (E _G)	7.8 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	7.1 m/km
Feltlengde(F _L)	28.0 km
H _{min}	11 moh.
H ₁₀	75 moh.
H ₂₀	121 moh.
H ₃₀	153 moh.
H ₄₀	179 moh.
H ₅₀	204 moh.
H ₆₀	229 moh.
H ₇₀	255 moh.
H ₈₀	281 moh.
H ₉₀	312 moh.
H _{max}	485 moh.
Bre	0.0 %
Dyrket mark	4.4 %
Myr	6.2 %
Sjø	3.8 %
Skog	81.7 %
Snau fjell	0.1 %
Urban	1.3 %

Figur 5-3. Eksempel lavvannskart/felldata for Søgneelva (<http://nevina.nve.no/>).

Som for et vannverk basert på uttak av overflatevann med klassisk vannbehandling, må man også i denne sammenhengen vurdere konsekvenser av vannuttaket for blant annet det akvatiske og terrestriske miljøet, for andre brukergrupper (f.eks. kraftproduksjon, fiske, friluftsliv, annen vannforsyning) med mer. Vannuttaket er et vassdragstiltak som kan være til nevneverdig skade eller ulempe for allmenne interesser i vassdraget, og må som regel ha konsesjon. Dersom det ikke er sikkert om tiltaket trenger konsesjon, kan tiltakshaver be NVE vurdere konsesjonsplikt.

Det er gunstig å benytte så god råvannskvalitet som mulig, slik at etterfølgende vannbehandling kan holdes på et minimum, og for å redusere kostnader for drift- og vedlikehold av anlegget.

Det betyr at valg av egnet råvannkilde, egnet plass for råvannsinntaket, samt optimal utforming av inntaket er svært viktige momenter i planlegging og prosjektering av vannforsyningsanlegg basert på infiltrasjon.

Dersom råvannskvaliteten er svært god, vil man i mange tilfeller velge å bygge et enkelt vannbehandlingsanlegg med forfiltrering og UV-behandling. Når forholdene for styrt infiltrasjon ligger til rette, kan det allikevel være et konkurransedyktig alternativ. Avstanden mellom vanninntaket og infiltrasjonsløsning, pumpebehov osv. vil påvirke kostnadsbildet. Kostnads- og bærekraftsaspekt er diskuterte i kapittel 9.

Vannkvaliteten må undersøkes gjennom et prøvetakingsprogram som gir sikker dokumentasjon på vannkvalitet og hvordan denne varierer med klima og vannføring. Dette innebærer å ta vannprøver fra råvannskilden over en lengre periode for å kartlegge eventuelle variasjoner i råvannskvaliteten over tid, men også en vurdering av egnet lokalitet langs vassdraget (med tanke på f.eks. finstofftransport, vanndybde, vegetasjon, fauna, og menneskelig aktivitet).

5.7. Flomvurdering

Dette delkapitlet er utarbeidet med bakgrunn i rapporten; *Flomvurderinger av Skjelbreidvatnet*, (Solbakken 2023).

I henhold til TEK 17 §7-2, skal bygg og infrastruktur sikres mot naturpåkjenninger, i dette tilfellet flom. Dimensjonerende gjentakintervall bestemmes basert på konsekvensen av en eventuell oversvømmelse. De tre gjeldende sikkerhetsklassene med tilhørende gjentakintervall er presentert i tabell 5-2. Sikkerhetsklasse F3 omhandler byggverk med særlig stor samfunnsmessig betydning, noe som inkluderer infrastruktur for vannforsyning. Sikker vannforsyning er en kritisk samfunnsfunksjon og dermed skal produksjonsbrønner og vannbehandlingsanlegg dimensjoneres i henhold til **sikkerhetsklasse F3** og **1000-årsflom** med klimapåslag og sikkerhetsmargin.

Tabell 5-2. Sikkerhetsklasser for flom og tilhørende dimensjonerende gjentakintervall.

Sikkerhetsklasse for flom	Konsekvens	Største nominelle årlige sannsynlighet
F1	Liten	1/20
F2	Middels	1/200
F3	Stor	1/1000

Det er lite aktuelt å plassere infiltrasjonsbasseng i flomutsatte områder, mens infiltrasjonsbrønner må plasseres i sikkerhetsklasse 2 eller 3 avhengig av hvor kritisk infiltrasjon er for vannforsyningen.

Beregning av flomhøyder gjøres ut fra eventuelle tidligere flomberegninger og tilgjengelige hydrologiske data fra målestasjoner (tidsserier for vannstand og vannføring) og databaser (avrenning og nedbørfelt), samt data om vassdragsregulering.

Man beregner først akkumulert tilsig for 1000-års flom og plusser så på et klimapåslag som ifølge NVE bør være 20 – 40 %. Så utføres hydrologiske og hydrauliske beregninger av **flomvannstand**. Man legger så inn en sikkerhet for unøyaktige modeller og beregninger (0,3 – 0,5 m) og får dermed et **flomsikkert nivå** som blir brukt videre ved planlegging av kritisk infrastruktur som for eksempel nødvendig høyde på en brønntopp.

6. Prosjektering og bygging av vannforsyning med infiltrasjonsanlegg

Ut fra dimensjonerende vannmengde og data fra skrivebordsundersøkelsen, feltbefaring, grunnundersøkelser, og vurdering av råvannskilden har man et godt

datagrunnlag til å velge metode for infiltrasjon (basseng, grøfter, brønner), og å prosjektere infiltrasjonsanlegg og produksjonsbrønner.

6.1. Råvannsinntak og forbehandling av vannet

Økonomien til et infiltrasjonsanlegg er sterkt avhengig av at det opprettholdes en høy infiltrasjonshastighet. Forbehandling av vannet som skal infiltreres kan derfor være viktig for å unngå eller redusere utfordringer knyttet til råvannskvaliteten.

Igjenslamming og dannelse av biofilm er svært viktig for å få best mulig renseeffekt for organisk materiale og smittestoffer i råvannet, men reduserer selvfølgelig infiltrasjonskapasiteten. Igjenslamming av basseng og brønnfiltre er derfor en typisk driftsutfordring ved vannverk basert på infiltrasjon. Mekanismer som fører til igjenslamming er nærmere belyst i kap. 7. Selv om konsekvensene av igjenslamming er større for brønner enn for basseng, gir dette såpass store driftsutfordringer at det er viktig å ha fokus på dette ved valg av råvannskilde og evt. forbehandling av råvannet.

Omfang av nødvendig forbehandling er altså avhengig av råvannskvaliteten og valg av infiltrasjonsmetode. Og omvendt vil behovet og mulighet for forbehandling av vannet kunne påvirke infiltrasjonsløsningen som velges:

- **Indusert infiltrasjon:** Etter vår kunnskap er det ikke mulig å forbehandle råvannet.
- **Infiltrasjonsbrønner:** Brønnfiltre er veldig utsatte for igjenslamming og dannelse av biofilm. Det stilles derfor spesielt høye krav til vannkvalitet. Grundig forbehandling av infiltrasjonsvannet kan være nødvendig for å redusere driftsutfordringer.
- **Infiltrasjonsbasseng:** Ved god råvannskvaliteten kan infiltrasjon gjennom sandfiltrering i infiltrasjonsbassengene være tilstrekkelig for å fjerne partikler. I de fleste tilfeller vil det imidlertid være hensiktsmessig med forbehandling for å opprettholde høy infiltrasjonskapasitet over tid.

Størrelsen på anleggene vil også ha betydning. For store anlegg vil det ofte være mer lønnsomt å investere mer i å oppnå en god råvannskvalitet enn for et lite anlegg hvor infiltrasjonskapasiteten ikke er så avgjørende.

I kommende avsnitt gis råd til utforming av vanninntak, og det presenteres typiske metoder for forbehandling av råvannet.

6.1.1. Utforming av vanninntak

Inntaket av overflatevann prosjekteres som et vanlig inntak til drikkevannsforsyning. I mange tilfeller kan eksisterende inntaksløsning benyttes. Man sparer dermed tid og kostnader til denne utbyggingen samtidig som man har god dokumentasjon på vannkvalitet og kapasitet.

Vanninntak kan utformes som åpne eller lukkede inntak. Lukkede inntak graves ned under bunnen i innsjøen/elva, alternativt kan inntaket legges på bunnen og overdekkes med egnede løsmasser av grov sand og grus. Som inntakssil blir det ofte benyttet et slisset brønnfilter. Det er her viktig at løsmassene har tilstrekkelig hydraulisk ledningsevne og at filterrør har tilstrekkelig lengde i forhold til løsmasstype og dimensjonerende vannmengde. Fordelen med lukkede inntak er at man oppnår en forfiltrering som reduserer partikkelinnholdet og dermed gir en jevnere råvannskvalitet. En annen fordel er at lukkede inntak er bedre beskyttet mot flom og isgang. Ulempen med lukkede inntak er at løsmassene over filteret tettes på grunn av inntrengning av organisk materiale og finstoff (finsand, silt og leire), samt at det kan være krevende å utbedre dette. Lukkede inntak bør derfor legges i strømmende vann, ha stor filterflate i forhold til uttaksmengden slik at innstrømningshastigheten ikke blir for stor, samt ha muligheter for tilbakespyling for å fjerne slam og finstoff som har lagt seg i og rundt filteret. Infiltrasjonsanlegget ved Sunndal vannverk har et nedgravd elveinntak i Driva (se vedlegg 6). Dette har fungert meget godt i over 20 år.

I elver og bekker med åpne inntak vil det være en fordel å legge inntaket i en naturlig kulp eller bygget dam. Vannet tas inn via en sil i vannprofilet. I slike bassenger er det mindre bevegelse i vannmassene, noe som fører til sedimentering av partikler før vanninntaket. Inntaket bør som regel hverken plasseres på bunnen av bassenget eller nært overflaten, ettersom sedimentert materiale, samt is, løv og annet kan forårsake problemer (Andersen 2016). Uttak midt i vannsøylen i et oppdemt basseng er også gunstig mht. isdannelse. Der hvor man benytter slike løsninger bør inntaket kunne stoppes dersom det f.eks. er en flomsituasjon med høy partikkel-tetthet. Grunne inntak og inntak lagt på elvebunn kan lett fryse.

Dersom råvannskilden er en innsjø vil det normalt være hensiktsmessig å legge inntaket mot dypet (under sprangsjiktet), ettersom dette ofte gir utslag i noen viktige vannkvalitetsparametere (f.eks. lavere verdier for farge, turbiditet, og organisk innhold). Det bør imidlertid avveies mot risikoen for økt jern- og manganinnhold, ettersom vannets oksygeninnhold avtar med dybden (Hanson 2000).

Vannledning mellom vanninntak og infiltrasjonsanlegg prosjekteres som en vanlig råvannsledning med selvfall eller pumping. Der det er muligheter for selvfall må det installeres en ventil for å kunne regulere vannmengden. For anlegg der det kreves pumping anbefales turtalls-regulerte pumper for regulering av vannmengde.



Figur 6-1. Åpent elveinntak i Kvalvikelva. Inntaksledningen går direkte inn i kulpen med en inntakssil i enden. Krana til høyre i bildet er benyttet til å heve inntakssilen for rensing (Foto: Hanne Kvitsand, Asplan Viak AS).

6.1.2. Metoder til forbehandling av råvannet

Lufting og forfiltrering

Fløgstad (1984) skriver at det som hovedregel trengs luft og oppholdstid for å kunne oppnå en tilfredsstillende kvalitetsforbedring ved naturlig filtrering. Lufting kan enkelt realiseres ved hjelp av kaskader. Denne prosessen øker oksygeninnholdet i vannet, og bidrar med dette til oksidasjon av oppløst organisk stoff, og tungmetaller som jern og mangan. Jern og mangan feller ut, og fjernes deretter effektivt i et filter før infiltrasjon (Fløgstad 1984).

Jernutfelling kan også bidra til økt utfelling av andre metaller, for eksempel arsen, fra vannet. Hvor effektiv denne prosessen er, avhenger av Fe/As forholdet. Jo høyere Fe/As forhold er, dess mer arsen fjernes ved utfelling sammen med jern (Berg, et al 2001; Nur, et al 2019). Fløgstad (1984) påpeker at vannet bør være bortimot mettet med oksygen før det infiltreres, ettersom oksidasjons- og dermed renseprosessene går mest fullstendig ved lang reaksjonstid.

Ved etterfølgende filtrering skilles det mellom hurtigfiltrering og saktefiltrering. Hurtigfiltrering er en utbredt metode for forbehandling av infiltrasjonsvannet i både Sverige og Tyskland. Den kan utføres som lukket eller

åpent filtertrinn, og de kan belastes med store vannmengder. Hanson (2000) oppgir filtreringshastigheter mellom 5–15 m/h. Det fjernes imidlertid bare relativt grove partikler og utfelt slam.

Saktefiltrering er uvanlig som forbehandling til infiltrasjon i basseng, ettersom filtersanden brukt til bassenger gjerne er den samme som i en saktefilter. Det kan derimot være en egnet metode ved etterfølgende infiltrasjon i brønner, som stiller større krav til vannkvalitet. I saktefilter er belastningen i størrelsesorden 0,2–0,4 m/h (Hanson, 2000).

Mikrosiling

Mikrosiler kan benyttes for å redusere suspendert stoff, særlig plante- og dyreplankton. Vanlige maskevidder er 20–60 µm, men de finnes ned mot 5 µm (Hanson 2000). Metoden er altså ikke egnet til å redusere turbiditet forårsaket av finstoff (leire < 2 µm og finsilt 2–6 µm). Sammenlignet med sedimentasjonsbassenger er de plassbesparende og effektive.

Hanson (2000) rapporterer imidlertid også om et anlegg i Katrineholm i Sverige, der mikrosilingen førte til for lav biologisk aktivitet i infiltrasjonsbassenget. Filterhuden fungerte derfor ikke tilfredsstillende for nedbryting av organisk materiale og resultatet ble gjentetting av både filterbedet og underliggende jord.

Koagulering og flokkulering

Ved koagulering tilsetter man fellingskjemikalier til vannet for at bittesmå partikler, humus og andre stoffer skal gå sammen til større partikler (koagule). Partiklene som dannes i denne prosessen er imidlertid fortsatt små og vanskelig å separere fra vannet. Når vannet blir satt i bevegelse og partiklene kolliderer med hverandre, kan de bake seg sammen og gradvis bygge opp større fnokker, som kan fjernes ved sedimentering eller flotasjon, etterfulgt av et filter. For å øke hastighet på fnokningsprosessen (også kallet flokkulering) kan det tilsettes en hjelpekoagulant (Andersen 2016).

Hanson (2000) gir flere eksempler på vannverk i Sverige som benytter metoden i kombinasjon med infiltrasjon.

6.2. Valg av metode for infiltrasjon

Om infiltrasjon kan være en egnet løsning, hvilken infiltrasjonsmetode som bør velges, og hvor infiltrasjonsanlegget bør plasseres bestemmes med bakgrunn i følgende forhold:

- Formålet med infiltrasjon.
 - Kapasitetsøkning på grunnvannsanlegg. Dersom den naturlige infiltrasjonsraten til grunnvannsmagasinet er for liten i forhold til vannbehovet ved et gitt bruksformål, kan infiltrasjonsraten og dermed grunnvannsdannelsen, økes ved å gjennomføre styrt infiltrasjon av overflatevann i tilsigsområdet til grunnvannsmagasinet.
 - Kvalitetsforbedring av aktuelle drikkevannskilder.
- Løsmassegeologi (type avsetning, størrelse på avsetning, løsmassetykkelse, lagdeling).
- Hydrogeologi (grunnvannsnivå, grunnvannsstrømning, løsmassenes hydrauliske egenskaper).

- Topografi og terrengforhold.
- Råvannskilde, vannkvalitet og vannføring (middelvannføring og minstevannføring).
- Geologiske og hydrologiske forhold for etablering av uttaksbrønner.
- Arealbruk og potensielle forurensningskilder.
- Brukerinteresser knyttet til grusforekomst og råvannskilde inkl. grunneierforhold.
- Kostnader (anlegg og drift).

Infiltrasjon i brønner eller basseng/grøfter vil i stor grad avhengige av den *umettede sonen*. Nedenfor er det satt opp en oversikt med fordeler og ulemper med overflateinfiltrasjon og infiltrasjon i brønner.

For drikkevannsforsyning er bassenginfiltrasjon mer brukt enn infiltrasjon i brønner. Fordelene og ulempene med bassenginfiltrasjon er vist i tabell 6-1.

Tabell 6-1. Fordeler og ulemper med bassenginfiltrasjon (modifisert etter NGU 1992).

Fordeler med bassenginfiltrasjon	Ulemper med bassenginfiltrasjon
▪ Får utnyttet umettet sone til vannrensing. ▪ Ikke så sårbar mht. råvannskvalitet. Enkel forbehandling. ▪ Enklere og rimeligere vedlikehold. Utskifting av filtermasse er det mest aktuelle vedlikeholdet. ▪ Enkelt å bygge og lett å overvåke.	▪ Arealkrevende. Infiltrasjonsbassenger kan legge beslag på store arealer som kan gi konflikt med annen arealbruk. ▪ Bassenginfiltrasjon krever homogene løsmasser med god infiltrasjonskapasitet fra overflaten og ned til uttaket i produksjonsbrønnene.

Infiltrasjon i brønner benyttes helst der det er hydrauliske barrierer (f.eks. leirlag) mellom overflaten og inntaket i uttaksbrønnene. Sammenlignet med overflateinfiltrasjon har metoden følgende fordeler og ulemper:

Tabell 6-2. Fordeler og ulemper med infiltrasjon i brønner (modifisert etter NGU 1992).

Fordeler med infiltrasjon i brønner	Ulemper med infiltrasjon i brønner
▪ Krever mindre areal. ▪ Metoden er ikke så sårbar med hensyn til tette løsmasselag mellom overflaten og brønnfiltrene. ▪ Metoden er ikke avhengig av en umettet sone.	▪ Får ikke utnyttet renseeffekten i umettet sone like bra. ▪ Krever god råvannskvalitet med lavt partikkelinnhold, lavest mulig organisk innhold (fargetall) og lavt innhold av jern og mangan. ▪ Krever ofte omfattende vedlikehold av brønner med jevnlig rensing av brønnfilter (filtertiltrukning med f.eks. mammutpumpe, jetspyling og/eller steaming).

Dette betyr at hvis man har begrenset tilgjengelig areal for infiltrasjon, liten umettet sone og/eller tette lag mellom overflaten og vannuttaket kan infiltrasjon i brønner være best egnet, mens der man har stor umettet sone, homogene sand/grusmasser uten tette lag, samt tilstrekkelig areal bør man velge bassenginfiltrasjon. Valg av løsning krever uansett:

- Detaljerte geologiske og hydrogeologiske forundersøkelser (se kap. 5.4 og 5.5).
- Dokumentasjon av råvannskilde mht. kapasitet og vannkvalitet (se kap. 5.6).
- Kartlegging av arealbruk og potensielle forurensningskilder.

- Utredning av naturmiljø. Metoden kan bidra til en (uheldig) endring av miljøforholdene ved f.eks. endret grunnvannsnivå, endret strømningsretning på grunnvannet, nye åpne vannflater, endret vannføring i bekker/elver, og spredning av forurensning. Dette må vurderes nærmere i en søknad om konsesjon og/eller utarbeidelse av reguleringsplan.
- Grunneieravtaler. Det hjelper ikke om forholdene ligger godt til rette for infiltrasjon hvis grunneier nekter utbygging. Ekspropriasjon er en mulighet, men prosessen er kostbar og meget tidkrevende (se kap. 5.3).

Erfaringer ved bruk av styrt infiltrasjon ved norske vannverk er sammenstilte i vedlegg 1-7.

6.3. Plassering og dimensjonering av infiltrasjonsanlegg

Strømning i umettet og mettet sone er komplisert og påvirkes av lagdeling og variasjon i geologi. Ekspertise i dette krever kurs innen grunnvann, eller at man har satt seg inn i litteraturen på dette (for eksempel Schwartz og Zhang 2024, eller Fetter 2018). I det følgende kapittelet er strømningslikningene forenklet til å beskrive vertikal strømning i umettet sone og horisontal endimensjonal strømning i den mettede grunnvannssonen, og bruk av Darcy's lov. Dette er nyttig for å gjøre grove overslags-

beregninger som dimensjoneringsgrunnlag. Det er mulig å beregne strømningsveier mer realistisk i numeriske modeller. Dette vil kreve spesialkompetanse.

6.3.1. Dimensjoneringsgrunnlag

Ved dimensjonering av infiltrasjonsanlegg må man først finne hvor mye vann som må infiltreres. Dette gjøres ut fra produksjonsbrønnenes dimensjonerende vannmengde Q_u , hvor stort bidrag man har fra naturlig

grunnvannsstrømning Q_n , dvs. uten infiltrasjon, og hvor stor andel av infiltrert vannmengde man regner med å fange opp i produksjonsbrønnene P_i . Uttaksmengden fra produksjonsbrønnene blir:

$$Q_u = Q_n + Q_b \cdot P_i$$

Dimensjonerende vannmengde inn i bassenget eller brønnen Q_b blir da:

$$Q_b = (Q_u - Q_n) / P_i$$

Med

- Q_n = vannmengde inn i bassenget eller infiltrasjonsbrønnen
- Q_u = uttaksmengde fra produksjonsbrønner
- Q_n = Bidrag fra naturlig grunnvann
- P_i = Prosentandel vannmengde fra infiltrasjonsanlegget som fanges opp i produksjonsbrønner / 100

Eksempel:

Et grunnvannsanlegg dimensjoneres for et uttak på 20 l/s, hvor 10 l/s vil dekkes fra naturlig grunnvannsstrømning og hvor man forventer at 80 % av infiltrert vannmengde kan fanges opp i brønnene. Nødvendig infiltrert vannmengde blir da

$$Q_b = \frac{(20 \text{ l/s} - 10 \text{ l/s})}{0,8} = 12,5 \text{ l/s}$$

Man må så bestemme type infiltrasjonsanlegg; basseng eller brønn og hvor anlegget skal plasseres. I tillegg til de geologiske kriteriene er det viktig å tilstrebe så stor umettet sone som mulig dvs. oppnå en så stor trykkforskjell som mulig mellom vannstand i basseng og normalt grunnvannsnivå. Neste trinn vil da være dimensjonering av infiltrasjonsanlegget.

6.3.2. Dimensjonering av infiltrasjonsanlegg

For grunnvannsanlegg der styrt infiltrasjon skal bidra til en vesentlig del av uttaksmengden og der infiltrasjon er avgjørende for å oppnå tilstrekkelig leveringssikkerhet, er det viktig å ha god margin på infiltrasjonskapasiteten. Anlegget bør bygges slik at man hele tiden kan ha ett basseng eller en brønn ute av drift for vedlikehold. Man må også ta høyde for at infiltrasjonskapasiteten reduseres ettersom filterflaten i bassenget eller brønnfilteret tettes. Videre i dette kapitlet vil det bli fokusert på bassenginfiltrasjon.

For infiltrasjonsbasseng vurderes størrelsen på filterflaten på grunnlag av:

- **Dimensjonerende vannmengde.**
- **Hydraulisk konduktivitet K** som kan beregnes ut fra kornfordelingskurver og prøvepumpingsforsøk. Mettet strømning.

- **Hydraulisk belastning/hastighet:** Vannets infiltrasjonshastighet i umettet sone. Bestemmes ved infiltrasjonsforsøk.
- **Mektighet M på umettet sone:** Man trenger ikke nødvendigvis detaljkunnskap om de naturlige renseprosessene, men det er verdt å merke seg at den umettede sonen har stor betydning for endringer i vannkvalitet. Infiltrasjonsbasseng bør derfor plasseres et godt stykke over grunnvannsspeilet, slik at vannet siger gjennom en mektig umettet sone før det når grunnvannet. Ved for liten umettet sone og lav hydraulisk kapasitet i løsmassene mellom basseng og brønn vil oppkoningen under bassenget nå opp til bunnen av bassenget og vi får kun strømning i mettet sone. Dette gir lavere renseeffekt og lavere infiltrasjonskapasitet.
- **Løsmassenes hydrauliske kapasitet** fra bassengbunn til uttaksbrønner: Den hydrauliske kapasiteten har betydning for oppstuvningen av grunnvannsnivået under bassenget. Den hydrauliske kapasiteten kan beregnes ut fra mettet strømning Q_m

$$Q_m = q \cdot A_s = K \cdot i \cdot A_s$$

Med:

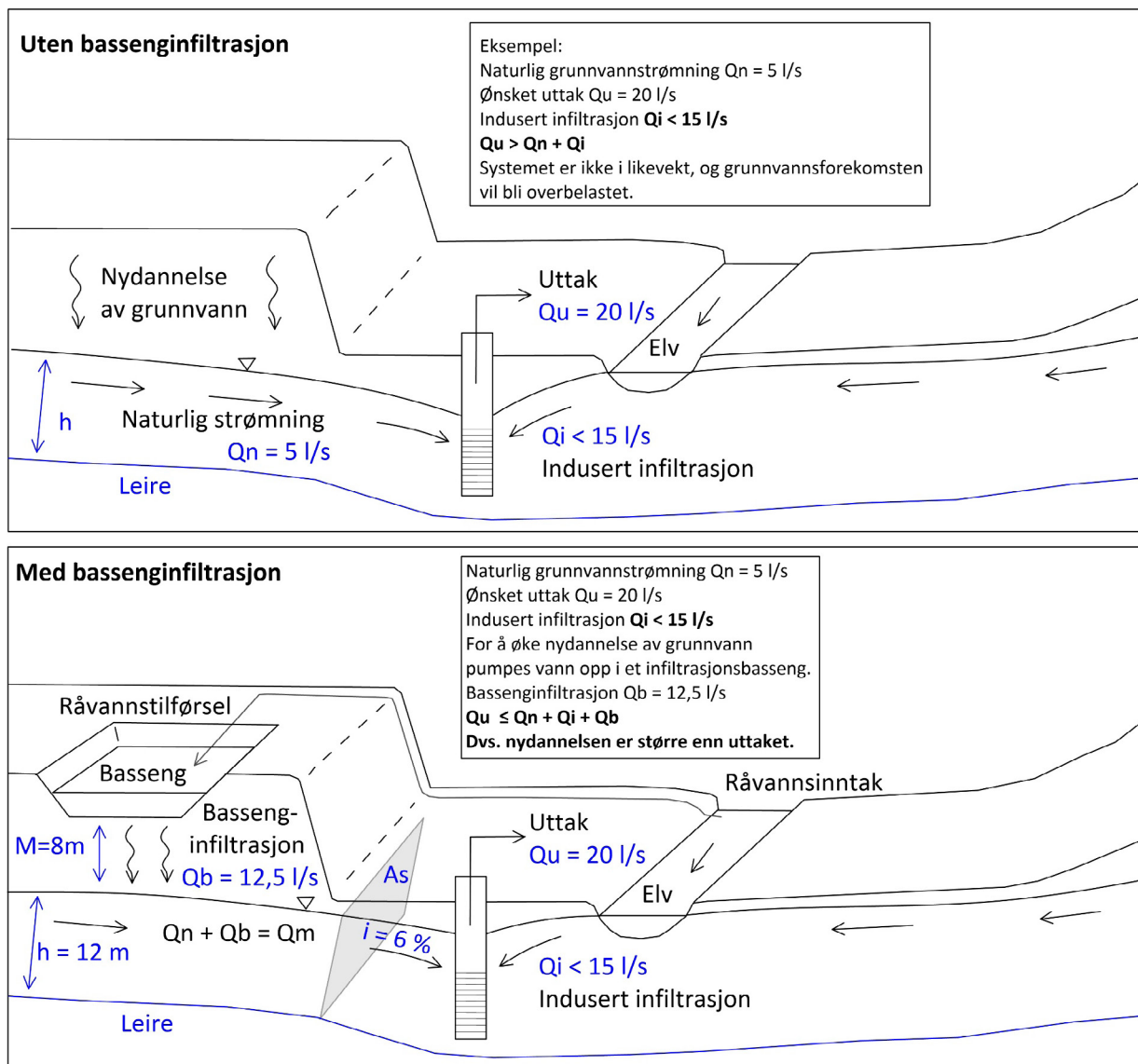
- Q_m = mettet strømning i m^3/s
- q = spesifikk strømningshastighet eller Darcy hastighet
- A_s = strømningsarealet (bredde * høyde på grunnvannsstrøm målt vinkelrett på strømningsretningen)
- K = hydraulisk ledningsevne (vannledningsevne)
- $i = (h_1 - h_2)/L$ = gradienten på grunnvannsstrømmen

Det må poengteres at strømningsareal A_s er forskjellig fra infiltrasjonsareal A .

- **Utformingen av bassenget:** Smale avlange basseng/grøfter gravd ut vinkelrett på grunnvannets strømningsretning er mest effektivt i og med at man får belastet en større bredde av grunnvannsstrømmen enn for kvadratiske basseng.
- **Nødvendig renseeffekt** som igjen er avhengig av vannets oppholdstid fra basseng til brønn. Særlig i løsmasser med høy hydraulisk kapasitet må man ta hensyn til renseeffekten slik at man ikke får for stor gjennomstrømningshastighet. Her vil også kvaliteten på infiltrert vann ha stor betydning.

Vi skal nå gå gjennom et eksempel for å vise hvordan et infiltrasjonsbasseng kan dimensjoneres. Vi bruker samme eksempel som ovenfor dvs. ønsket uttak fra produksjonsbrønn 20 l/s som krever en andel fra bassenginfiltrasjon på $Q_b = 12,5 \text{ l/s}$.

Se figur 6-2 for illustrasjon av eksempelet.



Figur 6-2. Skisse av grunnvannsanlegg uten og med bassenginfiltrasjon.

Ut fra pumpeforsøk av produksjonsbrønn og kornforde-
 lingskurver til masseprøver kan hydraulisk ledningsevne
 K for løsmassene settes til $2 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Gradienten i på
 grunnvannsstrømmen mellom basseng og brønn
 (mettet strømning) kan settes til 6 %. Tykkelsen M
 mellom bassengbunn og normalt grunnvannsnivå er 8 m
 og tykkelsen på vannførende løsmassesone h er 12 m.

Trinn 1 beregning av infiltrasjonsflate:

Først gjøres en beregning ut fra hydraulisk
 ledningsevne k .

$$Q = A * q$$

$$A = \frac{Q}{q} = \frac{12,5}{2 * 10^{-4} \text{ m/s}} = 62,5 \text{ m}^2$$

Det er her antatt at vannhastigheten q tilsvarer den
 hydrauliske ledningsevnen K (og dvs. $i = 1$). Dette krever
 vannmettet vertikal strømning. Strømningen er imidlertid
 ikke vannmettet så den gjennomsnittlige strømningshas-
 tigheten må være mindre enn denne verdien.
 En annen brukt formel for beregning av infiltrasjons-
 kapasitet er:

$$Q = A * \frac{K}{2} * \frac{M + d}{M}$$

der d er vanndybden i bassenget og M er avstand fra
 bassengbunn til grunnvannsnivå (Hauger 1978). Hvis
 vanndybden settes til 2 m fås:

$$A = \frac{Q}{\left(\frac{K}{2} * \frac{M + d}{M}\right)} = \frac{0,0125 \text{ m}^3/\text{s}}{\frac{2 * 10^{-4} \frac{\text{m}}{\text{s}}}{2} * \frac{8\text{m} + 2\text{m}}{8\text{m}}} = 100 \text{ m}^2$$

Også denne formelen har flere svakheter. Formelen blir feil når M går mot 0. En mer korrekt beregning kan gjøres med bakgrunn i Hantush (1967). Dette omfatter såpass kompliserte matematiske beregninger at vi ikke skal gå nærmere inn på disse her.

Den mest brukte metoden er å bestemme nødvendig areal på infiltrasjonsflaten ut fra infiltrasjonstester og gjerne fullskala infiltrasjonsforsøk. Man finner da infiltrasjonskapasiteten og nødvendig areal A blir infiltrert vannmengde Q/infiltrasjonskapasiteten. Hvis man gjennom infiltrasjonsforsøk har målt en infiltrasjonskapasitet på 30 cm/time og man skal infiltrere 12,5 l/s så blir nødvendig infiltrasjonsareal $A = 12,5 \text{ l/s} / 30 \text{ cm/time} = 150 \text{ m}^2$.

Erfaringer fra drift av infiltrasjonsanlegg, f.eks. Dorøya (Frosta, 2023) har vist at infiltrasjonskapasiteten kan mer enn halveres på grunn av dannelse av et tett sjikt i overflaten og at det er fornuftig å dimensjonere anlegget slik at ett basseng kan tas ut av drift. Det anbefales derfor to basseng på 400 m² altså til sammen 800 m².

Mengden grunnvann som strømmer mellom basseng og brønn kan da beregnes ut fra Darcy's strømningslov:

$$q = K * i$$

Og:

$$Q = As * q = b * h * K * i = 20\text{m} * 12\text{m} * 2 * 10^{-4} \frac{\text{m}}{\text{s}} * 0,06 = 0,0072 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} = 7,2 \frac{\text{l}}{\text{s}}$$

Der As er strømningsarealet for grunnvannsstrømmen som kan beregnes ut fra bredde og høyde på grunnvannsstrømmen. Vi har her for enkelthets skyld antatt at bredden på grunnvannsstrømmen er den samme som bassengbredden. Dette er en grov forenkling i og med at bredden på grunnvannsstrømmen i tillegg vil være avhengig av antall og plassering av produksjonsbrønner, oppstuvning under infiltrasjonsbassenget og geometrien til grunnvannsmagasinet.

Beregnet grunnvannsstrømning på 7,2 l/s er dermed lavere enn nødvendig bidrag fra bassenginfiltrasjon på 12,5 l/s. Kravet til hydraulisk kapasitet oppfylles dermed ikke, men på grunn av oppstuvning og stor senkning av grunnvannsnivået rundt uttaksbrønnene vil gradienten øke slik at også vannstrømmen øker. For å oppnå en grunnvannsstrømning fra bassenget på 12,5 l/s må gradienten være over 10 % og dette kan være umulig å oppnå. For å øke grunnvannsstrømmen mellom basseng og brønn ytterligere, bør bassenget utformes slik at strømningsbredden kan økes. Hvis bassengbredden og dermed strømningsbredden økes til 40 m (40 m x 10 m) vil beregnet grunnvannsstrøm bli 14,4 l/s, altså større enn infiltrert vannmengde.

Det poengteres at reduksjon i infiltrasjonskapasitet er sterkt avhengig av kvaliteten på infiltrert vann og særlig turbiditet og fargetall. En endelig dimensjonering av nødvendig infiltrasjonsflate vil derfor ofte kreve prøve-drift med fullskala infiltrasjon og prøvepumping. Under planlegging av anlegg er det fornuftig å regulere et stort nok areal til infiltrasjon slik at det er mulig med senere utvidelse av bassengkapasiteten.

Trinn 2 Beregning av oppstuvning

Ut fra angitte verdier og Hantushs formel kan man også beregne hvor mye oppstuvning av grunnvannsnivået man får under bassenget som følge av infiltrasjonen. For å unngå mettet strømning kan det settes krav til at oppstuvningen ikke skal overstige en bestemt høyde. Hvis den gjør det, må man øke infiltrasjonsarealet.

Trinn 3 Hydraulisk kapasitet (mettet strømning) mellom bassengbunn og brønn

Det tas utgangspunkt i ett kvadratisk basseng på 20 x 20 m dvs. $b = 20 \text{ m}$.

For å sikre tilstrekkelig strømningsareal og for å redusere tapt vannmengde (infiltrert vann som ikke fanges opp i brønner), bør det bores flere produksjonsbrønner.

Trinn 4 Plassering av basseng ut fra grunnvannets oppholdstid

Hvis man tar utgangspunkt i 60 dagers mettet strømning (porevannshastighet v) mellom basseng og brønn som ofte anbefales for å redusere risikoer knyttet til mikrobiell forurensning, vil nødvendig avstand a mellom basseng og brønn bli:

$$v = \frac{a}{t}$$

og

$$v = k * \frac{i}{n_e}$$

Med:

- v = porevannshastighet
- a = avstand mellom basseng og brønn
- n_e = effektiv porøsitet (settes her til 25 %)
- t = oppholdstid av infiltrert vann til det pumpes opp (settes til 60 døgn)

$$a = v * t = k * \frac{i}{n} * t = 2 * 10^{-3} \frac{m}{s} * \frac{0,06}{0,25} * 5184000s = 249 m$$

En såpass stor avstand gir feil gradient i , da maksimal høydeforskjell på grunnvannstrømmen antas til 6 m. Gradienten blir da 6 m/a og ligningen blir:

$$a = k * \frac{6 * t}{a * n_e} \rightarrow a^2 = \frac{6 * k * t}{n_e} \rightarrow a = \sqrt{\frac{6 * k * t}{n_e}}$$

Dette gir en avstand a på ca. 158 m og en gradient på ca. 3,8 %.

Det kan være vanskelig å få til såpass stor avstand, så det må i mange tilfeller aksepteres en kortere oppholdstid. Dette kan forsvares ved å:

- Øke vannbehandlingen med f.eks. ekstra desinfeksjon.
- Forbehandle infiltrert vann ved filtrering og/eller desinfeksjon.
- Innføre strenge arealrestriksjoner både i råvannskildens og produksjonsbrønnenes nedbørsfelt.

Det er også erfart at biohuden som dannes i bunnen av infiltrasjonsbasseng i tillegg til å være en barriere for humus også er en effektiv barriere for bakterier (Kvitsand og Østerhus 2014).

Dette eksempelet viser følgende:

- Infiltrasjonskapasiteten vil være avhengig av både umettet og mettet strømning.
- Den hydrauliske kapasiteten til løsmassene mellom bassenget og brønnene (mettet strømning) kan være en begrensende faktor for den totale infiltrasjonsmengden. Dette er vist av Frosta (2023).
- Avlange basseng gravd ut vinkelrett på grunnvannets naturlige strømningsretning kan gi økt infiltrasjon som følge av økt bredde på den mettede grunnvannsstrømmen mellom basseng og brønn. I tillegg gir avlange basseng økt veggareal i forhold til kvadratiske basseng. Høyt relativt veggareal er gunstig i og med at dette arealet er mindre utsatt for igjenslamming.
- Ved mangelfullt vedlikehold reduseres infiltrasjonskapasiteten som følge av mindre infiltrasjonen gjennom bassengbunnen.
- Det vil ofte være krevende å oppå 60 døgns oppholdstid for mettet strømning mellom basseng og brønn. Dette kan til en viss grad kompenseres ved økt desinfeksjon eller strengere regulering av både råvannskildens og produksjonsbrønnenes nedbørsfelt.

For å oppnå større umettet sone kan man i stedet for å grave seg ned i løsmassene, bygge bassenget med tilkjørte masser oppå eksisterende terreng. Man kan da fjerne det humusrike topplaget slik at man kommer ned i rene sand- og grusmasser og så legge inn et lag med filtermasser oppå. Man må så bygge en tett voll rundt filtermassene slik at man får et basseng. Denne løsningen vil være mest aktuell for små vannverk i områder med marginale løsmasseforhold mht. tradisjonelt grunnvannsuttak. Metoden kan også kombineres med sprinklerinfiltrasjon i og med at man aksepterer at en viss vannmengde lekker ut av bassenget og ut i terrenget.

6.3.3. Bruk av filtersand i infiltrasjonsbasseng

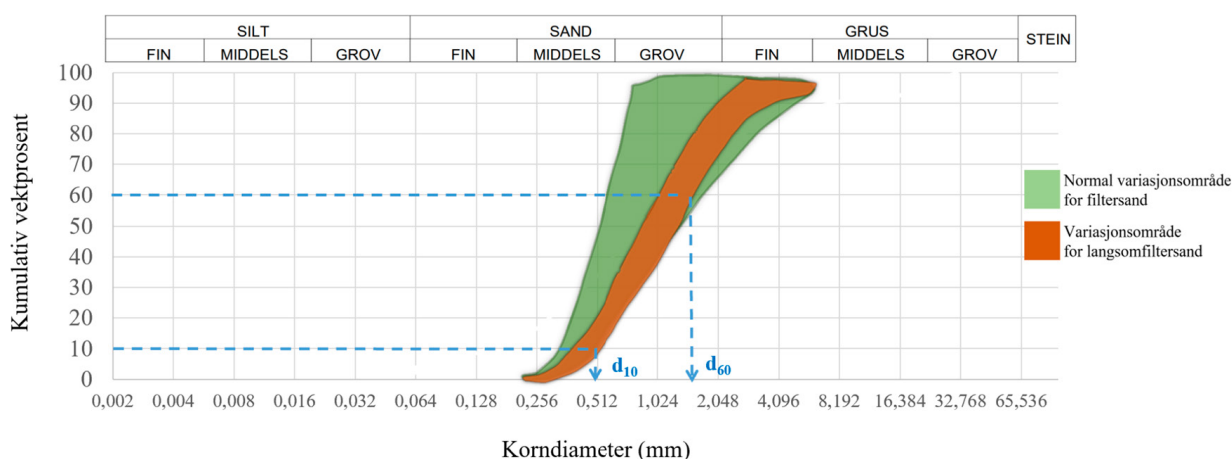
Ved utgraving av basseng i naturlige avsetninger eksponeres ofte en overflate med stor variasjon i permeabilitet. Fordeles infiltrasjonsvannet direkte på denne overflaten kan det oppstå uønsket kanaldrenering, og ujevn renseeffekt. Det er derfor fordelaktig å benytte et lag med tilkjørt filtersand i bunnen og langs bassengets sidevegger, som vannet kan filtrere gjennom (NGU, 1992). Formål med dette er å oppnå en jevn infiltrasjon gjennom filterflaten (unngå kanaldrenering som vil kunne oppstå når vannet når det naturlige laget), samt å oppnå optimal renseeffekt gjennom den umettede sonen.

Ved infiltrasjon gjennom filtersanden og det underliggende jordlaget gjennomgår vannet en rekke mekaniske, biologiske, og kjemiske prosesser, som fører til endringer i vannkvalitet. Disse renseprosesser og - effekter er beskrevet i kapittel 2.4.

Tykkelsen til filterlaget varierer ifølge Hanson (2000) mellom et par centimeter til flere meter. En av fordelene med et tykt lag med filtersand er at man kan skrape bort noen centimeter hvert år, uten å fylle på med nye masser etterpå. Mer om drift og vedlikehold av filterflaten er beskrevet i kap. 7.

Egenskapene til filtersanden er av stor betydning for å oppnå best mulig infiltrasjon og rensing. Både Hanson (2000) og NGU (1992) nevner at det som regel benyttes en filtersand som tilsvarer «langsomfilter-sand», noe som tillater en belastning på 0,1–0,4 meter per time.

Kornstørrelse og kornfordeling er en av de viktigste parameterne for å vurdere massenes egnethet som filtermedium. Typisk kornfordeling for filtersand er vist i figur 6-3.



Figur 6-3. Variasjonsområde for filtersandens kornfordeling. Langsomfiltersand som er markert i rødt og grønt viser området for normale variasjoner i filtersanden. Stiplet linje markerer avlesning av siktgjennomgang på 60 % (d_{60}) og 10% (d_{10}). Illustrasjon laget av Frosta (2022), etter Hanson (2000).

Kurven i figur 6-3 viser at filtersand domineres av mellomsand, grovsand, og fin grus. Med økende andel finstoff i filtersanden går renseseffekten opp og infiltrasjonsevnen ned. Omvendt vil et filter med veldig grove masser føre til store transporthastigheter, men liten renseseffekt, og man risikerer i tillegg at porer i dypere lag gjenslammes. Valg av riktig filtersand til infiltrasjonsbasseng er dermed et viktig trinn i planlegging av anlegget, og kan potensielt redusere driftsproblemene.

Ettersom det er kostbart å kjøpe store volum av spesiell filtersand hentes det ofte fra området eller fraktes fra nærliggende fluviale eller glasifluviale avsetninger, noe som kan være en god løsning. Det anbefales imidlertid å ta representative masseprøver, og å undersøke kornfordelingen på disse for å være sikker på at massene er egnet til formålet.

Kornfordelingskurver benyttes blant annet til å undersøke variasjon i kornstørrelsen. Sorteringsgrad C_u er forholdet mellom kornstørrelsen for siktgjennomgang på 60% (d_{60}) og 10% (d_{10}), altså:

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Hanson (2000) nevner at det i Sverige som regel benyttes sand med $d_{10}=0,35 \pm 0,03$ mm, og med en sorteringsgrad på opp til 2,5. Det kreves videre at maks. 1% av sanden har kornstørrelse $< 0,2$ mm, og > 2 mm. Anbefalingene internasjonalt varierer imidlertid en del. Anbefalingene ligger mellom $1,5 < C_u < 4,7$, og er sammenstilt i Hägg og Pott (2022).

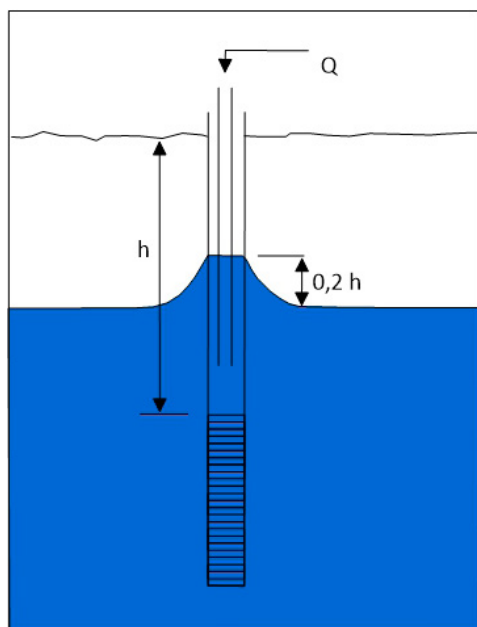
Sanden bør fortrinnsvis bestå av mineralene kvarts og feltspat, ettersom disse ikke forvitrer så lett. Glimmermineraller derimot er mer utsatt for nedbrytning, noe som kan medføre dannelse av leirpartikler og dermed bidra til gjentetting (Hanson 2000; Hägg og Pott 2022). Forfatterne påpeker videre at filtersanden bør være vasket, ha lav pakningsgrad (unngå å kjøre med tunge maskiner på tilkjørte masser), og runde korn, som pakker seg på en mer fordelaktig måte enn kantede/avlange/flakformede korn.

6.3.4. Prosjektering og dimensjonering av infiltrasjonsbrønner

Infiltrasjon gjennom brønner forutsetter god råvannskvalitet med lavt partikkelinnhold, lavest mulig organisk innhold (fargetall) og lavt innhold av jern og mangan. Forbehandling av råvannet er som regel en forutsetning for å lykkes med denne infiltrasjonsmetoden.

Konstruksjon av infiltrasjonsbrønner er nesten den samme som for en mer vanlig produksjonsbrønn. Men ettersom vannstrømmen går i motsatt retning, altså ned i brønnen og ut i akviferen, bør det velges en annen type brønnfilter. Ved å benytte omvendte V-slisser sammenlignet med brønnfilter i produksjonsbrønner holdes partikler tilbake. På denne måten reduseres gjentetting av massene rundt brønnfilteret.

Ved dimensjonering av infiltrasjonsbrønner, og valg av antall infiltrasjonsbrønner må en også være klar over at infiltrasjonsbrønner har lavere kapasitet enn identiske uttaksbrønner. Ifølge GiN-veileder 11 (NGU, 1992) indikerer tester 20 – 50 % lavere kapasitet. Årsaken til dette er at porene utenfor brønnfilteret etter hvert tettes igjen av partikler, slik at utstrømningsmotstanden øker.



Figur 6-4. Trykkoppbygning i og omkring en infiltrasjonsbrønn. Tegning etter NGU (1992). Trykkoppbygningen bør ifølge veilederen ikke overstige $0,2 \times h$, der h er avstanden fra terrengoverflaten til øvre filterkant.

I veilederen (NGU 1992) angis for øvrig følgende krav til gode infiltrasjonsbrønner:

- Nødvendig plass til pumpe og utstyr for automatisk overvåking av trykknivå.
- Hele akviferens mektighet filtersettes.
- Korrekt filtertype (omvendt slissefilter).
- Strømningshastighet gjennom filteret mindre enn 0,015 m/s.
- Vannet tilføres i rør dykket under vannspeilet i brønnen.
- Korrosjonsfritt materiale.
- Trykkoppbygning i brønnen bør ikke overstige 0,2 h, der h er avstanden mellom terrengoverflaten og øvre filterkant, se figur 6-4.

Råd for reduksjon og håndtering av gjenslamming av brønnfiltere:

- Dannelse av luftbobler kan reduseres ved å
 - skjøte rørdeler riktig,
 - minimere lufting av råvann,
 - unngå luft i pumpe,
 - tilføre infiltrasjonsvannet via et rør som dykker under laveste vannspeil i brønnen,
 - samt ved å holde jevnt og tilstrekkelig trykk for å ikke dra inn luft fra atmosfæren til brønnen.
- Infiltrasjonsvannets kvalitet må være avstemt mot kvaliteten på det naturlige grunnvannet (NGU, 1992).
- Desinfeksjon av infiltrasjonsvannet for å redusere bakterievekst i brønnfilter og akviferen.
- Strømningshastighet/slisseåpningshastighet ($q = Q/A$) gjennom filteret mindre enn 0,015 m/s, noe som er halvparten av anbefalt hastighet for en produksjonsbrønn (med Q = vannuttak eller vann-tilførsel, A = totalt åpent filterareal).

6.4. Plassering og dimensjonering av produksjonsbrønner

Uttaket av grunnvann skjer i produksjonsbrønner. Disse må plasseres med bakgrunn i løsmasstype, løsmassemektighet, grunnvannsnivå, grunnvannsstrømning, arealbruk og mulig plassering av infiltrasjonsanlegg. Ved utføring av brønnene må det i tillegg tas hensyn til dimensjonerende vannmengde.

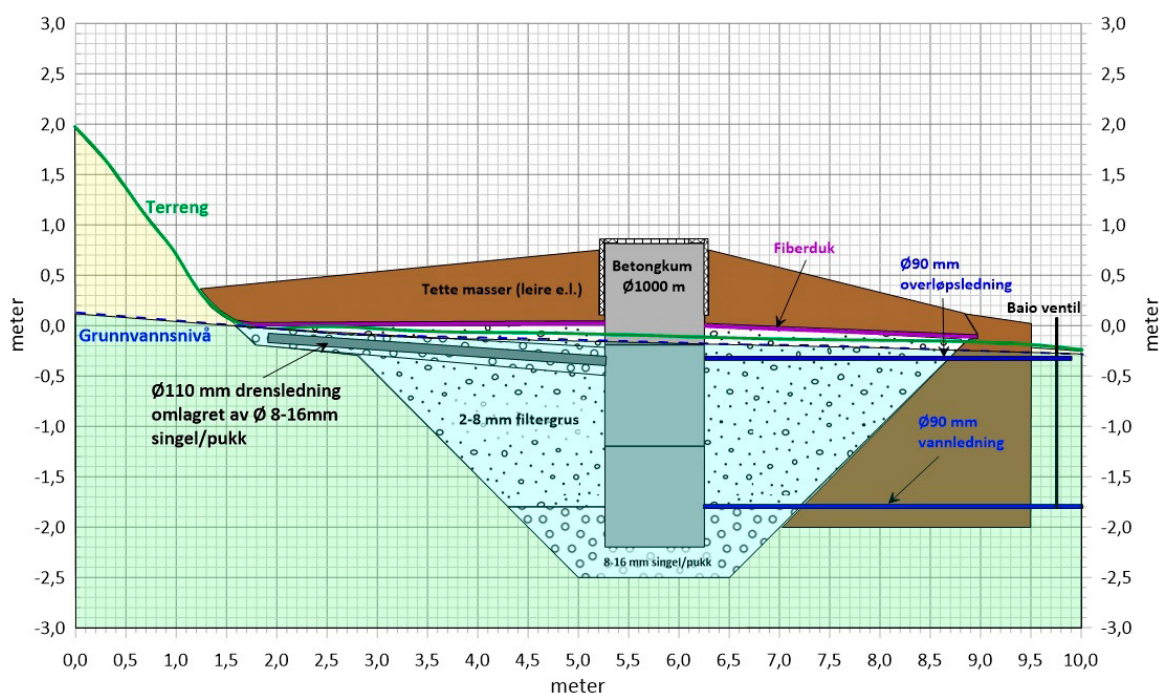
I de fleste tilfeller plasseres og dimensjoneres grunnvannsbrønnene først. En vanlig problemstilling er at det allerede er etablert grunnvannsbrønner, og at prøvepumping eller senere økning i vannbehovet gjør det nødvendig med økt uttak hvor infiltrasjon er en aktuell løsning. I tilfeller der man starter med et helt nytt anlegg basert på styrt infiltrasjon må selvfølgelig plassering og dimensjonering av brønner og infiltrasjonsanlegg ses

under ett. Det må da spesielt legges vekt på å plassere og dimensjonere brønnene slik at man får samlet opp mest mulig av det infiltrerte vannet.

Det kan benyttes flere typer løsmassebrønner. Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av aktuelle brønner.

6.4.1. Gravde brønner/kumbønner

Slike brønner benyttes der det er en liten mettet grunnvannssone og/eller der grunnvannet slår ut i dagen i punktkilder. Ved utføring av brønn er det viktig å fange grunnvannet i brønnen før det kommer opp til overflaten slik at det ikke kan påvirkes av forurensning på overflaten.



Figur 6-5. Prinsippskisse av gravd brønn med drensledning for økt oppsamling av grunnvann (Riise 2021).

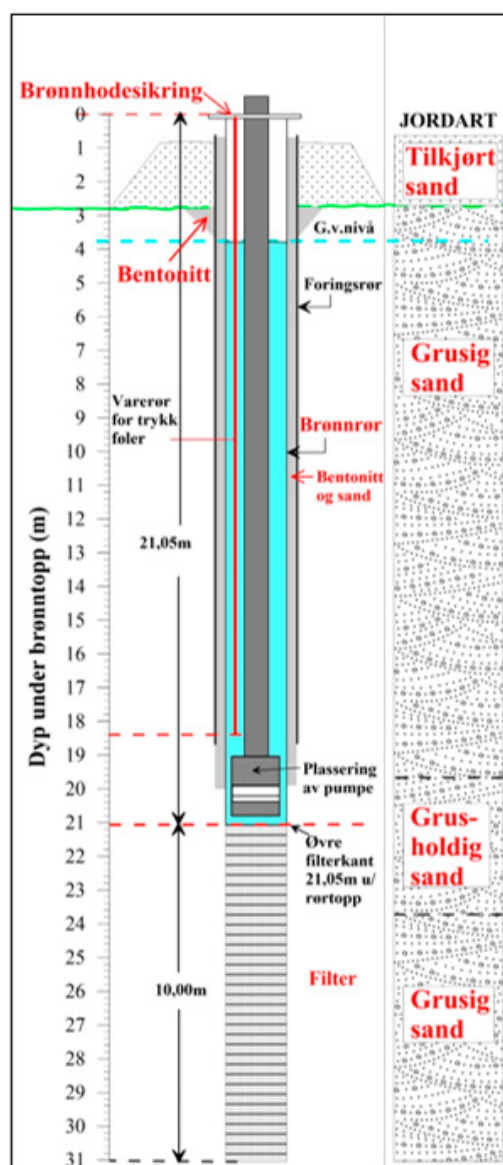
6.4.2. Horisontale nedgravde brønner

Horisontale nedgravde brønner benyttes der grunnvannet slår ut i en kildehorisont. Man graver da en drensgrøft for å fange opp hele grunnvannsstrømmen. Drensgrøften føres så til en inntakskum. Hele drensgrøften må tildekkes med tette masser og overflateavrenningen må dreneres bort fra inntaksgrøfta for å hindre forurensinger fra overflatevann. Drensgrøfta bygges opp på samme måte som den gravde brønnen vist i figur 6-5. Densrøret for oppsamling av grunnvann legges i et lag med pukk/singel i bunnen av grøfta.

6.4.3. Borede løsmassebrønner

Borede løsmassebrønner er den mest brukte brønntypen for større grunnvannsuttak. Denne brønntypen er mest hensiktsmessig der det er såpass stor tykkelse av vannførende løsmasser at man får etablert et tilstrekkelig langt brønnfilter uten at grunnvannsnivået senkes ned til filteret ved grunnvannsuttak. Prosjektering av borede løsmassebrønner omfatter følgende:

- **Antall brønner.** Dette bestemmes ut fra grunnvanns- anleggets dimensjonerende vannmengde og bereg- net uttaksmengde pr. brønn. Særlig for grunnvanns- anlegg basert på styrt infiltrasjon anbefales det å etablere flere mindre brønner enn få store. Dette gir et mer arealfordelt uttak som igjen gjør det lettere å fange opp infiltrert vann.
- **Størrelse/diameter på brønner.** Diameter på brønn- rør og brønnfilter bestemmes ut fra dimensjonerende vannmengde som igjen er bestemmende for hvor stor pumpe som må monteres i brønnen. I tillegg bør det tas hensyn til at det skal monteres trykktrans- mitter i brønnen. Hvis brønnen dimensjoneres for et uttak på 15 l/s, må man ha en dykkpumpe med en diameter på ca. 150 mm. Det anbefales derfor eta- blere en min. Ø200 mm brønn. Hvis man skal eta- blere brønnen med kunstig grusfilter må foringsrøret bores med tilstrekkelig diameter slik at man får plass til et 6–10 cm tykt filterlag mellom brønnfilteret og foringsrøret.
- **Filterlengde og filterdyp.** Minimum filterlengde bestemmes ut fra brønnens dimensjonerende vann- behov, samt filterets diameter og lysåpning. Inn- strømningshastigheten gjennom filteret må normalt ikke overstige 3 cm/s. Videre må filteret ikke monte- res så høyt i formasjonen at det er fare for at grunn- vannsnivået senkes ned i filteret ved uttak. Avsenk- ningen i brønnen må derfor beregnes på forhånd på grunnlag av grunnvannsmagasinet's hydrauliske para- metere. I tillegg må man ved plassering av filter ta hensyn til grunnvannskvaliteten. Dyp filterplassering gir lengre oppholdstid på grunnvannet og dermed ofte bedre hygienisk kvalitet, mens grunnvannskje- mien er som regel best under oksiderende forhold som man helst finner i løsmasseavsetninger uten organisk innhold og i grunnvann nærmest overflaten. I tilfeller der det er vanskelig å oppnå tilstrekkelig langt vertikalt brønnfilter, kan løsmassebrønnen skrå- bores. Vanlige vinkler på skråborede brønner er mellom 10 og 45 grader fra horisontallinjen. Fordelen med dette er at man kan etablere et lengre brønnfil- ter enn for en vertikalboret brønn i samme dybdein- tervall. For eksempel så vil en skråboret brønn med en vinkel på 19,5 grader kunne ha 3 ganger så langt brønnfilter som en vertikalboret brønn når filteret skal plasseres i samme dybde. Skråborede brønner benyt- tes derfor helst i grunnvannsmagasin med begrenset mektighet og med løsmasser med høy hydraulisk ledningsevne (grus og grov sand).
- **Lysåpning i brønnfilter.** Dette bestemmes ut fra kornfordelingskurver til masseprøver tatt fra den delen av løsmasseprofilen hvor filteret skal etableres.



Figur 6-6. *Prinsippskisse av en løsmassebrønn.*

6.4.4. Sikring av grunnvannsbrønner

De fleste innslag av bakterier i norsk grunnvann skyldes dårlig sikring av brønntopper. Vanlige feil er å grave brønntoppen for langt ned i bakken slik at man ved flom og mye overflateavrenning får kortslutning mellom forurensset overflatevann og grunnvann, samt at selve brønntoppen ikke er tett. Se figur 6-7 for et eksempel av godt sikrede løsmassebrønner.

Ifølge TEK 17 skal tekniske installasjoner for sårbar infrastruktur plasseres over nivået for 1000-års flom.

Mange grunnvannsanlegg er plassert på flomutsatte elvesletter der brønnene må flomsikres. Man må da bygge opp og erosjonssikre terrenget rund brønntoppene (se figur 6-8) slik at brønntoppen kommer over 1000-årsflomnivået.

For alle typer brønner er det viktig å drenere overflatevann bort fra brønntoppen. Dette gjøres ved å heve brønntoppen slik at det blir fall til alle sider, samt å grave avskjærende drengrofter oppstrøms brønntoppene.



Figur 6-7. To skråborede løsmassebrønner med tette brønntopper. Bentonittfylling mellom foringsrør og brønnrør, tette gjennomføringer for rør og kabler i brønnhatten og tappekran for vannprøvetaking. Brønnene er siden plassert i et felles brønnhus.



Figur 6-8. Brønnhus over tre løsmassebrønner ved Støren vannverk, Midtre Gauldal kommune. Brønnene er plassert nær et flomløp i Gaula og er bygd opp til over nivå for 1000-årsflom.

6.5. Bygging

Med bakgrunn i prosjekteringen utarbeides det tilbudsforespørsler eller anbudsbeskrivelser for bygging av infiltrasjonsanlegg og boring av produksjonsbrønner. All brønnboring kan tas med på samme tilbudsforespørsel, mens graving av infiltrasjonsbasseng bør som regel tas på en egen entreprise, fordi det er ytterst få entreprenører som kan utføre begge deler.

Det er viktig med oppfølging i byggetiden slik at man kan kontrollere at anleggsarbeidene utføres i henhold til beskrivelser og gjeldende retningslinjer for denne type arbeid.

6.6. Prøvedrift – Prøvepumping

Det er vanskelig å beregne hvordan anlegget vil fungere før det er bygd og man har fått kjørt fullskala uttesting. For store anlegg kan det være fornuftig å teste ut i mindre skala både mht. til infiltrasjonskapasitet og uttaksmengder av grunnvann, før man foretar en endelig utbygging av basseng og brønner, men uansett må det gjennomføres en fullskala uttesting før man kan gi en sikker vurdering av hvordan anlegget vil fungere.

6.6.1. Testing av infiltrasjonskapasitet

Infiltrasjonsmetode og dimensjonering utføres med bakgrunn i hydrogeologiske forundersøkelse hvor det som tidligere nevnt også må legges stor vekt på redusert infiltrasjonskapasitet på grunn av igjenslamming. Fullskala testing av infiltrasjonskapasitet bør derfor pågå over en periode på minst ett år slik at man får testet utviklingen i infiltrasjonskapasitet over tid. Denne

perioden kan inngå i fullskala prøvedrift (se kap. 6.6.3). Dette gjelder uavhengig om det infiltreres i brønner, grøfter eller basseng. Infiltrasjonstestene kan gjennomføres som følger:

- Måling av tilført vannmengde.
- Måling av vannstand i basseng/brønn. Det er vanlig at vannmengden reguleres etter nivået i bassenget/brønnen. Ut fra disse målingene kan infiltrasjonskapasitet/maks. hydraulisk belastning beregnes.
- Etablering av minst en peilebrønn ved bassenget/infiltrasjonsbrønnen og flere peilebrønner mellom bassenget/infiltrasjonsbrønnen og produksjonsbrønnene.
- Det bør installeres en overvåkingsbrønn i kanten av bassenget med et inntaksfilter noen meter under bassengbunnen. Denne benyttes til vannstands-målinger, og gir muligheter til vannprøvetaking.
- I tillegg anbefales å benytte automatiske loggere i peilebrønnene som gir mulighet til online observasjoner av vannstand.

Til sammen så gir dette dokumentasjon på infiltrasjonskapasiteten og hvordan den endres med tiden, i hvilken grad løsmassenes hydrauliske egenskaper mellom infiltrasjon og brønn påvirker infiltrasjonskapasiteten,

samt hvordan vannkvaliteten endres mellom infiltrasjonsanlegg og produksjonsbrønn. Dataene kan videre benyttes til å utforme driftsrutiner for infiltrasjonsanlegget. Dette bør omfatte beskrivelser av hvor lenge bassengene kan driftes før det må gjøres utskifting/bortskaping av filtersand, hvordan dette utføres og krav til filtersand. Dette er nærmere beskrevet i kap. 7.

6.6.2. Prøvepumping uten infiltrasjon

Prøvepumpingen gjennomføres i to deler. Først en periode på inntil 3 måneder uten infiltrasjon og så en periode med fullskala prøvedrift med infiltrasjon. Prøvepumpingen uten infiltrasjon gjennomføres for å dokumentere:

- Brønnenes og grunnvannsmagasinet's hydrauliske egenskaper (hydraulisk ledningsevne og transmissivitet), samt retning og gradient på grunnvannsstrømmen inn mot brønnene.
- Brønnens spesifikke kapasitet, maksimale kapasitet og hvordan kapasiteten utvikler seg over tid.
- Fysisk-kjemisk og bakteriologisk vannkvalitet og hvordan denne endres over tid.
- Brønnenes influensområde, dvs. området som påvirkes av grunnvannsuttaget.
- Grunnvannets strømningshastighet og retning.



Figur 6-9. Prøvepumping av skråstilt løsmassebrønn i foten av en stor esker ved Glåmos (Foto Bernt Olav Hilmo).

Under prøvepumpingsperioden måles vannstand i peilebrønner og produksjonsbrønner jevnlig (enten automatisk ved bruk av loggere eller manuelt), det foretas målinger av vannuttaket fra hver brønn og det tas vannprøver fra hver brønn som analyseres for fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametere. For all overvåking og prøvetaking lages den prøvepumpingsplan som beskriver dette nærmere.

I mange tilfeller der bassenginfiltrasjon blir valgt for å øke kapasiteten på et eksisterende grunnvannsanlegg, vil denne innledende prøvepumpingsfasen allerede være utført, eller så kan de fleste av dataene hentes fra anleggets driftsovervåking.

6.6.3. Fullskala prøvedrift med infiltrasjon

Den viktigste fasen er uansett en fullskala prøvepumping med infiltrasjon fordi det er dette som vil danne grunnlaget for videre utbygging og drift av anlegget. Det anbefales en min. 9 måneder prøveperiode slik at det totalt prøvepumpes i minst ett år. Poenget er å få testet anlegget i forskjellig vær og sesong både mht. temperatur og nedbør. I tillegg til målinger og prøvetaking nevnt i forrige kapittel må det foretas målinger av infiltrasjonskapasitet og vannprøvetaking av infiltrert vann og eventuelt av grunnvann mellom infiltrasjonsanlegget og produksjonsbrønnene.

Denne prøvepumpingsperioden vil gi svar på:

- Infiltrasjonskapasitet/hastighet og hvor fort denne reduseres over tid.
- Hvor stor andel av infiltrert mengde vann som kan tas ut fra produksjonsbrønnene. Dette beregnes ut fra målinger av infiltrasjonskapasitet og økning i det totale grunnvannsuttaget ved infiltrasjon. Dette krever målinger over tid i og med naturlig nydannelse av grunnvann og infiltrasjonskapasiteten vil endres over tid.
- Hvordan grunnvannskvaliteten i produksjonsbrønnene påvirkes av infiltrasjon og hvordan vannkvaliteten endres fra infiltrasjonsanlegg til produksjonsbrønner.
- Hvordan grunnvannets strømningsmønster endres som følge av infiltrasjon. Strømningsmønsteret med og uten infiltrasjon vil gi grunnlag for å utarbeide beskyttelsesplan med soneinndelingen rundt grunnvannsbrønnene. Det er viktig å ta hensyn til begge forhold, både med og uten infiltrasjon da det i perioder med lavt forbruk kan være aktuelt å kjøre uten infiltrasjon.
- Grunnvannets oppholdstid. Er oppholdstiden lang nok til å gi tilstrekkelig hygienisk barriere?
- Behov for etterbehandling av opp-pumpet vann.

Resultatene fra prøvedriften benyttes videre til:

- Utarbeidelse av beskyttelsesplan for hele grunnvannsanlegget inklusivt råvannsinntak, infiltrasjonsanlegg og produksjonsbrønner. For mange anlegg kan det i perioder med lavt forbruk være aktuelt å kjøre uten infiltrasjon. I så fall må beskyttelsesplanen utarbeides for drift både med og uten infiltrasjon. Beskyttelsesplanen skal i hht. Drikkevannsforskriften utarbeides med bakgrunn i en farekartlegging. For grunnvannsanlegg med løsmassebrønner består vanligvis beskyttelsesplanen av 3–5 soner med strenge arealrestriksjoner inn mot brønnene. I tillegg til brønnene skal inntak av overflatevann og infiltrasjonsanlegg sikres slik at kvaliteten på infiltrert vann ikke forringes.
- Bestemme og prosjektere nødvendig vannbehandling. Dette krever vannanalyser i hht. kravene i Drikkevannsforskriften og en såpass lang serie med analyse-resultater til at man får dokumentert hvordan naturlige variasjoner i klima og variasjoner i infiltrasjonsmengder påvirker vannkvaliteten.
- Søknad om konsesjon i hht. Vannressursloven. Alle grunnvannsuttak over 100 m³/døgn skal meldes til NVE for konsesjonsvurdering. Så å si alle grunnvannsanlegg som planlegges med bassenginfiltrasjon vil få et uttak over 100 m³/døgn så da må det påregnes konsesjonssøknad. Konsesjonssøknaden skal omfatte uttak av vann til infiltrasjon og søknad om grunnvannsuttak. Dette er nærmere beskrevet i kap. 8.2.
- Søknad til Mattilsynet om godkjenning av grunnvannsanlegg inkl. vannkilde.
- Byggesøknader i hht. plan og bygningsloven. Dette kan også omfatte reguleringsplan i de tilfeller utbygger velger å utarbeide reguleringsplan for utbyggingen av hele grunnvannsanlegget (råvannsinntak, vannledninger, infiltrasjonsanlegg, produksjonsbrønner inkl. brønnummer/brønnhus, vannledninger fra brønner og vannbehandlingsanlegg).

6.6.4. Vurdering av behov for etterbehandling av vannet

Dersom utpumpet grunnvann (med eller uten foregående infiltrasjon av overflatevann) ikke tilfredsstiller kravene til drikkevann, kreves det etterbehandling, f.eks. lufting og pH-justering. Sluttdeinfeksjon bør benyttes ved de fleste grunnvannsanlegg, og særlig ved infiltrasjonsanlegg, for å sikre tilstrekkelig hygienisk barriere. Vannbehandlingen bør planlegges ut fra prøvedriftsperioden som skal gi en god dokumentasjon på vannkvaliteten i produksjonsbrønnene.

For mer inngående informasjon henvises til oppslagsverk i vannbransjen, samt tidligere utgitte Norsk Vann rapporter, f.eks.:

- Andersen (2016): Vannrapport 127: Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene. Folkehelseinstituttet. ISSN 1503-2167.
- Ødegaard 2012. Vann- og avløpsteknikk. Norsk Vann. ISBN: 9788241403361.
- Ødegaard, et al. 2014. Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA). Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. Norsk Vann rapport 209/2014. ISSN 1890-8802.
- Andersen og Senneset 2015. Veiledning i planlegging av vannkilde og vannbehandlingsanlegg. Norsk Vann rapport 216/2015. ISSN 1890-8802.
- Ødegaard 2015. Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg. Norsk Vann rapport 212/2015

Re-infiltrasjon

Re-infiltrasjon av utpumpet grunnvann er spesielt aktuelt i de tilfellene, der grunnvannet inneholder høye jern- og/eller mangankonsentrasjoner.

Re-infiltrasjon i åpne basseng

Formålet med metoden er som regel å redusere konsentrasjon av jern, mangan og organisk materiale i vannet. Metoden er ganske lik bassenginfiltrasjon med forutgående lufting (og eventuelt forfilter), men forskjellen er at det infiltreres grunnvann i stedet for overflatevann. Metoden er spesielt aktuell som etterbehandlingsmetode for utpumpet grunnvann dannet gjennom induert infiltrasjon.

Vanlige metoder for lufting ved slike anlegg i Sverige er enten kaskadeluftere i bassenget, eller luftingstrapper (Hanson, 2000).

I GIN-veileder 11 (NGU 1992) bemerkes også at metoden kan benyttes for å re-infiltrere karbonisert grunnvann, da man mange steder har et surt og korrosivt grunnvann. I dette tilfellet tilsettes opp-pumpet grunnvann CO₂ før det ledes ut i infiltrasjonsbasseng med innlagt marmorsand. Dette fører til vann med høyere pH og alkalitet.

Vyredox-metode

Vyredox-metoden ble utviklet av et svensk firma og baserer seg på re-infiltrasjon av oksidert grunnvann. Formålet med metoden er å redusere innholdet av jern og mangan i vannet. Grunnvann pumpes opp og luftes godt, eventuelt med tilsetning av oksygen. Deretter injiseres vannet i en eller flere andre brønner. Endrede redoksforhold (høyere Eh og pH) gjør at jern og mangan

oksidere og feller ut ved passasjen fra infiltrasjonsbrønnene til uttaksbrønnen (Braester og Martinell 1988). Når både toverdig jern (eller toverdig mangan) og oksygen er tilgjengelig samtidig over lengre perioder, vil det i tillegg forekomme biologisk oksidasjon ved hjelp av jern-/eller manganoksidende bakterier, noe som fører til ytterlig fjerning av jern- og mangan fra grunnvannet (Bendinger 2012). Vannet som pumpes opp fra produktionsbrønnen vil dermed ha lavere konsentrasjoner av jern- og mangan.

I Norge er metoden tatt i bruk ved Elverum vannverk med gode resultater. Se vedlegg 2 for mer informasjon om vannverket.

Metoden er også forsøkt anvendt ved et vannverk på Sunndalsøra, men det oppsto utfordringer med vannkvaliteten i akviferen over tid, trolig på grunn av at jern- og mangan var bundet til organisk materiale og dermed var mer krevende å få felt ut i løsmassene. Vannverket valgte å flytte brønnene nærmere Driva slik at de fikk et mer oksygenrikt induert grunnvann med lavere innhold av jern og mangan (GIN-veileder 11, NGU 1992).

7. Drift og vedlikehold av infiltrasjonsanlegg ved vannforsyning

For at et infiltrasjonsanlegg skal kunne fungere optimalt stilles det store krav til drift og vedlikehold. Drift og vedlikehold av infiltrasjonsanlegg avhenger av naturgitte forutsetninger samt type infiltrasjonsmetode og

utformingen av anlegget, samt driften av uttaksbrønnene.

7.1. Naturgitte forutsetninger

Noen vanlige problemstillinger som må kunne håndteres er følgende (Hanson, 2000):

- **Fluktuasjoner av råvannskvalitet gjennom året:** Ved råvannsinntak fra innsjø kan det for eksempel oppstå utfordringer på grunn av algeoppblomstring. I elver er det gjerne partikkelinnhold som varierer med for eksempel snøsmelting og episoder med intensiv nedbør. Råvannsinntak fra overflatevannkilder er nærmere beskrevet i kap. 6.1.1.
- **Ulik vannkvalitet i produksjonsbrønner:** Kvaliteten av oppumpet grunnvann kan variere mellom uttaksbrønner, selv om avstanden mellom disse ikke er særlig stor. Det kan for eksempel forekomme noe forhøyete jern- og mangankonsentrasjoner i en brønn, noe som kan være forårsaket av innblanding med oksygenfattig dypere grunnvann. Det er derfor viktig å ta jevnlig råvannsprøver fra hver enkelt brønn. Problemet kan begrenses ved å regulere uttaksmengdene fra brønnene eller ved såkalt av-

vergepumping, det vil si at en brønn med dårlig vannkvalitet pumpes, men frakobles vannforsyningen.

Hvis man stopper en brønn med dårlig vannkvalitet vil som regel problemet etter en tid forskyves til nabobrønnen.

- **Tap av infiltrert vann:** Mindre lekkasjer forekommer ved de fleste vannverk. Dersom infiltrasjonsanlegget plasseres ved en lokalitet med tette sjikt i undergrunnen kan det hende at infiltrert vann ikke strømmer slikt det var tenkt. Ved Rakkestad vannverk var tapet så stort at anlegget måtte erstattes med et konvensjonelt grunnvannsanlegg basert på fjellbrønner. Grundige forundersøkelser er altså viktig for å velge en egnet plass til infiltrasjon. Også vannverket i Uppsala har opplevd omfattende lekkasje av infiltrert vann. I dette tilfellet ble problemet løst ved å lage et nytt infiltrasjonsbasseng der vannet kommer ut.

7.2. Infiltrasjonsbasseng

7.2.1. Årsaker til gjenslamming

En vanlig driftsutfordring ved bassenginfiltrasjon er gjenslamming av bassengbunnen med påfølgende redusert hydraulisk kapasitet. Årsakene til gjenslamming er sammensatte, ettersom både kjemiske, fysiske, mekaniske og biologiske prosesser kan bidra til gjenslammingen. De viktigste årsakene er høyt partikkelinnhold og høyt innhold av naturlig organisk materiale i infiltrasjonsvannet, kombinert med høy biologisk aktivitet.

Vanlige årsaker er:

- Produkter fra kjemiske reaksjoner
- Luftbobler
- Svelling og dispergering av leirpartikler
- Erosjon av jordbunnsstrukturen

Generelle råd for reduksjon av igjenslamming:

- Valg av egnet råvannskilde med god vannkvalitet.
- Optimalt råvannsinntak (plassering og utforming), se avsnitt 6.1.1.

- Forbehandling av råvannet for å redusere innhold av suspenderte partikler og fargetall, noe som er spesielt viktig ved infiltrasjon i brønner, se avsnitt 6.1.2.
- Vekseldrift mellom bassenger. Dette gir bedre anledning til vedlikehold og man vil oppnå en viss naturlig regenerering av bassengene uten at dette fører til at man unngår utskifting av filtermasser.
- Kontinuerlig kontroll og overvåking av råvannskvalitet (turbiditet, farge, oksygen, pH, jern, mangan, kimtall, osv.)

For nærmere informasjon om tetting av filterflater og drift av infiltrasjonsbasseng henvises det til Russell (2014); Dette er en presentasjon som belyser de fleste aspekter med årsaker til tetting og hvordan bassengene bør prosjekteres og driftes for å redusere problemet.

Partikkelinnhold

Høy turbiditet, eller høyt innhold av suspenderte partikler (TSS) i det infiltrerte vannet er den viktigste grunnen til gjenslamming av infiltrasjonsbasseng og

infiltrasjonsbrønner. Parameterne er et uttrykk for mengden suspendert materiale i vann, noe som kan være forårsaket av leire- og siltpartikler, alger, mikroorganismer, eller for eksempel utfelte jern- og manganhydroksider.

Suspenderte partikler fører til tilstopping av porer i infiltrasjonsbasseng, og jo mindre partiklene er jo lengre kan de bevege seg nedover i dypere lag (Joeng, et al. 2018).

Infiltrasjonsbrønner er enda mer sårbare for suspenderte partikler og/eller høyt turbiditetsnivå enn infiltrasjonsbassenger. Partiklene kan tette igjen selve brønnfilteret, samt tilstoppe porer i akviferen rundt brønnen. Så lite som 2 mg/l suspenderte partikler i infiltrasjonsvannet kan redusere infiltrasjonsraten i en brønn.

Naturlig organisk materiale og biologiske prosesser

Naturlig organisk materiale (NOM) er en samlebetegnelse for en kompleks blanding av organiske forbindelser som finnes i «naturlig» vann (vann som er lite påvirket av menneskelig aktivitet). NOM i vann består av både hydrofobe og hydrofile forbindelser, og deles vanligvis inn i en humusfraksjon og en ikke-humusfraksjon (Matulainen, et al 2011).

Ulike vannkvalitetsproblemer kan knyttes til molvektfraksjoner av NOM. Farge er primært relatert til NOM med molvekt større enn 10 000, mens begroing oftest er forbundet med molvekt mindre enn 1000. Ulike vannbehandlingsmetoder for fjerning av NOM vil fjerne ulike molvektfraksjoner. Ved valg av renseprosess må man derfor kjenne til hvilke vannkvalitetsparametere knyttet til organisk materiale som representerer målet for vannrensingen.

Av organiske parametere som beskriver innholdet av NOM er det mest vanlig å analysere for fargetall og TOC, men dette gir ikke en fullstendig karakterisering av NOM. Andre parametere for karakterisering av NOM er begroingspotensialet (AOC), biologisk nedbrytbart organisk karbon (BDOC), oppløst organisk karbon (DOC) og trihalometaner (THM).

Organisk materiale gir vannet ikke bare farge, lukt, og smak, men nedbryting av materialet kan i tillegg bidra til bakterievekst og biofilmdannelse, og dermed indirekte føre til igjenslamming.

Når bakterieceller eller andre mikroorganismer fester seg på en overflate har de en tendens til å danne biofilm, noe som har mange fordeler for organismene. En viktig bestanddel av slike biofilm er en gruppe polymeriske

substanser (EPS), som mikroorganismene selv produserer gjennom nedbryting av organisk materiale. Disse biopolymerene skilles ut og danner et slimlag som mikroorganismene omgis med (Madigan, 2009).

Vannrensing ved naturlig filtrering gjennom løsmasser kan omfatte mange biologiske, fysiske og kjemiske renseprosesser og kan dermed fjerne det meste av NOM, men dette vil skje på forskjellige stadier i infiltrasjonsprosessen (se fig. 2-12).

I infiltrasjonsbasseng vil det etter en viss driftstid dannes en filterhud / biohud, som er en mikrobiologisk svært aktiv sone (Hansson, 2000). Denne biohuden kan bli svært kompakt, ha lav permeabilitet, og vil dermed redusere sandfilterets infiltrasjonsevne (Yang, 2020). EPS har ifølge Yang et al. (2020) god evne til å adsorbere suspenderte partikler og metaller, som kan øke gjenslammingen ytterligere. Hansson (2000) gjør samtidig oppmerksom på at utviklingen av biohud ikke bare er noe negativt. Biohuden fungerer nemlig både som et filter og til nedbryting av organisk materiale. Dette er nærmere omtalt i kapittel 2.

Biofilmdannelse er ikke den eneste biologiske prosessen som kan forårsake problem i infiltrasjonsanlegg. (Schuh 1990) har dokumentert at algevekst i infiltrasjonsbassenger kan føre til sementering av bassengoverflaten gjennom algeindusert mineralutfelling. Årsaken til dette er at algevekst medfører en økning av pH i vannet, noe som kan resultere i avsetning av kalsitt (CaCO_3), og jernhydroksider. Prosessene er i stor grad styrt av sesongvariasjoner.

7.2.2. Beskyttelse av bassenget

Suspenderte partikler fører til tilstopping av porer i infiltrasjonsbasseng. Samtlige tiltak som hindrer eller reduserer tilførsel av materiale bidrar derfor til å redusere igjenslamming av bassenget:

- Fjerning av vegetasjon rundt bassenget er et enkelt og viktig tiltak for å redusere tilførsel av løv og annet organisk materiale til bassenget.
- Overbygg/tildekking av bassenget. Dette er ikke vanlig på grunn av høye kostnader.
- Et bassengområde bør for øvrig beskyttes for uvedkommende ved å gjerde inn området.

7.2.3. Styring av hydraulisk belastning

Kapasiteten til et infiltrasjonsanlegg avhenger av bassengets areal og infiltrasjonshastigheten gjennom filterbedet. Bevegelsen videre til grunnvannsmagasinet avhenger blant annet av porøsitet, kornstørrelse, og avstand ned til grunnvannsspeil (Fløgstad, 1984).

Kapasiteten til et anlegg styrer volumet av infiltrasjonsvann som kan fordeles på bassengoverflaten til enhver tid (= hydraulisk belastning, angitt i $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}=\text{m}/\text{d}$).

Råd for styring av hydraulisk belastning:

- Stoppe råvannsinntaket i perioder med dårlig råvannskvalitet for å redusere tilførsel av materiale til bassenget.
- Utnyttelse av hele bassengets volum. Nivåforskjeller på bassengoverflaten fører til mindre effektiv utnyttelse av tilgjengelig overflate og høyde.
- Drift med intervallbelastning, noe som kan redusere vekst av alger, insekter og mikroorganismer.

7.2.4. Drift av filterflaten

Infiltrasjonsbasseng renses som regel 1-2 ganger per år. Rensingen innebærer da:

- Tømming av bassenget.
- Tørring av filterflaten.
- Utskifting/bortskraping av filtermasser.

Hvor tykt lag som må fjernes bestemmes ut fra prøvegravinger og analyser av filterflaten (kornfordeling og innhold av organisk materiale, jern og manganhydroksider/oksider).

(Joeng, et al. 2018) har utført kolonneforsøk og dokumentert igjenslammingen som en funksjon av partikkelstørrelse og dybde. For suspenderte partikler i størrelsen 38,5–50 μm (grov silt) ble igjenslammingen kun registrert i de øverste 0–1 cm. Mindre partikler beveger seg nedover i dypere lag. I kolonneforsøket førte disse til både raskere og dyperegående (1–10 cm) igjenslamming. Fra eldre forsøk med infiltrasjonsbasseng rapporteres igjenslamming helt ned til en dybde på 23 cm (Schuh 1990). Aasen Frosta (2023) fant i sin masteroppgave at det danner seg en biohud i topplaget (0–2 cm) som reduserer infiltrasjonskapasiteten etter kun noen ukers drift, samt at man også har langtidseffekter som reduserer infiltrasjonskapasiteten.

Påfyll med ny filtersand trenger ikke nødvendigvis skje i hver rengjøringsrunde, men kan gjøres etter behov, avhengig av hvor mektig dekket med filtersand er etter (gjentatt) bortskraping av masser.

Vær oppmerksom på at biohuden på filteroverflaten ikke kun har kapasitetsreduserende effekt, men også bidrar i renseprosessen (se kap. 2.4). Altfor hyppig bortskraping at dette laget kan derfor føre til dårligere renseresultater (Sundlöf og Kronquist 1992). Dette ble også dokumentert av Frosta (2023). Hun fant at effekten på reduksjon i fargetall økte fra 1 uke til 8 uker etter bortskraping av filtersand med biohud. Før det dannes biohud i filtero-

verflaten vil mye av humus- og slampartikler infiltrere dypere og kan føre til dypere igjenntetting av løsmassene.

7.2.5. Oppdeling i flere basseng

Driftsmessig er det en stor fordel å fordele infiltrasjonsflaten på flere basseng. Man bør da dimensjonere nødvendig filterareal slik at minst ett basseng kan være ute av drift for regenerering og vedlikehold med for eksempel skifte av filtersand.

7.2.6. Vinterdrift

Sterk kulde blir ofte antatt å være problematisk for bruk av styrt infiltrasjon. Erfaringer fra infiltrasjonsanlegg for både drikkevannsproduksjon og avløpsrensing i nordiske land viser, at dette ikke er et stort problem, så lenge dette tas hensyn til ved bygging, drift og vedlikehold. Forutsetning for problemfri drift av åpne infiltrasjonsbasseng på vinterstid er at det er tilstrekkelig vannvolum i bassenget, slik at det ikke bunnfryser, eller at filterflaten fryser til. Vannspeilet trenger ikke holdes åpent, og det kan gjerne legges seg is og snø på vannspeilet. For å sørge for tilstrekkelig vannvolum kreves kontinuerlig vanntilførsel. Ved stans av vanntilførsel kan tele trenge ned i filtersandlaget. Telen kan imidlertid tines opp igjen av råvannet selv med vanntemperatur ned mot 0 °C (GIN-veileder nr.11, NGU 1992).

I områder med svært lange og kalde vintre anbefales i veilederen å benytte basseng som tillater større vannhøyde på vinteren. Dette vil muliggjøre islegging og oppbygging av et isolerende snødekke. Ved slike forhold anses dykket innløp å være bedre egnet enn åpen kaskade.

I GIN-veilederen utdypes videre, at den biologiske renseeffekten av rensemediet ved lave temperaturer går mot null. Dette fordi den biologiske aktiviteten er svært liten under slike forhold. Renseeffekten fra mekanisk filtrering opprettholdes derimot også gjennom kuldeperioder.

7.3. Infiltrasjonsgrøfter

I lukkede grøfter bør infiltrasjonsrøret kunne tilbakespyles. Ellers er drift og vedlikehold av anlegget ganske likt som for basseng. Også for infiltrasjonsgrøfter vil det rent driftsmessig være en fordel å dele infiltrasjonen på

flere grøfter. Vedlikehold med skifting av filtersand er noe mer komplisert i forhold til et basseng i og med at man må fjerne både overdekning og infiltrasjonsrør før man får tilgang til filterflaten.

7.4. Infiltrasjonsbrønner

Infiltrasjonsbrønner er enda mer sårbare for suspenderte partikler enn infiltrasjonsbassenger og i tillegg er biofilmdannelse et kjent problem. Grunnvann er ofte anaerobt, og tilsetning av oksygenrikt vann vil kunne føre til vekst av tykke biofilmer («biofouling») rundt brønnfiltrene (Cullimore 1999). Denne biofilmen kan ta opp organiske og uorganiske restprodukter, som øker tykkelsen ytterligere. Som en følge av dette blir brønnfilteret tettere.

Suspenderte partikler kan tette igjen både brønnfilteret og porer i akviferen rundt brønnen, noe som fører til redusert infiltrasjonsrate. Fra et driftsperspektiv er det fristende å øke infiltrasjonsraten ved å øke trykket ned i brønnen. På denne måten kan kapasiteten i produksjonsbrønner opprettholdes i en periode. Det er imidlertid en svært ugunstig og korttenkt strategi, ettersom dette er med på å presse partiklene lengre og lengre inn i avsetningene (Roscoe Moss Company 1990).

Også gassproduksjon kan føre til redusert permeabilitet, ettersom luftbobler kan okkupere porerom, og på denne måten hindre infiltrasjon. Dette er et fenomen som gjelder spesielt for infiltrasjonsbrønner. Årsakene kan være avgassing av luft ved trykkreduksjon, høy transporthastighet

av vann som pumpes ned i brønnen, lavere løselighet av luft pga. ulike vanntemperaturer, eller mikrobielt produserte gasser (Houben og Treskalis 2007; Akhtar, et al. 2021).

Drift og vedlikehold av infiltrasjonsbrønner er ganske lik den til uttaksbrønner (se kap. 7.5), men det er enda viktigere med kontinuerlig overvåking og brønnrehabitering til riktig tid. Vekselvis pumping og spyling har vist seg som et effektivt tiltak.

Også ved infiltrasjonsbrønner bør det overvåkes endringer i spesifikk kapasitet. For beregning av spesifikk kapasitet ved infiltrasjonsbrønner benyttes i utgangspunkt samme ligning som for uttaksbrønner, dog med en liten justering:

$$S_p = Q_{inf} / S_w$$

S_p = spesifikk kapasitet (l/s per m hevet vannspeil)

- Q_{inf} = Infiltrasjonsvolum/tid (l/s)
- S_w = Hevet vannspeil i brønnen ved konstant Q (m)

En reduksjon i spesifikk kapasitet over tid indikerer igjenslamming.

7.5. Uttaksbrønner

Mange grunnvannsanlegg har mangelfull brønnovervåking. Man oppdager derfor ikke problemer før pumpen suger luft eller at uttaksmengde reduseres.

De enkleste metodene for å følge med på brønnens tilstand over tid, er å overvåke uttaksmengder og vannstand over tid. Hvis man har installert vannmåler og trykktransmitter kan dette overvåkes automatisk. Ut fra uttaksmengde og senkning i brønnrøret kan man beregne brønnens spesifikke kapasitet.

$$S_p = Q_{uttak} / S_w$$

- S_p = spesifikk kapasitet (l/s per m senkning)
- Q_{uttak} = Uttaksvolum/tid (l/s)
- S_w = Senket vannspeil i brønnen ved konstant Q (m)

Spesifikk kapasitet er en nøkkelparameter, både for å kunne vurdere brønnens maksimale kapasitet, og for å avgjøre om det har skjedd forandringer nede i brønnen. Avtar spesifikk kapasitet over tid, avdekker dette økende filtertap, noe som enten skyldes begroing og utfellinger eller gjentetting med finstoff.

Spesifikk kapasitet er en såpass enkel og sikker driftsparameter at det anbefales å kontrollere denne minst to ganger i året. Ved betydelig reduksjon ($> \text{ca. } 30\%$) i spesifikk kapasitet over tid anbefales brønnrehabilitering.

Utover spesifikk kapasitet bør også følgende kontrolleres med jevne mellomrom:

- Råvannskvalitet fra hver brønn
- Kontroll av totalt brønnndyp for å kontrollere eventuell sedimentasjon i brønnen.

- Måling av vannstand i nærliggende peilebrønner.
- Kontroll av brønntopper, brønnkummer. Skader, utfellinger, inntrengende overflatevann?
- Kontroll av brønnpumpe (maks. kapasitet) og rekvensomformer.

Ved redusert kapasitet kan det for eksempel vurderes å få utført kamerainspeksjon av brønnen for dokumentasjon av brønndata og for å undersøke årsaken til problemet (se figur 7-1).



Figur 7-1. Kamerainspeksjon som viser brønnfilteret før (bildet til venstre) og etter brønnrehabilitering (bildet til høyre). Foto Gjævaag AS og Bernt Olav Hilmo.

Er brønnfiltrene tette kan det være nødvendig med brønnrehabilitering.

Det finnes ulike metoder for rehabilitering av løsmassebrønner. Valg av metode må tilpasses problemet og brønnutforming:

- Ny filtertil trekking med borerigg.
- Steaming: Vann nær 100°C pumpes ned i brønnen i minst 12 timer. Deretter følger seksjonsvis filtertil trekking med mammutpumping (med to gummi-pakninger), ca. 1 time per meter filter eller til utblåst vann er klart.

- Jetspyling: Filterrøret blir spylt med vann under høyt trykk, mens det samtidig pumpes fra brønnen.
- Syrevasking for fjerning av metallutfellinger. Bruk av kjemikalier kan imidlertid være problematisk i drikkevannsbrønner.
- Mekanisk børsting.

Det er viktig å desinfisere brønnen og brønninstallasjoner før brønnen tas i bruk igjen. Vær oppmerksom på at restklor må pumpes ut før brønnen kan benyttes til drikkevannsproduksjon igjen.



Figur 7-2. Rehabilitering av løsmassebrønn ved Støren vannverk med seksjonsvis filtertil trekking med mammutpumping. Vannet som spruter ut er vann som blåses opp mellom to pakninger i filteret (mammutpumping). Bildet til venstre er ved oppstart, mens bildet til høyre er etter ca. 4 timers rehabilitering (foto: Bernt Olav Hilmo).

8. Lovverk, forskrifter og veiledere

Norsk vannforsyning styres av en lang rekke lover og forskrifter. Dette kapitlet diskuterer hvordan eksisterende lover og forskrifter kan ha innvirkning på drikkevannsforsyning basert på styrt infiltrasjon. For å vurdere dette er det fornuftig å dele hele vannforsyningssystemet i følgende deler:



De forskjellige lover og forskrifter vil være styrende for de enkelte delene av vannforsyningssystemet, men i dette kapitlet vil det bli lagt størst vekt på de tre første delene; råvannskilde, infiltrasjon og brønner.

Kapitlet er skrevet med bakgrunn i forskjellige lover og forskrifter, doktoravhandlingen «Ute av syne, ute av sinn, om rettigheter til og forvaltning av grunnvann i norsk rett (Solli 2020) og egne arbeider med temaet.

8.1. Drikkevannsforskriften

Formålet med drikkevannsforskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge.

Styrt infiltrasjon for økt uttak/utnyttelse av grunnvann kan ses på som en naturbasert vannbehandling. Bestemmelsene i §13 *Vannbehandling* vil også kunne anvendes på slike typer anlegg. For vannforsyningssystemer med grunnvann som vannkilde og der farekartleggingen tilsier det, er det ikke påkrevd med vannbehandlingsmetode (desinfeksjon) som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre sykdomsfremkallende organismer. Bestemmelsen må da forstås slik at det ikke er påkrevd

med desinfeksjon for grunnvannsanlegg basert på aktiv infiltrert overflatevann. Dette forutsetter at det kan dokumenteres at den naturbaserte vannbehandlingen gir tilstrekkelig barrierehøyde mot mikrobiell forurensning slik at vannet tilfredsstiller gitte krav og grenseverdier i forskriften. Ved vurdering av barrierehøyde må det også tas hensyn til gjennomførte beskyttelsestiltak i hht. §12 *Beskyttelsestiltak*. Dette kan omfatte beskyttelsestiltak av både overflatevannkilde, infiltrasjonsanlegg og uttaksbrønner inkl. tilrenningsområde. Beskyttelsestiltakene skal utarbeides med bakgrunn i farekartleggingen i §6. De øvrige bestemmelser i forskriften er det ikke behov for å kommentere i og med at de er allmenngyldige for alle typer vannforsyningssystem.

8.2. Vannressursloven

Formålet med Vannressursloven er å sikre en samfunnsmessig forsvarlig bruk og forvaltning av vassdrag og grunnvann. Det er særlig §43-46 som omhandler grunnvann, men i og med at et vannverk basert på styrt infiltrasjon omfatter uttak av overflatevann, vil også resten av vannressursloven være aktuell. Vi vil her likevel fokusere mest på den delen av loven som omhandler infiltrasjon og grunnvannsuttak.

§43 *Forvalteransvar og aktsomhetsplikt* er en generell bestemmelse for å sikre at alle grunnvannstiltak planlegges og gjennomføres med minst mulig skade for allmenne og private interesser. Dette vil omfatte både infiltrasjonsanlegg og anlegg for uttak av grunnvann.

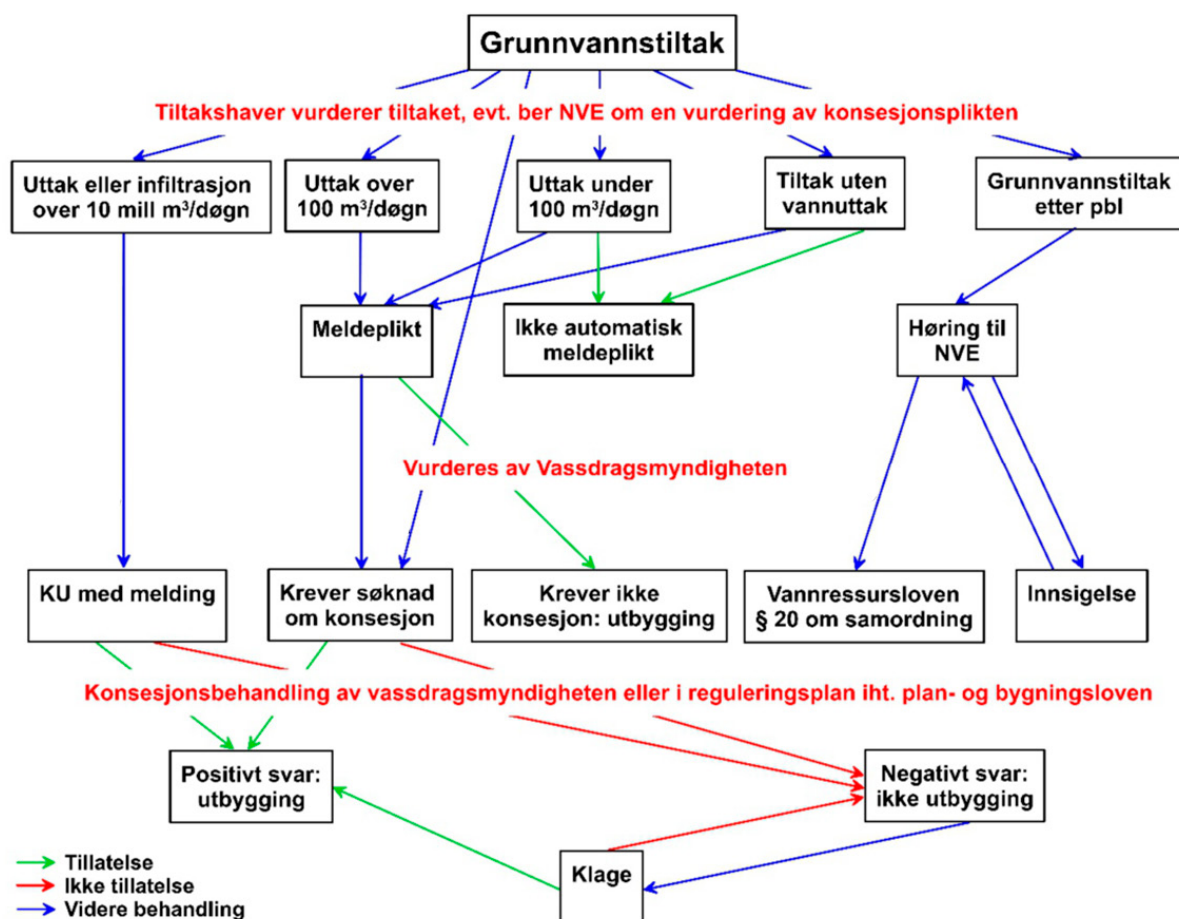
I henhold til Vannressursloven §44 eies grunnvannsforekomster av grunneieren, og hvis en grunnvannsforekomst ligger på flere eiendommer eies forekomsten som et sameie der hver andel beregnes etter eiendommenes totale areal, altså ikke arealet på selve grunnvannsforekomsten. Dette er etter vårt syn en urettferdig bestemmelse i og med at store grunneiere favoriseres. Selv om kun en liten del av selve grunnvannsforekomsten ligger på deres eiendom, har de likevel en stor eierandel fordi deres totale eiendom er stor i forhold til de andre grunneierne.

Ved infiltrasjon for økt nydannelse av grunnvann vil grunnvannsforekomstens utbredelse kunne endres, slik at flere grunneiere får rettigheter til grunnvannsforekomsten.

Videre skal grunnvannsutaket begrenses til det grunnvannsmagasinet tåler. I dette ligger både en kvantitativ og kvalitativ grense. Den kvantitative grensen skal sørge for at grunnvannsforekomsten ikke overbelastes og forringes ved grunnvannsuttak. Det er for eksempel i strid med loven å ta ut så mye grunnvann at grunnvannsnivået i grunnvannsmagasinet/akviferen senkes over flere år. Den kvalitative grensen skal hindre at kvaliteten forringes ved for store uttak. I henhold til loven kan man følgelig ikke ta ut så mye grunnvann at man for eksempel øker konsentrasjonene av jern og mangan på grunn av endret tilsgismønster. Styrt infiltrasjon for økt grunnvannsuttak må ses på som et tiltak som endrer både vannkvaliteten og mengden grunnvann, men dette er ikke diskutert nærmere i Vannressursloven.

I hht. §45 første ledd må ingen iverksette grunnvannstiltak som kan være til nevneverdig skade eller ulempe for noen allmenne interesser uten konsesjon fra vassdragsmyndigheten. Eneste klart definerte konsesjonsfrie tiltak er grunneiers rett til å ta ut grunnvann til husholdning og husdyr på egen eiendom.

I 2017 ble det innført et tillegg til §45. I tredje ledd står det: grunnvannsuttak over 100 m³/døgn skal meldes til vassdragsmyndigheten som skal vurdere om tiltaket krever konsesjon etter 1. ledd. Det samme gjelder når flere grunnvannsuttak som naturlig må ses under ett, overstiger 100 m³/døgn. Et flytskjema som illustrerer behandling av grunnvannstiltak, er vist i figur 8-1.



Figur 8-1. Flytskjema for behandling av grunnvannstiltak. Figuren ble først publisert i Hilmo et al. (2017).

Hva så med grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon av overflatevann? Det finnes ikke egne retningslinjer for konsesjonsbehandling av grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon, og slike anlegg er ikke omtalt i lovteksten eller i veiledere eller forarbeider til loven.

Til nå har vassdragsmyndigheten praktisert fritak for konsesjon hvis det infiltreres samme mengde grunnvann som det tas ut. Dette har ført til at grunnvarmeanlegg basert på uttak, varmevekling og re-infiltrasjon av grunnvann tilbake i grunnvannsmagasinet ikke har krevd konsesjon. Hvis netto uttak, dvs. forskjellen mellom mengde uttak og infiltrasjon er større enn 100 m³/døgn, vil tiltaket være meldepliktig i hht. §45. Det må da utarbeides en beskrivelse av tiltaket som sendes til NVE for vurdering av konsesjonsplikt.

Neste spørsmål blir om det kreves konsesjon for uttaket av overflatevann som infiltreres i grunnen. For dette vannet vil de alminnelige bestemmelsene knyttet til vassdrag i vannressursloven gjelde. Her er det viktig å merke seg at det er egne bestemmelser for vassdragstiltak i vernede vassdrag og nasjonale laksevassdrag.

I flere tilfeller kan det være aktuelt å ta vann fra en overflatevannkilde som allerede benyttes til vannforsyning. Så fremt man benytter samme inntak og ikke øker uttaksmengden vil det ikke kreves konsesjon for dette vannuttaket da tiltaket ikke fører til endringer i selve vassdraget.

De fleste tilfeller med bygging av grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon av overflatevann vil kreve konsesjon, fordi det kan være et netto uttak av grunnvann som er konsesjonspliktig og/eller så kan uttaket av overflatevann være konsesjonspliktig. I tvilstilfeller anbefales det å sende melding til vassdragsmyndigheten og be om vurdering av konsesjonsplikt.

For anlegg der styrt infiltrasjon benyttes som vannbehandling av grunnvann gjelder selvsagt samme lover som for vanlige grunnvannsanlegg med kun uttaksbrønner, men hele tiltaket med både råvannsbrønner, infiltrasjonsanlegg og uttaksbrønner må beskrives og konsesjon vil eventuelt gjelde for hele anlegget.

8.3. Vannforskriften

Vannforskriftens formål 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 godkjente vannforvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer revurderes og oppdateres hvert sjette år ([Forskrift om rammer for vannforvaltningen - Lovdata](#)). Forskriften har et eget miljømål for grunnvann der det poengteres at tilstanden i grunnvann skal beskyttes mot forringelse. Den skal forbedres/gjenopprettes og balansen mellom uttak og nydannelse sikres med sikte på at vannforekomstene minst skal ha god kjemisk og kvantitativ tilstand.

Vannforskriften setter også krav til identifisering, registrering og overvåkning av vannforekomster som brukes eller planlegges brukt til drikkevann. Dette vil ha betydning for bruk av infiltrasjon i vannforsyningen ved at det finnes et godt datagrunnlag for å vurdere aktuelle vannforekomster til infiltrasjon, samt at miljømålene hindrer forringing av vannkilder, og heller bidrar til bedre vannkvalitet.

Det viktigste formålet med styrt infiltrasjon er å redusere behovet for konvensjonell rensing av overflatevann til drikkevannsforsyning. Bestemmelsene i Vannforskriften bidrar til å opprettholde og ved behov forbedre vannkvalitet og kapasitet i overflatevannkilder som er aktuelle å benytte til infiltrasjon.

8.4. Naturmangfoldloven

Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden, også som grunnlag for samisk kultur ([Lov om forvaltning av naturens mangfold \(naturmangfoldloven\) - Lovdata](#))

Tiltak innen styrt infiltrasjon av overflatevann for styrking av nydannelsen av grunnvann kan komme i berøring med loven i forbindelse med endret vannføring i vassdrag som følge av uttak av overflatevann, samt lokale endringer i grunnvannsnivå som følge av infiltrasjon og uttak. Dette vil normalt bli vurdert i en konsekssonssøknad for tiltaket. Det er derfor viktig å belyse alle forhold i tilknytning til naturmangfold i en konsesjons-søknad.

8.5. Forurensningsloven

Denne loven har til formål å verne det ytre miljø mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning, å redusere mengden av avfall og å fremme en bedre behandling av avfall.

Loven skal sikre en forsvarlig miljøkvalitet, slik at forurensninger og avfall ikke fører til helseskade, går ut over trivselen eller skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse.

Grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon av overflatevann har til hensikt å bedre den naturlige

vannkvaliteten i overflatevann gjennom rensing i grunnen. Forurensningsloven bidrar til å hindre forurensning av aktuelle overflatevannkilder, samt bidra til at grunnvannet ikke forurenses. Bygging av slike anlegg medfører i liten grad forurensning. Den mest aktuelle forurensningen vil være ved utskifting av filtermasser i infiltrasjonsbasseng. Denne filtermassen vil bestå av sand med mye utfellinger av humus, jern- og manganhydroksider/oksider og muligens også andre metallutfellinger og annet organisk materiale. Dette materialet må behandles i henhold til gjeldende forskrifter og innhold.

8.6. Plan- og bygningsloven

Loven skal fremme bærekraftig utvikling til beste for den enkelte, samfunnet og framtidige generasjoner.

I forbindelse med planlegging og utbygging av vannforsyningsanlegg basert på styrt infiltrasjon av overflatevann vil Plan- og bygningsloven komme til anvendelse ved planlegging og utbygging av anlegg (vanninntak, infiltrasjonsanlegg, uttaksbrønner, vannbehandlingsanlegg). For større anlegg og der anlegget vil berøre flere brukerinteresser kan det være aktuelt med utarbeidelse av reguleringsplan.

I slike tilfeller må det bemerkes at §20 i Vannressursloven (samordning av tillatelser) kan komme til anvendelse. Ifølge denne bestemmelsen kan vassdragsmyndigheten avgjøre at et tiltak ikke krever konsesjon da vurderingen av tiltaket vil bli behandlet i hht. annet lovverk.

Grunnvann omtales også i den nye KU-forskriften (Forskrift om konsekvensutredninger 2017) som trådte i kraft 01.07.2017. Denne forskriften ligger innunder plan- og bygningsloven.

I forskriftens paragraf 7 går det fram at tiltak i vedlegg 2 som behandles etter vannressursloven alltid skal konsekvensutredes, men ikke ha melding. I vedlegg 2 står det spesifisert at loven gjelder anlegg for uttak eller styrt infiltrasjon for gjenoppbygging av grunnvann. Ansvarlig myndighet er planmyndigheten og NVE, og loven er knyttet til plan- og bygningsloven og vannressursloven. Kun tiltak som krever konsesjon kan være KU-pliktige. KU-forskriften skal benyttes når et tiltak kan få vesentlige virkninger på miljø og samfunn. På samme måte sier vannressursloven at det må være nevneverdig skade eller ulempe for allmenne interesser for å utløse konsesjonsplikt.

I hht. Forskrift om konsekvensutredninger, 2017: § 17 skal forslagsstiller utarbeide en konsekvensutredning som skal ta utgangspunkt i krav til dokumentasjon som følger av dette kapitlet. Konsekvensutredningens innhold og omfang skal tilpasses den aktuelle planen eller tiltaket, og være relevant for de beslutninger som skal tas. Konsekvensutredningen skal ta utgangspunkt i relevant og tilgjengelig informasjon. Hvis det mangler informasjon om viktige forhold, skal slik informasjon innhentes.

Utredninger og feltundersøkelser skal følge anerkjent metodikk og utføres av personer med relevant faglig kompetanse.

Konsekvensutredningen skal normalt inngå i planbeskrivelsen eller søknaden etter andre lover. Det skal utarbeides et ikke-teknisk sammendrag av konsekvensutredningen (Forskrift om konsekvensutredninger, 2017, § 17).

Videre går det fram av vedlegg 1 i forskriften at anlegg for grunnvann der den mengden vann som tas ut eller infiltreres utgjør minst 10 000 000 m³/år (317 l/s) skal ha planprogram eller melding og konsekvensutredning. Saker som omfatter grunnvann kan også behandles i henhold til andre lover og forskrifter. De tre viktigste er vannforskriften, forurensningsloven og drikkevannsforskriften.

8.7. Annet lovverk

Også Lakse- og innlandsfiskeloven (1992) og Akvakulturloven (2005) kan ha betydning for behandling av grunnvannstiltak. Vi vil ikke gå nærmere inn på disse lovene og forskriftene i denne rapporten, men det er viktig å ha kjennskap til disse, både ved utforming og behandling av søknader om konsesjon for uttak av grunnvann.

9. Kostnads- og bærekraftsvurderinger

9.1. Generelle økonomiske betraktninger

Dette kapitlet gir en vurdering av kostnader ved bruk av styrt infiltrasjon sammenlignet med andre aktuelle vannbehandlingsmetoder der også livssyklusanalyser (LCA) inngår. I tillegg blir samfunnsøkonomiske aspekter ved metoden belyst. Som tidligere nevnt er det to hovedårsaker til å benytte styrt infiltrasjon i drikkevannsforsyning:

- Bruk av styrt infiltrasjon som vannbehandlingsmetode
- Bruk av styrt infiltrasjon til økt kapasitet på grunnvannsanlegg

9.1.1. Bruk av styrt infiltrasjon som vannbehandlingsmetode

Dagens situasjon:



Råvannskilden vil som oftest være overflatevann, men kan også være grunnvann med for dårlig vannkvalitet.

Med bruk av styrt infiltrasjon har vi følgende trinn:



Styrt infiltrasjon vil gi redusert behov for konvensjonell vannbehandling. Den økonomiske nytten av å benytte infiltrasjon må vurderes ut fra hva man sparer i investerings- og driftskostnader for vannbehandling sammenlignet med økte kostnader til styrt infiltrasjon og nye brønner. Dette vil igjen særlig være avhengig av dagens driftskostnader til vannbehandlingsanlegget (VBA) sammenlignet med driftskostnadene for et grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon, samt investeringskostnadene for infiltrasjonsanlegg og nye brønner. Ut fra kostnader vil derfor bruk av styrt infiltrasjon være mest gunstig for vannverk som ellers vil trenge omfattende vannbehandling, og der naturgitte forhold, infrastruktur og arealbruk (se kap. 4) ligger til rette for bruk av styrt infiltrasjon.

9.1.2. Bruk av styrt infiltrasjon til økt kapasitet på grunnvannsanlegg

Mange grunnvannsanlegg har i dag kapasitetsproblemer på grunn av:

- økt vannforbruk.
- økte vannlekkasjer på nettet.
- redusert kapasitet på brønner som følge av gjentetting av brønnfiltre, klimatiske forhold (lengre tørkeperioder) og endret grunnvannsstrømning.

Dette blir i de fleste tilfeller forsøkt løst med å etablere flere brønner og/eller rehabilitering av eksisterende brønner, men hvis nydannelsen av grunnvann er mindre enn vannbehovet er man nødt til å vurdere andre løsninger deriblant bruk av styrt infiltrasjon.

Dagens situasjon:



Med bruk av styrt infiltrasjon:



Råvann fra en overflatevannkilde infiltreres i løsmasser for å øke kapasiteten på eksisterende brønner.

Den økonomiske gevinsten ved å benytte styrt infiltrasjon vil i dette tilfellet være avhengig av hvilke andre alternativer som foreligger. Hvis alternativet er å bygge ut en annen vannkilde vil bruk av styrt infiltrasjon som et kapasitetsøkende tiltak være en økonomisk gunstig løsning forutsatt at de to første trinnene; utbygging av råvannskilde og infiltrasjon blir rimeligere enn utbygging av ny vannkilde. Dette vil selvfølgelig også være avhengig av de naturgitte forholdene for infiltrasjon og andre forhold som eksisterende infrastruktur, arealbruk, grunneierforhold og andre mulige konflikter.

9.1.3. Størrelse på anlegg

Bygging og drift av vannverk basert på styrt infiltrasjon vil normalt koste mer enn ordinære grunnvannsanlegg. Derfor vil ofte bruk av styrt infiltrasjon være lite gunstig

for de minste vannverkene (< 100 pe) i og med at grunnvannsbrønner vanligvis vil dekke vannbehovet. For at metoden skal være aktuell for slike vannverk må det ikke finnes nærliggende egnede grunnvannsforkomster samtidig som infiltrasjonsløsningen må være enkel, for eksempel ved at eksisterende vannkilde kan benyttes direkte til infiltrasjon i en nærliggende egnet sand/grusavsetning, og der uttaksbrønner kan etableres nær eksisterende hovedvannledning/vannbehandlingsanlegg.

For store vannverk (over 30 000 pe) vil det kreves store flater for infiltrasjon og store sand/grusavsetninger for å oppnå tilstrekkelig oppholdstid og renseeffekt, og slike naturgitte forhold kan være krevende å finne samtidig som at de gjerne allerede er i bruk til andre formål som vanskelig lar seg kombinere med store anlegg for styrt infiltrasjon. Styrt infiltrasjon er derfor mest aktuell til mellomstore vannverk (100-30 000 pe).

9.2. Samfunnsøkonomiske betraktninger

Det er som nevnt i kap. 9.1. vanskelig å gi generelle betraktninger om lønnsomhet ved bygging av et grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon. Lønnsomheten vil være avhengig av såpass mange faktorer at det må gjøres kost-nytte vurderinger i hvert enkelt tilfelle.

Samfunnsøkonomiske betraktninger bør også omfatte LCA-analyser, vurderinger av sikkerheten i vannforsyningen, samt arealbehov og behov for arealrestriksjoner ved bygging av slike anlegg.

Som nevnt vil bruk av styrt infiltrasjon gi en enklere og mer robust vannbehandling i og med at vannkvaliteten inn på VBA blir bedre og mer stabil. Ulempen er at metoden krever mer driftsovervåkning og økt kompetanse på driftspersonell, samt større areal til utbygging (plass til infiltrasjonsanlegg) enn et enkelt tradisjonelt grunnvannsanlegg. Aktuelle lokaliteter for infiltrasjonsbasseng vil som tidligere nevnt ofte være tørre sand- og grusavsetninger som er attraktive områder for andre brukerinteresser (dyrket mark, boligområder, kirkegårder, industri, flyplasser, militærleirer etc.) og som derfor lett vil skape arealkonflikter.

9.3. LCA-analyser

I vedlegg 9 vises en enkel LCA-analyse av bygging og drift av et hypotetisk grunnvannsanlegg basert på styrt infiltrasjon, samt sammenligninger med konvensjonelle vannbehandlingsmetoder.

Det gjøres oppmerksom på at tallene som presenteres både i foreliggende kapittel og i vedlegg 9 er basert på en del antakelser og har noen svakheter. Formålet med å presentere LCA-analyser er å få illustrert tankegangen, og å vise hva som gir utslag på klimagassutslipp.

Analysen viser at bruk av vannkilder med best mulig råvannskvalitet, kort avstand til forbruker og som krever

minst mulig pumping vil komme best ut. For eksempel vil bruk av et oppkomme med en enkel inntaksløsning, som ikke krever vannbehandling og hvor vannet renner på selvfall til abonnentene komme best ut i en LCA-analyse. Dessverre har vi meget få slike vannverk i Norge. Tynset vannverk (se vedlegg 7) er et eksempel på et vannverk som kommer meget bra ut ved en LCA-analyse. Råvannet går på selvfall til infiltrasjonsbassengene og videre til uttaksbrønner. Fra brønnen går vannet på selvfall til vannbehandlingsanlegg (UV) og videre til høydebasseng. Med unntak av noen få abonnenter i nærheten av høydebassenget driftes hele anlegget uten noe form for trykkøkning (Tynset kommune 2015).

Livsløpskostnadene og klimaavtrykket vil øke jo mer energi man benytter til bygging og drift og jo flere komponenter og materialer som inngår i anlegget. Bruk av styrt infiltrasjon vil derfor normalt komme dårligere ut enn et tradisjonelt grunnvannsanlegg basert på brønner og enkel vannbehandling som f.eks. UV og lufting. Beregninger viser at driftskostnader til vannbehandling, pumping og vedlikehold av infiltrasjonsbasseng og brønner bidrar til de største klimagassutslippene.

Tabell 9-1 viser en oversikt over klimagassutslipp for et vannverk basert på styrt infiltrasjon. Følgende forutsetninger er lagt til grunn:

- dimensjonerende vannmengde 20 l/s
- 10 m løftehøyde fra grunnvannsbrønner til vannbehandlingsanlegg
- vannbehandling bestående av UV og pH-heving med vannglass.
- 30 års levetid

Tabell 9-1. Klimagassutslipp for et hypotetisk vannverk basert på styrt infiltrasjon. Tallene er basert på en lang rekke antakelser og kan ikke uten videre overføres til reelle vannverk.

Klimagassutslipp per aktivitet	Totalt (tonn CO ₂ -ekv.)	Per år (tonn CO ₂ -ekv.)	Per kg rensset vann (FU)	Andel av totalt utslipp
Konstruksjon av bygg og prosessanlegg	129	4	6,81E-09	14 %
Drift – kjemikalier og filtermedier	361	12	1,91E-08	40 %
Drift – transport	93	3	4,92E-09	10 %
Drift – energibruk	323	11(*1,4)	1,71E-08	36 %
Sum	906	30	4,79E-08	100 %

* Norsk strømmiks

Tabell 9-2. Klimagassutslipp for drift og vedlikehold av et vannverk basert på styrt infiltrasjon. Tallene er basert på en lang rekke antakelser og kan ikke uten videre overføres til reelle vannverk.

Drift og vedlikehold	tonn CO ₂ -ekv. per år	Andel av total
Vannbehandling (vannglass og energibruk UV-belysning)	15,6	61 %
Vedlikehold av brønner	0,1	1 %
Vedlikehold infiltrasjonsbasseng	0,3	1 %
Energibruk pumper	9,6	37 %
Sum	25,7	100 %

Vi ser av tabell 9-1 at drift og vedlikehold utgjør 86 % av de totale klimagassutslippene for hele anlegget. Hvis man hadde unngått tilsetning av vannglass i vannbehandlingen ville klimagassutslippet til drift og vedlikehold nesten blitt halvert. Det går også frem at energibruk for pumper utgjør en vesentlig del. Selv med bare 10 meters høydeforskjell mellom brønner og VBA utgjør pumping hele 37 % av klimagassutslippene for drift. Et anlegg med brønner i dalbunnen og som må pumpe alt vann opp til VBA/basseng/abonnenter vil derfor ha mye større klimagassutslipp enn et anlegg beliggende høyt i dalsida der man for eksempel infiltrerer en sideelv gjennom en høytliggende breelvterrasse (eks. Tynset vannverk).

Vedlegg 9 viser at driftskostnadene til et konvensjonelt renseanlegg dimensjonert for 77 l/s gir et klimagassutslipp på mellom 67 og 154 tonn CO₂-ekv. pr år og et anlegg dimensjonert for 800 l/s et klimagassutslipp på

161–245 tonn CO₂-ekv. pr år avhengig av rensem metode. Vi har ikke erfaringstall for å kunne beregne klimagassutslippet for et anlegg dimensjonert for 20 l/s, men en kvalifisert gjetning tilsier at dette vil ligge på drøyt halvparten av anlegget dimensjonert for 77 l/s, dvs. 3580 tonn CO₂-ekv. pr år. Tilsvarende er klimagassutslippet for et anlegg basert på styrt infiltrasjon beregnet til 30 tonn CO₂-ekv. pr år.

LCA-beregninger av vannverk viser at det meste av klimagassutslippene fra tradisjonelle vannbehandlingsanlegg kommer fra driftsfasen, der kjemikalier, filtermedier og energibruk står for de største utslippene.

Et vannverk basert på styrt infiltrasjon skiller seg fra et tradisjonelt vannbehandlingsanlegg for overflatevann ved at det bruker færre og sannsynligvis mindre kjemikalier. I tillegg vil det ofte være færre pumper med ulike formål (spylepumpe, returvannpumpe, slam-

sentrifuge osv.) og dermed mindre energiforbruk fra disse prosessene. Et anlegg for styrt infiltrasjon vil imidlertid potensielt kreve mer energi for råvannsinntaket, all den tid infiltrert grunnvann må pumpes fra brønner og til vannbehandlingsanlegget og kanskje må også overflatevann pumpes opp i infiltrasjonsbassenget.

For at et vannverk basert på styrt infiltrasjon skal komme gunstig ut mht. klimapåvirkning, må klimagassutslippene for vannbehandling bli såpass mye redusert at det veier opp for klimagassutslipp til bygging og drift av infiltrasjonsbasseng og grunnvannsbrønner inkl. pumping.

Dette vil nok være tilfelle for mange vannverk der forholdene for å benytte styrt infiltrasjon ligger til rette, men med såpass mange varierende komponenter kan det ikke trekkes generelle konklusjoner. Dersom klimapåvirkning skal være en del av beslutningsgrunnlaget for valg av vannkilde og vannbehandlingsmetode anbefales det å gjøre konkrete klimagassberegninger for alternative løsninger.

10. Diskusjon og oppsummering

10.1. Når kan styrt infiltrasjon benyttes?

Denne rapporten gir en oversikt over bruk av styrt infiltrasjon til vannforsyning og potensialet for økt bruk av metoden i Norge med bakgrunn i

- Kunnskap og erfaringer vedrørende bruk av styrt infiltrasjon
- Naturgrunnlaget for bruk av styrt infiltrasjon
- Utfordringer mht. drift og vedlikehold
- Kostnadsvurderinger inkl. LCA-analyser

Grunnvann generelt og styrt infiltrasjon spesielt er lite brukt til vannforsyning i Norge sammenlignet med våre naboland Sverige og Finland. Dette skyldes at vi har mange gode overflatevannkilder som har vært relativt enkle å bygge ut til vannforsyning, samt at kunnskapen om bruk av infiltrasjon har vært mangelfull. Selv om vi også i Norge har løsmasseavsetninger som er egnet for infiltrasjon, er de naturlige forutsetningene for styrt infiltrasjon trolig bedre i Sverige og Finland hvor store grusåser (eskere) er mye brukt til infiltrasjon. Et annet forhold er at det meste av befolkningen i Norge bor langs kysten, mens de største grunnvannsressursene og løsmasseforekomstene egnet for infiltrasjon finnes i innlandet.

Styrt infiltrasjon og særlig bassenginfiltrasjon båndlegger store arealer, både til selve bassengene og til klausulering av influensområdet mellom basseng og uttaksbrønner. Dette kan skape konflikter med eksisterende arealbruk, og det kan være meget krevende og dyrt å omregulere områder fra for eksempel jordbruk, masseuttak, industri, samferdselsanlegg mm. til vannforsyning. Mangelfull og feil drift av infiltrasjonsanlegg har muligens også bidratt til at metoden har fått et ufortjent dårlig rykte i vannbransjen i den grad metoden har et rykte.

På tross av utfordringer med bruk av styrt infiltrasjon kan metoden være aktuell for en del vannverk. Økonomiske betraktninger inkl. livssyklusanalyser (LCA) viser at dette kan være lønnsomt både i rene kronekostnader og med tanke på klimaavtrykk. Det er såpass mange variabler som påvirker kostnadene at det er vanskelig å gi generelle kostnadsvurderinger. Ved valg av ny vannkilde og/eller vannbehandlingsmetode må det gjøres egne økonomiske beregninger og LCA-analyser for å kunne velge det beste alternativet ut fra samfunnsøkonomiske betraktninger.

Her følger en del argumenter for å benytte styrt infiltrasjon til drikkevannsformål:

- **Råvannskilde:** Valget av vannkilde kan ofte stå mellom en nærliggende, men mindre bra kilde, og en bedre fjerntliggende kilde. Teknikken med styrt infiltrasjon muliggjør bruk av råvannskilder som ellers ikke ville komme i betraktning eller som ville kreve meget omfattende rensing, men her må det påpekes at også bruk av styrt infiltrasjon setter krav til kvaliteten på infiltrert vann.
- **Kvalitetsforbedring, spesielt med tanke på fargefjerning og hygienisk kvalitet:** Styrt infiltrasjon kan ses på som en renseprosess. Den reduserer mengden suspenderte partikler og særlig mengden biologisk nedbrytbart organisk stoff, noe som gir lavere fargetall (lavere NOM) og lavere turbiditet, mens kjemiske, mekaniske og biologiske naturlige renseprosesser gir bedre hygienisk kvalitet.
- **Kapasitetsøkning i grunnvannsanlegg:** Styrt infiltrasjon vil gi økt nydannelse av grunnvann og dermed økt kapasitet på eksisterende grunnvannsanlegg.
- **Kvalitetsforbedring i grunnvannsanlegg:** Økt uttak og lengere tørkeperioder kan føre til større senkning av grunnvannsspeilet som i første omgang kan føre til kvalitetsproblemer ved at vann med dårligere kvalitet trekkes mot brønnen og i neste omgang til at brønnfiltre tettes og brønnpumpa stopper. Styrt infiltrasjon vil bidra til å hindre/reducere denne utviklingen ved at grunnvannsmagasinet tilføres en stabil mengde oksygenrikt vann.
- **Sikkerhet og beredskap:** Overflatevannkilder er mer utsatt for kjemisk og biologisk forurensning enn et grunnvannsmagasin. Det kan derfor ha stor sikkerhetsmessig verdi å benytte grunnvann og infiltrert overflatevann. Vannverk med styrt infiltrasjon vil i tillegg ha fordelen at infiltrasjonen kan settes på pause så lenge råvannet er forurensnet fordi grunnvannsbrønnene normalt vil kunne opprettholde produksjonen en viss tid uten infiltrasjon. En ulempe er at hvis det infiltreres helseskadelige stoffer som ikke fjernes ved naturlig filtrering, vil det kunne ta lang tid og være meget krevende å få fjernet denne forurensningen.

Styrt infiltrasjon kan dermed være en aktuell metode for alle typer vannverk som har problemer knyttet til kapasitet og/eller vannkvalitet eller som har behov for en supplerende vannkilde (reservevann). Vi ser klare utfordringer med å dekke vannbehovet for de største vannverkene med anlegg basert på styrt infiltrasjon, samt at metoden neppe er særlig aktuell for de minste vannverkene der brønner uten styrt infiltrasjon normalt vil dekke vannbehovet. Utbygging av vannverk basert på

styrt infiltrasjon krever omfattende undersøkelser, planlegging og prosjektering, men det koster lite å gjøre innledende vurderinger (skrivebordstudium) av om styrt

infiltrasjon kan være en mulighet på lik linje med andre aktuelle vannkilder og vannbehandlingsmetoder.

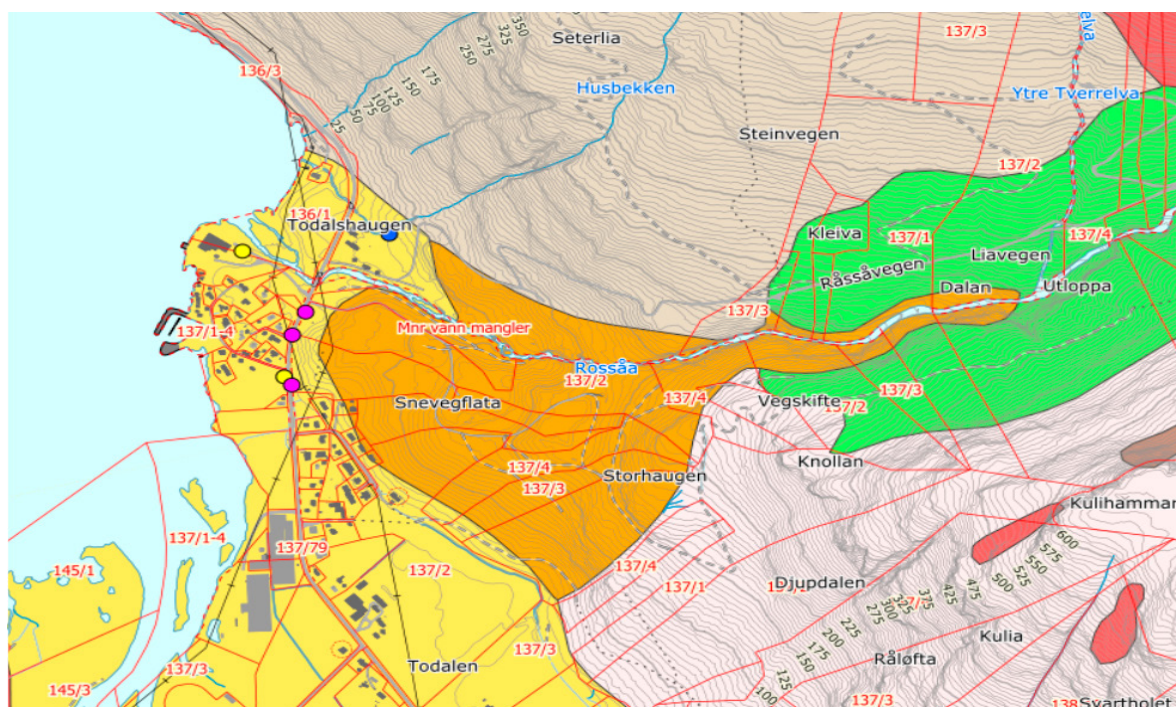
10.2. Områder med potensial for styrt infiltrasjon i Norge

Etablering av vannverk basert på styrt infiltrasjon krever et vassdrag med tilstrekkelig vannføring i nærheten av en løsmasseavsetning som er egnet for lagring og uttak av grunnvann. I tillegg vil andre forhold som arealbruk, grunneierforhold og potensielle forurensningskilder ha stor betydning.

Kap. 4 forklarer hvilke løsmasseavsetninger som er mest aktuelle for infiltrasjon og i kap. 9 blir det vist at bruk av avsetninger hvor infiltrasjon og uttak kan gjøres med minst mulig pumping kommer gunstigst ut mht. driftskostnader og klimapåvirkning. For å unngå problemer med vannkvaliteten er det ønskelig å benytte avsetninger med lavt organisk innhold. Dette betyr at breelvavsetninger som breelvterrasser, breelvdelta, mektige breelvvifter, randåser og eskere er bedre egnet enn elveavsetninger. Breelvavsetninger er ofte drenert i og med at landheving og nedtapping av bresjøene har ført til at disse avsetningene i dag finnes som høytlig-

gende sand/grusterrasser i dalførene. Der sideelver renner ut på slike terrasser kan det være meget gunstige forhold for etablering av vannverk basert på styrt infiltrasjon. Tynset vannverk er her et godt eksempel.

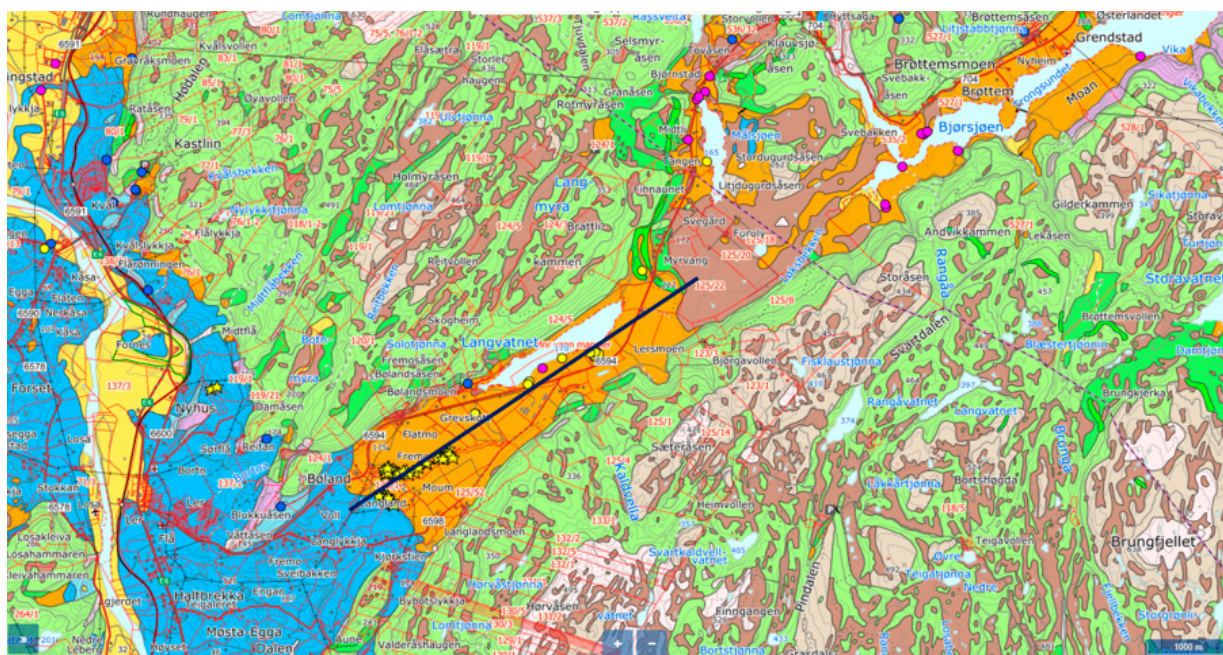
I fjordstrøkene har vi mange eksempler på mektige breelvvifter som ble avsatt i havet ved utløpet av breelver og bygd opp til datidens havnivå. Mange av disse blir benyttet til grunnvannsanlegg, men kapasiteten kan i mange tilfeller økes betraktelig ved bruk av styrt infiltrasjon i tillegg. I figur 10-1 er det vist et løsmassekart over en stor breelvvifte i Todalen i Surnadal kommune. Det er etablert løsmassebrønner som forsyner et oppdrettsanlegg og lokal drikkevannsforsyning. Uttaket kan økes ved infiltrasjon av elvevann i basseng høyere oppe i avsetningen uten bruk av pumping. Dette ville gitt en god renseeffekt gjennom en mektig umettet sone.



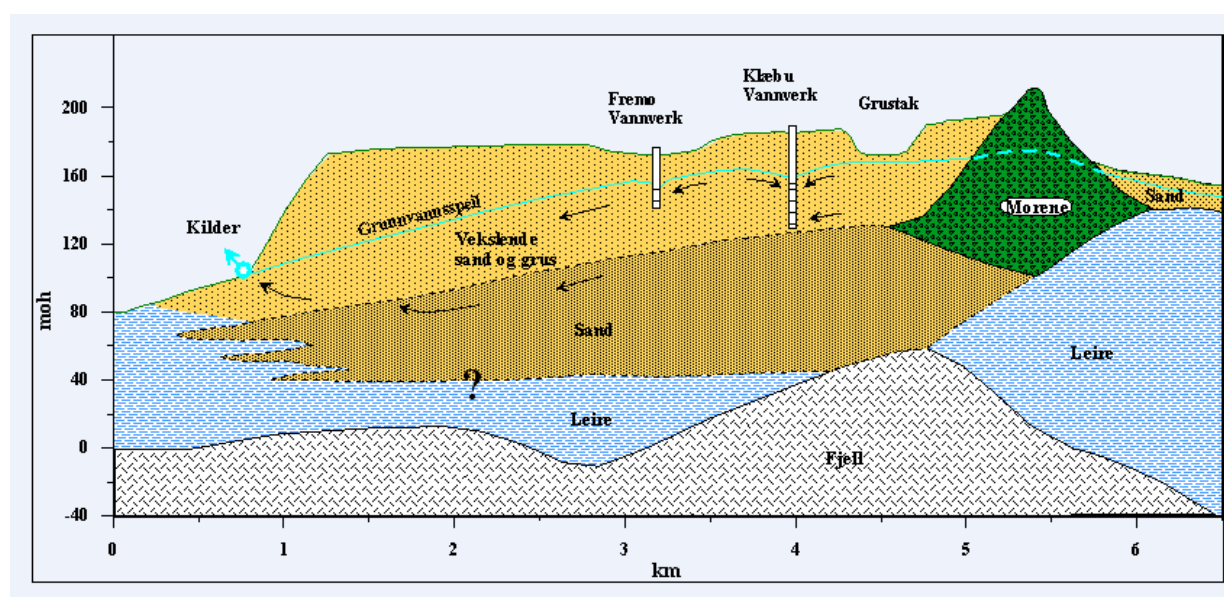
Figur 10-1. Løsmassekart (NGU) som viser en breelvvifte ved Rossåas utløp i fjorden i Todalen (Surnadal kommune). Kartet viser også grunnvannsbrønner som i dag blir benyttet til både lokal vannforsyning og som vannkilde til Statkrafts settefiskanlegg.

Et annet eksempel på en avsetning som er egnet til infiltrasjon er den store breelvavsetningen på Fremo mellom Selbusjøen og Gauldalen. Her er det etablert to grunnvannsanlegg som forsyner Klæbu vannverk og Fremo vannverk. Den totale uttaksmengden er begrenset av det naturlige tilsiget av overflatevann. Uttak av

vann fra Selbusjøen eller Nidelva og infiltrasjon i sand- og grusmasser øst for Langvatnet har vært diskutert, men er aldri blitt realisert. Denne løsningen kunne gitt grunnlag for et meget stort vannverk som ville gitt et viktig bidrag til vannforsyningen i Trondheim, Melhus, Skaun og Malvik.



Figur 10-2. Løsmassekart (NGU) over den store breelvavsetningen ved Fremo mellom Selbusjøen og Gauldalen. Avsetningen er et breelvdelta bygd opp til datidens havnivå på ca. 180 moh. Streken markerer profil i figur 10-3.



Figur 10-3. Snitt som viser løsmasser, brønner og grunnvannsstrømning i en breelvavsetning ved Fremo. Infiltrasjon av vann fra Selbusjøen/Nidelva ville lagt grunnlaget for et stort vannverk som kunne blitt brukt som vannkilde til Trondheim, Melhus, Skaun og Malvik (etter Storø 2000).

I og med at slike avsetninger er populære områder for mange typer utbyggingsformål er det viktig å sikre disse mot en nedbygging som umuliggjør vannverksutbygging basert på grunnvann med og uten styrt infiltrasjon.

10.3. Styrt infiltrasjon i lys av klimaendringer

I «Klima i Norge 2100» rapporten oppsummerer Norsk klimaservicesenter klimautviklingen i Norge hittil og det presenteres resultater for klimautviklingen videre fremover mot år 2100. Hovedfunnene går ut på:

- Økt årstemperatur.
- Økt årsnedbør.
- Styrtregneepisoder blir kraftigere og vil forekomme hyppigere.
- Regnflommene blir større og kommer oftere.
- Snøsmelteflommene blir færre og mindre.
- I lavtliggende områder vil snøen bli nesten borte i mange år, mens det i høyfjellet kan bli større snømengder i enkelte områder.
- Det blir færre og mindre isbreer.
- Havnivået øker med mellom 15 og 55 cm avhengig av lokalitet.

- Økt markvannsunderskudd, lav grunnvannstand og lengre perioder med lav vannføring om sommeren.

Klimaforandringene påvirker både vannkvalitet, og tilgang til vann (vannkvantitet) gjennom året, samt øker risikoen for utfordringer og uventede hendelser i vannverk og ledningsnett. I vannforsyningen må man derfor regne med økt innsats både innen vannbehandling og kapasitetsøkning. Her vil det være viktig å velge beste løsning der det legges vekt på økonomi, bærekraft og sikkerhet (nok og godt nok vann). Styrt infiltrasjon vil neppe løse alle disse utfordringene, men økt kjennskap til metoden vil i det minste føre til at den blir vurdert som en del av løsningen.

10.4. Anbefalinger og forslag til videre utredning

En av målsetningene med dette prosjektet er å gjøre metoden mer kjent og dermed gi et bedre grunnlag for at styrt infiltrasjon i større grad blir vurdert innen vannforsyning. I tillegg vil vi anbefale oppfølgende prosjekt der man både ser nærmere på eksisterende anlegg, samt i samarbeid med vannverkseiere bygger nye anlegg som følges nøye opp både i utbyggings- og driftsfase. Dette vil gi økt kunnskap om metoden samtidig som den får økt oppmerksomhet i vannbransjen.

Det kommer stadig nye krav til drikkevannskvalitet, ofte basert på nye miljø- eller helsefarlige stoffer som det settes søkelys på. PFAS, antibiotikaresistente bakterier og -gener, hormonhermende stoffer og nanopartikler er eksempler på dette. Hvor effektiv infiltrasjon og naturlig rensing i grunnen er for å redusere/inaktivere slike stoffer er lite kjent, og dette bør derfor undersøkes og dokumenteres nærmere. Ved høye konsentrasjoner av miljø- eller helsefarlige stoffer i råvannet vil infiltrasjon ikke være aktuelt, ettersom dette vil bidra til å spre forurensning til grunnvannet.

Mattilsynets registreringsløsning for vannverk er ikke tilrettelagt for vannverk basert på styrt infiltrasjon. Anleggene registreres stort sett som grunnvannsanlegg. Dette gjør det utfordrende å få oversikt over anleggene, å lage statistikk, drive forskning og å utveksle erfaringer. Det anbefales derfor å modifisere registreringssystemet for vannverk, slik at denne verdifulle informasjonen om benyttet metode ikke går tapt, samt å drøfte løsninger for å innhente informasjon fra eksisterende vannverk som er i drift.

Vannressursloven omtaler i liten grad infiltrasjon, men styrt infiltrasjon må ses på som et grunnvannstiltak (jmf. kap. 8.2). Styrt infiltrasjon benyttes også innenfor grunnvarme der varmevekslet grunnvann blir ført tilbake til grunnvannsmagasinet via brønner eller basseng, innen overvannshåndtering og innen naturbasert avløpsrensing. Det savnes klarere retningslinjer i lover og forskrifter for hvordan tiltak som omfatter styrt infiltrasjon vil bli behandlet av offentlige myndigheter.

Referanser

Rapporter, artikler, og veiledere

- Akhatar, M. S., Y. Nakashima, og M. Nishigaki. 2021. «*Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soil*» Journal of Groundwater Science and Engineering. <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/10643389891254197?needA>
- Andersen, E. 2016. *Vannrapport 127: Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene*. Folkehelseinstituttet. ISSN 1503-2167 (elektronisk utgave).
- Andersen, J., og A. Senneset. 2015. *Veiledning i planlegging av vannkilde og vannbehandlingsanlegg*. Norsk Vann rapport 216/2015. ISSN 1890-8802.
- Andersson, A-C, Andersson, O & Gustafson, G. 1984. *Brunnar. Undersøkning – Dimensjonering – Borning – Drift*. Göteborg: Statens råd for byggnadsforskning till Chalmers Tekniska Högskola, VA-Teknik.
- Balstad, S. N., J. Lohne, T. M. Muthanna, og E. Sivertsen. 2018. «*Seasonal variations in infiltration in cold climate raingardens – a case study from Norway*» Vann, 01, 2018.
- Bendinger, B. 2012. «*Auswirkungen biologischer Prozesse auf die Rohwasserförderung*» I DWA-temablad: Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen. 2012. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Tyskland.
- Berg, M., H. C. Tran, T. C. Nguyen, H. V. Pham, R. Schertenleib, og W. Giger. 2001. «*Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat*» Environ. Sci. Technol.
- Bieske, E. 1971. «*Tyske erfaringer med kunstig grunnvannsinfiltrasjon*» Vann-3-71.
- Braester, C., og R. Martinell. 1988. «*The Vyredox and Nitredox methods of in situ treatment of groundwater*» Water Science & Technology 20 (3), 20 (3). utg.: 149-163.
- Cullimore, R. 1999. «*Microbiology of well biofouling*» <http://www.dbi.ca/Books/PDFs/PMGM.pdf>
- Dillon, P. 2005. «*Future management of aquifer recharge*» Hydrogeol J 13, 313-316. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10040-004-0413-6#citeas>
- Dillon, P., P.J. Stuyfzand, T. Grischek, og M. Liuria. 2018. «*Sixty years of global progress in managed aquifer recharge*» Hydrogeol. J. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>.
- Eikebrokk, B., H. K. Kvitsand, Tinmannsvik, R., S. Antonsen, K. O. Gjerstad, S. Bruaset, A. Salte, E. Grøv, og A. L. Aalberg. 2020. *Uavhengig gransking av hendelse ved Kleppe vannverk 2019*. SINTEF rapport nr. 2021:00115 ISBN 978-82-14-06490-2. <https://askoy.kommune.no/664-uavhengig-gransking-av-hendelse-ved-kleppe-vannverk-sintef-rapport-2021-00115/file>
- Eikebrokk, B., K. O. Gjerstad, S. Hindal, G. Johanson, J. Røstum, og E. Rytter. 2006. Eikebrokk, B., Gjerstad, K. O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J., Rytter, E. (2006): *Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004*. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. SINTEF. https://www.sintef.no/globalassets/upload/teknologi_og_samfunn/sikkerhet-og-palitelighet/rapporter/sluttrapporten-giardia.pdf
- Fetter, C. W. 2018. *Applied Hydrogeology*. 4. Waveland Press.
- Fløgstad, H. 1984. *Kunstig grunnvannsinfiltrasjon*. Forprosjekt. NTNf rapport 4/84. ISBN 82-7337-004-6. 78 s.
- Frosta, L. Aa. 2023. *Effekten av kunstig Infiltrasjon i basseng for økt uttak av Grunnvann. En case på Dorøya i Orkland kommune*. Masteroppgave I Tekniske geofag. NTNU. Juni 2023.
- Frosta, L. Aa. 2022. *Kunstig Infiltrasjon for økt utnyttelse av Grunnvann. Med focus på infiltrasjonskapasitet og drift*. Prosjektoppave. NTNU. Trondheim, 19.12.2022.
- Gaut, S. 2011. *Beskyttelse av grunnvannsanlegg – en veileder*. Norges geologiske undersøkelse.
- Grip, H., og A. Rodhe. 1988. *Vattnets väg från regn til back*. Hallgren & Fallgren, Uppsala.
- Grischek, T., og R. Bartak. 2016. «*Riverbed Clogging and Sustainability of Riverbank Filtration*» Water 8 (2016): 604.
- Grunheid, S., G. Amy, og M. Jekel. 2005. «*Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds and artificial recharge*» Water Resarch 39(14), 3219-3228.
- Haldorsen, S. 1973. Breelver. Haldorsen, S. (1979). *Breelver*. Landbruksbokhandelen. ISBN 82-557-0057-7. Ås-NLH.
- Hannapel, S, F. Scheibler, A. Huber, og C. Sprenger. 2014. «*M11.1 Characterization of European managed aquifer recharge (MAR) sites – Analysis*» 308339 Project Demeau, WP1, delivery M11.1. www.demeau-fp7.eu.
- Hanson, G. 2000. *Konstgjord grundvattenbildning. 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning*. VA-Forsk rapport 2000-5.

- Hanssen-Bauer, I., H. Drange, E.J. Førland, L.A. Roald, K.Y., Hisdal, H. Børsheim, D. Lawrence, A. Nesje, et al. 2009. *Klima i Norge 2100*. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilplassing. Norsk klimasenter.
- Hantush, M.S. 1967. «Growth and decay of groundwater mounds in response to uniform percolation» *Water Resources Research*, v. 3,, 227–234.
- Hauger, T. 1978. *Grunnvann som forsyningskilde*. Tapir forlag.
- Helse- og omsorgsdepartementet. 2017. *Lovdata – Forskrift om vannforskriften og drikkevann (drikkevannsforskriften)*. <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-22-1868>
- Hijnen, W. A. M. 2009. *Elimination of micro-organisms in water treatment*. Doctoral thesis, University utrecht. Published by: KWR – BTO 2008.048. ISBN: 978-90-74741-92-7.
- Hilmo, B. O., R. K. Ramstad, og H. Kvitsand. 2017. *Undersøkelser ved grunnvannstiltak*. NVE-rapport 6-2018.
- Hiscock, K. M., og T. Grischek. 2003. «Attenuation of groundwater pollution by bank filtration» *Journal of Hydrology*, vol. 266, issue 3-4, 139-144. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0)
- Houben, G., og C. Treskalis. 2007. «Water well rehabilitation and reconstruction» *Technology and Engineering*.
- Hägg, K., og B.-M. Pott. 2022. «Filter media for basin infiltration: a case study» *Water Practice and Technology* 17 (7): 1505-1514. <https://iwaponline.com/wpt/article/17/7/1505/89608/Filter-media-for-basin-infiltration-a-case-study>
- Joeng, H. J., J. Cheon, og M. Park. 2018. «A review on clogging mechanisms og managements in aquifer storage and recovery applications» *Geoscience Journal*, volume 22, 667-679.
- John, D. e., og J. B. Rose. 2005. «Review of Factors Affecting Microbial Survival in Groundwater» *Environmental Science and Technology* 39(19):7345-56. doi:10.1021/es047995w.
- Jokela, P., og E. Kallio. 2015. «Sprinkling and Well Infiltration in Managed Aquifer Recharge for Drinking Water Quality Improvement in Finland» *Journal of Hydrologic Engineering* Volume 20, Issue 3. <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0000975>
- Jokela, P., V. Kurki, og T. S. Katko. 2017. *Managed aquifer recharge in Finland*. IAH. <https://recharge.iah.org/files/2018/03/Finland-Jokela-et-al.-2017-MAR-in-Finland-17may2017.pdf>
- Katko, T., A. Lipponen, og E. Rönkä. 2006. «Groundwater use and policy in community water supply in Finland» *Hydrogeology Journal* (2006) 14:69–78.
- Kurki, V., A. Lipponen, og T. Katko. 2013. «Managed aquifer recharge in community water supply: the Finnish experience and some international comparisons» *Water International*, 2013Vol. 38, No. 6, 774–789. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02508060.2013.843374>
- Kvitsand, H. (Asplan Viak). 2018. *Grunnvannskilden som hygienisk barriere – Grunnvann i løsmasser*. Norsk Vann. <https://va-kompetanse.no/butikk/c-11-grunnvannskilden-som-hygienisk-barriere/>
- Kvitsand, H. 2016. *Drinking water supply from unconsolidated Aquifers in Cold Climates. Evaluation of Factors Influencing Hygienic Safety Barriers Emphasizing Viruses*. Doctoral theses at NTNU, 2016:62. ISBN: 978-82-326-1463-9.
- Kvitsand, H. M. L., A. Ilyas, og S. W. Østerhus. 2015. «Rapid bacteriophage MS2 transport in an oxic sandy aquifer in cold climate: Field experiments and modeling» *Water Resour. Res.*, 51, 9725–9745. doi:doi:10.1002/2015WR017863.
- Kvitsand, H. M., og S. W. Østerhus. 2014. «Grunnvannsforsyning fra løsmasser som hygienisk barriere – styrker og svakheter i et klima i endring» *Vannforeningen*, 2014. <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/grunnvannsforsyning-fra-losmasser-som-hygienisk-barriere-styrker-og-svakheter-i-et-klima-i-endring/>
- Kvitsand, H.M.L., M. Myrmel, L. Fiksdal, og S. Østerhus. 2017. «Evaluation of bank filtration as a pretreatment method for the provision of hygienically safe drinking water in Norway: results from monitoring at two full-scale sites» *Hydrogeol J.* 2017: 25:1257-1269. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10040-017-1576-2>
- Kaarakka, L., A. Smolander, A.-J. Lindroos, P. Nöjd, L. Korpela, T. M. Nieminen, og H.-S. Helmisaari. 2019. «Sprinkling infiltration as an artificial groundwater recharge method – Long-term effects on boreal forest soil, tree growth and understory vegetation» *Forest Ecology and Management*, Vol. 448, 240-248. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.015>
- Lindbak, P. E. 1979. *Bindingsevne av fosfor i sand/jord*. Institutt for hydroteknikk, NLH. Stensiltrykk 11/79.
- Lundh, M., E. Homström, J. Långmark, og H Rydberg. 2006. *Reduktion av naturlogt organiskt material og mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 1: Kolonnförsök med natursand från Gråbo*. VA-Forsk rapport nr. 2006-19. Stockholm. Svenskt Vatten. <https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/produkt/reduktion-av-naturligt-organiskt-material-och-mikroorganismer-i-konstgjord-grundvattenbildning-del-1-kolonnforsok-med-natursand-ifran-grabo/>

- Madigan, M. T., J. M. Martinko, P. V. Dunlap, og D. P. Clark. 2009. *Biology of Microorganisms*. 12. Pearson.
- Mattilsynet. 2017. *Veileder til drikkevannsforskriften*. <https://www.mattilsynet.no/drikkevannsforsyning/veileder-til-drikkevannsforskriften>
- Matulainen, A., E. Gjessing, T. Lahtinen, L. Hed, A. Bhatnagar, og M. Sillanpää. 2011. «An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment» *Chemosphere*. Volume 83, Issue 11, June 2011, Pages 1431-1442. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511000208#b0230>
- Mayotte, J.-M., L. Hölting, og K. Bishop. 2017. «Reduced removal of bacteriophage MS2 in during basin infiltration managed aquifer recharge as basin sand is exposed to infiltration water» *Hydrological Processes*. 2017; 31: 1690–1701. <https://doi.org/10.1002/hyp.111>
- Medema, G. J., og P. J. Stufzand. 2002. «Removal of micro-organisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands» *Management of Aquifer Recharge for Sustainability – Dillon (ed) © Swets & Zeitlinger, Lisse, ISBN 90 5809 527 4*. <http://www.hydrology-amsterdam.nl/personalpages/Stufzand/ISMAR4-Medema-Stufzand.pdf>
- Morland, G. 1996. *Bruk av grunnvann i Norge*. NGU-rapport 96.092. ISSN 0800-3416.
- NGU. 1992. *Grunnvann. Kunstig infiltrasjon*. GIN-Veileder nr. 11. Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <https://openarchive.ngu.no/ngu-xmlui/handle/11250/2674374>
- Niemi, R. M., A. Kytövaara, J. Pääkkönen, og K. Lahti. 2004. «Removal of F-specific RNA bacteriophages in artificial recharge of groundwater – a field study» *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 50(1), 155–158.
- Norsk klimaservicesenter. 2015. *Klima i Norge 2100*. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Redaktører: I. Hanssen-Bauer, E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg og B. Ådlandsvik. NCCS report no. 2/2015
- Nur, T., P. Loganathan, M. B. Ahmed, M. A. Johir, T. V. Nguyen, og S. Vigneswaran. 2019. «Removing arsenic from water by coprecipitation with iron: Effect of arsenic and iron concentrations and adsorbent incorporation» *Chemosphere*, Vol. 226. pp 431-438.
- Pang, L. 2009. «Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores» *J. Environ. Qual* 38(4), 1531-1559.
- Pedley, S., M. Yates, J. Schjiven, J. West, G. Howard, og M. Barrett. 2006. «Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. pp. 50-80» I *Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources*, av G. Howard, J. Chilton and I. Chorus. Edited by O. Schmoll. London, UK.: WHO/IWA Publishing London. UK. World Health Organization. https://www.researchgate.net/publication/253467462_Pathogens_Health_relevance_transport_and_attenuation
- Preuß, G., N. Berkhoff, N. Schmidt, og A. Thiem. 2012. «Künstliche Grundwasseranreicherung und Uferfiltration» I *DWA-temablad: Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen*. 2012. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Tyskland.
- Riise, M. H. 2021. *Grunnvannsundersøkelser og dimensjonering av gravd brønn ved Ådalsvollen*. Asplan Vlak.
- RoscoeMossCompany. 1990. *Handbook of groundwater development*. Technology & Engineering. John Wiley and Sons, New York.
- Russel, M. 2014. *Clogging during managed aquifer recharge*. AGT. http://www.agua.unam.mx/assets/pdfs/eventos/russellm_clogging.pdf
- Schijven, F., G. Sadeghi, og S. M. Hassanizadeh. 2016. «Long-term inactivation of bacteriophage PRD1 as a function of temperature, pH, sodium and calcium concentration» *Water Res.*, 103 (2016), pp. 66-73.
- Schijven, J. F., W. Hoogenboezem, M. Hassanizadeh, og J. H. Peters. 1999. «Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands» *Water Resour. Res.*, 35(4), 1101-1111. doi:10.1029/1998WR900108.
- Schuh, W.M. 1990. «Seasonal variation of clogging of an artificial recharge basin in a northern climate» *Journal of Hydrology*, 121, 193-215. .
- Schwartz, F. W., og H. Zhang. 2024. *Fundamentals of Ground Water*. 2. John Wiley & Sons.
- SGU. 2009. *Sveriges Grundvattentillgångar – betydelse för näringslivsutveckling och tillväxt*. Sveriges geologiska undersökning. http://static.wm3.se/sites/108/media/15879_Utredning_Sveriges_grundvattentillg%C3%A5ngar.pdf?1407239754
- Shciven, J. F., og S. M., Hassanizadeh. 2000. «Shciven, J. F. and Hassanizadeh, S. M., 2000: Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modelling, Processes and Parameters» *Critical Reviews in Environmental Scence and Technology* 30(1), 49-127.
- Sheng, Z., og X. Zhao. 2014. «Special Issue on Managed Aquifer Recharge: Powerful Management Tool for Meeting Water Resources Challenges» *Special Issue on Managed Aquifer Recharge: Powerful Management Tool for Meeting Water Resources Challenges*. V. 20 (3). doi:doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001139.

- Sidhu, J.P.S., S. Toze, L. Hodgers, K. Barry, Y. Li, og P. Dillon. 2015. «Pathogen decay during managed aquifer recharge at four sites with different geochemical characteristics and recharge water sources J. Environ. Quality, 44 (5) (2015), pp. 1402-1412, 10.2134/jeq2015.03.0118» Pathogen decay during managed aquifer recharge at four sites with different geochemical characteristics and recharge water sources J. Environ. Quality, 44 (5) (2015), pp. 1402-1412, 10.2134/jeq2015.03.0118.
- Sigmond, E. M. O., I. Bryhni, og K. Jorde. 2013. *Norsk geologisk ordbok*. Trondheim: Akademika forlag. ISBN: 978-82-321-0151-1.
- Skjeseth, S., L. Hande, K.Ø. Bryn, K. Glomnes, J.A. Myhrstad, A. Ziener, og T. Østeraas. 1980. *Grunnvann i Norge. Forekomster, utnyttelse og beskyttelse*. NLVF utredning nr. 107. Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd. Institutt for geossurs- og forurensningsforskning. Ås - NLH.
- SNL. 2022. *Store Norske Leksikon*. Funnet nov. 20, 2023. <https://snl.no/jord>
- Solbakken, L. M. 2023. *Flomvurderinger av Skjelbreidvatnet*. SoAsplan Viak rapport til Bjørnafjorden kommune i forbindelse med etablering av ny brønn.
- Solheim, E. B. 2017. *Infiltrasjon for lokal overvannsdiskonering (LOD) – Vurdering av metoder for å måle infiltrasjon på lokal tomt*. Masteroppgave. NMBU, Institutt for miljøvitenskap. <http://hdl.handle.net/11250/2443302>
- Solli, G. S. 2020. *Ute av syne, ute av sinn: om rettigheter til og forvaltning av grunnvann i norsk rett*. Doktorgradsavhandling. UiO, Det juridiske fakultet.
- Sprenger, C., G. Lorenzen, I. Hülshoff, G. Grützmacher, M. Ronghang, og A. Pekdeger. 2011. «Vulnerability of bank filtration systems to climate change» *Sci. Tot. Environ.* 409, 655-663.
- Statistiska centralbyrån. 2020. «Vattenanvändningen i Sverige 2020» https://www.scb.se/contentassets/54f765e90041445397b0fdc85aa04424/mi0902_2020a01_br_mi27br2201.pdf
- Steinberg, M., C. F. Nordheim, og T. M. Lyngstad. 2021. oppdrag fra mattilsynet. *Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge for 2020*. Folkehelseinstituttet.
- Storrø, G. 2000. *Grunnvannsundersøkelser for Klæbu nye vannverk på Fremo i Melhus kommune. Norges geologiske undersøkelse*. Rapport nr. 2000.054.
- Sundlöf, B., og L. Kronquist. 1992. *Konstgjord grundvattenbildning. Nulägesbeskrivning av tjugo svenska anläggningar*. VA-Forsk rapport nr 1992-13.
- Svensson, A. 2019. *Alelyckans vattenverk*. 28 11. Funnet 09 04, 2023. <https://gamlagoteborg.se/2019/11/28/alelyckans-vattenverk/>
- Sydvatten.se. 2023. *Sydvatten*. <https://sydvatten.se/var-verksamhet/vattenverk/vombverket/>
- Tufenkji, N., J. Ryan, og M. Elimelech. 2002. «The promise of bank filtration» *Environ. Sci. Technol.* 423-428.
- Tynset kommune. 2015. «Hovedplan for Vann og Avløp 2016 – 2028»
- USGS. 1998. Natural processes of ground-water and surface-water interaction. <https://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/>
- Weiss, J., E. Bouwer, R. Aboytes, M. LeChevallier, C. O'Melia, B. Le, og K. Schwab. 2005. «Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from field monitoring» *Wat. Res.* 39, 1990-2001.
- WHO. 2011. *Guidelines for drinking-water quality, fourth edition*. World health Organization.
- Yang, Y., Y. Wu, , Y. Lu, og M. Shi. 2020. «Microorganisms and their metabolic activities affect seepage through porous media in groundwater artificial recharge systems» *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126256>
- Zhang, H., Y. Wu, og T. Kanyererer. 2020. «A review of the managed aquifer recharge: Historical development, current situation and perspectives» *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. Volumes 118-119*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1474706519300269>
- Ødegaard, H. 2012. *Vann- og avløpsteknikk*. Norsk Vann. ISBN: 9788241403361.
- Ødegaard, H. 2015. *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*. Norsk Vann; 212-2015.
- Ødegaard, H., S. Østerhus, og E. Melin. 2014. *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA). Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*. Norsk Vann rapport 209/2014. ISSN 1890-8802.
- Åström, J., A. Lindhe, M. Bergvall, L. Rosén, og L.-O. Lång. 2016. *Mikrobiologisk riskbedømming av grundvattentakter Utveckling och tillämpning av ett QMRA-verktyg*. Svenskt Vatten Utveckling Rapport nr 2016-19. https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-19.pdf

Lovverk

[Lov om vassdrag og grunnvann \(vannressursloven\) - Lovdata.](#)

[Lov om vern mot forurensninger og om avfall \(forurensningsloven\) - Lovdata](#)

[Lov om planlegging og byggesaksbehandling \(plan- og bygningsloven\) - Lovdata](#)

[Lov om forvaltning av naturens mangfold \(naturmangfoldloven\) - Lovdata](#)

[Lov om laksefisk og innlandsfisk mv. \(lakse- og innlandsfiskloven\) - Lovdata](#)

[Lov om akvakultur \(akvakulturloven\) - Lovdata](#)

[Forskrift om vannforsyning og drikkevann \(drikkevannsforskriften\) - Lovdata](#)

[Forskrift om rammer for vannforvaltningen - Lovdata](#)

Kart, databaser og nettsider

Meteorologisk institutt:

- Norsk Klimaservicesenter: <https://seklima.met.no/>

Miljødirektoratet:

- Grunnforurensningsdatabase: <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/>
- Naturbase kart: <https://geocortex01.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>

NGU:

- Nasjonal berggrunnsdatabase: https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Nasjonal grunnvannsdatabase: http://geo.ngu.no/kart/granada_mobil/
- Nasjonal løsmassedatabase: http://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/

NIBIO:

- Arealinformasjon, KILDEN: <https://kilden.nibio.no/>

NVE:

- NVE Atlas: <https://atlas.nve.no/>
- NEVINA: <https://nevina.nve.no/>

Riksantikvaren:

- Askeladden (krever innlogging) og kulturminnesøk: <https://www.riksantikvaren.no/vare-digitale-tjenester/> ; <https://www.kulturminnesok.no/kart/>

Statens kartverket:

- Høydedata: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>

11. Vedlegg

Vedlegg 1.		
Åndalsnes og Isfjorden vannverk,		
Rauma kommune	88	102
V 1.1. Beskrivelse av vannverket	88	102
V 1.2. Konklusjon	89	103
V 1.3. Litteratur	89	104
Vedlegg 2.		
Elverum vannverk	90	
V 2.1. Beskrivelse av vannverket	90	106
V 2.2. Litteratur	90	106
Vedlegg 3.		
Kvernhuskardet grunnvannsanlegg,		
Flatanger kommune	91	
V 3.1. Beskrivelse av vannverket	91	107
V 3.2. Forslag til tiltak	92	107
V 3.3. Oppsummering	92	107
V 3.4. Litteratur	92	107
Vedlegg 4.		
Orkdal vannverk, Doroøya	93	
V 4.1. Beskrivelse av vannverket	93	110
V 4.2. Driftserfaringer	94	110
V 4.3. Studentoppgave	95	111
V 4.4. Konklusjon	99	112
V 4.5. Litteratur	99	114
Vedlegg 5.		
Ringerike vannverk, Kilemoen	100	
V 5.1. Beskrivelse av vannverket	100	115
V 5.2. Driftserfaringer	100	115
V 5.3. Litteratur	101	115
Vedlegg 6.		
Sunndal vannverk		
V 6.1. Beskrivelse av vannverket		102
V 6.2. Grunnvannsbrønner		102
V 6.3. Infiltrasjonsbasseng		103
V 6.4. Oppsummering		104
V 6.5. Litteratur		105
Vedlegg 7.		
Tynset vannverk		
V 7.1. Beskrivelse av vannverket		106
V 7.2. Driftserfaringer om vinteren		107
V 7.3. Drift og vedlikeholdt av infiltrasjonsbasseng		107
V 7.4. Vannkvalitet		107
V 7.5. Litteratur		107
Vedlegg 8.		
Vannforsyning Åre kommune, Sverige		108
V 8.1. Beskrivelse av vannforsyningen		108
V 8.2. Litteratur		109
Vedlegg 9.		
LCA analyse		
V 9.1. Konstruksjon av prosessanlegg og bygg		110
V 9.2. Drift og vedlikehold		111
V 9.3. Resultater		112
V 9.4. Sammenligning		114
V 9.5. Oppsummering av sammenligning		115
V 9.6. Referanser		115

Vedlegg 1.

Åndalsnes og Isfjorden vannverk, Rauma kommune

V 1.1. Beskrivelse av vannverket

Åndalsnes og Isfjorden vannverk forsynes i dag med grunnvann fra 6 løsmassebrønner ved elven Glutra i Rauma kommune.

Brønnene er plassert i nærheten av elvebredden, som vist i figur 1. Pumping fra brønnene fører til lokale senkningstrakter rundt brønnene, noe som skaper en hydraulisk gradient mellom Glutra og brønnområdet. Dette induserer strømning av elvevann gjennom bunnen av Glutra og videre til brønnene. Nydannelse av grunnvann styrkes altså ved indusert infiltrasjon.

Det ble på slutten av 1980-tallet utført grunnvannsundersøkelser i form av sonderboringer og nedsetting av undersøkelsesbrønner. I 1992 ble det boret 4 produksjonsbrønner på sørvest-siden av elva. Prøvepumpingen av disse brønnene dokumenterte at kapasiteten ble redusert når vannstanden i elva gikk ned. Dette skyldtes at mengden grunnvann dannet ved indusert grunnvannsdannelse ble redusert som følge av mindre infiltrasjonsflate, lavere gradient mellom elva og brønnene, samt mindre infiltrasjon gjennom elvebredene som normalt har høyere hydraulisk ledningsevne enn elvebunnen.

Dette ble forsøkt løst ved å infiltrere vann fra elva i 4 små basseng 20–30 m sørvest for brønnene. Tiltaket

hadde god effekt på brønnenes kapasitet og særlig i perioder med lav elvevannføring, men problemet var at det ble påvist bakterier i grunnvannet, noe som trolig skyldtes for kort oppholdstid på det elveinfiltrerte elvevannet til å oppnå en god hygienisk kvalitet.

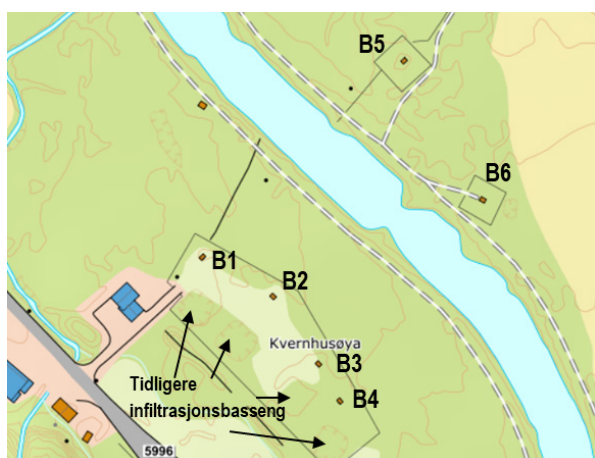
I 1995 ble brønn 5 etablert, mens brønn 6 ble boret i 2012. Utvidelsen av antall brønner har skjedd både som følge av redusert kapasitet pr. brønn og økt vannbehov. For å øke brønnenes kapasitet ved økt indusert grunnvannsdannelse er det laget terskler i elva for å heve vannstanden og for å øke infiltrasjonsarealet. Dette har økt brønnenes kapasitet uten at det gikk utover den hygieniske vannkvaliteten. Økningen var størst like etter bygging av tersklene, men har avtatt noe etter hvert. Dette skyldes trolig noe igjenslamming av infiltrasjonsflaten over tid, men det kan også skyldes at selve brønnfiltrene går tett over tid.

Ifølge Rauma kommune ble brønnenes kapasitet redusert med 40–50% frem til 2010. For å øke kapasiteten ble det derfor bestemt å rehabilitere brønnene. I mars 2010 utførte Hallingdal Brønn- og Graveservice en seksjonsvis filtertilteking med bruk av mammutpumpe. Prøvepumping før og etter rehabiliteringen dokumenterte vesentlig kapasitetsøkning i 4 av 5 brønner.

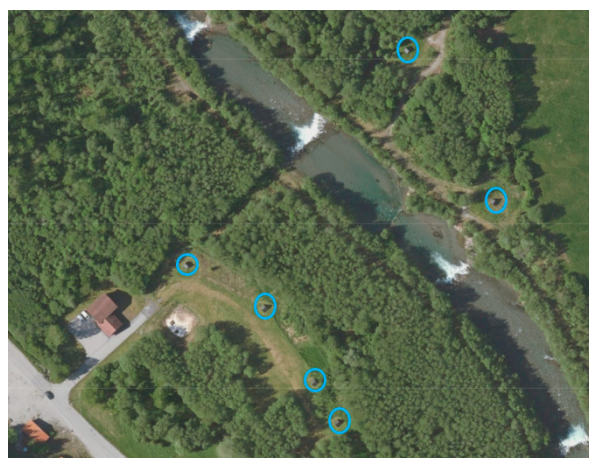
V 1.2. Konklusjon

Brønnene til Ådalsnes og Isfjorden vannverk får redusert kapasitet over tid både på grunn av gjentetting av brønnfiltrene og mindre indusert grunnvann fra elva. Infiltrasjon i basseng nær brønnområdet ga økt nydanning av grunnvann og dermed økte brønnkapasiteter, men oppholdstiden ble trolig for kort til å oppnå god nok bakteriell kvalitet på grunnvannet. Bygging av terskler i elva har gitt økt indusert grunnvannsdannelse og trolig også økt kapasitet på brønnene.

Før man iverksetter omfattende tiltak med styrt infiltrasjon/bassenginfiltrasjon for å øke kapasiteten i et grunnvannsanlegg er det viktig å foreta en tilstandsvurdering av brønn og brønninstallasjoner slik at man avdekker om redusert kapasitet skyldes tetting av brønnfiltrene, feil med pumper, feil med nivåsonder etc.



Figur 1. Topografisk kart over Ådalsnes og Isfjorden vannverk med grunnvannsbrønner og tidligere infiltrasjonsbasseng.



Figur 2. Flyfoto over vannverket som viser beliggenhet av grunnvannsbrønner og terskler i elven Glutra.

V 1.3. Litteratur

- Hilmo, B. O. (2011a). *Ny brønn Isfjorden vannverk – Tilbud på grunnvannsundersøkelser*. Asplan Viak notat, datert 11.07.2011.
- Hilmo, B. O. (2011b). *Prosjektering av nye brønner til Isfjorden vannverk*. Asplan Viak rapport, datert 26.10.2011.
- Hilmo, B. O. (2012a). *Prøvepumpingsplan – ny brønn Isfjorden vannverk*. Asplan Viak notat, datert 29.05.2012.
- Hilmo, B. O. & Ramstad, R. K. (2012b). *Prøvepumping av brønn 6 ved Isfjorden vannverk – sluttrapport*. Asplan Viak rapport, datert 17.09.2012.

Vedlegg 2.

Elverum vannverk

V 2.1. Beskrivelse av vannverket

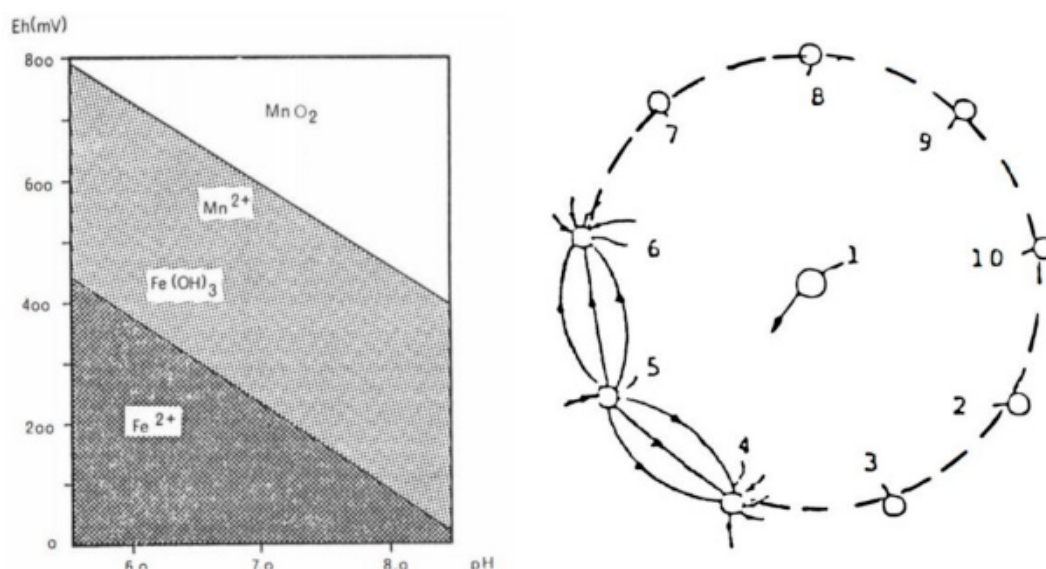
Ved Elverum vannverk benytter man en annen vri av kunstig infiltrasjon, den såkalte vyredoxmetoden, også omtalt i kapittel 6.6.4. Ved denne metoden benyttes ikke overflatevann som infiltrasjonsvann, men oksidert grunnvann.

Vannverket har totalt fire produksjonsbrønner som kan pumpes uavhengig av hverandre med opptil 50 l/s. Hver av disse brønnene er omkranset av 9 vyredoxbrønner (se figur 1). Disse brønnene benyttes vekselvis til pumping og infiltrasjon. To av vyredoxbrønnene, for eksempel 4 og 6 pumper opp 6 liter grunnvann per sekund. Vannet oksideres ved å blåse inn oksygenholdig luft. Vannet blir deretter pumpet ned i brønn 5. Denne prosessen med pumping, lufting og reinfiltrasjon foregår

i 2 timer. Deretter stopper behandlingen i 3 timer før 3 nye vyredoxbrønner i sirkelen tas i bruk (Braester et al., 1988; Engen, 2019; Oppistov, 2019).

Endrede redoksforhold (høyere Eh og pH, se figur 1) gjør at jern og mangan oksiderer og feller ut ved passasjen fra infiltrasjonsbrønnen til uttaksbrønnen i midten (Braester et al., 1988). Vannet som pumpes opp fra produksjonsbrønnen har da lavere konsentrasjoner av jern- og mangan enn før reinfiltrasjon.

Opp-pumpet grunnvann har noe lav pH, noe som justeres ved hjelp av natriumhydroksid. Det er også installert et UV-anlegg som kan benyttes til desinfeksjon før distribuering ved behov (Elverum kommune, 2014).



Figur 1. A (Venstre): Jern og mangan utfelles lettere ved høyere pH (x-akse) og EH (y-akse). B (Høyre): Brønnplassering ved Elverum vannverk. Punkt 1 er en pumpebrønn, mens punkt 2-10 er Vyredox brønner (Braester et al., 1988).

V 2.2. Litteratur

Braester, C., Martinell, R. (1988). *The Vyredox and Nitredox methods of in situ treatment of groundwater*. Water Science & Technology 20 (3): 149-163.

Elverum kommune. (2014). *Hovedplan vann og avløp 2015-2024*. Tilgjengelig fra: <https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/cdn.elverum.kommune.no/files/Planer-og-strategier/Hovedplan-vannforsyning-og-avloep-2015-2024.pdf>

Engen, G. (2019). Leder daglig drift i Elverum vannverk (e-post til Per Aagaard 26.02.2019).

Oppistov, T. G. (2019). *Revurdering av beskyttelsessoner rundt Elverum vannverk*. Masteroppgave, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU.

Vedlegg 3.

Kvernhusskardet grunnvannsanlegg, Flatanger kommune

V 3.1. Beskrivelse av vannverket

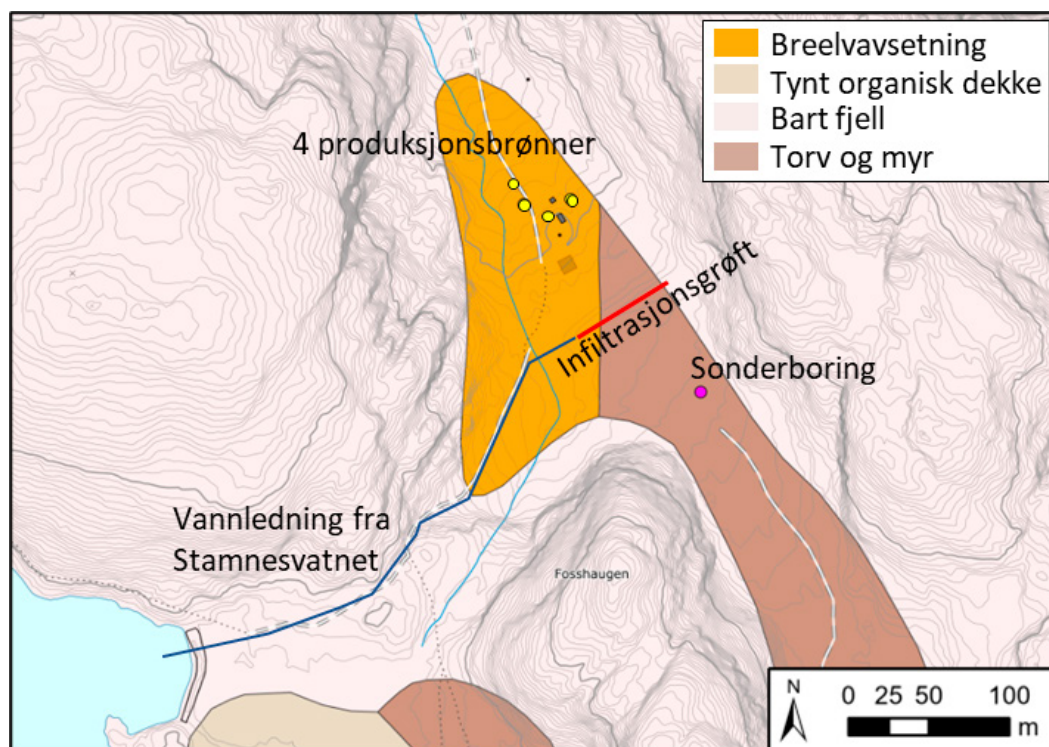
Opplysninger om dette vannverket er gitt av QPS Norge as v/Arvid Engløkk og Lauvsnes vannverk. I tillegg er informasjon hentet ut fra NGUs hydrogeologiske database Granada og fra egne undersøkelser og kjennskap til vannverket.

Grunnvannsanlegget i Kvernhusskardet ligger i en trang og bratt dalgang mellom Stamnesvatnet og fjorden. Øverst i skardet er det avsatt breelvmateriale. Mulighetene for grunnvannsuttak ble utredet første gang på slutten av 1970-tallet, og det ble i etterkant av disse undersøkelsene etablert en løsmassebrønn.

For å øke brønnens kapasitet ble det senere bygd en infiltrasjonsgrøft og boret flere brønner. Det ble også

boret en infiltrasjonsbrønn, men denne ble tatt ut av bruk etter kort tid. Anlegget består i dag av 4 grunnvannsbrønner og en ca. 75 m lang grønft for infiltrasjon av overflatevann fra Stamnesvatnet (se kart i figur 1). Det ble først gravd en ca. 4 m dyp grønft som ble fylt med filtergrus/sand. For å øke grunnvannets pH og hardhet ble det lagt et lag av kalkstein i grønfta under infiltrasjonsrørene. Det ble så fylt over med filtergrus/singel og sand/grus.

Normalt er det blitt infiltrert 12 m³/time kontinuerlig, mens det om sommeren når vannforbruket øker, infiltreres opptil 18 m³/time (5 l/s). Gjennomsnittlig uttak er ca. 9 m³/time, men dette øker til ca. 12 m³/time i perioder med høyt vannforbruk om sommeren.



Figur 1. Kart over Kvernhusskardet grunnvannsanlegg med inntak av overflatevann, infiltrasjonsgrøft og løsmassebrønner.

V 3.2. Forslag til tiltak

Anlegget har fungert bra i mange år, men i de siste åra har vannverket slitt med for lav kapasitet. Dette skyldes både redusert kapasitet på produksjonsbrønnene og redusert infiltrasjonskapasitet. Det infiltreres fortsatt like mye vann i grøfta, men noe av vannet slår ut på terrengoverflaten nedstrøms grøfta og bidrar dermed ikke til økt grunnvannsdannelse.

For å øke grunnvannsuttaget foreslo Asplan Viak i rapport *Økt uttak av grunnvann i Kvernhuskardet* (2021) følgende tiltak:

- 1) Skifte ut filtermassen (kalkstein) under infiltrasjonsgrøfta. Det meste av humusinnholdet i overflatevannet vil felles ut i det øverste laget av filtersanda. Det anbefales å fjerne et ca. 0,5 m tykt lag under infiltrasjonsrørene som erstattes med ren filtersand (0,5-2 mm). Hvor tykt lag som må fjernes vurderes nærmere ut fra filtermassens påvirkning (humusinnhold, metallutfellinger, gjentetting etc).

- 2) Forlengelse av dagens infiltrasjonsgrøft mot sørvest bort til over bekken (ca. 25 m økt lengde).
- 3) For ytterligere økning i infiltrasjonsmengde kan det vurderes å anlegge et basseng innenfor infiltrasjonsgrøfta.
- 4) Etablere 2 overvåkningsbrønner like nedstrøms infiltrasjonsgrøfta for måling av grunnvannsnivå og for evt. prøvetaking av grunnvann. Det er mulig at noen av de eksisterende brønnene kan benyttes.
- 5) Rehabilitering av løsmassebrønner for å øke kapasiteten. Dette gjøres ved en kombinasjon av spyling og pumping. Dette er særlig aktuelt hvis brønnovervåkingen registrerer merkbar reduksjon i brønnenes kapasitet.

I følge QPS AS har vannverket i ettertid fått rensset produksjonsbrønnene uten at dette ga særlig økning i uttaksmengden, mens det ikke er gjort utbedringer av infiltrasjonsgrøfta.

V 3.3. Oppsummering

- Kunstig infiltrasjon har bidratt til økt uttak av grunnvann.
- Infiltrasjonsgrøfta har fungert tilfredsstillende uten særlig vedlikehold i mange år, men infiltrasjonskapasiteten ser nå ut til å avta.
- På tross av kort avstand (50 m) mellom infiltrasjonsgrøft og brønner har råvannskvaliteten vært tilfredsstillende.
- Det er nå behov for oppgradering av infiltrasjonsløsningen med utskifting av filtermasser under infiltrasjonsrørene, forlenging av infiltrasjonsgrøft og evt. etablering av et basseng eller en grøft i tillegg for økt infiltrasjon.

V 3.4. Litteratur

Asplan Viak (2021): *Økt uttak av grunnvann i Kvernhuskardet*. Rapport datert 11.01.2021.

Asplan Viak (2012): *Georadarmålinger i Kvernhuskardet*. Notat datert 19.07.2012.

Rambøll (2020): *Datarapport fra grunnundersøkelser*, QPS AS, Grunnvann Flatanger. 01.10.2020.

QPS og Lauvsnes vannverk (2020): Muntlig informasjon om Lauvsnes vannverk.

Rambøll (2020): *Datarapport fra grunnundersøkelser*, QPS AS, Grunnvann Flatanger. 01.10.2020.

Vedlegg 4.

Orkdal vannverk, Dorøya

Orkdal vannverk på Dorøya er et grunnvannsanlegg som benytter bassenginfiltrasjon til økt uttak av grunnvann. Det er lagt spesielt fokus på dette grunnvannsanlegget i og med at vi har bidratt med prosjektering, bygging og oppfølging av infiltrasjonsanlegget,

samt at en student ved NTNU i 2022-2023 har tatt prosjektoppgave og masteroppgave innen styrt infiltrasjon og med spesiell oppfølging av anlegget på Dorøya (Aasen Frosta 2023).

V 4.1. Beskrivelse av vannverket

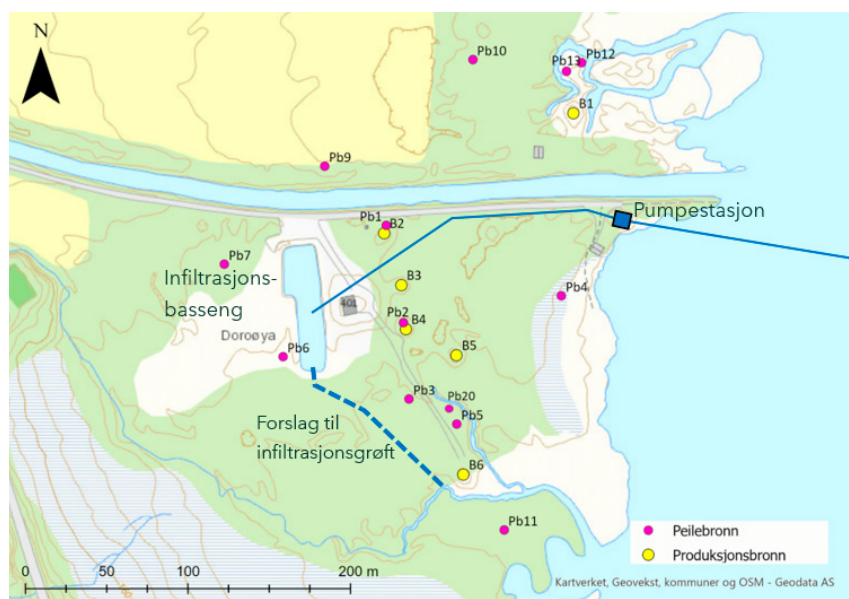
Daværende Orkdal kommune (nå Orkland kommune) tok i bruk et nytt grunnvannsanlegg på Dorøya ved Gangåsvatnet i 2013. Anlegget består av 6 grunnvannsbrønner i løsmasser med en kapasitet på mellom 5 og 20 l/s. Samlet uttak var mellom 50 og 65 l/s i starten, men har siden blitt redusert til 35-50 l/s. Kapasiteten er påvirket av det naturlige grunnvannsnivået. Grunnvannsnivået er styrt av vannstanden i Gangåsvatnet som er regulert med inntil 3 m. For å opprettholde kapasiteten i perioder med lavt naturlig grunnvannsnivå, ble det bygd et infiltrasjonsanlegg for styrking av nydannelsen av grunnvann (se bilde i figur 1 og kart i figur 2). Anlegget består av et vanninntak i Gangåsvatnet, en pumpestasjon, vannledning mellom Gangåsvatnet og infiltrasjonsbasseng og selve infiltrasjonsbassenget som har et areal på 1360 m².

Løsmassene består av 1-1,5 m jord over steinholdig grus og sand til ca. 5 meters dyp hvor løsmassene går over til sand med lag av grus og grusig sand. Alle humusholdige jordmasser ble fjernet ved oppgraving av bassenget. Derfor måtte bassenget graves ned til minst 1,5 meters dyp. Tegningen i figur 3 viser en prinsippskisse av bassenget.

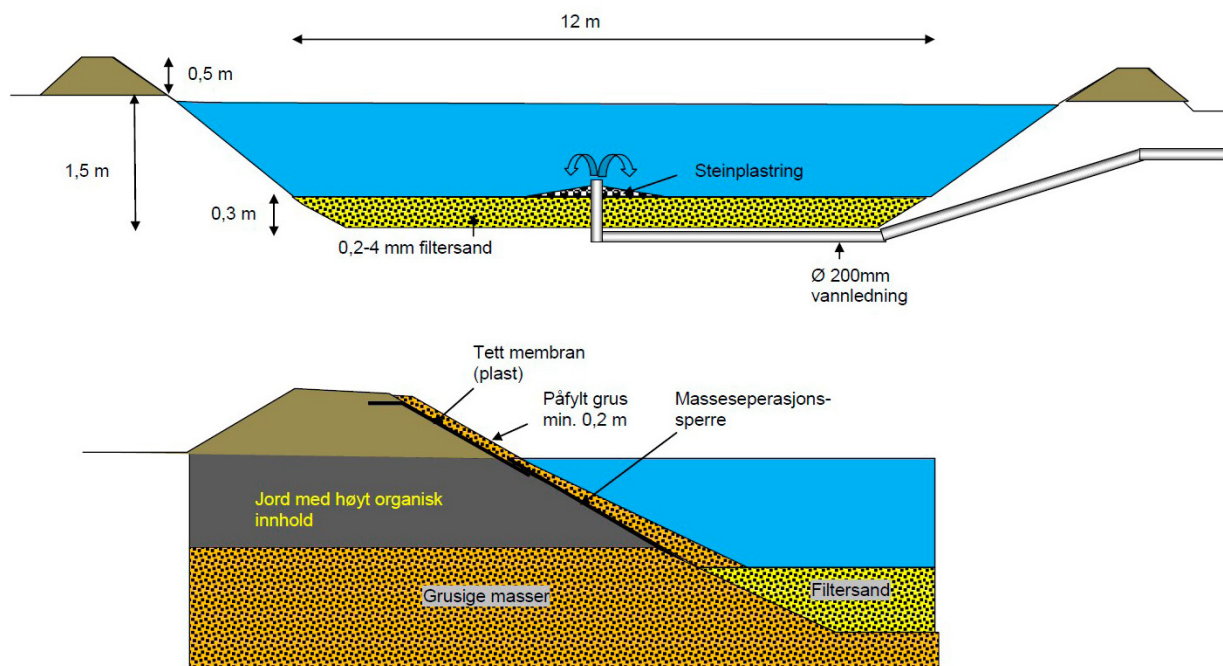


Figur 1. Vinterbilde av infiltrasjonsbasseng på Dorøya (Foto: Live Aasen Frosta).

Bunnen i den nordlige delen av bassenget ligger under normalt grunnvannsnivå ved høy vannstand i Gangåsvatnet. Den naturlige grunnvannsstrømmen går fra bassenget og mot sørøst.



Figur 2. Kart som viser produksjonsbrønner, peilebrønner og infiltrasjonsbasseng i elve- og breelavsetninger på Dorøya i Orkland kommune.



Figur 3. Prinsippskisse av infiltrasjonsbassenget på Dorøya.

V 4.2. Driftserfaringer

Dorøya grunnvannsanlegg ble som nevnt startet opp i desember 2013, mens infiltrasjonsanlegget kom i permanent drift fra april 2014. I starten ble det infiltrert over 15 l/s, mens den totale mengden produsert grunnvann varierte mellom 50 og 65 l/s. Etter ett års drift gikk infiltrasjonskapasiteten ned under 10 l/s. Sammen med en begynnende gjentetting av brønnfiltrene førte dette til at den totale uttaksmengden fra brønnene ble redusert til 35–50 l/s. Det har ikke vært mulig å dokumentere endringer i grunnvannskvaliteten i brønnene som følge av kunstig infiltrasjon. I 2017 ble det foretatt en rehabilitering av bassenget ved at 5–10 cm av det øverste laget med filtersand ble fjernet og erstattet med ny filtersand. Dette førte til en økning i infiltrasjonskapasiteten, men ikke opp til opprinnelig nivå. Bassenget har så vært i drift i hele perioden etter 2017, men kapasiteten har gått jevnt nedover slik at høsten 2022 var bassenget nesten helt tett og det ble besluttet å fjerne de øverste 5–10 cm av filtersanden, samt å rydde bort lauvskog rundt bassenget, da lauv medvirker til tetting av filterflaten. Etter at dette ble gjort i november 2022 har infiltrasjonskapasiteten økt til ca. 7 l/s, altså under 50 % av opprinnelig kapasitet. Det må her bemerkes at infiltrasjonskapasiteten er avhengig det naturlige grunnvannsnivået. Ved høyt naturlig grunnvannsnivå blir det liten umettet sone og mindre

trykkforskjell på vannflate i basseng og grunnvannsnivå. Dette fører til redusert mengde infiltrert vann. I tillegg gir gjengroing av infiltrasjonsflaten i bunnen av bassenget lavere infiltrasjonskapasitet. Dette er normalt for et basseng som mates med overflatevann med såpass høyt humusinnhold (fargetall 30–35 mg Pt/l) som Gangåsvatnet.

Selv om mengden infiltrert vann ble noe mindre enn forventet, har infiltrasjonen bidratt til økt grunnvannsuttak i perioder med lavt grunnvannsnivå.

V 4.3. Studentoppgave

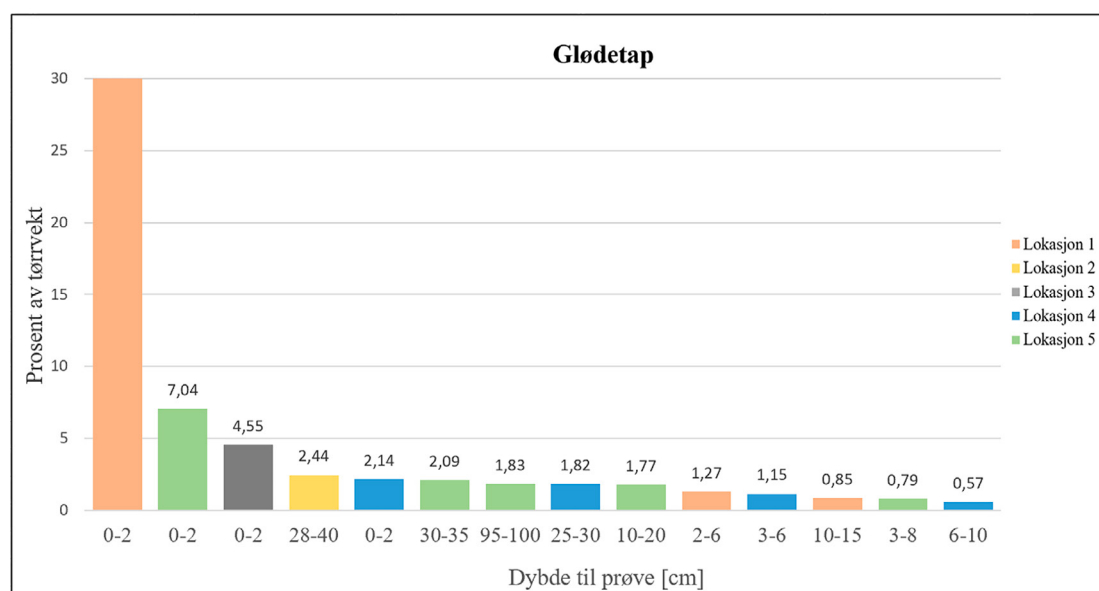
Tidligere student ved NTNU, Live Aasen Frosta, har tatt både prosjektoppgave og masteroppgave i hydrogeologi med kunstig infiltrasjon for bedre vannforsyning som hovedtema. Hun fokuserte på infiltrasjonsanlegget på Dorøya og så særlig på gjentetting av filterflaten.

Nedenfor følger en oppsummering av noen av resultatene fra hennes masteroppgave.

Gjenslamming

November 2022 var filterflaten i bassengbunnen gjenslammet. Infiltrasjonen var tilnærmet null og 10 cm

av filtersandens totale 30 cm ble skrapet bort. Før bortskraping ble sedimentprøver tatt for analyse av organisk materiale. Mørke flekker var spredt stedvis i bassengbunnen og indikerte opphopning av biologisk materiale. Målinger av glødetap indikerer et innhold av organisk materiale i samtlige prøver. Det er klart høyest innhold av organisk materiale i prøvene fra 0-2 cm ned i filtersanden (figur 4). Dette er forventet på grunn av avsetning av organisk materiale fra overflatevannet og biologisk aktivitet i filterflaten. I prøver med mindre enn 2 % glødetap kan verdiene skyldes løsmassenes naturlige innhold av organisk materiale.



Figur 4. Resultater av glødetap på sedimentprøver, hentet fra infiltrasjonsbassenget i ulike lokasjoner og dybder.

Infiltrasjonskapasitet

Infiltrasjonskapasiteten er beregnet ut fra hvor mye vann som er pumpet opp i bassenget og arealet på bassenget. Etter bortskraping av gjenlammet lag i filterflaten 17. november 2022 gikk infiltrasjonskapasiteten opp fra nær 0 til ca. 2 cm/time (0,5 m/døgn). Figur 5 viser infiltrasjonskapasiteten beregnet ut ifra mengde pumpet vann til bassenget over 7 dagers perioder, fra november 2022 til februar 2023. Infiltrasjonskapasiteten øker ca. 0,5 cm/time i løpet av de første tre ukene etter bortskraping. Deretter er infiltrasjonskapasiteten stabil på ca. 2 cm/time. 8 uker etter bortskraping reduseres infiltrasjonskapasiteten gradvis og ligger til slutt mellom 0,8–1,4 cm/t ($2,23,9 \times 10^{-6}$ m/s). Reduksjonen indikerer utvikling av biohud i filterflaten som reduserer infiltrasjonshastigheten i filterflaten.

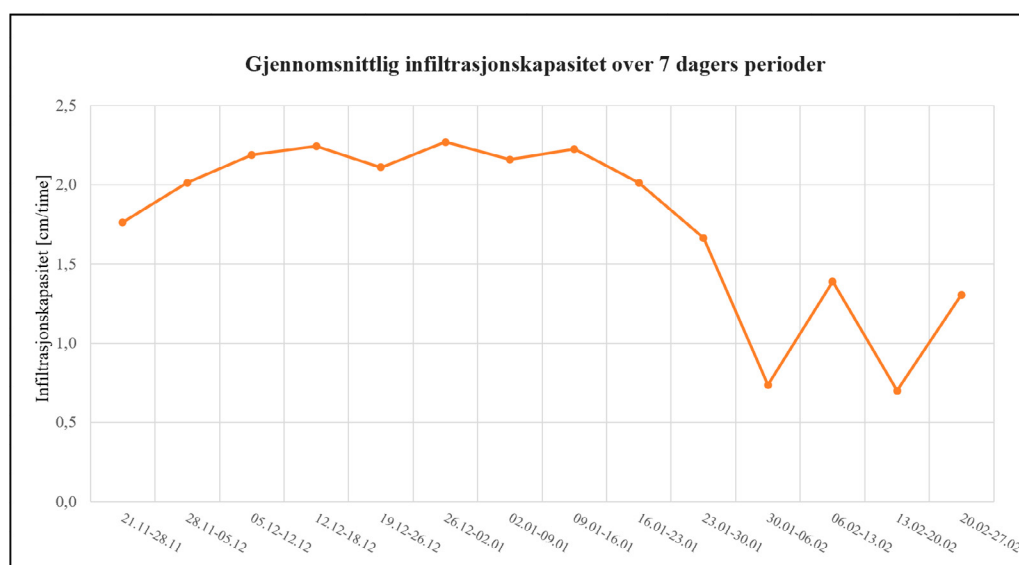
I tillegg til gjenslamming av filterflaten er reduksjonen et resultat av høyere grunnvannsnivå. Grunnvannsmålinger i peilebrønnene, presentert i figur 6, viser at nivået var høyt den 2. februar. Tilsvarende er infiltrasjonskapasiteten lavest i perioden 30. januar til 06. februar. I perioden 06. februar til 13. februar stiger infiltrasjonskapasiteten, antageligvis på grunn av synkende grunnvannsnivå. Infiltrasjonskapasiteten har et nytt bunnpunkt i perioden 13. februar til 20. februar. I denne perioden er det ikke gjort målinger av grunnvannsnivået, men det har sannsynligvis økt.

Ved økt grunnvannsnivå vil avstanden mellom bassengbunnen og grunnvannsspeilet avta. I følge Darcy's lov vil trykkforskjellene minke og resultere i lavere infiltrasjonshastighet. I figur 6 er nivået til bassengbunnen markert med stiplede rød linje. Sammen med infiltrasjonskapasiteten i figur 5 viser målingene at når avstanden fra

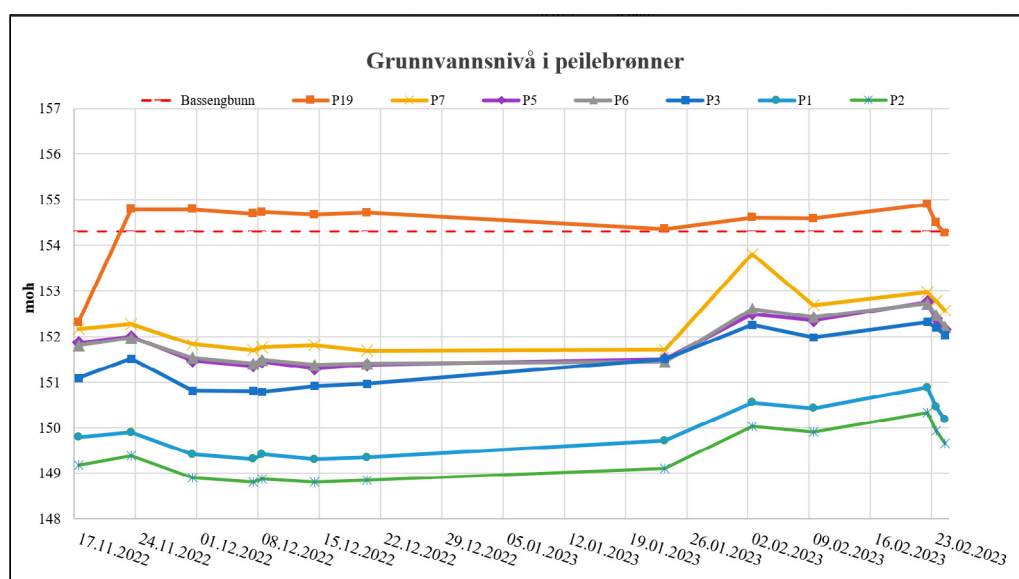
bassengbunnen til grunnvannsnivået reduseres, reduseres infiltrasjonskapasiteten. Flere grunnvannsmålinger burde blitt tatt i perioden mellom 9.-22.februar for å avgjøre grunnvannsnivåets påvirkning på kapasiteten i denne perioden.

Peilebrønn 19 (P19), som ligger ca. 3 m fra bassenget, har et høyere grunnvannsnivå enn nivået til bassengbunnen, og omtrent samme nivå som vannstanden i bassenget. Peilebrønn 6 og 7 ligger henholdsvis 20 og 70 meter fra bassenget og har grunnvannsnivå ca. 1,5-2,5 meter under bassengbunnen. Dette illustrerer

oppkoning av grunnvannsnivået under bassenget, noe som skyldes at infiltrasjonen fra bassenget er raskere enn løsmassenes evne til å lede vannet videre. Dette skjer på grunn kort avstand til opprinnelig grunnvannnivå. Siden forhøyningen ligger over bassengbunnen, beveger infiltrasjonsvannet seg i mettet sone. Dermed er det hydrauliske potensialet lavere enn om differansen mellom grunnvannnivået og bassengbunnen var større. Dette kan være en medvirkende årsak til lavere infiltrasjonskapasitet. Målingene av grunnvannsnivå beviser at større trykkforskjeller bidrar til økt infiltrasjonskapasitet.



Figur 5. Bassengets gjennomsnittlige infiltrasjonskapasitet over 7 dagers perioder, fra desember 2022 til februar 2023.



Figur 6. Grunnvannsmålinger i peilebrønner på Dorøya i perioden desember 2022 til februar 2023. Nivået til bassengbunnen er markert med stiplet rød linje.

Empiriske beregninger av hydraulisk konduktivitet viser høye K-verdier i filtersanden og underliggende sedimenter til 1 m dybde (se tabell 1). Beregningene er basert på kornfordelingskurver av sedimentprøver fra bassengbunnen. Den hydrauliske konduktiviteten ligger mellom 1743324 cm/t, som er svært høyt sammenliknet med

infiltrasjonshastigheten i bassenget på 12 cm/t. Dette skyldes både at løsmassene mellom bassenget og produksjonsbrønnene har lavere hydraulisk konduktivitet, samt man får mettet strømming med en mye lavere hydraulisk gradient i ($v = k \times i/n$ der n er løsmassenes effektive porøsitet).

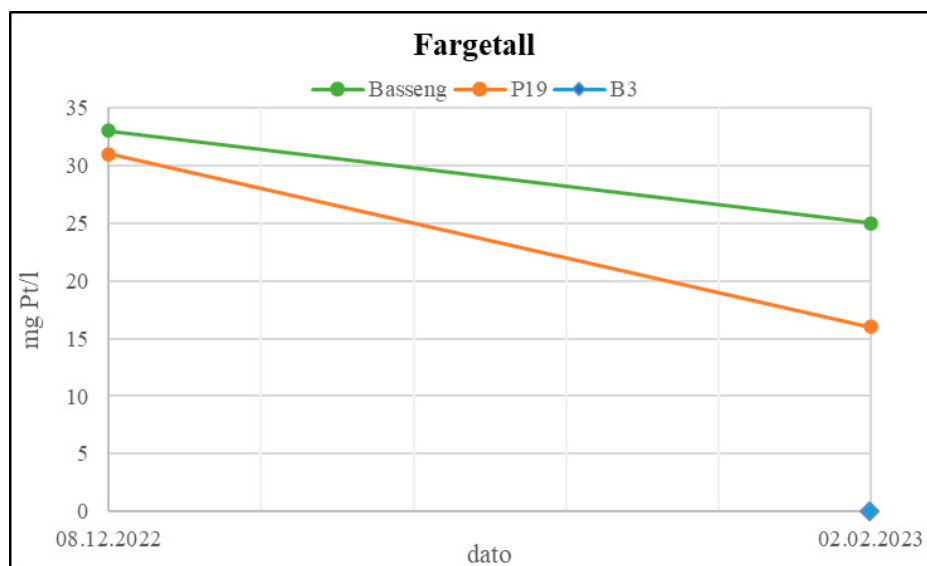
Tabell 1. Empirisk beregninger av hydraulisk konduktivitet ved bruk av Gustavssons formel, basert på kornfordelingskurver fra fem lokasjoner i infiltrasjonsbassenget, i ulike dybder.

Lokasjon	Dybde [cm]	d ₆₀	d ₁₀	Korngradering (C _u = d ₆₀ /d ₁₀)	E (C _u) x 10 ⁻³	Hydraulisk konduktivitet, K [cm/t]
5	3-8 cm	2,1	0,28	7,5	11,8	318
	10-20	5	0,85	5,9	12,8	3324
	30-35	1,7	0,19	8,9	10,5	133
	95-100	7	0,65	10,8	11,2	1391
4	0-2	1,8	0,28	6,4	12,2	345
	3-6	1,6	0,28	5,7	13,0	366
	6-10	2,9	0,3	9,7	9,9	316
	25-30	5,4	0,42	12,9	7,9	521
2	28-40	5,7	0,28	20,4	6,2	174
1	2-6	1,7	0,22	7,7	11,3	193
	10-15	4,4	0,4	11,0	8,9	520

Vannkvalitet

Infiltrasjonsvannets påvirkning på grunnvannets- og produksjonsbrønnenes vannkvalitet er vurdert basert på vannprøver hentet fra infiltrasjonsbassenget, peilebrønnen 19 og ubehandlet vann fra produksjonsbrønn 3. To vannprøver er hentet fra råvannet/bassenget og P19: én 21 dager etter bortskraping av gjenslammet filtersand og én ca. 2,5 måneder etter bortskraping. Resultater fra vannanalyser er presentert i tabell 2, og viser at drikkevannskvaliteten i B3 er god. Det er verdt å merke at peilebrønn 19 står i kort avstand til bassenget (ca. 3 meter), mens produksjonsbrønnen er ca. 50 m unna. Det betyr at infiltrasjonsvannet har hatt kort oppholdstid mellom bassenget og P19, og lang oppholdstid mellom bassenget/P19 og B3.

Infiltrasjonsvannet har et fargetall mellom 30 – 35 mg Pt/l. 21 dager etter bortskraping av igjenslammet filtersand (08.12.2022), er differansen i fargetallet mellom bassenget og peilebrønn 19 lav (33 – 31 mg/ Pt/l). Dette indikerer at et nytt gjenlammet lag i filterflaten ikke er utviklet i løpet av 21 dager. Dette samsvarer med infiltrasjonskapasiteten som er på sitt maksimum i denne perioden (se figur 5). Etter 2,5 måneder er fargetallet redusert fra 26 til 16 mg Pt/l fra basseng til P19. Vannkjemien er ellers relativt lik i basseng og P19 ved begge prøvetakingstidspunktene, mens den endres vesentlig fra P19 til B3, og særlig mht. fargetall, konduktivitet, sulfat og kalsium. I perioden mellom prøvetakingstidspunktene er infiltrasjonskapasiteten omtrent halvert. Dette indikerer biologisk aktivitet i filterflaten som danner et lavpermeabelt lag, som bidrar til å både rense overflatevannet for organisk materiale og reduserer infiltrasjonshastigheten. Fargetallet i B3 er svært lav (<2 mg Pt/l) og er ikke påvirket av overflatevannets humusinnhold (se figur 7).



Figur 7. Fargetall i vannprøver hentet fra infiltrasjonsbassenget, peilebrønn 19 (P19) og produksjonsbrønn 3 (B3).

Tabell 2. Resultater fra vannkjemiske analyser av infiltrasjonsvann (basseng), peilebrønn 19 og produksjonsbrønn 3.

Parameter	Enhet	Peilebrønn 19		Basseng		Produksjonsbrønn 3
		08.12.2022	02.02.2023	08.12.2022	02.02.2023	
pH målt (23 +/- 2°C)		6,7	7,2	6,5	7	7,2
Turbiditet	FNU	0,91	0,7	0,41	0,84	0,13
Fargetall	mg Pt/l	31	16	33	25	<2
Konduktivitet (25°C)	mS/m	4,05	6,07	3,81	5,95	8,45
Klorid (Cl)	mg/l	7,7	8,1	6,9	7,9	7,2
Sulfat (SO4)	mg/l	2,26	2,45	2,33	2,43	4,43
Nitrat (NO3-N)	µg/l	140	350	130	320	210
Jern (Fe)	µg/l (filtrert)	66	28	60	40	4,6
Magnesium (Mg)	mg/l (filtrert)	0,57	1	0,67	0,95	1,2
Mangan (Mn)	µg/l (filtrert)	1,3	0,71	2,2	4,4	10
Natrium (Na)	mg/l (filtrert)	3,9	4,3	4,1	5,7	5,2
Kalsium (Ca)	mg/l (filtrert)	3,2	5,6	2,3	5,7	11

Oppsummering av Frostas masteroppgave

- Mye organisk materiale fra råvannet bindes opp i de øverste 2 cm av filtersanden som har et innhold av organisk materiale på opptil 30 %. Underliggende sedimenter inneholder organisk materiale <2 %, antageligvis på grunn av naturlig organisk innhold.
- Høyt grunnvannsnivå og liten umettet sone er en medvirkende årsak til lav infiltrasjonskapasitet. Når grunnvannsnivå synker øker infiltrasjonskapasiteten som et resultat av større trykkforskjeller mellom grunnvannsnivå og vannnivå i bassenget. Tilsvarende øker infiltrasjonskapasiteten ved økende vannnivå i bassenget som et resultat av trykkforskjellene.
- Empiriske beregninger viser at den hydrauliske konduktiviteten til filtersanden og sedimentene ned til 1 m under bassengbunnen er svært høy sammenliknet med infiltrasjonskapasiteten. Det er sannsynlig at løsmassene mellom bassenget og produksjonsbrønnen har lavere hydraulisk konduktivitet og begrenser grunnvannsstrømmen mellom bassenget og brønnene.
- Etter 8 uker synker infiltrasjonskapasiteten og halveres. Årsaken skyldes biologisk aktivitet i filterflaten som danner et lavpermeabelt lag og bidrar til å redusere infiltrasjonshastigheten. Økt reduksjon av fargetall mellom bassenget og peilebrønn 19 gir også indikasjon på utvikling av biohud i filterflaten. Ca. 13 uker etter bortskraping av filtersand viser vannanalyser en reduksjon i fargetall som er fire ganger større enn i forhold til 21 dager etter bortskraping. Reduksjonen skyldes oppbygging av et lavpermeabelt lag som bidrar til å rense infiltrasjonsvannet for humus.
- Et lavt fargetall (<2 mg Pt/l) i produksjonsbrønn 3 indikerer at det humusholdige overflatevannet i liten grad påvirker vannkvaliteten i produksjonsbrønnene. I tillegg til selve renseeffekten skyldes dette også fortynning.

V 4.4. Konklusjon

Følgende konklusjon kan gis etter 8,5 års drift med kunstig infiltrasjon ved Doroøya grunnvannsanlegg:

- Infiltrasjonsbassenget på Doroøya har gitt økte uttaksmengder av grunnvann i perioder med lavt naturlig grunnvannsnivå.
 - I perioder med høyt naturlig grunnvannsnivå går mengden infiltrert vann ned og infiltrasjonen har mindre betydning for brønnens kapasitet.
 - Infiltrasjonskapasiteten reduseres gradvis under drift.
 - Vedlikehold med bortskraping av bunnslam i bassengbunn og påfylling av ny filtersand har økt infiltrasjonskapasiteten, men ikke opp til opprinnelig nivå. Infiltrasjonskapasiteten etter siste fjerning av tette filtermasser i nov. 2022 førte til en økning av infiltrasjonskapasiteten fra nær 0 til ca. 7 l/s, men dette er likevel under 50 % av opprinnelig kapasitet etter at anlegget ble bygd.
- En utbedring av infiltrasjonsanlegget bør omfatte:
- Bassenget må vedlikeholdes bedre, med hyppigere utskifting av filtermasse og rydding av kratt og lausveg rundt bassenget.
 - Etter neste bortskraping av filtermasse må bunnen av bassenget pløyes og harves opp slik at komprimerte masser får en løsere struktur før ny påfylling av filtersand.
 - Bassengbunnen må bygges opp min. 50 cm med tilkjørte grusmasser og et min. 0,2 m tykt lag av ny filtersand 0,2-2 mm, samt at man bør tillate et noe høyere vannspeil. Dette vil øke umettet sone og samtidig gjøre det enklere å tømme bassenget for vann ved senere vedlikehold.
 - Infiltrasjonskapasiteten kan økes ved å la vann fra bassenget gå i overløp og videre i infiltrasjonsgrøfter mot sørøst før det havner i et bekkeløp nær B6 (se figur 4).

V 4.5. Litteratur

Frosta Live Aasen (2023). *Effekten av kunstig infiltrasjon i basseng for økt uttak av grunnvann. En case på Doroøya i Orkland kommune.*

Masteroppgave i tekniske geofag; NTNU.

Frosta Live Aasen (2022). *Kunstig infiltrasjon for økt utnyttelse av grunnvann.* Prosjektoppgave i tekniske geofag NTNU.

Hilmo B. O. og Forbord R. 2008. *Grunnundersøkelser på Doroøya.* Asplan Viak Rapport.

Hilmo B. O. (2011). *Utvidelse av infiltrasjonsbasseng på Doroøya.* Asplan Viak Notat.

Hilmo B. O. (2014). *Kunstig infiltrasjon ved Doroøya grunnvannsanlegg.* Asplan Viak notat, datert 10.08.2014.

Vestland M. (2011). *Søknad om konsesjon for uttak av grunnvann til Orkdal vannverk.* Asplan Viak Rapport datert 28.01.2011.

Vedlegg 5.

Ringerike vannverk, Kilemoen

V 5.1. Beskrivelse av vannverket

Ringerike vannverk bygde nytt grunnvannsanlegg på Kilemoen på midten av 1980 tallet. Det ble boret 3 stk. opptil 50 m dype produksjonsbrønner i ei dødisgropa ca. 500 m fra elva Begna (se figur 1). Hver brønn hadde kapasitet på opptil 100 l/s, mens vannuttaket har vært på omkring 80 l/s. På grunn av at prøvepumpingen indikerte noe usikkerhet om grunnvannstilsiget var tilstrekkelig, ble det etablert et anlegg for kunstig infiltrasjon av vann fra Begna. Det ble laget et inntak i Tjorputten og elvevannet ble så pumpet opp i et infiltrasjonsbasseng med innlagt sandfilter. Under sandfilteret ble vannet samlet opp via horisontale filterrør og derfra ledet ned i to vertikale ca. 30 m dype infiltrasjonsbrønner. Brønnfiltrene har en dimensjon på 400 mm og er gruskastet, det vil si at det er fylt på med filtergrus mellom foringsrøret og brønnfilteret før

foringsrøret er trukket opp. Infiltrasjonsbrønnene ligger ca. 450 m fra produksjonsbrønnene, og oppholdstiden er anslått til min. 6 måneder.

Anlegget var i drift en kort periode etter bygging, men ble så satt ut av drift i en lang periode da kapasiteten på produksjonsbrønnene var tilstrekkelig i forhold til vannbehovet.

I 2006 etter nærmere 19 års drift, fikk vannverket problemer med for høyt innhold av mangan. Det ble boret tre nye brønner i Dødisgropa, og det ble bestemt å ta i bruk infiltrasjonsanlegget i håp om å få inn mer oksygenrikt grunnvann slik at løseligheten av mangan i grunnvannet skulle bli lavere.

V 5.2. Driftserfaringer

Infiltrasjonsanlegget blerenovert og satt i drift igjen i februar 2007 og gikk i tre måneder. I starten ble det infiltrert 50 l/s. Ifølge driftspersonell i Ringerike kommune ble infiltrasjonen stoppet på grunn av at finsand og humus tettet filterflaten i infiltrasjonsbassenget slik at infiltrasjonskapasiteten i bassenget ble redusert til under 10 l/s.

I løpet av den tre måneder lange perioden med infiltrasjon var det ingen problemer med infiltrasjonskapasiteten i infiltrasjonsbrønnene, men tidligere erfaringer har vist at det er nødvendig med jevnlig tilbakespyling og pumping av infiltrasjonsbrønnene for å hindre gjentetting.

Hverken ved tidligere infiltrasjon eller ved infiltrasjon i 2007 var det mulig å dokumentere at infiltrasjon hadde noen effekt på manganinnholdet i brønnene i Dødisgropa. På grunn av fortsatt økende manganinnhold i produksjonsbrønnene i Dødisgropa ble det besluttet å stoppe infiltrasjonsanlegget og å bygge et rensetrinn basert på ozon for fjerning av mangan.

Ringerike vannverk benytter fortsatt grunnvann fra samme magasin. I dag benyttes tre av brønnene i Dødisgropa til vannforsyning, og i tillegg er det etablert og prøvepumpet to brønner ved Tjorputten som skal fungere som reservevannkilde. Det er kun en brønn i Dødisgropa og en brønn ved Tjorputten hvor grunnvannet ligger innenfor grenseverdien for mangan på 0,05 mg/l.



Figur 1. Flybilde som viser plassering av produksjonsbrønner og tidligere infiltrasjonsanlegg ved Kilemoen grunnvannsanlegg.

Det kan dermed konkluderes med at kunstig infiltrasjon ikke har fungert tilfredsstillende ved Ringerike vannverk. Infiltrasjonen har liten/ingen effekt på vannkjemien i produksjonsbrønnene og det er også vanskelig å dokumentere særlig effekt på brønnens kapasitet, men dette ikke har vært kritisk for driften av grunnvannsanlegget.

Driften av infiltrasjonsanlegget har vært vanskelig på grunn av tetting av filtermassen i infiltrasjonsbassenget, samt redusert kapasitet i infiltrasjonsbrønnene som følge av at rustutfellinger førte til gjentetting av brønnfiltrene. Dette har krevd omfattende vedlikehold, og sammen med liten/ingen positiv effekt på grunnvannsuttaget har dette ført til at anlegget ikke lenger er i bruk.

V 5.3. Litteratur

Asplan Viak (2007a). *Manganproblemer ved Ringerike vannverk – Tolkning av undersøkelsesboringer og dimensjonering av nye brønner*. Notat datert 26.01.2007.

Asplan Viak (2007b). *Prøvepumping av nye brønner i Dødisgropa og etablering av produksjonsbrønner ved Tjørputten*. Notat datert 18.06.2007. NGU (1974). *Grunnvannsalternativ Kilemoen*. Uttalelse fra Norges geologiske undersøkelse utført sommeren 1974.

Ringerike kommune (2006). *Mangan i grunnvannet på Kilemoen*. Notat datert 16.08.2006, samt muntlige beskrivelser av problemer med infiltrasjonsanlegg.

Vedlegg 6.

Sunndal vannverk

V 6.1. Beskrivelse av vannverket

I slutten av 80-tallet bygde Sunndal kommune ut en hovedvannkilde basert på et grunnvannsanlegg på Skjellendøran. Høyt jerninnhold i grunnvannet ble forsøkt løst med Vyredox-metoden som går ut på å pumpe oksygenrikt grunnvann ned i infiltrasjonsbrønner rundt produksjonsbrønnene. Dette ga ikke ønsket resultat, og det ble derfor satt i gang grunnvannsundersøkelser i et område nærmere Driva.



Figur 1. Oversiktskart over Sunndalsøra med inntegning av grunnvannsanlegg.

I dette området ble det kartlagt sand- og grusmateriale med meget god vanngjennomgang ned til 1014 m under

terreng. På større dyp er det påvist silt/finsand med lav vanngjennomgang. Tykkelsen av grunnvannsmagasinet øker fra elva og mot vest. Brønnene ble plassert såpass nær elva for å få størst mulig bidrag fra oksygenrikt elveinfiltrert grunnvann, noe som i dette område er nødvendig for å få lave nok konsentrasjoner av jern.

Grunnvannsmagasinet kan karakteriseres som et åpent magasin der nydannelsen av grunnvann under uttak skjer ved:

- industert grunnvann fra elva som følge av senket grunnvannsnivå rundt brønnene (over 50 %)
- naturlig grunnvannsstrøm i løsmassene under og på siden av Driva (30 - 50 %)
- nedbørsinfiltrasjon på elveslettene i brønnenes tilrenningsområde (under 5 %).

Grunnvannskvaliteten i vannprøver fra forundersøkelsene og prøvepumpingen var stort sett god og med lavt jerninnhold, men det ble påvist jerninnhold på over 1,0 mg/l i enkelte undersøkelsesbrønner.

NGU Rapportene 84.149, 86.176 og 92.266 gir en mer detaljert beskrivelse av forundersøkelser, grunnvannsbrønner og prøvepumping.

Fra brønnene går det nå råvannsledning til et vannbehandlingsanlegg i sentrum hvor vannet blir luftet, filtrert gjennom et marmor- og sandfilter og desinfisert med UV.

V 6.2. Grunnvannsbrønner

I perioden 1991 til 2010 er det boret 5 skråstilte filterbrønner i løsmasser. De tre første brønnene som ble prosjektert av NGU driftes med sugepumpe, mens de to siste som er prosjektert av Asplan Viak driftes med dykkpumper. Den innbyrdes kapasiteten på brønnene

varierer fra over 40 l/s for brønn B og C til under 10 l/s for brønn E. Prøvepumping etter brønnetablering i 1991 og nye pumpetester i 1997 og 2008 viste at det samlet kan tas ut over 100 l/s fra disse brønnene.

Tabell 1. Brønn dimensjoner.

Brønn nr	Dim. (mm)	Materiale	Total lengde (m)	Filterdyp (m)	Fall (°)	Dyp ende filter under GV* (m)
A	140	PVC	33	21 - 33	6,6	3,6
B	168	Rustfritt stål	38	23 - 38	19,4	12,0
C	168	Rustfritt stål	40	20 - 40	12,5	9,3
D	168	Rustfritt stål	30	18 - 30	20,5	9,0
E	219	Rustfritt stål	28	18 - 28	16	6,5

*GV normalt grunnvannsnivå

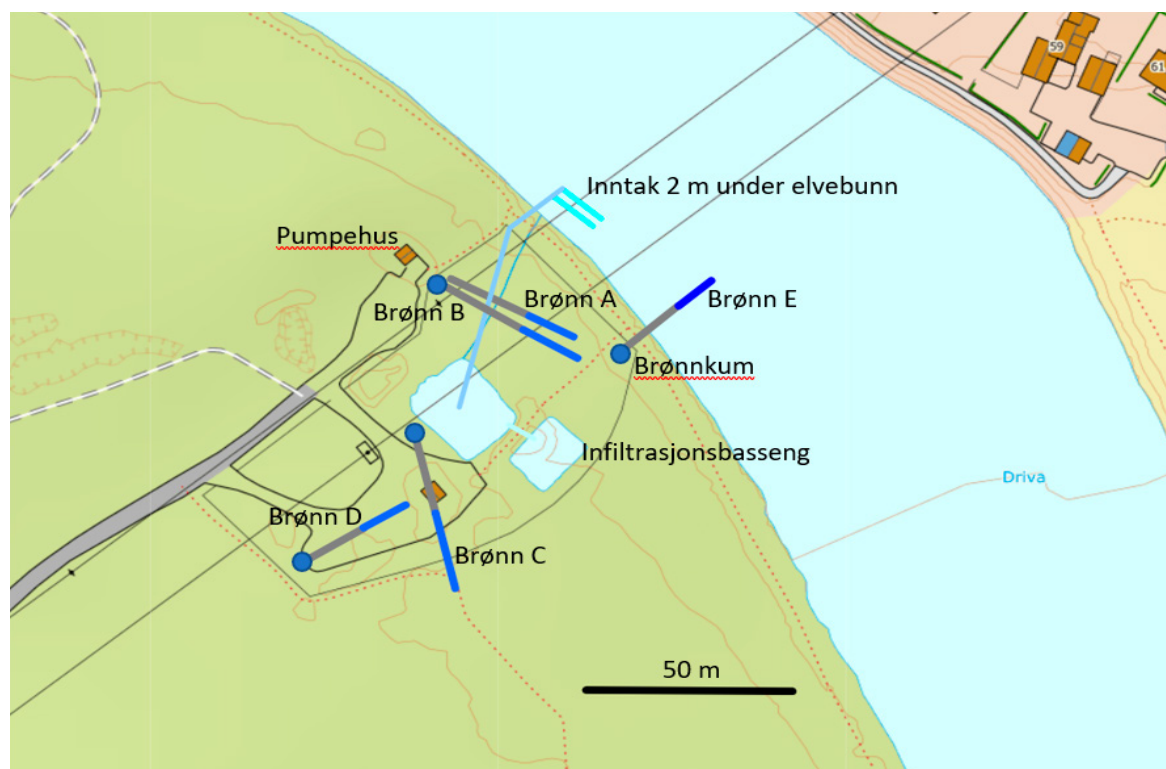
Vannkvaliteten i produksjonsbrønnene har jevnt over vært bra, men særlig brønn B som har dypest brønnfilter, har tidvis et jerninnhold på over 0,5 mg/l. Grunnvannet kan karakteriseres som «bløtt» og med lavt

innhold av løste mineraler. Utover sporadisk innhold av koliforme bakterier er den hygieniske vannkvaliteten bra i alle brønnene.

V 6.3. Infiltrasjonsbasseng

Det ble i 1997 etablert et infiltrasjonsbasseng på 20 x 18 m mellom brønn B og C (se figur 2 og 3). Bassenget har et overløp som går tilbake til elva. Infiltrasjonsbassenget ble etablert etter en periode med høyt jerninnhold i grunnvannet. Opp til dette bassenget pumpes 35–40 l/s med elvevann kontinuerlig (kun noen l/s går i overløp). Vannet tas inn via silrør (vanlige brønnfiltre) som er gravd ned under elvebunnen for å begrense partikkelinnholdet. I bunnen av infiltrasjonsbassenget ble det lagt et 10–15 cm lag med marmor. Basert på en antagelse om at 35 l/s infiltreres i grunnen ble oppholdstiden i marmorfilteret beregnet til mellom 13 og 19 min.

Infiltrasjonsbassenget ble benyttet i noen år etter etablering i 1997. Etter dette lå bassenget brakk til 2005. Da ble marmorlaget byttet ut og bassenget satt i drift etter en ny periode med problemer med høyt jerninnhold i grunnvannet. Det foreligger ikke jernanalyser av råvannet fra perioden før infiltrasjonsbassenget ble satt i drift. Det er derfor vanskelig å vurdere om dette har hatt effekt på jerninnholdet. Bruk av infiltrasjonsbassenget har gitt en liten reduksjon i konduktivitet noe som skyldes økt infiltrasjon av elvevann med lavere konduktivitet enn grunnvannet. I og med at det er en liten reduksjon i konduktivitet og ingen vesentlig endring i pH, er det også tvilsomt om marmorlaget har hatt effekt på vannkvaliteten. Dette skyldes etter vår vurdering at oppholdstiden er for kort samtidig som infiltrert elvevann har for lavt innhold av CO₂ til å oppnå oppløsning av marmor.



Figur 2. Kart som viser grunnvannsanlegget til Sunndal vannverk med infiltrasjon av naturlig filtrert elvevann i infiltrasjonsbasseng og uttak fra 5 skråstilte produksjonsbrønner.



Figur 3. Bilde av infiltrasjonsbasseng. Vannet kommer inn midt i bassenget.

I slutten av januar 2010 ble det gravd ut et nytt basseng på 12 x 15 m like sørøst for eksisterende samtidig som ellevann ble ledet over elveinntaket for at kapasiteten skulle kunne utnyttes fullt ut.

Bassengene har nå et samlet areal på 540 m² noe som gir en infiltrasjonshastighet på 5,6 m/døgn. Dette er over 10 ganger så høyt som for infiltrasjonsbassenget på Dorøya (se vedlegg 4).

Disse tiltakene førte til at mengden infiltrert vann ved lav ellevannføring økte fra knapt 10 l/s til ca. 35 l/s.

V 6.4. Oppsummering

Erfaringene med driften av infiltrasjonsbassenget fra trinn 1 som ble bygd i 1997 og fram til i dag kan oppsummeres slik:

- Vanninntaket i Driva har fungert meget bra, men ved lav vannføring i Driva har man måtte flytte på vannstrømmen i elva slik at den går over inntaksrørene. Forfiltrering gjennom elvegrusen gir et bra utgangspunkt for infiltrasjon, men her må det også nevnes at den fysiske vannkvaliteten i Driva er jevnt over god med lavt fargetall og lav turbiditet.
- Infiltrasjonskapasiteten har vært svært god i hele perioden. Bassenget er så å si vedlikeholdsfritt da bunnen i liten grad tettes med slam. Man greier fortsatt å infiltrere over 35 l/s, men det må poengteres at bassengarealet i 2010 ble utvidet fra 360 m² til 540 m². Infiltrasjonshastigheten er drøyt 5 m/døgn. Dette er et av få infiltrasjonsbasseng som fungerer uten særlig

vedlikehold, noe som skyldes forfiltrering gjennom elvegrus og generelt god råvannskvalitet i Driva.

- Innbygging av et marmorlag i bassengbunnen hadde liten effekt på grunnvannskjemien. Dette skyldes trolig lavt innhold av CO₂ i det infiltrerte ellevannet og kort oppholdstid i marmorlaget. Det er derfor ikke etterfylt med marmor.
- Det antas at infiltrasjonsanlegget har bidratt til å stoppe den registrerte økningen i jerninnhold som ble registrert i perioden 2002–2011. Effekten av bassenget er størst ved lav vannstand i Driva som gir lavt naturlig grunnvannsnivå. Bassenginfiltrasjon bidrar til å opprettholde høy nydannelse av grunnvann og man begrenser inntrekking av dypt oksygenfattig og jernholdig grunnvann.

V 6.5. Litteratur

Andersen, A.-B. (1984). *Grunnvannsundersøkelser på Sjølandsøra i Sunndal kommune, Møre og Romsdal*. NGU Rapport 84.149

Asplan Viak (1997). *Grunnvannsanlegg Plantegninger*. Datert 17.12.1997.

Asplan Viak (2008). *Oppgradering av Sunndal vannverk – Forprosjekt*. Datert 14.04.2008.

Klementsruud, T. (1992). *Grunnvannsforsyning til Sunndalsøra fra Sjølandsøra i Sunndal kommune*. NGU Rapport 92.266

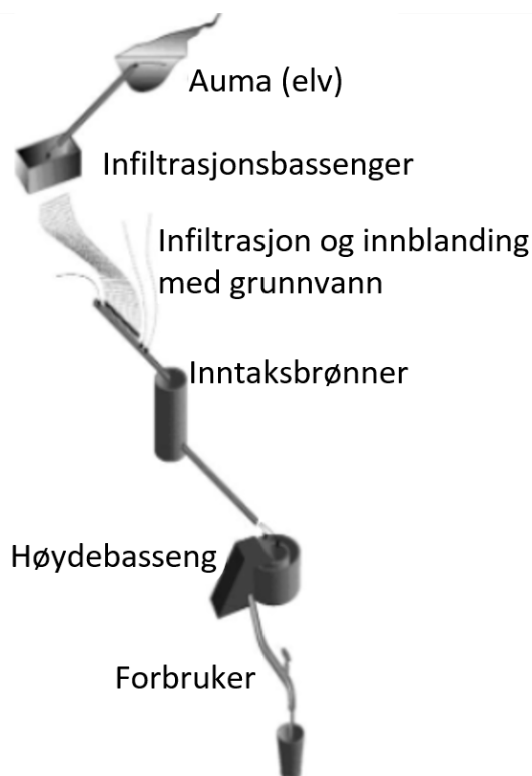
Storrø, G. (1986). *Hydrogeologiske undersøkelser på Sjølandsøra, Sunndal kommune, Sluttrapport*. NGU Rapport 86.176

Vedlegg 7.

Tynset vannverk

V 7.1. Beskrivelse av vannverket

Tynset vannverk ble etablert i 1989 for prøvedrift og forsyner i dag rundt 2800 personer. Årsforbruket er om lag 400.000 m³. Dimensjonerende vannmengde Q_{middel} i 2015 er angitt som 11,7 l/s. Maksimal kapasitet som vannverket er dimensjonert for er 120 m³/time (33,3 l/s), og dagens personforbruk for Tynset er på 170 l/p*døgn (Hovedplan for Vann og Avløp 2016 – 2028).



Figur 1. Prinsippskisse Tynset vannverk. Kilde: Hovedplan for Vann og Avløp 2016-2028.

Anlegget er basert på grunnvann og kunstig infiltrasjon av ubehandlet elvevann fra Auma, med 2 infiltrasjonsbassenger på Geitryggen. Hovedformålet med infiltrasjon ved dette vannverket er å øke kapasiteten i grunnvannsmagasinet.

Vannet tas inn fra utgravd inntaksbasseng (øvre basseng) som grenser til elva Auma. Tilførselen av vann skjer gjennom en åpen kanal. En overføringsledning går fra inntaksbassenget og videre til 2 utgravde infiltrasjonsbassenger. Basseng 1 benyttes i dag kun som reservebasseng. Basseng 2 har vært i bruk som hovedbasseng siden 1995. Bassenget har et areal på rundt 360 m². Bunnen av bassenget består av et 0,5 m tykt sandlag som utgjør filtermassen. Bassenget tok i 1995 imot vannmengder tilsvarende 60 – 98 m³/t (17 – 27 l/s). Den hydrauliske belastningen på filterflaten var gjennom det samme året mellom 11 og 33 cm/t (GeoFuturum 1995).

Vannet filtrer gjennom filtersanden før det når de stedlige grusmassene og bidrar til nydannelse av grunnvann. Etter en oppholdstid på over 60 døgn når vannet inntaksbrønnene som består av 8 – 9 m dype løsmassebrønner med 2 m lange filtre. Her ledes vann med selvfall til vannbehandlingsanlegget hvor vannet behandles med UV-lys før det går inn i høydebasseng. Det er lagt til rette for eventuell klortilsetning ved behov. Med unntak av noen få abonnenter i nærheten av høydebassenget driftes hele anlegget uten noe form for trykkøkning (Hovedplan for Vann og Avløp 2016 – 2028). Vi har dessverre ikke lyktes i å få oppdatert informasjon om vannverket fra Tynset kommune.

V 7.2. Driftserfaringer om vinteren

Tynset har innlandsklima med lite nedbør, kalde vintre, relativt varme somre og betydelige forskjeller mellom dag- og nattetemperatur i sommerhalvåret. Sterk kulde har imidlertid ikke ført til store driftsutfordringer ved vannverket.

I 1995 ble det rapportert om tele i basseng 2 (GeoFuturum 1995). Da bassenget ble satt i drift var det opptil 25 cm tele i hele det sandige filterlaget. Det var imidlertid uproblematisk å tine massene. Driften utover vinteren ble ikke preget av tele i grunnen. Ved årsskiftet

1995/1996 sank temperaturen i elva ned til 0°C, samtidig som lufttemperaturen nådde -40°C. Infiltrasjonen fungerte bra til tross for kulda, og det ble ikke rapportert problemer med teledannelse.

Disse erfaringene viser at kunstig infiltrasjon kan fungere godt selv i kalde områder. Forutsetning for problemfri drift er imidlertid betinget av en kontinuerlig infiltrasjon av vann gjennom bassengbunnen og at tilført infiltrasjonsvann er isfritt (GeoFuturum 1995; Vestland & Bjørgaas, 2009).

V 7.3. Drift og vedlikeholdt av infiltrasjonsbasseng

I perioder med dårlig kvalitet på ellevannet får man økt gjenslamming av bassengbunnen, og dermed nedsatt infiltrasjonshastighet.

Om sommeren driftes bassenget slik at kun den ene halvdel er aktiv. På denne måten kan man tillate regenerering ved uttørring eller fjerning av gjenslam-

mede lag i den inaktive delen av bassengbunnen. Sommeren 1995 ble tørking og slamfjerning gjort en gang per måned. De øvre 10 cm av filtermassen skrapes bort maskinelt før man igjen legger på et nytt lag med filtersand.

V 7.4. Vannkvalitet

Infiltrert ellevann har typisk overflatevannskarakter med varierende pH, fargetall, elektrisk ledningsevne og turbiditet. I følge GeoFuturum AS (1990) har fargetallet vært opp i 90 mg Pt/l, mens pH varierer mellom 7 og 8. Temperaturen vinterstid ligger ned mot 0°C grader og opp mot 13 °C sommerstid.

Ifølge Granada (ngu.no) er råvannskvaliteten i uttaksbrønnene meget bra med fargetall mindre enn 1,4 mg Pt/l.

V 7.5. Litteratur

GeoFuturum AS (1990). *Tynset-prosjektet. Kunstig infiltrasjon som behandlingsmetode for vann fra Auma-elva*. GeoFuturum AS, Ås.

GeoFuturum AS (1995). *Tynset vannverk. Statusrapport – 1995*. GeoFuturum AS, Son/Ski.

Granada (ngu.no)

Tynset kommune (2015). *Hovedplan for Vann og Avløp 2016 – 2028*.

Vestland, M. og Bjørgaas, H. (2009). *Kunstig infiltrasjon i brønner og basseng for økt kapasitet i grunnvannsmagasinet*. Asplan Viak rapport.

Upublisert, men tilgjengelig som vedlegg i Asplan Viak rapport: Hilmo, B. O., Vestland, M. (2009). *Supplerende grunnvannsundersøkelser på Dorøya*. Asplan Viak rapport.

Nedlastbar på https://www.ngu.no/upload/publikasjoner/Eksterne-grunnvannsrapporter/VRL46_2010_001a_ful.pdf

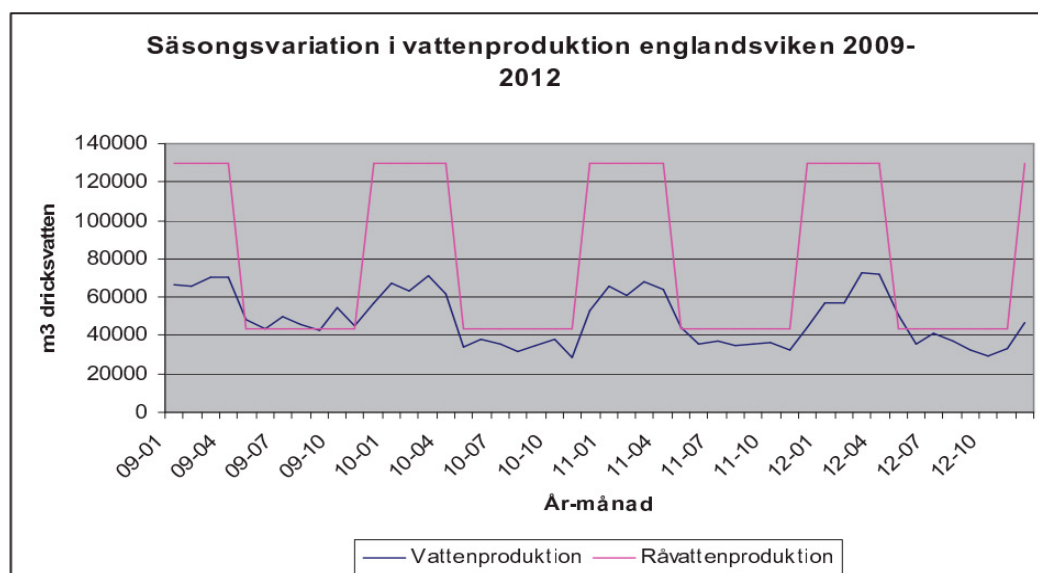
Vedlegg 8.

Vannforsyning Åre kommune, Sverige

V 8.1. Beskrivelse av vannforsyningen

Som et eksempel på motiv for valg av infiltrasjonsanlegg som vannforsyningsmetode, kan vannforsyningen til tettstedene Åre og Duved i Åre kommune i Jämtlands län trekkes frem. Åre ligger ca. 400 moh., dvs. over marin grense etter siste istid. Kommunen grenser mot Meråker kommune (Trøndelag) på norsk side, med sammenlignbare kvartærgeologiske forhold. Åre by og omegn er en turistdestinasjon, med et vannforbruk som varierer over året med turistsesongene (figur 1). På grunn av dårlig drikkevannskvalitet etablerte Åre kommune infiltrasjonsanlegg ved Englandsviken vannverk og Långnäset vannverk, som forsyner Åre by og det tilstøtende

tettstedet Duved (figur 2). Ved Englandsviken vannverk benyttes bassenginfiltrasjon av vann fra Åresjøen, mens Långnäset vannverk er et tradisjonelt grunnvannsanlegg med løsmassebrønner basert på induisert infiltrasjon fra Åresjøen (figur 3 og 4) (Åre kommune, 2013). I lavsesong forsyner de to vannverkene de 2500 fastboende i forsyningsområdet. Under høysesong, spesielt nyttår og påske, forsyner vannverkene opp mot 30 000 personer. Alternativet til infiltrasjonsanlegg ville dermed ha vært å bygge et overflatevannbehandlingsanlegg med en kapasitet som ble utnyttet kun en begrenset del av året (Fløgstad, 1984).



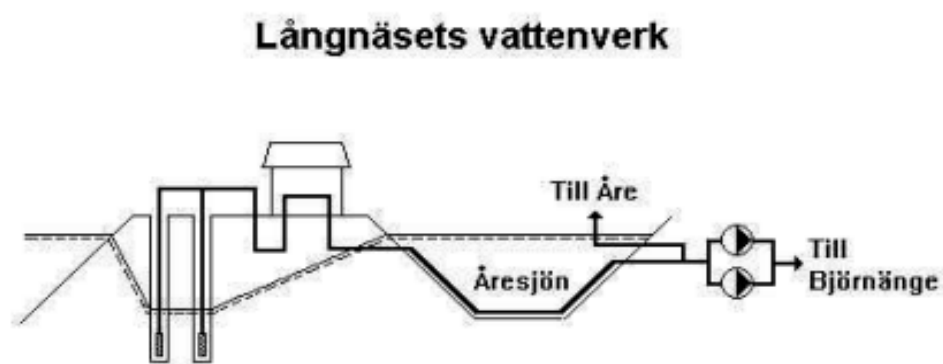
Figur 1. Månedvis sesongvariasjon i drikkevannsproduksjonen fra Englandsviken ved Åresjøen, 2009 – 2012 (Åre kommune, 2013).



Figur 2. Kart med oversikt over VA-virksomhetsområdet Åre-Duved (Åre kommune, 2013).



Figur 3. Skjematisk oversikt over drikkevannsproduksjonen fra Englandsviken ved Åresjøen (Åre kommune, 2013).



Figur 4. Drikkevannsproduksjon ved Långnäsets vannverk med indusert infiltrasjon av overflatevann fra Åresjøen (Åre kommune, 2013).

V 8.2. Litteratur

Fløgstad, H. (1984). *Kunstig grunnvannsinfiltrasjon. Forprosjekt.* NTNf rapport 4/84. ISBN 82-7337-004-6. 78 s.

Åre kommune (2013). *Förslag til nytt vattenskyddsområde för Englandsvikens och Långnäsets vattentäkt i Åre kommun.* Utredning 2013-02-13.

Vedlegg 9. LCA analyse

Notat LCA-analyse for kunstig infiltrasjon

28.02.2023 – skrevet av Sander Nørsterud i Asplan Viak

Klimagassutslipp over anleggets levetid er beregnet ved hjelp av livssyklusanalyse (LCA). Omfanget av analysen omfatter konstruksjon av prosessanlegget og bygg, samt drift av anlegget. Analysen tar utgangspunkt i antatte tall for infrastrukturinvesteringer, samt drift og vedlikehold, basert på oppbygget kunnskap i prosjektet. Det er i tillegg rådført med rådgivere med solid prosjekteringserfaring innen vannbehandlingsanlegg for å estimere drift. Det er imidlertid viktig å presisere innledningsvis at analysen ikke tar utgangspunkt i et slutført eller prosjektert anlegg, og resultatene må derfor tolkes i lys av dette. LCA-analysen formål er derfor kun å identifisere viktige parametere i vannbehandling med kunstig infiltrasjon på et generelt grunnlag.

Databasen ecoinvent er brukt for å innhente miljøpåvirkninger fra bakgrunnsprosesser. Dette er en anerkjent

database, som inneholder informasjon om utslipp og miljøpåvirkning for ulike typer industrielle prosesser. Gjennom tidligere arbeid med vannbehandlingsprosesser er disse databasetallene tilpasset norsk produksjon, slik at utslippene er representative for norske forhold i størst mulig grad. Det vil imidlertid alltid være en usikkerhet tilknyttet bruk av databasetall som benytter gjennomsnittsteknologi.

For å beregne klimagassutslippet knyttet til bygg er Asplan Viaks verktøy for referansebygg benyttet. Det er tatt utgangspunkt i et anlegg på 20 l/s for klimagassberegningene.

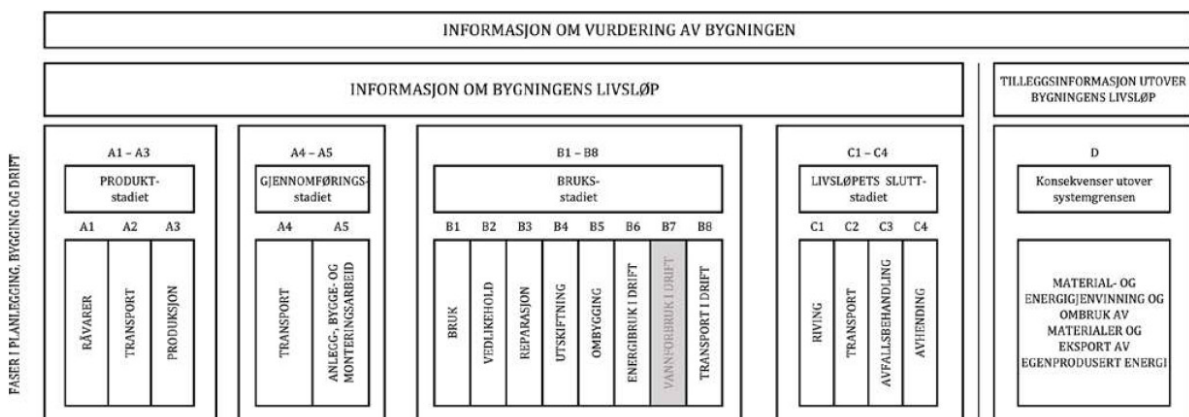
Forutsetninger og antakelser som ligger til grunn for beregninger av klimagassutslipp for konstruksjon av bygg og prosessanlegg og for drift og vedlikehold er presentert i henholdsvis kapittel V 9.1 og kapittel V 9.2.

V 9.1. Konstruksjon av prosessanlegg og bygg

Utslipp knyttet til konstruksjon av prosessanlegg og bygg omfatter materialbruk over levetiden, transport og utslipp knyttet til byggeplass. Det er antatt 30 års levetid for bygg. Levetider for ulike deler i prosessanlegg er beskrevet i tabell 1.

Figur 1 viser moduler for klimagassberegninger for bygg gitt av NS3720. Utslipp fra produksjon av materialer

(A1-A3), transport til byggeplass (A4), utslipp på byggeplass (A5, stort sett utgraving og tilbakefylling av masser, i tillegg til boring av brønn) og forventet utskifting av materialer (B4-B5) er inkludert i regnskapet jf. NS3720. Utslipp fra riving og avfallshåndtering (C1-C4) er ikke medregnet i denne analysen da det ikke eksisterer gode nok data til å gjøre antagelser om avhending i analysen.



Figur 1. Ramme for klimagassberegninger for bygg gitt i NS3720.

Bygg

For bygg er det antatt to små brønnhus i trevirke på 2 m² hver og et mindre prosessbygg på 30 m². Brønnhusene og prosessbygget er modellert ved å bruke referansetall for klimagassutslipp for henholdsvis trebygning og industribygg.

Prosessanlegg

Av infrastruktur for prosessanlegget er rør, kummer, pumper, UV-moduler og vannledninger inkludert i analysen. Levetider for ulike deler av prosessanlegget er beskrevet i tabell 1 under.

For gravearbeid er det brukt utslippstall fra Statens Vegvesens verktøy VegLCA v5.10, mens det for etablering av brønner er benyttet tall fra ecoinvent.

Transportavstander for masser og ulike materialer er oppgitt i tabell 2.

Tabell 1. Levetider for ulike deler av prosessanlegget.

	Levetid (år)
Kum	30
Inntakspumpe	30
Vannledninger	30
Brønnrør	30
Brønnpumper	30
UV-lamper	10
Levetid kammer (UV-modul)	30

Tabell 2. Transportavstander for masser og ulike materialer.

	Transportavstand (km)
Betongkum	200
Inntakspumpe	2000
PE vannledning	500
Utkjøring av masser fra infiltrasjonsbasseng	5
Filtersand	20
Brønnrør (stål)	200
Anleggsmaskiner	500
Brønnpumper	2000
UV-modul	2000
Vannglass	2000

V 9.2. Drift og vedlikehold

Klimagassberegningene omfatter utslipp fra drift av vannbehandlingsanlegget. Følgende momenter er inkludert:

- Produksjon og transport av kjemikalier til pH-justering
- Produksjon og transport av filtermasser (forbruk og utskiftning)
- Energiforbruk (pumper og UV-lamper)

Det er antatt en løftehøyde på 10 m for både inntakspumpen inn til infiltrasjonsbasseng og fra brønn til behandlingsanlegg. Infiltrasjonsanlegg har vanligvis liten løftehøyde (5–25 m) til inntak, ofte også selvføll. Fra grunnvann og til prosessanlegg er det også liten løftehøyde, og også her finnes det tilfeller av selvføll.

Klimagassutslipp fra energibruk er beregnet med utgangspunkt i to ulike utslippsfaktorer for strøm – norsk (NO) og norsk-europeisk (NO+EU28) strømmiks, iht. til NS3720. Gjennomsnittlig faktor for 2023-2053 er benyttet, med følgende verdier:

- NO: 21 g CO₂-ekv./kWh
- NO+EU28: 162 g CO₂-ekv./kWh

Det er tatt utgangspunkt i norsk-europeisk strømmiks da kraftnettet må sees i et større perspektiv med import og eksport av strøm. Resultatene er også vist med norsk forbruksmiks.

Antatte mengder for energi og andre innsatsfaktorer er gitt i tabell 3.

Tabell 3. Antatte mengder for energi og andre innsatsfaktorer.

Input per år	Verdi	Enhet
Energiforbruk inntakspumpe	33050	kWh
Energiforbruk brønnpumpe	26440	kWh
Energiforbruk UV-lampe	6963	kWh
Vannglassforbruk	9052	kg
Filtermasse	24	Lm ³

Det er antatt at 120 m³ av det øverste laget med filtermasse må skiftes ut hvert tiende år. Utskiftning av filtermasse og vedlikehold av brønner er inkludert i analysen, men vedlikehold av annet teknisk utstyr eller annen infrastruktur er ikke medregnet.

V 9.3. Resultater

Samlede klimagassutslipp for et generisk vannbehandlingsanlegg basert på kunstig infiltrasjon er vist i tabell 4 og figur 2. Resultatene omfatter årlige klimagassutslipp fra drift av anlegget, og klimagassutslipp fra konstruksjon av anlegget, fordelt over 30 års levetid.

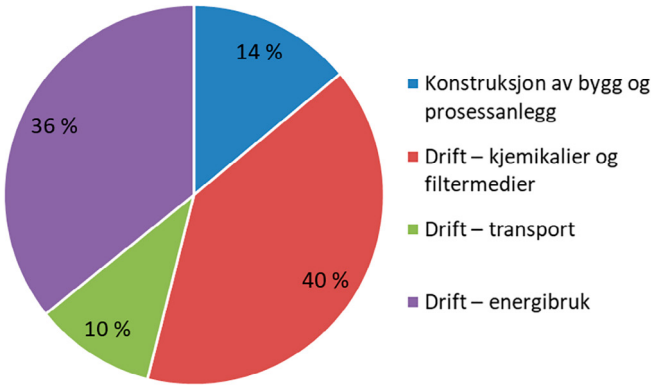
Tabell 4. Samlede klimagassutslipp for et generisk vannbehandlingsanlegg basert på kunstig infiltrasjon.

Klimagassutslipp per aktivitet	Totalt (tonn CO ₂ ekv.)	Per år (tonn CO ₂ ekv.)	Per kg rensset vann (FU)	Andel av total utslipp
Konstruksjon av bygg og prosessanlegg	129	4	6,81E-09	14 %
Drift – kjemikalier og filtermedier	361	12	1,91E-08	40 %
Drift – transport	93	3	4,92E-09	10 %
Drift – energibruk	323	11(*1,4)	1,71E-08	36 %
Sum	906	30	4,79E-08	100 %

* Norsk strømmiks

Klimagassutslippet for anlegget med styrt infiltrasjon er på 906 tonn CO₂-ekv. over levetiden på 30 år, eller 30 tonn CO₂-ekv. per år. Oppføring av et kontorbygg på 15 000 m² har til sammenligning et utslipp over 60 år på 6 513 tonn CO₂-ekv. eller 109 tonn CO₂-ekv. per år⁹⁾. Dersom man utelukker utslipp som er spesielt knyttet til kunstig infiltrasjon, står man i teorien igjen med et prosessanlegg for grunnvann. Et slikt grunnvannsanlegg har i dette tilfelle et utslipp på 639 tonn CO₂, eller 21 tonn CO₂-ekv. per år.

Kjemikalier står for den største andelen av utslippet (40 %), mens norsk-europeisk strømmiks bidrar med 11 tonn CO₂-ekv. per år, og dermed står for 36 % av utslippet. Konstruksjon av bygg og prosessanlegg og transport i driftsfasen utgjør henholdsvis 14 % og 10 % av totalutslippet.



Figur 2. Klimagassutslipp for et generisk vannbehandlingsanlegg basert på kunstig infiltrasjon.

9) Forutsatt A1-A5 og B4-B5, altså er ikke energibruk over byggets levetid inkludert.

Driftsfasen

Til sammen utgjør utslippet fra drift og vedlikehold 86 % av utslippet. Som vist i tabell 5, kommer utslippet hovedsakelig fra energi- og kjemikalieforbruk. Av energibruk er det inntakspumpen som har det største utslippet, da det er antatt noe tap i prosessen og det dermed pumpes mer råvann til infiltrasjonsbasseng enn fra grunnvann til behandlingsanlegg. I analysen er det

tatt utgangspunkt i 10 meter løftehøyde for grunnvann til prosessanlegg. Denne høyden har mye å si for resultatet. Dersom for eksempel løftehøyde øker til 25 m, øker andelen klimagassutslipp fra energibruk til 56 %. For vannbehandling, som utgjør 61 % av utslippet fra drift og vedlikehold, er bidraget fra UV-belysning 7,2 %, mens det resterende kommer fra vannglassforbruk.

Tabell 5. Klimagassutslipp knyttet til driftsfasen av et generisk vannbehandlingsanlegg basert på kunstig infiltrasjon.

Drift og vedlikehold	tonn CO ₂ -ekv. per år	Andel av total
Vannbehandling (vannglass og energibruk UV-belysning)	15,6	61 %
Vedlikehold av brønner	0,1	1 %
Vedlikehold infiltrasjonsbasseng*	0,3	1 %
Energibruk pumper	9,6	37 %
Sum	25,7	100 %

*Det er regnet med utskifting av filtersand pr. 10. år. Hvis man setter dette til en gang pr. 2. år som er mer realistisk, vil vedlikehold av infiltrasjonsbasseng utgjøre kun 5% av det totale klimagassutslippet.

Infrastruktur – konstruksjon av bygg og prosessanlegg

Tabell 6 viser klimagassutslippet knyttet til konstruksjon av bygg og prosessanlegg fordelt per år. Samlet klimagassutslipp fra konstruksjon av anlegget er på totalt 129 tonn CO₂-ekv. over livsløpet eller 4,3 tonn CO₂-ekv. per år. Dette utgjør 11 % av totalutslippet fra anlegget.

Tabell 6. Klimagassutslipp knyttet til konstruksjon av anlegget.

Infrastruktur	tonn CO ₂ -ekv. per år	Andel av total
Vannledning (vanninntak)	2,49	59 %
Utgraving av infiltrasjonsbasseng	0,41	10 %
Vannledninger (inn til anlegg)	0,89	21 %
Bygning (inkl. rentvannsbasseng)	0,21	5 %
Andre prosesser	0,20	5 %
Sum	4,22	100 %

Det er hovedsakelig utslipp knyttet til vannledninger (graving av grøft og produksjon av materiale) som står for det største utslippet fra infrastruktur (80 %), etterfulgt av utgraving av infiltrasjonsbasseng (10 %) og konstruksjon av vannbehandlingsbygning (5 %). Andre infrastrukturprosesser, deriblant kum, pumper, utkjøring av masser og brønnhus, utgjør til sammen 5%.

V 9.4. Sammenligning

I det påfølgende delkapittelet vil forskjeller og eventuelle likheter i klimapåvirkninger mellom kunstig infiltrasjon og mer etablerte metoder for vannrensing bli diskutert. En viktig forutsetning for å kunne sammenligne er antagelsene om at det rensede vannet fra de ulike rensemetodene har lik kvalitet.

Videre vil også kvaliteten på råvannet ha stor betydning for renseprosessen, og lokalisering av anlegget har derfor mye å si for renseprosessene og dermed utslippet. Av dette følger det at ingen anlegg i utgangspunktet helt «rettferdig» kan sammenlignes uten at disse to faktorene er tatt hensyn til. Dette har ikke vært mulig i denne sammenligningen og dette er det derfor viktig å

være klar over i den videre sammenligningen. Det er allikevel gjort et forsøk på å finne enkelte generelle sammenhenger basert på tidligere erfaring med klimagassvurderinger av vannbehandlingsanlegg.

Tabell 7, 8 og 9 under viser fordelingen av klimagassutslipp for fire ulike anlegg. I både anlegg A og anlegg B er det benyttet Moldeprosessen, mens anlegg C og anlegg D i henholdsvis tabell 8 og 9 har vurdert flere ulike rensemetoder for samme anlegg. Anlegg A har en midlere vannmengde på 800 l/s, mens anlegg B er vesentlig mindre (men midlere vannmengde er ukjent). Det årlige utslippet for anlegg A er 311 tonn CO₂-ekv., mens anlegg B har et utslipp per år på 62 tonn CO₂-ekv.

Tabell 7. Fordeling av klimagassutslipp for ulike typer anlegg. I anlegg A og B er det benyttet Moldeprosessen.

	Kunstig infiltrasjon	Anlegg A	Anlegg B
Konstruksjon av bygg og prosessanlegg	14 %	16 %	19 %
Drift - kjemikalier og filtermedier	40 %	38 %	25 %
Drift - transport	10 %	27 %	2 %
Drift - energibruk	36 %	19 %	54 %
tonn CO ₂ -ekv./år	30	311	62

Tabell 7 viser at utslippsandelen for konstruksjon av bygg er omtrent i samme størrelsesorden for Moldeprosessen som for kunstig infiltrasjon, det samme gjelder for kjemikalier og filtermedier. Anlegg A skiller seg ut ved å ha en mye større prosentandel av utslippet fra transport av innsatsfaktorer i drift, samt at energibruken utgjør en vesentlig mindre andel av utslippet. Det er viktig å presisere at dette kan skyldes ulike detaljnivå i modelleringen og ikke nødvendigvis faktiske forskjeller.

For anlegg C i tabell 8 er utelukkende innsatsfaktorer i drift inkludert. Dette anlegget har en dimensjonerende vannmengde på 77 l/s, og er dermed nærmere i størrelsesorden et kunstig infiltrasjonsanlegg. Som tabell 8 viser, utgjør energibruk majoriteten av utslippet fra alle de ulike renseprosessene.

Tabell 8. Bidrag til klimagassutslipp for anlegg C.

	Molde-prosess	Tomediafilter	Kontinuerlig spykende filter	Ultra filter	Nano filter	Ozon/biofilter
Konstruksjon av bygg og prosessanlegg	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med
Drift - kjemikalier, koagulanter og filtermedier	8 %	27 %	24 %	29 %	13 %	29 %
Drift - transport	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med	Ikke med
Drift - energibruk	92 %	73 %	76 %	71 %	87 %	71 %
tonn CO ₂ -ekv./år	67	84	91	89	154	97

I anlegg D i tabell 9 er renseprosessene ozon-biofilterprosess, Moldeprosess og koagulering-ultrafiltrering sammenlignet. Her utgjør kjemikalier det klart største delen av totalutslippet med en andel i intervallet

44 – 55 %. Energibruk bidrar med mellom 23 – 26 %. Transport utgjør her, i likhet med for anlegg A, en vesentlig andel, mens konstruksjon av bygg og prosessanlegg utgjør en liten andel (24 %).

Tabell 9. Bidrag til klimagassutslipp for anlegg D.

	Ozon – Biofilterprosess	Moldeprosess	Koagulering +Ultrafilter
Konstruksjon av bygg og prosessanlegg	4 %	2 %	2 %
Drift – kjemikalier, koagulanter og filtermedier	49 %	44 %	55 %
Drift – transport	23 %	31 %	16 %
Drift – energibruk	24 %	23 %	26 %
tonn CO ₂ -ekv./år	244	161	245

V 9.5. Oppsummering av sammenligning

Resultatene for de ulike anleggene ovenfor viser at klimagassutslippene fra tradisjonelle vannbehandlingsanlegg hovedsakelig kommer fra driftsfasen. Det varierer noe hvorvidt det er innsatsfaktorer som kjemikalier eller filtermedier, eller energibruk som står for de største utslippene. Dette kan, som nevnt tidligere, skyldes geografiske forskjeller for anleggene.

Et kunstig infiltrasjonsanlegg skiller seg fra et tradisjonelt vannbehandlingsanlegg ved at det bruker færre og sannsynligvis mindre kjemikalier og koagulanter. I tillegg vil det ofte være færre pumper med ulike formål (spylepumpe, returvannpumpe, slamsentrifuge osv.) og dermed mindre energiforbruk fra disse prosessene.

Et anlegg for kunstig infiltrasjon kan imidlertid potensielt kreve mer energi for inntak, all den tid grunnvannet må pumpes opp til anlegget.

Dersom anlegg basert på kunstig infiltrasjon bruker mindre innsatsfaktorer i form av energi og ulike kjemikalier, kan dette føre til reduserte klimagassutslipp. Dette kan imidlertid ikke sies å gjelde på generelt grunnlag. Det anbefales at det gjøres konkrete klimagassberegninger, i motsetning til for et generisk anlegg (slik som i dette notatet), med bakgrunn i prosjekterte mengder for vurdert rensemetode dersom klimapåvirkning skal være en del av beslutningsgrunnlaget.

V 9.6. Referanser

Ecoinvent

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B. et al. *The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology*. Int J Life Cycle Assess 21, 1218–1230 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

NS3720:2018 – Metode for klimagassberegninger for bygninger

VegLCA v.5.10b – [Link](#)

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2024	285	Kartlegging og inndeling av sprinkleranlegg i farekategorier
	284	Mikroforurensninger i avløpsvann – resultater fra innløp- og utløpsvann fra 19 norske avløpsrenseanlegg
	283	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – resultater fra undersøkelsen i 2022/2023
	282	Taknedløp fra kompakte tak – mulighet for utkast til terreng
	281	Mulige organisasjonsformer for den kommunale vann- og avløpssektoren
	280	Fremtidens vann- og avløpssystem
	278	LOSINOR – Lukt- og smaksproblemer i norsk drikkevann
2023	C16	Stikkledninger i varerør
	277	Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam
	276	Lange pumpeledninger for avløp på land og i sjø
	275	Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann
	274	Korrosjonsbeskyttelse – erfaring og ny kunnskap
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger
2022	271	Åpen fordøyning – Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm
	C15	Digitalisering av VA-sektoren i Norge – status, utfordringer og behov
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett – prosedyrer og anbefalinger
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasiner
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge
	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpsområdet
	266	Vannbransjens erfaringer med kommunesammenslåinger
2021	265	MEMiNOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett – beste praksis
	B27	Forurensning i overvann fra urbane flater – vannmiljø og rensetiltak
	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning
	261	Omflyttingsmasser
	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen
2020	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021 – 2040
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen – status og prognoser 2020 – 2050
	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	255	Bærekraftig fremmedvannandel – Modell for vurdering av riktig nivå
	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder
	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning
2019	B25	Forprosjekt – Digital Vannstatistikk
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord
	252	Kummer – Klassifisering og tilstandsvurdering
	B24	Primærrens – Status og renseseffekter 10 år etter
	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett
	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder
2018	249	Veiledning i nød vannforsyning
	B23	Evaluerer av Norsk Vanns prosjektsystem
	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge
	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann
2017	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester
2016	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter
	236	Akseptkriterier – Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon
	235	Dataflyt
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?
	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region
2015	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
	225	Trykkavløp i spredtbygd og urbane strøk
	224	Eierskap til stikkledninger
2014	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016 – 2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
	221	Smart ledningsfornyelse – bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk
	220	Kritiske ledninger for vann og avløp – klassifisering og tiltaksvurdering
	219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen
2013	218	Vann til brannsløkking og sprinkleranlegg
	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov
	216	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere
	215	Forslag til ny sektorlov for vann tjenester
	214	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
	213	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	212	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
2012	211	Veiledning for praktisering av selvkost
	210	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	209	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
	208	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming
	207	Biostabilitet i drikkevann
	206	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	205	Åpne flomveger i bebygde områder
2011	204	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter
	203	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline
	202	Anskaffelser i vannbransjen
	201	Håndtering av overvann fra urbane veger
	200	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
	199	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	198	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
2010	197	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer
	196	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	195	Varmpumper i drikkevannsforsyningssystem
	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
2009	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
2008	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
2007	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
	175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger
	174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
2006	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt
	B13	Silslam – mengder, behandlingssløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
2005	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
	B12	Drikkevann i media
	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
2004	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kilde sporing i avløpssystemet
	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøperegler
	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
2003	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no