



Elv og grunnvann

Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin og Glomma på Rena, Hedmark (002.Z)

Rapport 1. Formål og metoder

Hervé Colleuille

Tor Simon Pedersen

Panagiotis Dimakis

1
2004



RAPPORT MILJØBASERT VANNFØRING

FoU-programmet Miljøbasert vannføring

Programmet Miljøbasert vannføring har som mål å skaffe økt kunnskap om virkninger av sterkt redusert vannføring i vassdrag, slik at forvaltningen får et bedre faglig grunnlag for å fastsette vannføringen ved inngrep i vassdrag. Dette er aktuelt i forbindelse med nye vassdragskonsesjoner, revisjon av vilkår i gamle konsesjoner og som følge av den nye vannressursloven og EUs rammedirektiv for vann. Programmet finansieres av Olje- og energidepartementet og er forankret i Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Programmets fase I har en tidsramme på fem år (2001-2005). Programmet er organisert med en styringsgruppe, bestående av representanter fra NVE med lederansvar, energibransjen, naturforvaltningen og interesseorganisasjoner, og et fagutvalg der ulike fagområder er representert. Den daglige ledelse og administrasjon av programmet er knyttet til Vannressursavdelingen i NVE.

Elv og grunnvann

Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin
og Glomma på Rena, Hedmark (002.Z)

Rapport 1. Formål og metoder

Rapport nr. 1-2004

Elv og grunnvann

Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin og
Glomma på Rena, Hedmark (002.Z)

Rapport 1. Formål og metoder

Utgitt av Norges vassdrags- og energidirektorat

Forfatter: Hervé Colleuille, Tor Simon Pedersen og Panagiotis Dimakis

Trykk: NVEs hustrykkeri

Opplag: 100

Forsidefoto: Hervé Colleuille

ISSN: 1502-234X

ISBN: 82-410-0491-5

Sammendrag: Generell målsetning med prosjektet er å øke kunnskapen om interaksjon mellom grunnvann og ellevann. Hovedformålet er å utvikle analyseverktøy for å kunne kvantifisere og forutsi effekt av redusert vannføring på grunnvann og samtidig effekt av grunnvannsuttak på vannføring og vannkvalitet. Det gis i denne rapporten en oversikt over bakgrunn og formålet med dette prosjektet, samt en beskrivelse av alle metoder som er anvendt for anskaffelse, systematisering og analysering av dataene.

Emneord: Grunnvann, akvifer, vannføring, georadar, sonderboring, pumpetest, sporstoff, modellering, vannbalanse.

Norges vassdrags- og energidirektorat
Middelthuns gate 29
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO

Telefon: 22 95 95 95
Telefaks: 22 95 90 00
Internett: www.nve.no

Januar 2004

Innhold

1. BAKGRUNN.....	8
1.1. Ny lovgivning.....	9
1.1.1. Drikkevanssdirektiv	
1.1.2. Ny vannressurslov og grunnvann	
1.1.3. EUs rammedirektiv for vannressurser	
1.2. Problemstilling – Litteraturstudier.....	11
1.2.1. Sikringssoner rundt grunnvannsanlegg i løsmasser	
1.2.2. Tålegrense ved vann- og energiuttak	
1.2.3. Infiltrasjonsgrad og rensekapasitet	
1.2.4. Grunnvann og fastsettelse av redusert vannføring	
1.2.5. Grunnvann og ferskvannsbologi	
1.3. Formål og omfang med arbeidet.....	17
1.3.1. FoU-prosjekt "Beskyttelse av grunnvannsanlegg"	
1.3.2. FoU-prosjekt "Interaksjon grunnvann/overflatevann"	
1.3.3. Formål og omfang med rapportserien	
2. METODEBESKRIVELSE.....	18
2.1. Systematisering av bakgrunnsmateriale	
2.1.1. Anskaffelse av data	
2.1.1.1. Informasjon hentet fra Norges geologiske undersøkelse (NGU)	
2.1.1.2. Informasjon hentet fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)	
2.1.1.3. Informasjon hentet fra Statens forurensningstilsyn (SFT)	
2.1.1.4. Kart og flyfotomateriale	
2.1.2. Utvikling av et lokalt Gis-system	
2.2. Grunnundersøkelser.....	25
2.2.1. Georadarundersøkelser	
2.2.1.1. Prinsipp med målinger	
2.2.1.2. Georadarens dybderekkevidde og oppløsning	
2.2.1.3. Utstyr og feltprosedyrer	
2.2.2. Sonderboringer og sedimentprøvetaking.....	32
2.2.2.1. Feltmetodikk	
2.2.2.2. Sedimentprøvetaking	
2.2.2.3. Kornfordelings- og fysikalskjemiske analyser	
2.2.3. Pumpetest og langtidsprøvepumping.....	35
2.2.3.1. Pumpetest	
2.2.3.2. Langtidsprøvepumping	
2.2.3.3. Vannprøvetaking	
2.2.3.4. Vannanalyser	

2.2.4. Undersøkelser med sporstoff og miljø-indikatorer.....	39
2.2.4.1. Valg av kunstig sporstoff	
2.2.4.2. Prosedyren for injeksjon av sporstoff	
2.2.4.2. Målinger av miljø-indikatorer	
2.3. Analyse av klima- og vannregime.....	49
2.3.1. Normalavløp og spesifikk avrenning	
2.3.2. Frekvensanalyse av nedbør- og vannføringsdata	
2.3.3. Alminnelig lavvannføring	
2.3.4. Vannbalanseberegning	
2.4. Grunnvannsanalyse ved hjelp av modellverktøy.....	53
2.4.1. Formål med grunnvannsmodellering	
2.4.2. Matematiske grunnlag	
2.4.3. Modellprosedyrer	
2.4.3.1. Formål med modellarbeid	
2.4.3.2. Utvikling av en konseptuell modell	
2.4.3.3. Oppbygging av modellen	
2.4.3.4. Kalibrering og validering	
2.4.3.5. Følsomhetsanalyser	
2.4.3.6. Modellkjøring og presentasjon av resultater	
Referanser.....	61

Forord

FoU-programmet Miljøbasert vannføring har som mål å forbedre kunnskapsgrunnlaget for å kunne fastsette vannføring etter inngrep som reduserer den naturlige vannføringen. En av problemstillingene er å avklare betydningen av samspillet mellom grunnvann og ellevann for økosystemet. Vi setter i dette prosjektet fokus på forståelse av de fysiske forholdene som styrer interaksjon mellom grunnvann og ellevann. Hovedformålet er å utvikle analyseverktøy for å kunne kvantifisere og forutsi effekt av redusert vannføring på grunnvann og samtidig effekt av grunnvannsuttak på vannføring. Prosjektet har derfor en dobbel og direkte interesse for forvaltningen: ved konsesjonsbehandling av grunnvannsuttak og vassdragsregulering inkludert fastsettelse av redusert vannføring.

Det er i prosjektet valgt å analysere to ulike typer vassdrag: et stort vassdrag med stor sedimentering på Østlandet (Glomma), og et lite regulert vassdrag på Vestlandet (Osa). Resultatene av undersøkelsene utført på det første tilfellestudiet, en elveslette langs Glomma på Rena i Hedmark, er publisert i en rapportserie som består av tre rapporter:

Den første rapporten **”Formål og metoder”** gir en oversikt over bakgrunnen og formålet med dette prosjektet, samt en kort beskrivelse av alle metoder som er anvendt på Rena for anskaffelse, systematisering og analysering av dataene.

Den andre rapporten **”Materiale og feltmålinger”** er en dokumentasjon av alle forhold og data (arealutnytting, geologi, hydrologi, klimatologi, vassdragsinngrep, grunnvannsuttak, hydrokjemi) som er av interesse for analyse av grunnvannsbevegelser i det aktuelle grunnvannsmagasinet og dets interaksjon med Glomma. Rapporten viser hvordan man ut fra de tilgjengelige dataene og feltmålingene utført på Rena kan karakterisere grunnvannsmagasinet og dets interaksjon med Glomma.

Den tredje rapporten **”Grunnvannsmodellering”** beskriver hvordan grunnvannsmodellen på Rena er bygd opp, kalibrert, validert og anvendt som analyseverktøy. Betydningen av vassdragsinngrep (redusert vannføring og endringer i egenskaper til elvas bunnsedimenter) på grunnvannsressurser og dets interaksjon med ellevann er analysert. Innvirkning av grunnvannsfornyelse og grunnvannsuttak på ellevannets kvalitet og kvantitet er også evaluert.

Haavard Østhagen
leder styringsgruppe

John Brittain
Programleder

Forfatternes takk

Rapportene er utarbeidet av senioringeniør Hervé Colleuille, i samarbeid med Tor Simon Pedersen, Panagiotis Dimakis og Wai Kwok Wong, alle NVE, Hydrologisk avdeling. Bjørn Frengstad (Norges geologiske undersøkelse, NGU) har bidratt i utarbeidelsen av kapitlet 2.4. (rapport 2) om hydrokjemiske forhold på Rena. Tidligere medarbeidere i NVE, Åase Midtgård-Skrede, Birger Heidenstrøm og Even Gillebo, har også vært involvert i deler av dette prosjektet.

Åmot kommune har gitt oss tillatelse til å bruke den kommunale reservekilden som forsøksfelt, og vi vil takke spesielt medarbeidene på Teknisk Etat (Per Rosenborg, Ulf Sæter, Stein Carlsen og Rigmor Haugseth) som har bidratt med uttak av vannprøver og tilsyn av loggere.

Flere medarbeidere i NVE (Hydrologisk avdeling og Vannressurs avdelingen, Regionkontor Hamar) har bidratt i tilknytting til undersøkelser på Rena, ved forberedelse av utstyr, anskaffelse av informasjon, laboratorieanalyser og feltarbeid. NGU v/ Jan Cramer, Bjørn Iversen, Atle Dagestad, Lars A. Kirkhusmo, Erik Rohr-Torp og Helge Skarphagen har bidratt med boring av observasjonsbrønner, analyse av vannprøver eller faglige diskusjoner.

NVE har i samarbeid med Institutt for energiteknikk (IFE) v/ Dag Ø. Eriksen, Kjersti Iden, Carsten Qvenild og Are Haugan, samt ChemTag AS v/ Ingvild Rosshaug utført sporstoff-forsøk i reservekilden i 1999 og 2000. Laboratorium for ferskvannøkologi (LFI), Universitetet i Oslo, v/ Åge Brabrand og Trond Bremnes, har i 2002 gjennomført innsamling av bunndyr i Rena. Arve Misund (Interconsult AS) har bidratt med faglige råd angående målinger av miljøindikatorer.

Mange har bidratt i dette prosjektet med innspill, analyser eller med informasjon, og vi vil benytte denne anledningen til å takke alle for deres bidrag.

Sammendrag

Generell målsetning med prosjektet er å øke kunnskapen om interaksjon mellom grunnvann og ellevann. Hovedformålet er å utvikle analyseverktøy for å kunne kvantifisere og forutsi effekt av redusert vannføring på grunnvann og samtidig effekt av grunnvannsuttak på vannføring og vannkvalitet.

Det gis i denne rapporten en oversikt over bakgrunnen og formålet med dette prosjektet, samt en beskrivelse av alle metoder som er anvendt for anskaffelse, systematisering og analysering av dataene.

Sonderboringer, georadarundersøkelser, pumpetester, vannstandsmålinger, vannanalyser, systematisering av tilgjengelig hydrogeologisk informasjon, og bruk av modellverktøy er ulike metoder som anvendes i dette prosjektet for å karakterisere og analysere grunnvannsmagasinet og dets interaksjon med ellevann.

1. BAKGRUNN

Samspill mellom grunnvann og elvevann er vesentlig for vannkvalitet, vanntemperatur og ferskvannsøkologi. Generell målsetning med prosjektet er å øke kunnskapen om interaksjon mellom grunnvann og elvevann. Hovedformålet er å utvikle analyseverktøy for å kunne kvantifisere og forutsi effekt av redusert vannføring på grunnvann og samtidig effekt av grunnvannsuttak på vannføring og vannkvalitet.

De romlige og tidsmessige variasjoner i vassdrag (elveløpskarakteristikk, vannregimer, massetransport, vanntemperatur) kontrollerer interaksjonen mellom elvevann og grunnvann, og en bedre kjennskap til de prosessene som er involvert vil gjøre det mulig å utvikle metoder som skal forbedre det faglige grunnlaget ved konsesjonsbehandling.

Prosjektet har derfor en dobbel og direkte interesse for forvaltningen: ved konsesjonsbehandling av grunnvannsuttak og vassdragsregulering inkludert fastsettelse av redusert vannføring.

1.1. Ny lovgivning

1.1.1. Drikkevannsdirektiv

Grunnvann er vanligvis godt beskyttet mot forurensninger, har høy hygienisk kvalitet, stabil temperatur, og er ofte billigere enn overflatevann som vannkilde¹. Myndighetene i Norge oppfordrer derfor til økt bruk av grunnvann til drikkevannsforsyning. I 1989 ble programmet Grunnvann i Norge (GiN) initiert av Miljøverndepartement. NGU (Norges geologiske undersøkelse) i samarbeid med SFT (Statens forurensningstilsyn), kommunenes tekniske etater, helseetater, fylkeskommuner og konsulenter har publisert en betydelig mengde informasjon og utarbeidet 13 veiledere om grunnvannsuttak og beskyttelse av drikkevannskilder. En viktig del av programmet bestod i å vurdere mulighetene for kommunalt grunnvannsuttak som alternativ til overflatevann. Som en videreføring av dette bidrar NGU og Folkehelseinstituttet gjennom prosjektet "Økt bruk av grunnvann" til å øke etablering av nye grunnvannsverk. En hovedutfordring for norsk grunnvannsforsyning er å sørge for at eksisterende og fremtidige aktuelle grunnvannsmagasiner sikres mot forurensning på kort og lang sikt, og at drikkevann tilfredsstiller kravene i EUs drikkevannsdirektiv (1998) og norsk Forskrift om Vannforsyning og Drikkevann m.m. (1995).

1.1.2. Ny vannressurslov og grunnvann

Den nye vannressursloven som trådte i kraft i 2001 omfatter i motsetning til tidligere lovverk også grunnvann. Både tiltak som har til hensikt å utnytte grunnvannet og griper inn i og kan påvirke negativt grunnvannsressursene eller naturmiljøet er omfattet av loven. Formålet med loven er å sikre at grunnvannsressursene ikke belastes mer enn de tåler utfra de naturgitte forutsetningene innenfor det berørte nedbørsfeltet. Videre at tilstøtende overflatevann eller våtområder ikke dreneres eller at det som følge av inngrep skjer en forringelse av vannkvaliteten eller voldes skade på vegetasjon, dyreliv og grunnforhold. Hovedregelen er at uttak av grunnvann "som overstiger det omfang som er naturlig for virksomhet som det er vanlig å drive på slike eiendommer" er konsesjonspliktig. Det er så langt ikke fastsatt egen forskrift om konsesjons- og meldeplikt, slik at det er formuleringen i loven som legges til grunn ved vurdering av konsesjonsplikt. Tiltakshaver er anbefalt å ta kontakt med NVE for å avklare konsesjonsplikt, spesielt ved uttak eller tilførsel av vannmengder større enn 100 m³/døgn

¹ Vann fra de fleste grunnvannskildene behøver ikke desinfiseres eller behandles i motsetningen til overflatevann. Et vannverk basert på grunnvann kan derfor regnes på langsikt å være billigere enn et vannverk basert på overflatevann. Et grunnvannsanlegg kan dessuten etableres "on site", dvs. kortere transportvei, og dermed billigere infrastruktur.

eller ved andre tiltak på overflaten eller i undergrunnen der påvirkningen på grunnvannet anses påtakelig, dvs. større enn det grunnvannsmagasinet tåler.

Et annet punkt i vannressursloven er at man må sørge for at samlede grunnvannsuttak i et nedbørsfelt ikke skal ha betydning for vannføringen i tørre perioder. Dette er spesielt aktuelt i små vassdrag, sideelver og bekker hvor grunnvannstilsig i tørreperioder har stor betydning for vannføringen. I dette tilfellet bør tiltakshaver kunne dokumentere at grunnvannsuttak langs vassdrag ikke vil ha vesentlig påvirkning på elvevannskvantitet og -kvalitet. Undersøkelser kan være tidkrevende og kostbare, og vi skal i dette prosjektet prøve å estimere hva det minste datagrunnlaget som trengs for å kunne utføre våre forvaltningsmessige oppgaver på en forsvarlig måte.

1.1.3. EUs rammedirektiv for vannressurser

Spørsmålet om beskyttelse og forvaltning av vannressurser er blitt ytterligere aktualisert i forbindelse med implementering av EUs rammedirektiv for vannressurser. EU-direktivet har som formål å beskytte, overvåke og administrere vannressursene både med tanke på kvalitet og kvantitet. Direktivet tar utgangspunkt i miljømål for alle vannforekomster, hvor målene er formulert i forhold til en referansetilstand og er fastsatt ved økologiske og kjemiske indikatorer. Belastninger (forurensing, vannuttak, inngrep i vassdraget..) som påvirker disse indikatorene i negativ retning skal identifiseres og relevante tiltak utformes. Direktivet forutsetter en vannforvaltning på nedbørsfeltnivå og i et vannbalanseperspektiv. Dette prosjektet som fokuserer på interaksjon mellom grunnvann og elvevann vil bidra til en helhetlig og kunnskapsbasert vannforvaltning i tråd med direktivet. Andre forskningsspørsmål som EUs direktiv stiller er tilknyttet karakterisering av vannforekomster og angivelse av tilstandsparametre (økologisk, kvalitets- og kvantitetsstatus..) og vil være delvis omfattet gjennom dette prosjektet.

1.2. Problemstilling - Litteraturstudie

1.2.1. Beskyttelsessoner rundt grunnvannsanlegg i løsmasser

De nye EU-drikkevannsdirektivene og den nye norske vannressursloven fører til økt vektlegging av behovet for faglig dokumentasjon ved fastlegging av beskyttelsessoner rundt grunnvannsanlegg. Det er et behov for bedre rutiner ved fremskaffelse av nødvendig dokumentasjon for beregning av beskyttelsessoner rundt grunnvannsanlegg i løsmasser. Siden NVE, sammen med NGU, har det overordnede ansvar for forskning på, og forvaltning av grunnvannsressurser, må NVE forberede seg til nye forvaltningsmessige oppgaver i forbindelse med konsesjonsplikt for grunnvannsverk over en viss størrelse og klausulering av arealer i tilknytting til disse. Områdebeskyttelsen gjennomføres ved hjelp av soner, basert på grunnvannets oppholdstid, med restriksjoner som avtar med økende avstand fra uttakstedet (GIN-veileder nr. 7). For eks. bør vannoppholdstiden i den såkalte klausuleringssone 1, fra infiltrasjon til brønnen under full pumpebelastning, være lengre enn 60 døgn (antatt levetid for sykdomsfremkallende bakterier i grunnvannet). Kriteriene for fastsettelse av soneinndelingen er basert stort sett på erfaringer og skjønnsmessig vurdering kombinert med bruk av resultat fra enkle pumpeforsøk og analytiske metoder for bestemmelse av sonen med 60-døgnoppholdstid (Storrø, 1999). Erfaringene fra NVE og NGU viser at strømmingssimuleringer, georadarundersøkelser og sporstoff-forsøk, når de brukes sammen, er egnede metoder for bestemmelse av klausuleringssoner ved et grunnvannsverk. Effektiv bruk av disse metoder forutsetter imidlertid oppbygging av øvrig kompetanse og utarbeidelse av retningslinjer.

1.2.2. Tålegrense ved vann- og energiuttak

Bestemmelse av tålegrensen for vannuttak (grunnvann eller overflatevann) er et sentralt tema i EUs rammedirektiv for vann. Det er også noe som forvaltningen må forholde seg daglig til i konsesjonsbehandling. Uttaket av vann eller energi bør ikke ha skadelig påvirkning på vannkvalitet og biologiske forhold i elva, i naturmiljøet. Problemstillingen er tilknyttet overforbruk av vann, endring i temperatur, i vannkvalitet og følgende økologiske konsekvenser. Det er en økende interesse for bruk av fornybare energikilder gjennom varmepumper med grunnvann og/eller overflatevann som varmekilde. I denne sammenhengen er det spesielt viktig å kunne beregne langtidspåvirkningen av energiuttak på temperatur.

Et stort grunnvannsuttak vil senke grunnvannsstand i nærheten til brønnen. Størrelse på det påvirkede området vil variere avhengig av jordtype, geologi, grunnvannsnydannelse og uttaksmengden. Uttaket kan dermed påvirke andre brønner, utløse setninger, uttørke våtmarker/myrområder og jordbruksarealer og endre vannstanden og selv vannkvalitet i overflatevann (små innsjøer og vassdrager). Ved konsekvensanalyser for

produksjonsbrønner er det derfor viktig å sette fokus også på effekt av grunnvannsuttak (en brønn) og samtlige effekter (flere brønner i en nedbørsfelt) på vannkvantitet og -kvalitet i vassdraget.

1.2.3. Infiltrasjonsgrad og rensekapasitet

Grunnforholdene og sedimentasjonsforhold i vassdrag er sterkt bestemmende for hvor avhengig et grunnvannsmagasinet er av elvas vannstandsforhold. Elvas kant- og bunnsedimentsstruktur og sammensetning er avgjørende når det gjelder vannets oppholdstid og kvalitet. Renseseffekten til elvas bunnsediment er vesentlig for vannkvaliteten i brønnen og har vært mye studert internasjonalt spesielt i Sveits og Frankrike (Detay, 1997). Filtereffekten er spesielt knyttet til den biologiske aktiviteten og opptreden av flere kjemiske prosesser i elvas bunn. Vanntemperatur har direkte innvirkning på vannets rensings- og infiltrasjonsgrad. Flere undersøkelser har vist at temperatursfluktuasjoner på døgn- eller årsbasis har stor innvirkning på infiltrasjonsgrad. I alpinvassdrag i USA er det målt mellom 30-40 % endringer i infiltrasjonsgrad i løpet av døgnet som følge endringen i vanntemperatur (Constantz, 1998; Ronan et al., 1998).

Massetransport og erosjonsprosesser kontrollerer mektigheten og sammensetningen til bunnsedimenter og dermed infiltrasjonsgraden. I perioder med lav vannføring vil sedimentasjonen kunne redusere permeabiliteten kraftig og dermed infiltrasjonen av vann fra eller til akviferen. Undersøkelser i Frankrike (Detay, 1997) har vist at infiltrasjonsgraden kan variere med mer enn 50 % mellom flom- og lavvannsperioder. Dybden og bredden til elveløpet bestemmer infiltrasjonsarealet, samt den hydrauliske belastningen, og er derfor to viktige parametere som til en viss grad kontrollerer vannets infiltrasjon. Det finnes imidlertid alltid områder med foretrukne veier pga. heterogeniteter i grunnen, i bunn- eller kantsedimenter. Man bør derfor fokusere først og fremst på disse områder som kan bestemme 80 % av infiltrasjonen. Det blir bl.a. testet i dette prosjektet om georadar er et egnet verktøy for å kartlegge strukturen til kant- og bunnsedimenter. Utstrømningen av grunnvann gjennom elvas bunnsedimenter kan i noen tilfeller hindre sedimentering av fine partikler og kan ha derfor en gunstig effekt for levevilkårene for fisk.

1.2.4. Grunnvann og fastsettelse av redusert vannføring

Vannføringen i en elv kan ved en grov oppdeling betraktes som sammensatt av to komponenter, overflateavløp og grunnvannsavløp. I uregulerte vassdrag som ikke har tilslag fra breer, vil vannføringen avta i perioder uten nedbør eller snøsmelting. I disse periodene sørger grunnvannstilslag for at vannføringen i elver opprettholdes. For lave vannføringer er praktisk talt hele vannføringen grunnvannstilslag. Man kan bestemme såkalte resesjonskurver eller tørrværskurver som beskriver avrenningen fra feltet i slike

tørre perioder. Disse kurvene er bestemt av feltets fysiske og geologiske egenskaper og gir gode indikasjoner om akviferens evne til å gi fra seg vann til elven. Frost, tele og snø forandrer nedbørfeltets geohydrologiske egenskaper og avrenningen vil derfor ikke foregå på samme måte sommer og vinter. Undersøkelser utført i Norge viser at grunnvannsavløp kan utgjøre mer enn 80 % av vannføringen i små uregulerte vassdrag og bekker ved lave vannføringer (Gjørsvik, 1970, Andersen et al., 1972). Andre undersøkelser i Sverige viser at avløpet i bekker og små vassdrag også kan domineres av grunnvann selv ved flomvannføring (Grip og Rodhe, 1985). Grunnvannstilsig har en viktig rolle som buffer både ved tørke og flom. Avløpstørker kommer mye senere enn nedbørstørker pga. grunnvannreservoarsfyllingsgrad. På samme måte dempes flommen ved at en del vann vil kunne lagres i grunnvannreservoar. Oftest yter grunnvannsmagasiner langs elva et tilskudd til vannføringen, men det er ikke uvanlig med infiltrasjonsområder der elva gir tilskudd til grunnvannsmagasiner, spesielt i sletteområder der elva renner i store meandrer og hvor vannet søker seg korteste vei. Det samme elveløpet vil kunne mate grunnvannsmagasinet i flomperioder og få tilskudd av vann i tørre perioder. Dette samspillet mellom grunnvann og overflatevann er vesentlig for vannkvalitet, vanntemperatur og ferskvannsøkologi (Newson, 1992). Redusert vannføring vil ikke bare påvirke de biologiske forholdene i elveløpet, men også vassdragets evne til å fortynne eventuelle forurensninger. Den kan ha også direkte innvirkning på vannkvalitet og temperatur i grunnen langs vassdrag. Tidsvariasjon i elvas vannføring og massetransport (herunder erosjon/sedimentasjonsprosesser) påvirker rensesegenskapene til elvas bunnsedimenter, infiltrasjonsgrad, grunnvannets strømningsforhold og -oppholdstiden. Endring i grunnvannskvalitet kan være en konsekvens av direkte infiltrasjon av elvevann med dårlig kvalitet, av en mobilisering av eksisterende forurensning eller av geokjemiske reaksjoner (oksidasjon/reduksjon...) som følge av endring i grunnvannstand og strømningsforhold. Virkningene på markoverflaten (tørklegging) kan opptre ved senkning av den normale grunnvannstanden. En relativt liten senkning av grunnvannsnivået i vekstsesongen kan ha stor betydning for avlingen avhengig av planteslag og jordarter. Når grunnvannstanden reduseres, kan det reduserte vanntrykket forårsake setninger i grunnen med finkornede sedimenter. Erosjonsskader og utglidninger i elveskråning kan oppstå ved hurtig endring i vannstand eller balanse mellom grunnvann og elvevann. Alt dette innebærer at dimensjonering av redusert vannføring vil forutsette kunnskap om samspill mellom elva og grunnvann og verktøy for å forutsi grunnvannsforholdene etter reguleringer.

1.2.5. Grunnvann og ferskvannsbibliografi

Samspill mellom grunnvann og elvevann er vesentlig for vannkvalitet, vanntemperatur og ferskvannsøkologi. Grunnvannsmagasiner langs elva yter ofte et tilskudd til vannføringen. Kvaliteten til (temperatur, oksygen, pH) og mengden grunnvann som strømmer inn i vassdrag har direkte betydning for levevilkårene for fisk i vassdragene (gyting, rekrutteringsområder og overlevelse). Dette ble dokumentert gjennom flere undersøkelser (Hansen, 1975; Stanford and Ward, 1992; Newson, 1998; Brabrand et al. 2003). I Norge har undersøkelser i små vassdrag og innsjøer vist en mulig direkte sammenheng mellom utstrømning av grunnvann og antall gytegrøper (Brabrand, pers. kom. 2002). I følge Koesler og Brabrand (2001) kan utstrømningen av grunnvann gjennom elvas bunnsedimenter være en forklaring på mislykkede rotenonbehandlinger ved å opprette lokale områder som gir fisk mulighet til overlevelse. Hvorvidt grunnvann virker inn på levevilkår for fisk er et viktig spørsmål som knyttes til konsekvensvurdering av vassdragsregulering og av grunnvannsuttak. Vi trenger derfor først å øke vår kunnskap om de fysiske prosesser som kontrollerer interaksjon mellom grunnvann og elvevann (strømningsforhold, temperatur, sedimentasjon, tiltak i vassdrag...) og koble denne kunnskapen med de biologiske parameterne.

De fleste undersøkelsene som setter fokus på grunnvannets rolle om økologi i vassdrag er utført i nord Europa, nord Amerika og fjellområder (Winter et al., 1998; Jones og Mullholland, 2000; Malcom et al. 2003), dvs. i områder med høy nedbør, lav temperatur og lav evapotranspirasjon, hvor grunnvannsdannelse og dermed utstrømning av grunnvannet mot vassdraget er høy.

1.3. Formål og omfang med arbeidet

Informasjon som er sammenstilt i denne rapporten lager rammene for analyser som utføres i forbindelse med to FoU-prosjekter. I begge av disse prosjekter anvendes et grunnvannsmagasin ved Rena i Hedmark som forsøksfelt og det settes fokus på interaksjon mellom grunnvann og elvevann. Det aktuelle grunnvannsmagasinet ligger langs Glomma og er et typisk åpent infiltrasjonsmagasin, der grunnvannsnivået stort sett styres av vannstanden i Glomma.

1.3.1. FoU-prosjekt "Beskyttelse av grunnvannsanlegg"

Formålet med det første prosjektet er å utvikle standardisert metodikk for sårbarhetsvurderingen av grunnvannsmagasin med spesiell vekt på bestemmelse av beskyttelsesoner rundt grunnvannsanlegg i løsmasser. Generell målsetning med dette prosjektet er å skape et produkt som kan bli brukt som faglig hjelpemiddel med hensyn på forvaltningsmessige oppgaver innen grunnvann som følge av den nye vannressursloven som trådte i kraft 1. januar 2001. Prosjektet er ment å bidra til å sikre et tilfredsstillende grunnlag for beslutninger med hensyn til bruk av vannressurser og til å styrke NVEs kompetanse for forvaltning av grunnvannsressurser gjennom konkrete erfaringer. I prosjektet var det spesielt satt vekt på undersøkelsesstrategier, utarbeidelser av rutiner for datainnsamling, prosessering og rapportering. Et konkret resultat fra dette prosjektet er utarbeidelse av informasjons- og veiledningsmateriale mht. konsesjonsbehandling av grunnvannsuttak eller tiltak som berører grunnvann.

Estimeringen av grunnvannets oppholdstid i akviferen er vesentlig for fastsettelse av sonegrenser for å sikre tilfredsstillende mikrobiologisk rensing og beskyttelse av grunnvannet mot forurensing. Første resultatene fra dette prosjektet har vist at vi trenger bedre kunnskap om interaksjon mellom grunnvann og elvevann for å kunne fastsette på en forsvarlig måte beskyttelsesoner rundt et grunnvannsanlegg langs vassdrag (Colleuille et al., 2000; Heidenstrøm og Colleuille, 2001).

Prosjektet omfatter forvaltningsrettet forskning som ble finansiert gjennom to kilder i perioden 1999-2001: første år gjennom NVEs prioriterte midler, og i 2000 og 2001 gjennom FoU-programmet "Vassdragsmiljø" (Berg, 2002). Prosjektet er gjennomført delvis i samarbeid med Norges geologiske undersøkelse (NGU) og Institutt for Energiteknikk (IFE) som har bidratt tildes med egne midler for utførelse av sporstoff-forsøk. NGU har spesielt bidratt med utførelse av 3 sonderboringer på Rena og analyser av vannprøver. Det nevnes at NVEs prosjekt som startet i 1999 var ment å fungere som et forprosjekt for et større prosjekt som skulle gjennomføres vha. NFR-midler i samarbeid med NGU, IFE og Norges Veterinærhøyskole under ledelse av NGU. NGU søkte i 2001 midler til et treårig prosjekt (NFRs drikkevannsprogram) med tittel "Sikringssoner rundt

grunnvannsanlegg i løssmasser” (Storrø og Sæther, 2001), men fikk ikke bevilget midler. Hovedmålet med prosjektet var å komme fram til egnet metode for bestemmelse av grunnvanns transporttid i løssmasser med vekt på brukt av ulike sporstoffer.

1.3.2. FoU-prosjekt ”Interaksjon grunnvann/elvevann”

Samspill mellom grunnvann og overflatevann er vesentlig for vannkvalitet, vanntemperatur og ferskvannsøkologi. Det var derfor naturlig å koble det første FoU-prosjektet med FoU-programmet ”Miljøbasert vannføring” som skal gi grunnlag for utvikling og etablering av metoder og modeller slik at forvaltningen har et bedre faglig grunnlag til å fastsette vannføring ved inngrep i vassdrag.

Formålet med det andre FoU-prosjektet er å øke kunnskapen om interaksjon mellom grunnvann og elvevann. Hovedformålet er å utvikle analyseverktøy for å kunne kvantifisere og forutsi effekt av redusert vannføring på grunnvann og samtidig effekt av grunnvannsuttak på vannføring og vannkvalitet. De romlige og tidsmessige variasjoner i vassdrag (elveløpskarakteristikk, vannregimer, massetransport, vanntemperatur) kontrollerer interaksjon mellom overflatevann og grunnvann, og en bedre kjennskap til de prosessene som er involvert vil gjøre det mulig å utvikle metoder som skal forbedre det faglige grunnlaget ved konsesjonsbehandling. Prosjektet har derfor en dobbelt og direkte interesse for forvaltningen: ved konsesjonsbehandling av grunnvannsuttak og vassdragsregulering inkludert fastsettelse av redusert vannføring.

Dette prosjektet som fokuserer på interaksjon mellom grunnvann og overflatevann er finansiert gjennom FoU-programmet ”Miljøbasert vannføring”. Hensikten med programmet er å få økt kunnskap om sterkt reduserte vannføringer i vassdrag. Programmet skal gi grunnlag for utvikling og etablering av metoder og modeller slik at forvaltningen har et bedre faglig grunnlag til å fastsette vannføring ved inngrep i vassdrag (Brittain, 2002).

Grunnvannsundersøkelser krever innsamling av store mengder data og det var derfor viktig i dette prosjektet å velge som tilfellestudier steder hvor det foreligger gode bakgrunnsdata som prosjektet kunne dra nytte av. Prosjektet bygger derfor i utgangspunktet på resultater fra tidligere FoU-prosjektet beskrevet ovenfor (Rena, i Hedmark). Det er, i tillegg til Rena som ligger langs Glomma, et stort vassdrag med betydelig sedimentering, valgt også å analysere et lite regulert vassdrag på Vestlandet (Osa i Ulvik kommune). Arbeidet på Osa utføres i samarbeid med Interconsult ASA som tidligere har utført flere hydrogeologiske undersøkelser i det aktuelle området (Soldal et al. 2001).

I prosjektet på Rena har NGU, som samarbeidspartner, fått ansvar for å analysere vannprøver og utrede hydrokjemiske forholdene i Rena. Laboratorium for

ferskvannsøkologi (LFI), Universitetet i Oslo, har også utført enkelte prøvetaking av bunnsdyr i Glomma og grunnvannsbrønner (Brabrand et al., 2003).

1.3.3. Formål og omfang med rapportserien

Resultatene fra grunnvannsundersøkelser på Rena publiseres i form av tre rapporter.

Den første rapporten **”Formål og metoder”** gir en oversikt over bakgrunnen og formålet med dette prosjektet, samt en kort beskrivelse av alle metoder som er anvendt for anskaffelse, systematisering og analysing av data i dette prosjektet.

Den andre rapporten **”Materiale og feltmålinger”** er en dokumentasjon av alle forhold og data (arealutnytting, geologi, hydrologi, klimatologi, vassdragsinngrep, grunnvannsuttak, hydrokjemie) som er av interesse for analyse av grunnvannsbevegelser i det aktuelle grunnvannsmagasinet og dets interaksjon med Glomma. Rapporten viser hvordan man ut fra de tilgjengelige dataene og feltmålingene utført på Rena kan analyseres grunnvannsmagasinet og dets interaksjon med Glomma.

Den tredje rapporten **”Grunnvannsmodellering”** beskriver hvordan grunnvannsmodellen på Rena er bygd opp, kalibrert, validert og anvendt som analyseverktøy. Betydningen av vassdragsinngrep (reduert vannføring og endringer i egenskaper til elvas bunnsedimenter) på grunnvannsressurser og dets interaksjon med elvevann er analysert. Innvirkning av grunnvannsfornyelse og grunnvannsuttak på elvevannets kvalitet og kvantitet er også evaluert.

De to første rapporter er ment å gi et godt bilde av all tilgjengelig informasjon og å illustrere hvordan man kan innhente og systematisere denne informasjonen, mens den siste viser hvordan man kan bruke en grunnvannsmodell for å vurdere konsekvenser av vassdragsinngrep eller grunnvannsuttak. Vi presenterer informasjon som anses som verdifull ved analyse av grunnvannsbevegelse og dets interaksjon med elva i det aktuelle området. I ettertid og spesielt etter utredning av resultatene ved bruk av modellverktøy skal vi vurdere hvorvidt denne informasjonen er nyttig og hvorvidt det hadde vært mer rasjonelt og tidsbesparende å legge vekt på enkelte punkter. Formålet med dette er ut fra denne erfaringen og andre eksempler å vurdere hva den minimale informasjonen som trenges er, og dermed å få de mest økonomiske og optimale løsninger ved utføring av grunnvannsanalyser. Dette kan gi bakgrunn for å anbefale et minstekrav til feltundersøkelser og analyser ved for eksempel konsesjonssøknad tilknyttet grunnvannsuttak eller inngrep i vassdrag.

2. METODEBESKRIVELSE

Sonderboringer, georadarundersøkelser, pumpetester, vannstandsmålinger, vannkvalitetsanalyse, samt systematisering av tilgjengelig hydrogeologisk informasjon er ulike metoder som anvendes for å karakterisere grunnvannsmagasiner og grunnvannbevegelser på det aktuelle området. Feltarbeid, tolkningen og presentasjon av feltdata kan være tids- og ressurskrevende. Derfor har vi i dette kapitlet forsøk å beskrive prosedyrer for datainnsamling, prosessering og rapportering. Vi har i dette arbeidet valgt å legge vekt på grunnvannsanalyse ved brukt av modellverktøy. Det gis derfor også her en kort beskrivelse over metodens formål og prinsipp.

2.1. Systematisering av bakgrunnsmateriale

En grundig bearbeiding av eksisterende og tilgjengelige data kan forenkle den feltmessige delen og redusere omfanget av grunnundersøkelsene og dermed utgifter til prosjektet. Det finnes mye materiale tilgjengelig, men erfaringen viser at halvparten av tidsforbruket ved analyse tilknyttet grunnvannsressurser utgjøres av anskaffelse av bakgrunnsmaterialer, ved systematisering av denne informasjonen og tilrettelegging for et riktig format.

2.1.1. Anskaffelse av data

En god forvaltning av våre grunnvannsressurser og en effektiv saksbehandling av tiltak som berører grunnvann (grunnvannsuttak, vassdragsregulering...) krever oppdaterte fakta og data om flere forhold i området der tiltaket skal utføres (hydrologi, geologi, klimatologi, økologi, arealbruk...). Informasjonsteknologien gjør dette mulig. Med informasjonsteknologien menes bruk av EDB-baserte geografiske informasjonssystemer (GIS) som hjelpemiddel for håndtering av stedfestet informasjon. Det forutsetter imidlertid at all relevant informasjon er lett tilgjengelig og oppdatert, og dette er for tida langt fra å være tilfelle. Denne informasjonen er spredt i flere etater som NGU, NVE,

Folkehelsa, SFT, Statens vegvesen, fylkesetater. Andre institusjoner (NIJOS², NGI, Jordforsk, Statens kartverk...), universiteter, konsulenter, brønnbore og kommuner sitter også med relevant informasjon. En del av disse data og fakta er organisert i databaser, men de fleste ligger fortsatt i papirform, i skuffer og arkiv. Samling av tilgjengelig informasjon er derfor et krevende arbeid. I fremtiden vil dette forhåpentligvis forbedres og effektiviseres når de fleste institusjonene i Norge har gjort sin areal-, miljø- og planinformasjon lett tilgjengelig med standard formater.

Dette er allerede igangsatt med prosjektet AREALIS (Fylkesvise AREALInformasjonsSystemer) som er styrt av Statens kartverk. Mer om dette prosjektet finnes på <http://www.statkart.no/arealis>. En mengde informasjon som blir tilgjengelig gjennom AREALIS kan benyttes i forbindelse med grunnvannsforvaltning, det gjelder spesielt digital informasjon om grunnforurensing (dumpeområde, forurenset grunn, oljetankanlegg, bensinstasjoner..), om vannforurensing (avløpsnett, industrianlegg, vannkvalitet elv/innsjø, veiavrenning..), om landbruk (jordsmonn, vanningsanlegg, verneskog ...), om geologi (berggrunn, strukturgeologi, grus/pukk, kvartærgeologi, brønnboring..), om hydrologi (innsjø, nedbørfelt, vernede vassdrag, vassdragstiltak, målestasjoner, dam, kraftbygging..), vannforsyning (beskyttelsessone, drikkevannnedbørfelt, vannkilde, grunnvannsbrønner..) og om biologi (fisk, vilt og vegetasjon). AREALIS vil bli et viktig støtteverktøy med hensyn til de nye oppgavene som EUs direktiver medfører. Det vil lette datafangarbeid og kommunikasjonen mellom etatene.

Foreløpig er det kun to kommuner som har deltatt i AREALIS prosjektet på Hedmark: Elverum og Ringsaker. Vi har derfor i dette arbeidet ikke fått mulighet til å teste produktet.

² En del informasjon kan hentes fra NIJOS (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging se produktinfo <http://www.nijos.no>). Det gjelder f. eks. digitalt markslagskart som er det nasjonale datagrunnlaget om arealtilstand og arealkvalitet for jord- og skogbruksområdene og annet areal kartlagt for økonomisk kartverk (ØK).

2.1.1.1. Informasjon hentet fra Norges geologiske undersøkelse (NGU)

NGU er landets sentrale institusjon for forvaltning av geologisk kunnskap og har siden 2001 igangsatt et omfattende arbeid med tilrettelegging av en geologisk kart- og brønndatabase³ for eksterne brukere over Internett (<http://www.ngu.no>). NGU er i ferd med å videreutvikle NGUs brønndatabase til en nasjonal database om grunnvann (GRANADA). Det finnes per i dag geologiske og tekniske opplysninger fra ca. 18 000 fjellbrønner og ca. 25 000 fjellbrønner og over 3400 løsmassebrønner/undersøkelsesbrønner. I tillegg til brønndata vil GRANADA gi adgang til hydrogeologiske og hydrogeokjemiske data og informasjon som finnes både hos NGU og i databaser ved andre institusjoner (NVE, Nasjonalt folkehelseinstitutt, SFT, DN m.fl.).

Tabell 1 viser hvilken informasjon som vi har hentet fra NGU i forbindelse med arbeidet på Rena. En viktig del av informasjonen ble hentet direkte gjennom kontakt med NGUs medarbeidere i Oslo og Trondheim.

	Navn	Målestokk	
Berggrunnsgeologisk kart	Rena 1917II	1:50 000	Bjørlykke, 1976 (NGU)
Kvartærgeologisk kart	Rena CST 073074-20	1:20 000	Østerås, 1985 (NGU)
Grus og pukk databasen		1:50 000	NGU 2002 Massetak ved Rena
Brønndatabasen		1:50 000	NGU 2002 Fjellbrønner ved Rena
Faglige rapporter, notater eller brev			Skjeseth, 1957, 1959 Klemetsrud, 1982 Roland, 1983 Ellingsen K., 1990 Rohr-Torp, 1991 Arkiv om undersøkelser utført i Rena kommune

Tabell 1. Oversikt over informasjon hentet fra NGU

³ NGU er, i henhold til Forskrift om oppgaveplikt ved brønnboring og grunnvannsundersøkelser i Vannressursloven, vassdragsmyndighet for grunnvannsboring og brønndatabasen. Den som utfører en grunnvannsundersøkelse og utarbeider en rapport om undersøkelsen, skal sende inn melding om dette til NGU.

Kvartærgeologiske kart viser løsmassenes beliggenhet, sammensetning og dannelsesmåte, mens berggrunnskart viser utbredelsen av de forskjellige bergarter, samt strukturer i bergartene og lokalisering av f. eks. fjellblotning ved Rena eller grunnvannsutslag. Brønndatabasen er ikke helt oppdatert pr. i dag og vi fant i databasen kun informasjon om fjellbrønner ved Rena. Det finnes et titalls brønner på østsiden av Glomma i Ilsålia og i Kildemarka, samt noen på vestsiden av Glomma (se rapport 3). Informasjon om dyp til fjell er f. eks. interessant i forbindelse med estimering av akviferens mektighet og utbredelse. Det er også registrert et massetak på Rena (nr. 0429.010) av grus og sand som anses av liten ressursverdi siden forekomsten ligger under Rena tettsted. Flere massetak er registrert på det kvartærgeologiske kartet.

2.1.1.2. Informasjon hentet fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

NVE har data fra et stasjonsnett med over 6500 ulike målesteder som dekker alle deler av det hydrologiske kretsløpet, blant annet vannstand, vannføring, grunnvann, markfuktighet, teledyp, snødyp, bremålinger, slam, sedimentmålinger og meteorologiske data. I tillegg har NVE utviklet et omfattende geografisk informasjonssystem som inneholder informasjon knyttet til vassdrag: nedbørfelts inndelingssystem, innsjøregister og dybdekart over innsjøer, vassdragsnivellelement, tverrprofiler, vernede vassdrag, inngrep i vassdrag, avrenningskart, flomsonekart, brekart, osv. NVE har også utviklet et geografisk oppslagsverktøy, "NVE Atlas" tilgjengelig på internett siden 2002. I NVE Atlas er NVEs fagdata koblet opp mot digitale kartverk fra Statens Kartverk.

En kort oversikt over alle data og produkter ved NVE som er relevant å utnytte ved forvaltning av grunnvannsressurser er presentert i NVEs rapport 8-2001 (Colleuille og Heidenstrøm, 2001), og vi gir derfor kun en oversikt over dataene som vi har hentet fra NVE i forbindelse med undersøkelser på Rena (tabell 2).

NVEs temakart	Målestokk (grunnlagskart)	Opplysninger
Topografisk kart på digitalt format	1: 5 000	Data fra Statens kartverk 1998, Åmot kommune. Grunnlagskart for NVEs flomsonekart
Regines inndelingssystem	1:50 000	Vassdragsområder, sidedebørfelt 1 og 2. ord., navn, areal,
Innsjøer/vassdrag	1:50 000	Løpenummer, areal, nedbørfelt, dybdekart Det finnes ikke dybdekart for Prestsjøen eller Rødstjernet
Vassdragsnivellement	1:50 000	Elvestrekning med målinger Vassdragsnivellement i Glomma L.NR. 32. Høyden i NGOs g.pl. av 1954 og fastmerkeskisser
Tverrprofiler	1:5 000	Elvestrekning med målinger. Tverrprofiler med profilnummer er angitt i flomsonekart 8/2001. Uført med ACDP-målinger.
Verna vassdrag	1:50 000	Vassdrag vernet mot kraftutbygging. Vassdragsbelteavgrensning
Inngrep i vassdrag	1:50 000	Kraftverk, forbygning, dam, magasin, vassdragstiltak, erosjonssikring.
Avrenningskart	1:50 000	Årsmiddelverdier for avrenning (1961-90). Definisjon og beregnemetodikk er presentert i NVEs rapport 2.2002 (Beldring en al, 2002)
Flomsonekart	1:5 000	Flomutbredelsen ved en flom med gitt gjentakintervall Flomsonekart 8/2001, NVE NGO, akse 3 SK, 1 m koter
NVEs målestasjoner	1:50 000	Målesteder på Østlandet (se rapport 2) Vannstand, vannføring og vanntemperatur i Glomma og Rena, Klimatiske stasjoner fra DNMI på Rena, Grunnvanns-, markvanns- og telemålinger på Østlandet.

Tabell 2. Oversikt over informasjon hentet fra NVE.

2.1.1.3. Informasjon hentet fra Statens forurensningstilsyn (SFT)

SFTs nettsted gir en oversikt over registrerte områder med forurenset grunn (www.sft.no/grunn). SFTs nettsted er et GIS-basert system som gir mulighet til å søke på et bestemt område (fylke, kommune..) og få informasjon om registrerte forurenset grunn og avfallsdeponier. Det gir imidlertid ingen informasjon om andre potensielle forurensninger som oljetanker, andre nedgravde tanker og bensinstasjoner.

2.1.1.4. Kart og flyfotomateriale

Infomateriale	Navn	Scala	Referanser	Dato	Kommentarer
Økonomiske kart	Åmot Hedmark	1:5 000	Statens Kartverk	1995	NGO III SK, 1 m koter
Digitalt kart	Åmot kommune	1:5 000	Statens Kartverk	1998	Gis-Avdeling, VG-NVE Flomsonekart 8/2001, NVE NGO III, SK, 1 m koter
Topografisk kart	Rena Blad1917II	1:50 000	Statens Kartverk	1977	Utgitt av Norges geografiske oppmåling 1967. UTM 32, ekvidistanse 20 m.
Bandleggingskart	Kartutsnitt vedr. beskyttelse av grunnvannsbrøn n	1:1 000	C.T.073.1.13	02.1983	Teknisk Etat, Åmot kommune (via Asplan Viak). NGO III
Flyfoto	Rena	1:15 000	Dekn.nr. 10065 113,114,115	27.07.9 0	Statens Kartverk, Sentralarkivet for vertikallbilder Fjellanger Widerøe AS
Kvartærgeologi og geomorfologi kart	Hedmark fylke	1:250 000	Sollid og Kristiansen (1983)	1983	Miljøverndepartementet, Geografisk institutt Universitetet i Oslo.

Tabell 3. Oversikt over informasjon tilgjengelig som topografiske kart og flyfoto.

2.1.2. Utvikling av et lokalt Gis-system

Vi har valgt en GIS-basert tilnærming for å systematisere, analysere og presentere det tilgjengelige infomaterialet. Vi har utviklet et lokalt GIS-verktøy med ArcView⁴ fra Environmental Systems Research Institute (ESRI, USA). Grunnlagsdataene er produkter fra Statens kartverk (se tabell 3). Kartprojeksjon er NGO, akse 3. I dette systemet ligger Statens kartverks egne tema som vannkontur, høydekoter, tettsteder, veier med mer. Etter transformasjonen av koordinatsystemet (fra UTM⁵ til NGO) har vi tilført en del annen informasjon som målestasjoner, sonderboringer, peilerør, pumpebrønner, georadarprofiler, kvartærgeologi, tilsigsområder, fjellblotninger, og fjellbrønner. Alle disse parametere er lagret i form av shape-filer (.shp) og ascii-filer (.txt eller .dbf). Med enkle tastetrykk kan det hentes ut informasjon om hvert tema. Ved å trykke på en brønn fremkommer f. eks. de relevante opplysninger om denne aktuelle brønnen (nr, konsulent, opprettelsesdato, type brønn, løsmassenes sammensetning, filterhøyde, kapasitet, rapport..).

Et endelig produkt av NVEs undersøkelser er med dette GIS-verktøyet en hydrogeologisk databank på Rena som omfatter all aktuell informasjon om berggrunn, løsmasser, grunnvann, overflatevann og andre opplysninger av interesse. Utbygging av denne databanken sørger for at denne kunnskapen blir gjort lett tilgjengelig og oppdatert.

⁴ Det gjøres oppmerksom på at et slikt arbeid kan delvis utføres på et lokalt nivå med enklere og billigere programvarer som f. eks. Surfer fra Golden Software, Inc.

⁵ Koordinater i NVEs database ligger i UTM-systemet, sone 33, (Universal transversal Mercator), det samme gjelder for GPS-målinger, mens grunnlagskart på Rena er i NGO-systemet. Program WSKTRANS 3.0 utviklet av Statens kartverk (Halvorsen, 1996) er benyttet for å transformere koordinatene fra et system til det andre (fra EUREF89-UTM til NGO1948-Gauss-K).

2.2. Grunnundersøkelser - Metodebeskrivelse

Hensikten med grunnundersøkelser er å klarlegge grunnvannmagasinets kapasitet, kvalitet og sårbarhet. Grunnundersøkelser utføres for å innhente både kvantitativ og kvalitativ informasjon om grunnvannsmagasinet, og om vannkvalitet.

Vanlige grunnundersøkelser av løsmasser kan deles i 4 hovedgrupper:

- (1) **Geofysiske undersøkelser** for å klarlegge utbredelsen, strukturen og dybden til grunnvannsmagasinet.
- (2) **Sonderboringer og laboratorieanalyser av sedimentprøver** for å klarlegge sammensetningen og egenskapene til løsmasser (korngradering, permeabilitet, porøsitet...) på utvalgte punkter i grunnvannsreservoaret og som kontrollpunkt ved tolkning av geofysiske undersøkelser.
- (3) **Pumpetester og langtidsprøvepumping** for å teste brønncapasitet, brønn- og magasinparametre, klarlegge strømningsbildet og brønnens infiltrasjonsområde ved vannuttak og uttak av vannprøver.
- (4) **Naturlige og kunstige sporstoff-forsøk** (miljø-indikatorer) for å bestemme grunnvannets strømningshastighet og å klarlegge strømningsveier og hydrauliske kommunikasjoner med overflatevann og forurensingskilder.

Dette kapittelet er utarbeidet på grunnlag av GIN-veileder (NGU), NGUs og NVEs rapporter og andre diverse publikasjoner samt NVEs egen erfaring.

2.2.1. Georadarundersøkelser

Det finnes et titalls typer geofysiske undersøkelser. Prinsippet med slike undersøkelser (refraksjonsseismikk, geoelektriske målinger, georadarundersøkelser) baserer seg på refraksjon av lydbølger eller elektromagnetiske bølger som forplanter seg med ulik hastighet avhengig av materiales natur og struktur (sammensetning, porøsitet, sorteringsgrad, vanninnhold..).

Fordelen med georadar som undersøkelsesmetode er at store flater kan dekkes på kort tid. Metoden krever lite personell ved utførelsen av målingene (2 personer), kan anvendes til alle årstider, opereres i stort sett all slags terreng, og gir mulighet til å se resultatene direkte ved innsamlingen av dataene. I NVE brukes georadar (Ground Penetrating Radar) i forbindelse med bre-, snø- og ismålinger, og ved grunnvannsundersøkelser. Andre

vanlig anvendelsesområder er innen kvartærgeologi, hydrogeologi, arkeologi, geoteknikk og miljøtekniske undersøkelser. Teknikken ble anvendt flere ganger på Rena. Det vil her gis bare et kort oversikt over anvendelsen av georadar (prinsipp, datainnsamling, prosessering og presentasjon). For ytterligere informasjon om metodologi, teori og anvendelse refereres til PulseEkko manualen (Sensor & Software Inc), Mauring et al. (1995), Benjaminsen (1999), og Pedersen (1999).

Hensikten med georadarundersøkelser er å gjennomføre kartlegging av løsmassene for å få best mulig inntrykk av heterogenitetene i avsetningen (struktur, lagdeling, mektigheten). Undersøkelsene ble også brukt på Rena for å utføre dybde målinger i Glomma og Prestsjøen, og som hjelpemiddel for å fastsette injeksjonspunkt for sporstoff eller for å velge plassering for sonderboringer.

2.2.1.1. Prinsipp med målinger

Metoden innebærer at det sendes elektromagnetiske bølger ned i grunnen. Disse reflekteres ved laggrenser der det er en endring i materialets dielektriske egenskaper, og det reflekterte signalet registreres. Ut i fra bølgehastigheten i grunnen og gangtiden (dvs. tiden fra signalet sendes og til det reflekterte signalet mottas) kan dypet til reflektoren beregnes. Bølgehastigheten kan bestemmes ut i fra reflektorer med kjent dyp, eller den kan settes ut i fra erfaringsmessig forventet bølgehastighet i mediet (tabell 4). På Rena er det gjort flere sonderboringer som gir informasjon om ulike lags dyp og som benyttes som kontrollmålinger til hastighetsberegninger.

Materialtyper	Bølgehastighet m/ns	Ledningsevne mS/m
Luft	0.3	0
Ferskvann	0.033	0.1
Sjøvann	0.01	1000
Is	0.16	0.01
Tørr sand	0.15	0.01
Vannmettet sand	0.06	0.03-0.3
Silt	0.07	1-100
Leire	0.06	1-300
Granitt	0.13	0.01-1

Tabell 4. Gjennomsnittlig hastighet for ulike materialer (Sensors & Software Inc.).



Bilde 1. Georadarundersøkelser. Ved Rena ble georadar montert på båt (a), fraktet på en slede og ski (b) eller tauet etter bil (c). På bildene Tor Simon Pedersen og Monica Sund (begge NVE, Hydrologisk avdeling).

Rent vann har lavest hastighet (0.033 m/ns) og luft høyest (0.3 m/ns), og hastigheten er om lag ti ganger så høy i luft som i vann og fem ganger så høy i is som i vann. Gjennomsnittlig hastighet i snø (0.17 m/ns) er litt høyere enn i is (0.15 m/ns). Avhengig av hvor kompakt snøen er vil hastigheten, ved tørr snø, ligge mellom verdiene for is og luft. Høyere jo luftigere snøen er. For våt snø derimot vil vanninnholdet være avgjørende og verdiene ligge under 0.15 m/ns og gå i retning av verdiene for vann.

Estimering av hastigheten til det aktuelle materialet kan utføres ved CMP-målinger. Slike målinger utføres ved å flytte sender- og mottakerantenne skrittvis og like langt ut til hver side fra et fast midtpunkt og registrere for hver ny posisjon. En beskrivelse av teknikken gis i NGUs rapport (Mauring et al. 1985).

2.2.1.2. Georadarens dybderekkevidde og oppløsning

Dybderekkevidden, eller hvor dypt man kan se, tiltar med avtagende antennefrekvens, men oppløsningen, dvs. detaljeringsgraden, avtar. Ved å ta i bruk en mer høyfrekvent antenne oppnår man større detaljeringsgrad, men signalet forsvinner tidligere.

Ifølge NGUs rapport 94.024 (Mauring et al., 1995) er tommelfingerregelen at georadar er ineffektiv ved dyp større enn 50% av beregnet rekkevidde. Et meget grovt estimat av maksimum penetrasjonsdyp kan fås for de fleste materialer ved:

$D_{\text{maks}} < 35/\sigma$ hvor σ er elektrisk ledningsevne i mS/m (se tabell 9).

Tabell 5 (hentet fra NGUs rapport 94.024) viser en oversikt over maks penetrasjonsdyp i vanlige materialer, basert på erfaringstall og uten å ta hensyn til antennefrekvens (Mellet, 1990).

Materiale	Maksimum penetrasjonsdyp (m)
Sand/grus	60
Morene	15
Silt	5-10
Ferskvann	15-25
Torv	15-20
Leire	2-4
Fjell	75-300

Tabell 5. Oversikt over penetrasjonsdyp i vanlige materialer (Mellet, 1990).

Radarbølgene kan detektere lag med en tykkelse på $\frac{1}{2}$ bølgelengde eller mer. Bølgelengden bestemmes ut i fra hastigheten i mediet og frekvensen ut i fra følgende formel:

$L = 1000 \cdot V / F$ der L er bølgelengden (m), V hastigheten (m/ns), og F frekvensen (MHz).

Det betyr f. eks. at med en bølgehastighet på ca. 0.06 m/ns (våt sand), og en antenne med en frekvens på 100 MHz kan vi regne med å se refleksjoner fra lag som er tykkere enn 0.3 m. I realiteten vil denne minimumstykkelsen være noe mindre da antennesignalet har en spredning i frekvens rundt 100 MHz. Vi kan anta derfor 0.1-0.2 m som minste detekterbare tykkelse.

Penetreringsdypet for georadarmålinger er også avhengig av elektrisk ledningsevne i grunnen. Økende ledningsevne vil føre til hurtigere dempning av bølgepulser og dermed en minkende penetrasjon. I godt ledende materiale som marin leire vil penetrasjonen være dårlig (2-4 m). I dårlig ledende materiale som grov sand og spesielt tørr sand, kan det forventes en dybderekkevidde på flere titalls meter når det benyttes en lavfrekvent antenne (30-100 m). Den viktigste begrensningen for georadar er materiale med høyt ioneinnhold (ledningsevne høyere enn 10 mS/m), noe som gjør at signalet "suges opp" i materialet og ikke reflekteres tilbake til overflaten. I kystnære områder hvor saltvannintrusjon forekommer er derfor ikke metoden egnet. Det samme gjelder i jordarter med høyt leirinnhold. Disse egenskapene gjør det i teorien mulig å kartlegge saltintrusjon eller forurensninger. Videre kan støy fra kilder som høyspent i luft og bakke, bygninger og konstruksjoner skape problemer. Det er en forutsetning for et vellykket resultat at man har en viss kjennskap til for eksempel jordartssammensetning eller vanddyp i det området man skal undersøke slik at riktig antennefrekvens for formålet kan velges.

2.2.1.3. Utstyr og feltprosedyrer

I dette arbeidet har vi anvendt et digitalt georadarsystem utviklet av Sensor & Software Inc. i samarbeid med Canadas geologiske undersøkelse. Dette systemet som er bærbart og enkelte å operere benyttes av flere institusjoner (NVE, NGU, NGI) og flere konsulenter i Norge.

Det er viktig å notere at opptak av georadarprofiler (datainnsamlingen) kan utføres på relativt kort tid, men at prosessering av data og presentasjon av disse data kan være tid- og ressurskrevende. Derfor har vi prøvd i dette arbeidet å utarbeide rutiner for datainnsamling, prosessering og rapportering. Resultater blir presentert i rapport 2.

- *Planlegging*

Før arbeidet i felt kan settes i gang må først problemet som skal løses defineres og målemetoden anvendelse vurderes. Det er f. eks. viktig å vurdere dypet til det dypeste objektet som skal kartlegges, størrelsen og geometrien til objektene, og sammensetningen/elektrisk ledningsevnen til materialer som undersøkes (se georadarens dybderekkevide). Måleområdets tilgjengelighet og farbarhet (topografi, vegetasjon, bygning, sperring...) er også av stor betydning for utførelse av målinger. Det er f. eks. raskere å foreta flere målinger i flate og åpne områder enn i skogen.

Ved dybdemålinger i elv kan det være en fordel å velge et tidspunkt hvor vannstanden er lav (mindre dempning) eller/og når elven/innsjøen er islagt og farbart (is og snø har høyere hastigheten enn vann og gir derfor et større penetrasjonsdyp). Målingene over isen bør imidlertid utføres i begynnelsen av vinteren når isen er tyn og homogen, samt at snøen er relativt tørr. Det er vanskelig å forutsi anvendbarheten av georadar og det kan derfor være nødvendig å prøve georadar med flere antenner og på ulike årstid. Hvis georadar som undersøkelsesmetode ikke fungerer på det aktuelle området bør andre geofysiske metoder anvendes.

- *Datainnsamling*

Radaren består av en sender og mottaker (antenner) som kobles opp mot en bærbar PC og trekkes over den aktuelle strekningen (profilering). Resultatene vises fortløpende på skjerm og lagres på harddisken på PCen. Ubehandlete data lagres på PCen eventuelt sammen med kommentarer. Lagrede data kan seinere prosesseres, lagres som bilder på ulike formater og kjøres ut på en skriver.

Ved datainnsamling kan man velge bølgehastigheten til det aktuelle materialet (for estimering av penetreringsdyp), innsamlingshastigheten (dvs. hvor ofte radaren skal sende/motta signal pr tidsenhet) og hastigheten for materiale. Tettheten på innsamlingen vil avhenge av hvor fort radaren beveges horisontalt. Utstyret leveres også med ødometerhjul som setter av signalet med en valgt romlig oppløsning.

Ved Rena ble utstyret montert på forskjellig måte avhengig av overflatetyper som man vil undersøke: vann, is, jordoverflaten (Bilde 1). Georadaren ble montert på båt, fraktet med en slede (ski), eller tauet etter bil. På denne måten var det mulig å gjøre kontinuerlige opptak over lengre strekninger. Kontrollenhet med batteri kan plasseres i en ryggsekk på operatør som bærer PC-en i en ramme på magen, eller plasseres direkte i bilen/båten/sleden.

Det ble ved målinger på Rena benyttet en skjermet radar av typen Puls Ekko 100/1000 (Sensors & Software Inc., Canada). Frekvens til antennen var 25, 50 eller 100 MHz, og det ble benyttet en sender på 400V. Antennene ble montert for de fleste opptakene parallelt til bevegelsesretningen. Vinkelrett orientering av begge antenner til bevegelsesretningen ble også testet.

- *Prosessering*

- Første steg etter innsamling av data er utskrift av rådata og systematisering av de ulike profiler og informasjon (dato, lokalisering, antenne senterfrekvens...). Systematiseringen kan utføres ved registrering av all relevant informasjon i et GISsystem (se avsnitt 2.1.2.).

- Andre steg er editering av rådata. Lange og uregulære (ulike retninger) profiler kan deles opp i flere små deler, mens andre profiler kan slås sammen. Når opptakene ble utført på kupert terreng kan man legge inn terrenghøydeverdier for profilet.

I dette arbeidet ble profilene 1, 2a, 3, 117 og 119 korrigert for topografien (se rapport 2). Det er benyttet GIS-kart i målestokk 1:5000 (ekvidistanse 1 m) som grunnlag for høydeavlesning. I utgangspunkt er profilene ikke korrigert for topografi, dvs. at overflaten framstilles som "vannrett", med tilsvarende forskyvninger på de underliggende reflektorene.

- Tredje steg er anvendelse av forskjellige filter for fjerning/reduisering av støy og forsterkning av opptakene. Alle profiler fra Rena er prosessert med autogain. Forsøk på framstilling med andre plottparametre og båndpassfiltrering av traser ga ikke mer informasjon.

- Siste steg er dybdekonvertering. Ved dybdekonvertering av opptakene tatt på Rena er det valgt å bruke standard bølgehastigheter: 0.033 for vann, 0.06 for vannholdige løsmasser. Sonderboringer er anvendt som kontrollmålinger og det viste seg at beregnet dypet stemmer godt med observasjonen. En høyere hastighet vil gi et høyere dyp og vi kan anta at feilen kan ligge på ca. 2-5 m på de dypeste registrerte lagene (20-25 m dyp).

- *Rapportering, framstilling og tolkning.*

Det kan utføres enkel prosessering ved utskrift av data til skjerm eller papir uten å endre data som ligger på fil. Det gjelder spesielt erstatning av utvalgte trase og valg av ulike gråtoner, farger, "Wiggle trace" for å presentere dataene. Dataene kan lagres på billedformatet PCX og kan i tillegg til å presenteres vha. radarens egen programvare også tas inn i ulike billedbehandlings- og presentasjonsprogram.

I denne rapporten har vi etter prosessering av dataene eksportert alle profiler i programmet Microsoft Power Point⁶. Flere profiler kan presenteres i en A4-side sammen med informasjon om lokalisering av de ulike profiler (kart, flybilde) og skala. Denne type framstillingen gjør mulig, sammen med tilleggsinformasjon (kontrollboring og resultater fra tidligere undersøkelser) å framheve enkelte lag ved bruk av ulike farger. Denne prosessering som kan være svært subjektiv når man ikke ha kontrollboringer. Det er derfor viktig å ha god kjennskap til og forståelse av avsetningens historie. På bakgrunn av dette avledes en geologisk modell der man kan trekke inn resultater fra andre undersøkelser.

Ytterligere prosessering av disse profiler er utplukk av utvalgt informasjon. På Rena er det f. eks, aktuelt å plukke ut informasjon om vanndyp i Glomma og Prestsjøen, samt dyp og utbredelse av de ulike lagene. Dette gjøres ved å digitalisere manuelt, eller ved hjelp av digitaliseringsbord, alle profilene. Data om dybde (Z) registreres sammen med koordinatene (X, Y)⁷. Dataene kan eventuelt korrigeres for terrenghøyde. I dette arbeidet har vi anvendt Surfer fra Golden Software Inc. for å få separat grafisk framstilling ved f. eks. gråsoner eller konturer. Resultatene er grunnlaget for utviklingen av en konseptuel modell av geologi og rammene for oppbyggingen av en grunnvannsmodell.

2.2.2. Sonderboringer og sedimentprøvetaking

Sonderboringer og sedimentprøvetaking er helt nødvendig del av grunnvannundersøkelser. Resultatene fra slike undersøkelser gir informasjon om løsmassenes egenskaper og fjelldyp på utvalgte punkter i det undersøkte området.

2.2.2.1. Feltmetodikk

Sonderboringer og sedimentprøvetaking kan gjennomføres med ulike typer boreutstyr fra bærbart utstyr til en flere titalls tonn tung borerigg.

Sonderboringer kan gjøres med skjøtbare borstenger med påmontert firkantspiss. Sonderboringer kan også gjøres med håndholdt boreutstyr (Pionjär slagbormaskin- Bilde 2a) eller hydraulisk borerigg med både rotasjon og slag (Bilde 2b). Vanligvis bores det 20-50 m dypt til tette materialer (bunnmorene) eller til fjell. For å få en best mulig kontroll av fjelldyp, bores det litt i fjellet. Det er imidlertid ofte ikke mulig å vite om det egentlig er fjellet eller større blokker i morene.

⁶ Dataene kan også eksporteres direkte i Word. Bildene roteres og prosesseres igjen hvis nødvendig ved hjelp av en vanlig bildebehandling programmet.

⁷ Panagiotis Dimakis (NVE) har utviklet et enkelt program som gir koordinatene for hvert punkt langs rette profiler når en kjenner koordinatene fra start- og sluttpunktene.



a



b



c



d

Bilde 2. Sonderboringer og sedimentprøvetaking ble utført med (a) håndholdt boreutstyr (Pionjær slagbormaskin), eller (b) med hydraulisk borerigg. Nivelleringen av observasjonsbrønnene ble utført ved hjelp av stav og kikkert (c). Automatisk registrering av vannstand og miljøindikatorer med en Aanderra logger (d). På bildene a og c: Tor Simon Pedersen og Panagiotis Dimakis (begge NVE, Hydrologisk avdeling), b: Bjørn Iversen, Norges geologiske undersøkelse, (NGU).

Under maskinboring registreres boredyp, vanntrykk (kg) og karakterisering av boreslammet (farge og kornstørrelse). Ved sonderboring med håndholdt boreutstyr registreres borsynk og friksjonslyden ved dreining av sonderspissen. Registrering av friksjonslyden sammen med synkehastigheten under boringen gir indikasjoner på mektigheten av løssmassenes lag. Ut fra dataregistreringene og egne vurderinger gjør operatøren en tolkning av massene for hver meter. Fargen på boreslammet sier i tillegg noe om det er oksyderende (brunt spylevann), eller reduserende forhold (grått spylevann) i magasinet. Hvis spylevannet forsvinner i grunnen gir vanntrykket en indikasjon på massenes hydrauliske ledningsevne.

Ved sonderboringer nedsettes vertikalt ofte stålrør av 1-2 m lengde med diameter 3-5 cm med en "sandspiss" (rør med filter og filterduk) påmontert. Sandspissen drives ned til den ønskede dybden ved å skjøte på rørlengder. Disse undersøkelsebrønner demonteres etter sonderboringen eller brukes som observasjonsrør (peilerør) for måling av vannstand, vanntemperatur og ulike kjemiske parametere.

I Rena har NVE i 1999 nedsatt 5 observasjonsbrønner ($1\frac{1}{4}''^8 \times 1.5$ m sømløse stålrør m/spisser og 5mm hull i spissen)⁹ ved bruk av Pionjär boremaskin. Der materialet var for grovt for sonderboringer til fjell har NGU brukt en Hafo beltegående løssmasserigg. Totalt har NGU utført 3 sonderboringer til fjell 16. og 17.09.1999. I 2002 er det etablert en ny observasjonsbrønn i bunnen til Glomma 100 m nord vest for pumpebrønnen P1. Beliggenheten til disse grunnvannsrør er angitt i rapport 2.

2.2.2.2. Sedimentprøvetaking

Sedimentprøver tas direkte ved graving (første meter), med spesielle prøvetakings jordbør (1-3 m) eller tas av oppspylte eller oppumpede masser for hvert bestemt nivå.

Spyleprøver tas ved å stikke en plastslange ned i bunnen av røret. Ved hjelp av høyt vanntrykk spyles materialet i peilerøret opp til overflaten, og samles i en eller flere bøtter. Pumpeprøver tas som regel etter spyleprøvene ved å koble pumpa direkte til observasjonsbrønnen. Materialet fra filterets nærhet vil suges opp i røret (metoden begrenses til at grunnvannsnivået må være høyere enn 6-7 m dyp).

Oppspylte prøver tas like etter at brønnen er spylt ren for masser som er trengt inn under boring, mens oppumpede prøver tas like etter oppstart av testpumpingen. Disse sedimentprøvene er ikke helt representative for jordarten i det man mister korn større enn filteråpningen og de minste korna som ikke sedimenterer i prøvekarer.

⁸ $1\frac{1}{4}''$ tilsvarer ca. 32 mm.

⁹ O. Jansen maskin og boringsfirma 1341 Slependen

I Rena har NVE i 1999 tatt masseprøver ved spyling hver annen meter ved de fleste sonderboringene. Det er i tillegg tatt prøver i Holmen (Prestegårdøyene), bunnen til Glomma og ved veiskjæringer sør for Rena sentrum og vest for Prestesjøen (grove materialer over fjellet).

2.2.2.3. Kornfordelings- og fysikalskjemiske analyser

Kornfordelingen av masseprøver bestemmes ved tørrsikting av materiale større enn 0.063 mm (leire) med bruk av følgende siktesats: 0.0625, 0.125, 0.25, 0.5, 1.0, 2.0, 4.0, 8.0 mm. Hvis mer enn 10 % av prøven er mindre enn 0.0625 mm blir det gjort suspensjonsanalyse på oppslammet materiale av denne prøvedelen. Alle kornfordelingsanalysene av prøvene fra NVEs sonderboringer på Rena og i Glomma er utført ved sedimentlaboratoriet (HM) på NVE med sikting. Det er utført også laserdiffraksjon for enkelte prøver (fraksjon under 2 mm).

En liste over sedimentprøver tatt i Rena og analysert for kornfordeling i NVEs laboratorium er angitt i presentert i rapport 2.

2.2.3. Pumpetest og langtidsprøvepumping

Formålet med korttidspumpetester er å estimere brønnens kapasitet, bestemme brønn- og magasinparametre og klarlegge brønnens influensområde (ved analyse av senkning- og stigningsmålinger rundt brønnen). Fastslåing av størrelsen på den delen av grunnvannsmagasinet som påvirkes ved pumpingen brukes ofte som grunnlag for å avgjøre størrelsen av sonen som trenges for å beskytte influensområdet. Målet med langtidsprøvepumping (vanligvis fra 3 mnd til 1 år) er å teste brønnens kapasitet og vannkvalitet over tid ved kontinuerlig belastning. Et viktig mål med slik langtidsprøvepumping er å klarlegge hvordan magasin og vannkvalitet reagerer både i tørrværsperioder og nedbørrikeperioder ved f. eks. snøsmelting/flom. Prøvepumping bør derfor vare om lag ett år for at man kan studere variasjoner over tid mht. kvalitet og mengde.

Ved en undersøkelse av et grunnvannsmagasin er det ifølge NGU vanlig med 2-10 undersøkelsesbrønner der det tas prøver og testpumpes på 2-5 forskjellige nivåer. De forskjellige nivåenes vanngiverevne, vanngjennomgangen i massene og senkningen av grunnvannsstanden under testpumping blir brukt til en helhetlig vurdering av grunnvannsmagasinet's hydrauliske egenskaper og til å bestemme lokalisering og filterplassering til eventuelle fullskala pumpebrønner.

For å kunne måle grunnvannsnivået rundt prøvebrønnen før og under pumpeperioden er det satt opp flere observasjonsbrønner. Undersøkelsesbrønner lages ofte av Ø 32 mm damprør ($1^{1/4}$ ") med en meter filterlengde bestående av oppslisset rør. Disse

observasjonsbrønnene bør settes ned i samme nivå som filteret på prøvebrønnen eller i områder med god hydraulisk kommunikasjon til prøvebrønnen. Før testpumpingen bør brønnen spyles ren for masser som har trengt inn. Oppumpet grunnvann blir ledet bort fra brønnens influensområde f. eks. til vassdrag nedstrøm det aktuelle området for å unngå reinfiltrasjon og tilbakestrømning til pumpebrønnen.

2.2.3.1. Pumpetest

Influensområdets størrelse klarlegges ved prøvepumping og beregninger basert på registrering av grunnvannssenkning i nedsatte observasjonsrør omkring pumpebrønnen.

Grunnvannsstanden måles i et nett av observasjonsbrønner. Målingene utføres manuelt med målebånd og klukkelodd eller med trykksensor og logger. Målehyppigheten avhenger av løsmassenes sammensetning. Med grove sedimenter kan det være nødvendig å måle hvert 10 s pga. rask senkning og stabilisering av grunnvannet (lite senkning og utbredelse). Målingene blir gjort med korte tidsintervall i starten og stadig lengre intervall etter hvert. Pumperaten bør også overvåkes, dette gjøres automatisk med vannmåler eller manuelt med målekar og stoppeklokke.

På Rena er det tidligere utført pumpetest og langtids prøvepumping ved de fleste pumpebrønner/undersøkelsesbrønner. Resultatene fra disse målinger er imidlertid vanskelig å bruke fordi det ofte mangler viktig informasjon om lokalisering av alle observasjonsbrønner med referansehøyde (nivellement), brønnsesifikasjoner (filterdyp) og om vannstandsvariasjon i Glomma mens testene pågår. Ifølge GiN-veileder nr.13 hadde en tredjedel av vannverkene som svarte på en spørreundersøkelse om vedlikehold av brønn i 1991 ikke resultater fra prøvepumping utført ved etablering, og de fleste hadde ikke noe overvåkingssystem av vannnivå og ytelse.

Vi har i 1999 og 2000 utført enkel pumpetest ved pumpebrønn i Renas reservevannforsyning. Målinger av vannstand ble utført med målebånd og klukkelodd og i enkelte peilerør med trykksensor og loggere. Samtidig er vannstand i Glomma overvåket med sensor og logger på timebasis. Resultatene fra disse undersøkelser er presentert i rapport 2.

Peilerørene ble nivellert ut fra et fast referansepunkt som senere ble nivellert ut fra Statens kartverks fastpunkt på Rena bru (216.089 m datum NN1954, UTM nord 6780241, UTMøst: 628618, sone 32)¹⁰. De nivellerte høydene gjelder fra toppen av peilerørene. Målingene er avlest med 0.5-1 cm nøyaktighet. Vanlige GPS-målinger kan ikke anvendes for høyde målinger siden feilen er ofte rundt 5-10 m.

Pumperaten og senkningen av grunnvannsnivået under pumping gir grunnlag for beregning av hydrauliske parametere som igjen brukes til vurderinger av

¹⁰ Statens kartverk, geodesidivisjonen 3500 Hønefoss

magasinets/brønnens totale kapasitet og utbredelsen av klausuleringssonen (se GiN-veileder nr. 7, NGU). Norske grunnvannsmagasiner er generelt så innhomogene at de forutsetninger som ligger til grunn for beregningsmetoder som anvendes sjelden vil være oppfylt. Analysene baserer seg på relativt grove forenklinger hvor det antas et helt homogent magasin uten lagdeling hvor de hydrauliske forhold er definert via hydraulisk konduktivitet (K), effektiv porøsitet og hydraulisk gradient. Disse hydrauliske parametrene kan brukes igjen til vurderinger av magasinets/brønnens totale kapasitet, størrelsen på den delen av grunnvannsmagasinet som påvirkes av prøvepumpingen (influensområde) og størrelsen på klausuleringssonene. Metoden for beregning av spesifikk kapasitet er presentert i GiN-veider nr. 13. Kapasiteten måles vanligvis ved trinnvis prøvepumping, dvs. måling av senkning og stigning av vannstand i brønnen ved ulike vannuttak.

2.2.3.2. Langtids prøvepumping

Ved langtids prøvepumping kan man utrede flere forhold: benytte avsenkningsdata fra første del av pumpeforsøket til å estimere grunnvannsmagasinet hydrauliske egenskaper, foreta ukentlig målinger av vannstand i akviferen for å se hvordan denne varierer gjennom årstidene, foreta ukentlige vannanalyser med formål å kontrollere om vannkvaliteten tilfredsstiller kravene for drikkevann, analysere sesongvariasjoner i vannkvalitet, se relasjonen mellom grunnvann og elvevann og estimere oppholdstiden til grunnvannet i akviferen.

For å utføre langtids prøvepumping kan man benytte samme type undersøkelsesbrønner som ved pumpetest eller brønnen som skal benyttes til produksjonsbrønner direkte.

2.2.3.3. Vannprøvetaking

Prøvepumping er utført for å bestemme grunnens vanngiverevne og vannkvalitete. Formålet med prøvetaking er å utføre analyse av vannkvalitet i grunnvannsmagasin på ulike steder og dybder, i nærliggende vassdrag, innsjøer, kildeutslag og bekker som kan infiltrere i grunnvannsmagasinet. Prosedyren som er gitt nedenfor er utarbeidet av NGU (Frengstad, 2002):

Prøver av grunnvann fra undersøkelsesbrønner tas etter minimum 15 minutters pumping og det bør pumpes til vannet er så klart som mulig. Vannprøver fra eksisterende produksjonsbrønner tas så nær inntaket som mulig. For analyse av fysiske parametre og uorganisk kjemi ved NGUs laboratorium omfatter hver vannprøve:

- 500 ml ufiltrert prøve til analyse av pH, elektrisk ledningsevne, alkalitet, turbiditet og fargetall
- 100 ml prøve til anionanalyser som filtreres i felt på 0.45 µm papirfilter og

- 100 ml prøve til kationanalyser som filtreres i felt på 0.45 µm papirfilter og surgjøres ved tilsetning av 0.5 ml ultraren 65 % salpetersyre for å hindre utfelling i prøveflaskene.

Med unntak av pH og alkalitet (og til dels nitrat) som bør bestemmes i felt, er det ingen umiddelbar hast med å analysere prøvene, men de bør så langt det er mulig lagres kaldt og frostfritt før analyse.

Ifølge NGU (Frengstad, 2002) er hva slags prøveflasker som kan brukes avhengig av hva det skal analyseres på. Det må alltid tas kontakt med laboratoriet på forhånd. Det vil vanligvis sende prøveflasker/prøvetakingsutstyr og gi nødvendig instruksjoner om metodikk og prøvetakingspunkt. Prøveflaskene skal merkes tydelig med løpenummer, prøvetakingsdato, navn og prøveidentitet/kilde (Bruk vannfast tusj og skriv på flaskene før de fylles med navn). Øvrige opplysninger noteres og føres inn i egen prøveliste. Flaskene og eventuelt prøvetakingsutstyr skylles godt 3 ganger med det prøvetatte vannet før endelig prøve tas. Dersom kontakt med fingre ikke kan unngås, må engangs-plasthansker benyttes.

2.2.3.4. Vannanalyser

Som standard analyseres følgende fysikalskkjemiske parametre (NGUs målinger):

- Ledningsevne
- pH
- alkalitet
- fargetall
- turbiditet
- 30 kationer
- 7 anioner

I tillegg ved langtidsprøvepumping utføres vanligvis målinger av:

- tungmetaller
- bakterier
- pesticider

Analysene av vannprøvene som NVE tok i 2000 og 2002 ble analysert av NGU for standard fysikalske og kjemiske parameter. For bestemmelse av disse forskjellige

parametre, måleinstrumenter, målenøyaktighet og tolkning refereres til NGUs dokumentasjon og forskriftene om vannforsyning og drikkevann (Sosial- og Helsedepartementet, 1995).

2.2.4. Undersøkelser med sporstoff og miljø-indikatorer

Hensikten med sporstoff-forsøket er å bestemme grunnvannets strømningshastigheter og å kartlegge strømningsveier. Et sporstoff kan oppstå naturlig (ulike kjemiske parametre som temperatur, el. ledningsevne, naturlige isotoper..), introduseres ved et ulykkestilfelle (f. eks. olje- eller kloakklekkasjer), eller med hensikt (kunstig isotoper som salt, radioaktive traser, DNA..). Vi skiller derfor her mellom undersøkelser som utføres med tilsatt kunstige sporstoff i grunnvannet (sporstoff-forsøk) og målinger av indikatorer (miljø-indikatorer).

2.2.4.1. Valg av kunstig sporstoff

Teknologiske nyvinninger, bl.a. innen sensorteknologi og nyutvikling av sporstoff, gjør at det praktiske og økonomiske grunnlag for gjennomføring av sporstoff-forsøk er betydelig forbedret gjennom de siste 10-årene. Det er et fagfelt i rask utvikling fordi det er et økende behov for, blant annet, å måle en eventuell spredning av forurensing med grunnvann direkte.

Dette avsnittet er skrevet på grunnlag NVEs erfaring med sporstoff-forsøk bl.a. på Haslemoen (Kitterød, 1994), på Gardermoen (Gillebo et al. 2000), i Ål kommune (Colleuille og Kitterød, 1998) og i Rena. Det vil her ikke gis detaljert beskrivelse av tracere og teorien bak transport av disse ioner med vannet. For ytterligere informasjon refereres til Kranjc (1997), Gillebo et al. (2000), Dassargues (2000) og Atkinson (2001).

Et kunstig sporstoff må oppfylle en rekke kriterier for å være generelt anvendbart. Generelt bør et sporstoff være inaktivt, dvs. at den er fullstendig løselig i vann, ikke reagerer med materialer og ikke brytes ned, ikke være giftig, bør beveger seg med samme hastighet og retning som vannet og ikke påvirke den hydrauliske konduktiviteten eller andre egenskaper i det mediumet man studere. Et annet viktig kriterium til et sporstoff er at det kan lett dektereres/måles.

Prisen er en vesentlig faktor som må tas hensyn til ved valg av type tracer og analyser. Slike sporstoff-forsøk kan være kostbare å gjennomføre fordi det krever vannprøvetakning over lang tid, og fordi laboratorieanalyser ofte er relativt dyre. Det er valgt i dette arbeidet å prioritere forsøk med sporstoff som kan måles direkte i felt ("online" målinger), dette for å redusere kostnadene knyttet til analyser av mange vannprøver. Tabell 6 gir en oversikt over enkelte sporstoff med informasjon om målemetode, injeksjonsmengde og kostnadene. I forsøkene som har blitt gjort på Rena

har det i tillegg til sporstoff som kunne måles direkte i felt (Klorid (elektrisk ledningsevne) og Rhodamin (fluorescense), radioaktive tracere ($^{82}\text{Br}^-$, $^{99\text{m}}\text{TcO}_4^-$, ^{131}I)), også blitt anvendt sporstoff som måtte måles i laboratorium: tritiert vann og DNA.

Kategori sporstoff	Agens ($t_{1/2}$)	Kjemisk forbindelse	Injeksjonsmengde	Deteksjonsmetode*	Kostnader
Stabile isotoper	$^2\text{H}/^1\text{H}$ $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$	H_2O H_2O $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_2$ SO_4^{2-}	Ikke nødv. Ikke nødv. Ikke nødv. Ikke nødv.	MS <i>B</i> MS <i>B</i> MS <i>B</i> MS <i>B</i>	NOK 250-750 pr prøve
Radioaktive isotoper	^3H (12,3a) ^{35}S (87,5d) ^{36}Cl ($3 \cdot 10^5$ a) ^{82}Br (35,3h) ^{131}I (8,0d) $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (6,0h)	HTO SCN^- Cl^- Br^- I^- TcO_4^-	1 - 100GBq 0,1 - 10GBq 0,01 - 1GBq 1 - 10GBq 5 - 100GBq 1 - 10GBq	β -spektr. <i>B</i> β -spektr. <i>B</i> β -spektr. <i>B</i> γ -spektr. <i>O</i> γ -spektr. <i>O</i> γ -spektr. <i>O</i>	Tracer koster NOK 3000 – 10000, Analyser NOK 350 - 1100 pr prøve
Kjemiske forbindelser brukt som sporstoff/ Naturlige og syntetiske	D NaCl KBr DNA-molekyler Metall-chelater Bakteriofager Rhodamin B Rhodamin WT Eosine Uranine	$^2\text{H}_2\text{O}=\text{D}_2\text{O}$ NaCl KBr Se tabell 2	100mL - 1L 2-20kg/100L 0,1kg/1L 2.0E+16/L 3g/100L	MS <i>B</i> Ledn.evne <i>O</i> IC på Br^- <i>B</i>	5000kr/L kr.20000/100

*O=online, B=batch

Tabell 6. Eksempler på anvendte tracere. Hentet fra NGUs søknad (Storrø og Sæther, 2000)



a



b



c

Bilde 3. Undersøkelser med kunstig sporstoff. Injeksjon av radioaktive sporstoff i rør 4 (a) og rør 5 (b); Injeksjon av 200 l vann med rhodamin og koksalt i rør 7 (c). På de øverste bildene: Carsten Qvenild (Institutt for energiteknikk, IFE)

- *Klorid, elektrisk ledningsevne*

Det mest vanlig brukte sporstoffene er Cl⁻ og Br⁻. Dette er små ioner fra salter som ikke brytes ned og som i veldig liten grad reagerer med jord. Klorid er et nesten ideelt sporstoff å bruke, det er lett å få tak og å analysere og har derfor blitt brukt som sporstoff i løpet av de siste hundre årene. Et problem med Cl⁻ kan være at det er relativt høye bakgrunnskonsentrasjoner av dette anionet i naturen. Ionenes bindingsevne med løsmassene, kombinert med spredning over et stort areal, kan gjøre at saltet ankommer pumpebrønnen med udetekterbar ledningsevne. Dette kan medføre at man i enkelte tilfeller blir nødt til å injisere en løsning med ganske høy konsentrasjon. Det er to vanlige risikoer som kan oppstå ved bruk av stor høy konsentrasjon av salt: saltet synker gradvis i vannet pga. densitetsforskjell, ioner veksles ut med materialet og kan føre til sekundære mineralutfelling og til endring av akviferens permeabilitet (tetting). Dette siste problemet har vi opplevd på Rena etter gjentatte forsøk med salt i samme observasjonsbrønn

Det konvensjonelle sporstoffet NaCl har både økonomiske og praktiske fordeler (vanlig koksalt blandet med vann - opptreden av NaCl kan detekteres ved å måle for eks. elektrisk ledningsevne automatisk v.h.a. logger og sensorer).

- *Rhodamin*

Rhodamin er ikke giftig og relativt billig, men er en ikke-konservativ tracer, dvs. at den er påvirket av miljø. Den er derfor i utgangspunkt ikke en ideell tracer. Forsinkelsen og forskjell i gjennombruddskurver mellom konservative og ukonservative tracere kan være et mål for materialet sorpsjonsegenskaper. Fluorescente tracere er også ofte påvirket av temperaturen. Rhodamin WT anses som den beste typen¹¹. Vi har imidlertid anvendt Rhodamin B som var tilgjengelig i NVE. Dette for å eventuelt kunne estimere sorpsjon i materialet, men først og fremst for å skaffe erfaring med bruk av slike sporstoff.

Bruk av en automatisk fluorescensmåler gjør det mulig å registrere kontinuerlig konsentrasjon av fluorescerende stoffer etter kalibrering med det aktuelle stoffet. Det ble på Rena brukt en fluorescensmåler fra Turner Designs, USA. Prosedyren for bruk av fluorescensmåleren er beskrevet i "Operating & Service Manual" (1981)¹². Deteksjonsgrensen ligger opp til 10 part per trillion av Rhodamin B. Målenøyaktigheten er på ca. 1 %.

¹¹ RHodamin-WT ble tidligere anvendt på Haslemoen (Kitterød, 1993).

¹² Operating & Service Manual Modell 10 Series Fluoreimeters Turner Designs, USA October 1981.

- *Radioaktive tracere*

Den største fordelen med radioaktive sporstoff er at de ofte er svært enkle å detektere, selv i minimale konsentrasjoner. Disse sporstoffene er imidlertid radioaktive og må derfor omgås med forsiktighet. Injeksjon av radioaktive stoffer i grunnen eller i vannet krever tillatelsen av Statens strålevern og utførelsen av operasjonen av akkreditert personale. NVE har tidligere utført sporstoff-forsøk med radioaktive tracere sammen med NLH og UIO på Haslemoen i Solør (Kitterød, 1993, 1994). Sporstoff-forsøk i Rena ble utført i samarbeid med Institutt for energiteknikk (IFE). IFE¹³ arbeider med sporstoffer innen industriell og miljømessig virksomhet og spesielt innen olje- og gassutvinning og har langt er faring med bruk og analyse av radioaktive stoffer. IFE var ansvarlig for valg av tracere, frakt, injeksjon, online-målinger og analyser i laboratorium (Eriksen, 1999).

Tritium (^3H) er en svakt radioaktiv hydrogenisotop som er bundet i vannmolekylet. Tritium er relativt rimelig og kan detekteres i svært lave konsentrasjoner. Med en halveringstid på 12.3 år kan sporstoffet følges i mange år, samtidig som levetiden til det radioaktive utslippet blir relativt kort. Dette, sammen med at β -strålingen gir moderat strålingsfare for de doser det er snakk om, bidrar til at tritiert vann (HTO) er et svært anvendelig sporstoff i hydrologien. Tritiert vann anses å bevege seg som et vannmolekyl og er dermed en av de beste og mest konservative sporstoffene som finnes.

Det var ønskelig å teste mulighetene for å benytte direkte målinger ("online" målinger) for å kunne detektere i felt når traceren når fram til pumpebrønnen. Dette utelukker andre tracere enn de som er gammautsendende. Andre kriterier for valg av sporstoff var kort halveringstid slik at tracerne vil "dø ut" rask dersom de skulle bli absorbert i nærområdet, gode egenskaper som vanntracer, lett tilgang og lav kostnad (Eriksen, 1999). $^{82}\text{Br}^-$ har vist seg som en anvendelig vanntracer i mange sammenhenger og bromid benyttes også som ikke-radioaktivt sporstoff for grunnvann. Pertechnetat er vanlig innen nuklærmedisin og er også rapportert benyttet som grunnvannstracer. $^{99\text{m}}\text{TcO}_4^-$ er tilgjengelig fra brukte nuklærmedisinske generatorer som levere til IFE for regenerering. Både $^{82}\text{Br}^-$ og $^{99\text{m}}\text{TcO}_4^-$ oppfyller kravene ovenfor. Disse nuklidene har relativt korte halveringstider (hhv. 35.34 og 6 timer), noe som gjør at de ikke vil kontaminere området over lengre tid dersom de skulle komme på avveie. En beskrivelse av beregningsmetode for å estimere nødvendig mengde å injisere er gitt i vedlegg 6 (IFEs søknad til Statens strålevern, 1999). I 2000 var de radioaktive tracerne som ble benyttet HTO, $^{82}\text{Br}^-$ og ^{131}I .

¹³ Kostnadene for tracere var fakturert under selvkost. Analyse av tritiert vann og andre tracere har normalpris rundt 1000 kr pr. prøver. For et større antall prøver og analyser av flere tracere samtidig kan prisen reduseres.

- *DNA-tracer*

DNA-sporstoff er en kjemisk syntetisk biopolymer som bærer spesifikk alfanumerisk informasjon som kan påvises og identifiseres i meget lave konsentrasjoner. Deteksjon og avlesning av informasjonene i DNA-traceren avleses ved hjelp av PCR (polymerase kjede-reaksjon)¹⁴.

Denne metoden ble framstilt av professor Peter Aleström ved Norges veterinærhøgskole. Anvendelse av DNA som merkemetode av produkter er patentert og kommersialisert gjennom selskapet Chem Tag as. Chem Tag as¹⁵ har utviklet C-TAGTM som er et intelligent sporstoff som består av et kort enkeltrådet syntetisk DNA-molekyl. DNA-molekylene er syntetisk fremstilt, biologisk nedbrytbar og anses som helt ufarlige for mennesker og miljø. C-TAGTM sporstoff kan leveres i praktisk prøvekoft som inneholder nødvendig materiell. Brukeren tilsetter selv C-TAGTM og tar prøver, som sendes per post til ChemTAG for analyse og dekoding. Tagene blir levert i 0.2 µmol skala, dvs. ca 1-2.10¹⁶ molekyler av DNA-taggen. 1 tag kan fordeles i flere flasker for å øke antall injeksjonspunkt.

Metoden ble vellykket anvendt av NVE i Østmarka for å fastslå lekkasjer fra Nordre Puttjern inn i jernbanetunnelen Romeriksporten (Kitterød et al., 1998), ved Ål vannverk (Hallingdal) for å fastslå forurensingskilden i forbindelse med en magetarmepidemi (Colleuille og Kitterød, 1998; Torgersen et al., 1998). Metoden ble også brukt i Holmedal fjellbrønner, Sogn and Fjordane (Gaut et al., 2000) og i løsmasser ved forsøksstasjonen Moreppen/Gardermoen (Sabir et al. 1997; Sabir et al., 1999). Teknikken krever sikkerhetstiltak under forberedelse, behandling og analyse av tracerne, både i laboratorier og under feltarbeid for å unngå krysskontaminering. De største fordelene med DNA-tracer er at traceren kan anses som et naturlig organisk og uskadelig stoff, og at DNA kan identifiseres i meget lav konsentrasjon. Ulempene ligger i at det ikke er mulig å utføre in situ og online målinger, og det er fare for krysskontaminasjon både i felt og laboratorium. Teknikken har inntil 2000 kun vært kvalitativ dvs. at det er kun mulig å identifisere DNA-sporstoff, men ikke å gi antall molekyler. Dermed har vi ikke gjennombruddskurver av DNA. I 2000 har ChemTag as kjøpt nytt utstyr som gjør det mulig å kvantifisere resultater. Vi har foreløpig lite erfaring med DNA-sporstoff og det

¹⁴ PCR er en meget sensitiv metode og kan teoretisk påvise ett enkelt C-tag TM molekyl i en prøve. Ved hjelp av en ny PCR-metode er det nå mulig å bestemme mengden av C-TAGTM i vannprøvene. Utstyr for kvantitativ C-tagTM er installert i ChemTags laboratorium ved Norges Veterinærhøgskole og ble brukt til analysen av våre prøver.

¹⁵ I 2000 hadde ChemTAG en pris på 20.000 kr for et basiskit som inneholder 100 rør til vannprøver, 100 engangspipetter (til innsamling av vannprøver), 2-3 engangshansker (til tillaging og tilsetning av tagløsning) og 1 C-tag, inkludert laboratorieanalyser av de 100 vannprøvene.

foreligger lite informasjon om nedbrytning, levetid, stabilitet og absorpsjon på mineraler av disse stoffene og ingen sammenligning med kjente sporstoff er utført.

2.2.4.2. Prosedyren for injeksjon av sporstoff

DNA-tag (10^{16} antall molekyler) leveres i tett flaske som oppbevares i kjøleskap før injeksjon. Sporstoffet behandles med engangsutstyr. Engangsplasthansker, trakt og tilførselsslange samt plastflaske med konsentrert DNA-sporstoff, kastes i tett plastikksekk og tæs ikke med til neste injeksjonspunkt. Hensikten med disse rutinene er å minimalisere faren for krysskontaminasjon av injeksjonsrørene.

De radioaktive tracerne ble fraktet fra IFE til Rena i transportklasse A. Det plasseres detektor ved innløp og utløp og logges kontinuerlig. To portable NaI-detektorer forbundet til strømforsyning og elektronikk via 100 m kabler ble koblet opp slik at den første detektoren ble flyttet rundt til injeksjonsrørene, mens den andre sto plassert i en tank som var koblet til utgangsslangen. Slangen hadde sitt utløp i en bekk som rant ut i Glomma. Til datalogging og lagring var elektronikkmodulen koblet til en PC. På denne måten kunne injeksjonspulsen og responsen registreres uavhengig av hverandre. Kontinuerlig logging med 5 minutters telletid ble utført. Utstyr og loggeprogram er utviklet av IFE. Før injeksjon sjekkes pumpe, slange og tilkopling til rør for lekkasje. Før tracerinjeksjonene ble det utført bakgrunnsmålinger med detektorene.

For hvert injeksjonspunkt loggføres:

- Geografiske koordinater og høydereferanse for injeksjonspunktet, pumpebrønnen og andre observasjonsbrønner;
- Dybdeintervall på filteret i injeksjonsrøret;
- Grunnvannsstand før og etter injeksjon. Ved lange forsøk bør grunnvannsstand overvåkes i minst en observasjonsbrønn;
- Den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen bestemmes før injeksjon av sporstoff (elektrisk ledningsevne, radioaktive stoffer..).
- Pumpebrønn rate
- Tidspunkt for start av injeksjon
- Mengde infiltrert sporstoff og vann
- Tidspunkt for slutt av injeksjon

Praktisk prosedyre:

Vanngjennomgang i injeksjonsrøret kan sjekkes ved å utføre en såkalt slugtest (10 eller 5 l vann helles i injeksjonsrøret mens man tar tiden på hvor hurtig vannstanden kommer tilbake til normalt nivå). Slugtesten indikerer permeabiliteten i filternivået. Permeabiliteten er avgjørende for hvor hurtig sporstoffet kommer ut i formasjonen, og vil også avgjøre hvor rask sporstoffet kan pumpes ned i røret.

Hvis nødvendig bør injeksjonsrørene spyles med vann for å rense rørene for tett masse.

Hurtigkoblinger (for NaCl og Rhodamin) festes til injeksjonsrøret. For å unngå krysskontaminasjon bør disse hurtigkoblingene bli stående fast til etter at sporstoff-forsøket er ferdig.

Et 200 liters fatt fylles med en løsning av grunnvann + salt og Rhodamin. Løsningen røres godt. Elektrisk ledningsevne på NaCl, vanntemperaturen og fluorescense avleses og loggføres (ev. prøver uttas). Konsentrasjonen av de ulike sporstoffene brukt på Rena er angitt i vedlegg 7.

Injeksjonene utføres i følgende rekkefølge av praktiske og sikkerhetsmessige grunner:

Injeksjon av DNA-sporstoff: Engangs-plastikkslange føres ned i nivå med filteret i injeksjonsrøret eller minst 1.5 meter under rørtoppen. Slangen kobles til en engangs trakt. DNA-sporstoff helles ned i trakten/plastlangen. 2-3 liter rent vann etterfylles for å skylle mest mulig av DNA molekylene ut fra trakten og tilførselsslangen.

Injeksjon av radioaktive sporstoff¹⁶: Ampullen med radioaktive stoffer knuses med en lang spesialtang oppe i en plastflaske med vann tilsatt litt NaOH og Na₂SO₃ for å unngå avgass av elementært brom. Denne løsningen ble så helt ned i injeksjonsrøret ved at flasken ble holdt med en annen spesialtang. Flasken ble så tilsatt vaskevann som ble helt over i røret. I 2000 ble ⁸²Br-traceren fraktet i form av ammoniumbromid i en ampulle av spesialplast som løser seg i vann. Ampullen ble sluppet ned i brønnen v.h.a. en lang tang. Vann ble deretter helt ned i brønnen, s.a. den spesielle plasten ble løst opp. ¹³¹I-traceren ble fraktet i prøveglass med septum. V.h.a. kanyler med slanger og 100 ml manuell sprøyte ble traceren pumpet direkte inn i brønnen. HTO ble helt fra flaske og direkte ned i brønnen.

Injeksjon av NaCl og Rhodamin: tilførselsslange for NaCl og Rhodamin festes til hurtigkoblingen. Mellom 50 og 200 l løsningen pumpes ned i injeksjonsrøret.

Injeksjon av 5-20 l rent vann for å skylle pumpen og tilførselsslangen. Alt som har vært i kontakt med DNA sporstoffet (trakt, engangsplasthansker, og plastikkslangen) kastes i plastikksekk som knyttes igjen og sendes til destruksjon (ev. oppbevares atskilt fra de

¹⁶ Ansvarlig for injeksjon, strålevern og behandling av radioaktivitet var Carsten Qvenild, IFE.

andre injeksjonspunktene til etter at forsøket er over). Etter injeksjonene blir området sjekket med kontamineringsmonitor.

Prosedyre for måling og prøvetaking av sporstoff:

Prøvetaking kan utføres med automatisk vannprøvetaker (ISCO prøvetaker). ISCO-prøvetakeren kan programmeres til å ta vannprøver med gitt intervall. Sugelangen tømmes etter hver prøvetaking (men skylles ikke). I utgangspunktet tæs prøver hver time, men ved lengre forventet gjennombrudd av sporstoff tæs prøver daglig eller ukentlig. Det benyttes 2 sett med ISCO prøveflasker (2* 24 prøver). Etter en prøvetakningsrunde vaskes og tørkes ett sett, mens det andre setter i funksjon. Prøvene lagres i kjøleskap før de sendes videre til laboratorium. Ca. 1½ ml vannprøver for DNA analyse pipetteres (engangpipette) opp i reagensrør. Reagensrøret tettes og merkes med fortløpende nummer. Tidspunkt for hver nummererte prøve noteres i loggbok. Ledningsevne måles manuelt i hver prøveflaske og loggføres. Vannet som blir til overs i ISCO prøveflaskene helles over i bøtte eller spann og tømmes ut i sikker avstand fra pumpebrønn og injeksjonsrør.

En sammensetning av alle sporstoff-forsøk utført i Rena i 1999 og 2000 er presentert i rapport 2.

2.2.4.3. Målinger av miljø-indikatorer

De fleste grunnvannsverk i Norge ligger i små grunnvannsmagasin der det er markerte variasjoner i vannkjemii og grunnvannstand gjennom året. Derfor kan målinger av enkelte kjemiske parametere gi verdifull informasjon om grunnvannoppholdstid og spesielt transporttid mellom elv og brønn.

Undersøkelser utført i Norge viser at en stor del av de løste stoffene i vinternebbøren frigis under første del av snøsmelting (Mosti & Misund, 1998). Ut i fra dette forventes en markert økning i elementer som har hovedkilde i nedbør når overflatevannet domineres av smeltevann. Elementer som er upåvirket av kjemiske reaksjoner i akviferen vil vise en tydelig faseforskyvning i tidsseriene for elvevann og grunnvann og kan benyttes for beregning av oppholdstiden. Oksygenisotop-variasjonene vil kunne brukes tilsvarende. I vinterperioden er vannsnydannelsen fra nedbør liten og vannføringen i norske elver er dominert av grunnvann. For lave vannføringer er praktisk talt hele vannføringen grunnvannstilsig. Undersøkelser utført i Norge viser at grunnvannsavløp kan utgjøre mer enn 80 % av vannføringen i små uregulerte vassdrag og bekker ved lave vannføringer (Gjørsvik, 1970, Andersen, 1972). ”Smeltingen av isotopisk lett vinternebbør medfører markert endring av isotopsammensetningen i elvene når vannføringen domineres av overflatevann, f. eks under snøsmeltingen om våren. Det er derfor en faseforskyvning før

det lettisotopiske overflatevannet gir innvirkning på grunnvannet, og dette gir et mål på oppholdstiden fra elva til brønnen” (Haldorsen, 1994).

Tidsserier for hovedelementene (vanntemperatur, vannstand, elektrisk ledningsevne og/eller okygenisotoper) viser sesongmessige variasjoner og relasjonen mellom elvevann og grunnvann og kan benyttes til å beregne oppholdstiden fra elv til brønn (Haldorsen, 1994; Misund, 1999). I Misvær i Nordland har NGU bruk okygenisotoper, ledningsevne, klorid, temperatur osv. til å bestemme oppholdstiden fra elv til brønn. Ved ukentlige vannprøver fra brønn/elv kan en særlig i forbindelse med vårflommen se trender i dataene for oksygenisotoper, temperatur og klorid og ledningsevne som gjør det mulig å bestemme omtrentlig oppholdstid mellom elv og brønn. (Mosti & Misund, 1998, Misund, 1999).

En oversikt over miljø-indikatorer og metodikk ved analyse av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann finnes i Wagner og Harvey (2000).

- *Elektrisk ledningsevne*

Grunnvannets elektriske ledningsevne (konduktivitet) gjenspeiler vannets innhold av løste ioner som skyldes utløsning fra mineralmaterialet i grunnvannssonen. Det vil være en relativt stor forskjell på grunnvannsdominert baseflow på vinteren og ionefattig flomvann i snøsmeltingen. Grunnvannets elektriske ledningsevne er ofte på sitt laveste når flomvann fra elva trenger inn i magasinet og når sitt maksimale ved infiltrasjon av vinterelvevann (stigende tendens utover vinteren som følge av økende grunnvannssandel på grunn av liten vannføring). Denne typen målinger bør gjøres ved kontinuerlig logging i elv og grunnvann.

- *Vanntemperatur*

Grunnvanntemperaturen er ofte stabil, mens elvevannstemperaturen kan varierer fra 0 til 25 °C. Temperaturen kan være en ypperlig indikator, særlig i områder med stor forskjell i temperaturen mellom sommer og vinter slik det er i Østerdalen. Vanntemperaturen kan gi indikasjoner om det foreligger kortslutning mellom overflatevann og brønn.

2.3. Analyse av klima- og vannregime

Hydrologiske regimer defineres i Norge som regel med utgangspunkt i den sesongmessige fordelingen av flommer og lavvannføringer. Sommersesongen karakteriseres av forholdsvis høy lufttemperatur, lite nedbør og stor evapotranspirasjon. Vintersesongen derimot har lave lufttemperaturer, lite evapotranspirasjon og har som regel store nedbørmengder. I denne sesongen magasineres største delen av nedbøren som snø og dessuten fryser bakken til slik at dreneringsegenskapene forandrer seg. På Østlandet karakteriseres vannregimet ofte av to lavvannsesonger (vinter/sommer) atskilt av to flommer (vårflom, høstflom).

Siden variasjonene er store, anvendes ofte i hydrologiske beregninger verdier relativt til en gitt middel- eller en gitt normalverdi. En avløpsnormal viser f. eks. gjennomsnittlig vannføringen over en gitt periode.

NVE har et landsdekkende stasjonsnett med vannstands- og vannføringsmålinger som kan anvendes ved estimeringen av vannregime. Når man ikke har direkte hydrologiske målinger kan de avledes fra felt med samme karakteristikk eller avledes fra nedbørsdata og smeltevanntmengde. Vi kan f. eks. benytte en såkalt frekvensanalyse på nedbørsdata som grunnlag for å evaluere total avrenningen til det aktuelle området.

2.3.1. Normalavløp og spesifikk avrenning

Normalavløp eller middelavrenning er en måte å beskrive avløpsforhold på i et vassdrag. Normalavløpsberegninger utføres blant annet ved produksjon av avrenningskart. Med en avløpsnormal menes gjennomsnittlig avrenning over en gitt periode. Det refereres ofte til standard normalperiodene 1931-1960, 1961-90 osv, men andre perioder kan benyttes. En avløpsnormal kan beregnes for år, sesong eller måned¹⁷.

Avrenningen fremstilles vanligvis i form av avrenningskart som viser gjennomsnittlig årsavrenning i en referanseperiode. Disse kartene viser årlig middelavrenning i l/s.km² samt nedbørfeltgrenser. Avrenningskartet kan benyttes til å estimere årlig middelvannføring for et vilkårlig punkt i et vassdrag. Avrenningsdata er basert på observasjoner fra målestasjoner for vannføring, årlig middelnedbør i referanseperioden, aktuell fordamping og fremherskende vindretning, massebalanse- og frontposisjonsmålinger ved en del breer. Avrenningskart for 1930-1960 og 1961-1990 er tilgjengelig i NVEs GISsystem Kartulf som isohydat-kurver (kurver gjennom punkter

¹⁷ Programmet Normal i NVEs database beregner avløpsnormaler ved hjelp av en dataserie. Dersom stasjonen har observasjoner hele perioden er avløpsnormalen gjennomsnittet av alle døgnverdiene i perioden. Hvis serien derimot ikke er komplett kan verdier for manglende år beregnes ved regresjonsanalyse mot en representativ sammenligningsstasjon.

med lik spesifikk avrenning)¹⁸. En presentasjon av metodikk for utarbeidelse av avrenning-/vannbalansekart er utgitt i Hydrologisk månedsoversikt 06.1999 (Roald og Beldring, 1999) og i NVEs rapport 2-2001 (Beldring et al., 2002).

Den enkleste måte å illustrere de hydrologiske forholdene i et vassdrag er å presentere kurver som viser karakteristiske vannføringsverdier for hver dag i løpet av året i en bestemt periode som f. eks. kurver som viser maksimum, median og minimum verdier.

2.3.2. Frekvensanalyse av nedbør- og vannføringsdata

En måte å behandle hydrologiske data på er å analysere varigheten av en gitt situasjon, for eksempel en gitt tilsigsverdi, og å beregne gjentaksintervallet for denne situasjonen. Dette gir antall år, statistisk, som det går mellom hver gang en slik situasjon opptrer. For å skaffe oss best mulig grunnlag for å karakterisere det hydrologiske forholdet kan vi benytte sannsynlighetsregning på nedbør- og vannføringsobservasjonene. Kort sagt går en slik beregning ut på å tilpasse observerte ekstreme nedbørverdier/vannføringer til en teoretisk statistikk fordeling. Gjentaksintervallet er det antall år som gjennomsnittlig går mellom hver gang en like stor eller større nedbørhendelse inntreffer. Sannsynligheten for overskridelse av en viss nedbør er den inverse størrelse av gjentaksintervallet. Det er f. eks. en sannsynlighet på 0.01 (1/100) for at en nedbørhendelse med gjentaksintervall 100 år skal nåes eller overskrives et bestemt år.

Naturlige infiltrasjonsmengder fra et gitt område er ofte vanskelig å estimere. Disse dataene kan avledes på grunnlag av frekvensanalyse på nedbørdata for normale og ekstreme situasjoner. Det er ofte også av interesse å bestemme tall for ekstreme vannføringer (lavvannføring og flomføringer). I vassdrag som Glomma med hyppighet av både høst- og vårflommer er det nyttig å utføre separate analyse av vår- og høstflommene. Det samme gjelder lavvannføringer om vinteren og sommeren.

2.3.3. Alminnelig lavvannføring

Alminnelig vannføring er en sentral størrelse bruk i norsk vannressursforvaltning og konsesjonsbehandlingen av norske vassdrag. Alminnelig vannføring benyttes ved vurdering av konsesjonsplikt etter vassdragsreguleringsloven og industrikonsesjonsloven, og som et generelt minstevannføringspålegg for konsesjonsfrie uttak etter vannressursloven (Skaugen et al. 2002). Alminnelig lavvannføring er ikke tilknyttet til de vanlige statistiske begrepene som anvendes i hydrologi. For å beregne alminnelig lavvannføring kreves uregulerte data for en 20-30 årsperiode:

¹⁸ I Kartulf 2002 (versjon 3.0) finnes det et verktøy som gjør mulig å beregne avrenningen i Norge på et bestemt område.

”Alminnelig lavvannføring blir beregnet ved først å sortere hvert enkelte års vannføringsverdier. Fra den sorterte årsserie blir vannføring nummer 350 tatt ut. Disse vannføringene danner en ny serie som igjen sorteres. Av denne serien blir den laveste tredjedelen fjernet, og alminnelig lavvannføring er den laveste gjenværende verdien” (Skaugen et al. 2002).

Programmet E-Tabell på NVEs START-system (Hydra II) beregner årsavløp, høyeste vannføring og den laveste vannføring i 350 dager og laveste vannføring for hvert år. Likeså beregnes alminnelig lavvannføring. Ved hjelp av enkle regresjonssammenhenger har Skaugen et al. (2002) utvidet programmet LAVANTI (Krokli, 1988) for å kunne estimere alminnelig lavvannføring for felt uten vannføringsmålinger. Programmet finnes også på NVEs START-system under navnet LAVVANN. Programmet estimerer alminnelig lavvannføring som funksjon av vassdragets geografiske plassering og klimapåvirkning, areal og akselengde, maksimal høydeforskjell, effektiv innsjøprosent, snaufjellprosent og midlere spesifikke avrenning.

2.3.4. Vannbalanseberegning

For et nedbørfelt gjelder det at vannet som faller innenfor feltets grenser som nedbør P fratrasket fordampningen og evapotranspirasjon E (det som plantene tar opp og puster ut) vil renne av fra feltet, det såkalte avløpet Q . Hvis det lagres/tappes vann i feltet, i innsjø eller i grunnen, kalles dette magasin- eller reservoarendringen ΔR

Dette kan uttrykkes som følger ved hjelp av vannbalanseligningen: $P = Q + E + \Delta R$ (1)

Foreligger data om nedbør og fordampning over en viss tid og for et gitt område, vil differansen mellom disse gi det faktiske vannoverskuddet som går til avrenning og infiltrasjon. Har man data fra overflatevannavrenningen kan denne trekkes fra det reelle vannoverskuddet og en har dermed bestemt grunnvannsdannelsen. Tar en videre hensyn til reservoarendringer har en bestemt grunnvannsnydannelsen.

Evapotranspirasjon E er meget vanskelig å bestemme. Det kan enten gjøres ved beregning ut fra meteorologiske data eller ved å måle de andre leddene i likning 1. I perioder med mye nedbør vil E være svært liten i forhold til P , Q og ΔR i likning 1. I disse perioder kan man derfor ser bort fra E .

ΔR representerer endringer i vannvolumet som er lagret på overflaten i form av snø og is om vinteren og i undergrunnen som markvann og grunnvann. Lagringskapasiteten av vann i løsmassene representerer betydelig volum som er vanskelig å estimere.

Avløpet fra et nedbørfelt måles gjerne som vannføringen over et profil/overløp i en bekk og angis i m^3/s . For å ha et relativt mål på feltets hydrologiske egenskaper opererer man gjerne med såkalt spesifikk avrenning, dvs. vannføringen dividert på feltets areal, og

denne angis i $\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$. I en situasjon med ingen magasineringendring vil avløpet være likt med tilsiget.

Hvordan feltet magasinerer og avgir vannet avhenger av feltets karakteristika. Det vil si parametere som dets topografi, høydefordeling, løsmasseoverdekning, sjøprosent etc.. Et område som Rena med stor løsmasseoverdekning, lave topografiske forskjeller, sjø- og myrprosent vil respondere langsomt på endringer i tilsig og ha stor evne til å lagre vann.

Det er egentlig veldig vanskelig å utføre en vannbalanseberegning siden vi mangler kvantitative data om de fleste parametrene (fordampning, vannføring i bekkene, grunnvannsdannelse...). I tillegg er det alltid vanskelig å estimere overflateavrenning/grunnvannsdannelse i bebygd områder pga. at en stor del av arealet er asfaltert, drenert og at det sannsynligvis er lekkasjer fra ledninger.

Tankegangen bak vannbalanseberegning er derfor mer et forsøk på å vurdere hvilke parameter som er viktig på Rena mht. grunnvannsdannelse og utvekslingsmengder mellom grunnvannsmagasinet og Glomma, enn et forsøk på å kvantifisere alle parametere.

2.4. Grunnvannsanalyse vha. modellverktøy

NVE har de siste årene utført en rekke grunnvannsanalyser vha. modellverktøy av betydning for saksbehandlingen i forbindelse f. eks. med Romeriksporten (Kitterød N.O. et al., 1998; Colleuille H. et al., 1999; Landauer, 1999), men også for annen forvaltningsrettet forskning på grunnvann som utnyttelse av grunnvarme (Holm T., 1998; Holm T., 1999; Heidenstrøm et al., 2000; Dagestad og Heidenstrøm, 2000), beskyttelse av grunnvannsanlegg (Colleuille og Kitterød, 1998; Heidenstrøm og Colleuille, 2000), og analyse av temperaturforhold (Dimakis, 2002). Modellverktøy har generelt vært lite brukt i Norge (Segar, 1994; Segar og Hilmo, 1996; Segar et al. 1997), men blant konsulenter, har vi sett, de siste årene, en større interesse for bruk av denne typen analyseverktøy (OSL, 2000; Soldal et al., 2001; Rudolph-Lund og Sørli, 2002; Klempe, 2002).

I dette avsnittet skal vi gi en kort oversikt over formålet og prinsippet med grunnvannsanalyse vha. modellverktøy. Prosedyrene om modelloppbygging, kalibrering og validering blir beskrevet nærmere i rapport 3.

2.4.1. Formål med grunnvannsimulering

Visual Modflow og Feflow er navnet på de to analyseverktøyene som NVE bruker for grunnvannsanalyser. Begge to er 3D strømnings- og forurensningstransportmodeller for den mettede sone. Feflow er, i tillegg til vanlige strømningsanalyser, i stand til å analysere vannstrømning i den umettede sonen og varmetransport i grunnvann. Modflow er beskrevet nærmere i rapport 3. Et viktig tilleggsformål med dette prosjektet på Rena er å vinne erfaring med disse programpakken. Et langsiktig mål med slike strømningssimuleringer er å utvikle generelle metoder for en best mulig utnyttelse av geologisk og hydrologisk informasjon for konsistente analyser av grunnvannet. På den måten kan NVE utarbeide prosedyrer for å evaluere hydrologiske effekter av grunnvannsuttak eller vassdragsregulering. Utvikling av gode simuleringsprosedyrer er derfor et viktig mål i seg selv.

De første datamaskinprogrammene som kunne hjelpe til med å løse grunnvannsproblemer dukket opp på begynnelsen av 70-tallet, og var svært lite brukervennlige. Det tok flere måneder å bygge opp et bestemt problem på datamaskinen og å få ut simuleringsresultatene. Arbeidsmengden var så stor at det var ulønnsomt og lite praktisk å bruke slike modelleringsprogrammer for å løse vanlige problemer. De høye simuleringsutgiftene kunne bare forsvares for grunnvannsproblemer som var tilknyttet store prosjekter. Den raske utviklingen av datamaskinene, og spesielt utviklingen av det grafiske grensesnittet på datamaskin, har ført til en stor endring i modelleringsprogrammene og måten vi bruker dem på. Ved å bruke grafiske modelleringsprogrammer kan vi bygge opp en grunnvannssituasjon og få resultatene i løpet av kort tid. Utgiftene er redusert betydelig. Dermed kan vi bruke slike

modelleringsprogrammer i atskillig flere situasjoner enn før. Vi kan blant annet vurdere konsekvensene av vassdragsreguleringer, optimalisere grunnvannsuttak, identifisere forurensningskilder og etablere sikkerhetssoner rundt pumpebrønner.

Erfaringer med slike modelleringsverktøy er både gode og dårlige. De positive erfaringer kommer fra fleksibiliteten som karakteriserer disse programmene. Man kan simulere meget kompliserte problemer, og til og med prøve ut de løsningene man har tenkt å bruke, på datamaskinen. Dermed kan man finne den beste løsningen med hensyn til økonomien og effektiviteten gjennom konsekvensanalyser og risikovurderinger. De negative erfaringene stammer fra et viktig spørsmål som må besvares. Hvor mye kan vi stole på resultatene vi får ut av disse programmene? Det er dette spørsmålet som har ført til skepsis blant hydrogeologer. Mange hydrogeologer opplever et stort avvik når de sammenligner simuleringsresultater med feltmålinger. Årsakene til slike avvik er ikke alltid lett å påpeke, men vanligvis er det to årsaker. Den første og viktigste er knyttet til antagelsene som blir brukt når man bygger opp problemet på datamaskinen. For at programmet skal fungere riktig, trenger vi informasjon og data som ikke alltid er tilgjengelig. Vi er nødt til å introdusere antagelser for å dekke programmenes behov for informasjon. Modelleringsprogrammer er meget følsomme for visse antagelser. Til og med små endringer i antagelsene kan føre til store variasjoner i resultatene. Den andre årsaken til store avvik er dårlig oppbygging av problemet på datamaskinen. Det vi observerer i naturen må beskrives matematisk før det kan settes inn i programmet. Noen ganger har det vi observerer i naturen ikke noen direkte tilsvarende matematisk løsning og man er nødt til å bruke matematiske løsninger som innfører feil. Hvis man har nok erfaring med grunnvannsmodeller, kan man redusere simuleringsfeilene betydelig og få troverdige resultater, ved å bruke gode antagelser og å utnytte de eksisterende matematiske løsningene.

Grunnvannsmodeller blir stadig bedre og gir oss resultater med en stadig økende kvalitet. Det betyr at hydrogeologer kan tilby bedre optimale løsninger og i tillegg spare kundene sine for en god del utgifter.

Det kreves imidlertid betydelig erfaring i grunnvannsmodellering for å kunne bruke modelleringsverktøy for datafattige analyser. Det er så mange hypoteser og antagelser som inngår i utformingen av modellen, at man må være forsiktig med tolkningen av resultatene. Det må spesielt utøves forsiktighet når resultatene skal brukes på en kvantitativ måte (beregning av flukser, vannbalanser, osv..)

Ifølge Packman og Bencala (2000) er numeriske strømningsmodeller som Modflow egnede for å analysere utvekslingen mellom overflatevann og grunnvann. Det er et nyttig verktøy spesielt for å kvantifisere fluksene og identifisere hvilke faktorer som kontrollerer vannutveksling.

2.4.2. Matematiske grunnlag

Grunnvannsmoeller prøver ved bruk av numeriske metoder å løse en eller flere varianter av den følgende partielle differensielle likningen

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} - q \quad (1)$$

hvor

T = Transmissivitet (m^2/s)

h = Hydraulisk potensialenergi (m)

S = Magasinerings koeffisient (m)

q = Eksterne fluks (m^2/s)

x, y = dimensjonsretninger(m)

t = tidsdimensjon(s)

Grunnvannslikningen kan skrives på mange forskjellige måter ved bruk av andre betegnelser og parametere og kan få mange ha flere ledd enn de som vises her. Uansett hvordan grunnvannslikningen ser ut uttrykker den en grunnvannsbalanse. Dvs. at grunnvannet som strømmer inn i modelleringsområdet minus grunnvannet som strømmer ut må være lik grunnvannet som blir magasinert pluss/minus eventuelt vann som kommer inn eller ut av modelleringsområdet fra eksterne kilder (nedbør, overflatevann, brønner, vannkilder osv.) I tillegg til grunnvannsbalansen må likningen også uttrykke forholdet mellom grunnvannsbevegelse og forbruk av energi. Darcy's lov uttrykke akkurat dette forholdet

$$v = -K \frac{\partial h}{\partial x} \quad (2)$$

hvor

v = Darcys grunnvannshastighet, også kalt spesifikk fluks q_D (m/s)

K = Hydraulisk ledningsevne (m/s)

h = Hydraulisk potensialenergi (m)

x = Retningen på grunnvannsbevegelsen (m)

Darcys lov kan også skrives på mange forskjellige måter og forteller at forbruket av energi er proporsjonalt med hastigheten. Darcy's lov er innebygd i grunnvannslikningen (1).

Det finnes mange numeriske metoder som kan brukes til å løse denne typen partielle differensielle likninger (1). De mest brukte metodene er endelig differanse metoden (FD, finite difference) og endelig element metoden (FE, finite element). NVE har to numeriske grunnvannsmodeller som brukes til alle typer grunnvannsanalyser, Visual MODFLOW som bruker den endelige differanse metoden, og FEFLOW som bruker den endelige element metoden.

For å kunne bruke disse numeriske metodene kreves det at modelleringsområdet /analyseområdet deles opp i tusenvis av små områder som kalles for elementer. Endelig differanse metoden krever at elementene skal være kvadrater eller rektangler, mens endelig element metoden kan bruke elementer med komplisert geometri, som regel brukes det trekkanter eller firkanter. Siden elementene har små dimensjoner er det mulig å tilnærme løsningen av den partielle differensielle likningen for hvert element. For eksempel kan det ved FD-metoden estimeres et differanseledd i en likning ved å anta at

$$\frac{dh}{dx} \approx \frac{\Delta h}{\Delta x} = \frac{h_1 - h_2}{x_1 - x_2}$$

hvor Δx er avstanden mellom midtpunktene av to elementer som står ved siden av hverandre og Δh er differansen mellom h verdiene på de to midtpunktene.

Tilnærmingen vil ikke alltid være god, men feilen minsker når avstanden mellom de to midtpunktene x_1 og x_2 minsker, eller ved grunnvannslikningen når elementene har små dimensjoner. Metoden er lett å forstå og implementere noe som gjør den til den foretrukne metoden blant hydrogeologer.

FE-metoden tilnærmer løsningen ved å danne en fiktiv løsning. Den antar for eksempel at løsningen i et element er en linje. Dvs. at det antas at løsningen har den følgende matematiske formen

$$\hat{h} = ax + b$$

hvor ”hatten” på h indikere at det er en fiktiv løsning, og a og b må få bestemte numeriske verdier. FE-metoden bruker en ganske avansert måte for å estimere verdiene til a og b . Første observerer man at den fiktive løsningen kommer ikke til å tilfredsstillende den partielle differensielle likningen og skal skape et avvik. Deretter omskrives likningene for å uttrykke avviket som produseres av den fiktive løsningen. Til slutt implementerer man en såkalt minimeringsprosess for å finne hvilke verdier for a og b som gir det minste avviket i likningene. For grunnvannslikningen (1) som er todimensjonal, vil det på en tilsvarende måte anta at løsningen er en flate med matematisk form

$$\hat{h} = ax + by + c$$

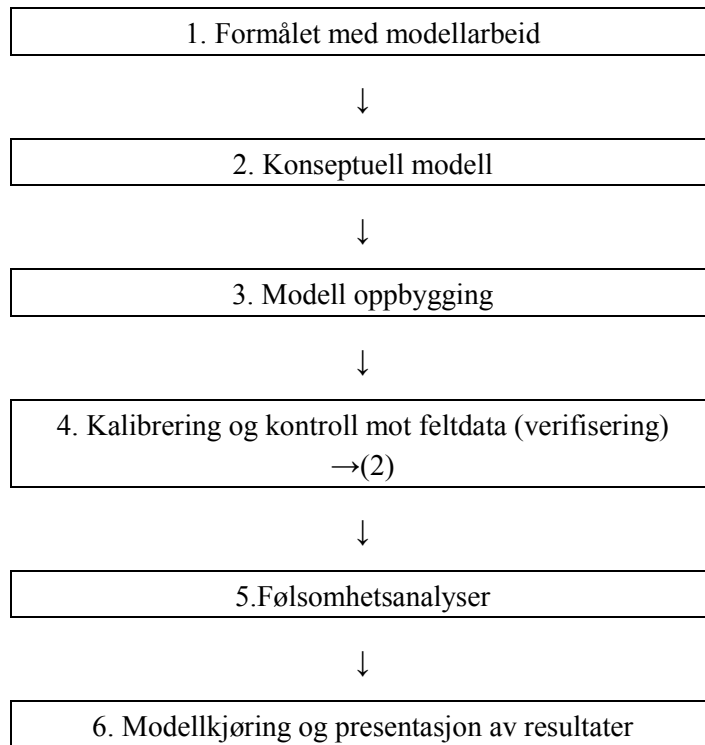
og for hvert element bestemme verdiene til a , b og c . Det som er elegant med FE-metoden er at minimeringsprosessen garanterer at avviket fra den riktige løsningen er så liten som mulig og i tillegg er det mulighet til å beregne størrelsen på avviket. Slike garantier og muligheter får man ikke med FD-metoden. FE-metoden er populær blant matematikere og analyse folk og er ikke spesielt lett å forstå og implementere. Blant hydrogeologer er FE-metoden ikke veldig populær fordi effekten av de forskjellige hydrauliske parameterne forsvinner blant den avanserte matematikken som brukes, noe som gjør det vanskelig å forstå hvordan disse parameterne påvirker resultatene. Men garantiene metoden gir og muligheten til å kvantifisere de numeriske feilene har ført til at et økende antall hydrogeologer tar den i bruk.

Til tross for de sofistikerte numeriske metodene som brukes i dag for å analysere praktiske grunnvannsproblemer på, resultatene ofte viser seg til å være misvisende og/eller feilaktige. Den enkleste måten å forklare dette på er å si at metodene har arvet alle problemene knyttet til grunnvannslikningen (1) og Darcys lov (2). Det kreves et meget detaljert kjennskap av de hydrogeologiske forholdene i et område for at likningene skal fungere som de skal. I de fleste tilfellene har vi et begrenset kjennskap til disse forholdene. Det vi mangler i kjennskap er vi ofte nødd til å erstatte med teoretiske betraktninger.

Numeriske grunnvannsmodeller er det eneste analyse verktøyet som står til disposisjon for praktisk bruk i dag. Selv om grunnvannmodeller ofte representerer en grov forenkling av den komplekse fysiske virkeligheten klarer de å simulere virkeligheten på en tilfredsstillende måte. I alle fall tilfredsstillende nok til å være viktige og verdifulle hjelpemidler når grunnvann skal utnyttes og vernes.

2.4.3. Modellprosedyrer

Modellarbeidet består av flere steg som er framstilt i figur 1. Denne presentasjonen er delvis hentet fra Anderson and Woessner (1992).



Figur 1. Ulike steg ved modellarbeid

2.4.3.1. Formål med modellarbeid

Bruk av en numerisk modell kan ha flere formål:

- organisere og systematisere feltdata;
- tolke prosessene som oppstår;
- forutsi fremtiden (prognose);
- analysere effekt av planlagt tiltak i systemet

Det første steget ved modellarbeid er å fastsette formålet med modellen. Dette er grunnlaget for valg av type modell (analytisk/numerisk modell, transient/steady state, 1D, 2D eller 3D modellering) og omfang av datamengde. Det er viktig å vurdere om modellen egentlig er nødvendig og om spørsmålene som stilles kan besvares med andre type metoder.

Numeriske strømningsanalyser antas ofte å være en av de sikreste metodene som kan benyttes for å undersøke hydrologiske forhold i et grunnvannsmagasin dersom gode data er tilgjengelig. Oppbygging av en modell kan bidra til en mer effektiv håndtering og bruk av de tilgjengelige dataene, og en bedre forståelse av den hydrogeologiske kompleksitet.

Er det mulig å benytte modelleringsverktøy når det nesten ikke finnes data? Svaret på dette spørsmålet må være både ja og nei. Hvis målet er å produsere en modell som er i stand til å simulere nøyaktig de aktuelle feltforholdene er svaret nei. Men om målet er å utføre en analyse for å kunne svare på konkrete spørsmål angående grunnvannsforholdene i et område er svaret ja. Resultatene som fremkommer ved bruk av modelleringsverktøy på begrensede datamengder er selvfølgelig beheftet med usikkerhet, men om man stiller de riktige spørsmålene og bruker rimelige hypoteser i modelloppbyggingen får man verdifull informasjon fra slike datafattige modeller (Dimakis, 2001).

2.4.3.2. Utvikling av en konseptuell modell

Utvikling av en konseptuell modell innebærer at alle viktige hydrogeologiske enheter og grensebetingelser til systemet er fastsatt. Arbeidet utføres på grunnlag av anskaffet data (feltmålinger og andre typer datatilfang, se kapittel 2 i denne rapporten). For å utvikle en konseptuell modell må dataene være systematisert. Man må ha en god kjennskap til og forståelse av kvartærgeologi og vannbalanse i det aktuelle området. Feltbefaring er anbefalt i denne fasen av modellarbeid.

2.4.3.3. Oppbygging av modellen

Ved oppbygging av modellen er den konseptuelle modellen satt på en digital form egnet for modellering. Dette steget inkluderer oppbygging av gridet, valg av tidsparameter, bestemmelse av grensebetingelser og preliminært valg av modellparameter.

2.4.3.4. Kalibrering og verifisering

Formålet med kalibrering er å sørge for at modellen klarer å reprodusere feltobservasjoner. Kalibrering utføres for å finne et parametersett som reproduserer de mest relevante observasjonene. Samtidig er det viktig at parametrene gjenspeiler de geologiske forholdene på en mest mulig realistisk måte. Kalibrering utføres ved prøving

og feiljustering av parameter eller automatisk med WinPest. Det bør også utføres en verifisering av modellen ved å kjøre modellen med det aktuelle parametersett til å simulere et nytt sett av felldata.

2.4.3.5. Følsomhetsanalyser

Det er uvissheter ved bestemmelsen av grensebetingelser og modellparameter. Følsomhetsanalyser utføres for å vurdere hvilke parameter som har mest innflytelse i resultatene fra simuleringer. Ved automatisk kalibrering får man direkte informasjon om parameterfølsomhet.

2.4.3.6. Modellkjøring og presentasjon av resultater

Man kjører scenarier med fastsatte parameter og grensebetingelser, unntatt for parameterne som er antatt å variere. Man kan f. eks. prognosere grunnvannstrømninger ved ulik vannstand eller klima. Tydelige og attraktive fremstillinger av den konseptuelle modellen og resultater er vesentlig for en effektiv presentasjon av modellarbeidet.

Referanser:

- Andersen T., Gjørsvik O., og Ruud L., 1972. Grunnvannsundersøkelser i Aursundfeltet. NVEs rapport 3/72.
- Anderson M.P. and Woessner W.W., 1992. Applied Groundwater Modeling. Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press.
- Atkinson T., 2001. The potential of artificial tracers for aiding groundwater protection and risk assessment. In Conference Proceeding "Protecting Groundwater" 4-5 October 2001. International Convention Centre, Birmingham UK.
- Beldring S., Roald L., og Voksø A., 2002. Avrenningskart for Norge. Årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990. NVEs Dokument 2-2002.
- Benjaminsen H., 1999. Georadarundersøkelser på Sundreøya, Ål kommune, Hallingdal. NVEs dokument 1-1999.
- Berg G., 2002. Forskningsprogrammet Vassdragsmiljø 1997-2001. NVEs rapport 7-2002.
- Bjørlykke, 1976. Rena. Berggrunnsgeologisk kart 1917 II – 1:50.000. Norges geologiske undersøkelse.
- Brabrand Å., Koesler A.G., Bremnes T. og Saltveit S.J., 2003. Grunnvannstilstrømning til elveavsnitt med redusert vannføring: økologisk betydning for bunndyr og fisk. In "Statusrapport- Prosjekter Miljøbasert vannføring 2002" Februar 2003. NVE.
- Brittain J.E., 2002. Miljøbasert vannføring – et nytt FoU-program. NVEs Hydrologisk månedsoversikt, mai 2002.
- Colleuille H. og Kitterød N.O., 1998. 2D simulering av strømningsforholdene i løsmassene på Sundøya i Ål kommune. NVEs rapport 13-1998.
- Colleuille H. og Kitterød N.O., 1998. Forurensning av drikkevannsbrønn på Sundøya i Ål kommune. NVEs rapport 18-1998.
- Colleuille H., Kitterød N.O., og Pedersen T.S., 1999. Numeriske simuleringer av vannbevegelser og vanninfiltrasjon i Romeriksporten. NVEs Hydrologisk månedsoversikt, januar 1999.
- Colleuille, H., Pedersen, T. S., Dimakis, P. og Skrede, K. M., 2000. Forvaltningsrettet forskning på grunnvann i Rena, Hedmark. Georadarundersøkelser, sporstoff-forsøk og strømningsanalyser: Preliminære resultater. Det 9. seminar om hydrogeologi og miljøgeokjemi, NGU 9. – 10. februar 2000.

- Colleuille H. og Heidenstrøm B., 2001. Oversikt over hydrologisk informasjon tilgjengelig i NVE med hensyn til grunnvann og EUs vanndirektiv. NVEs rapport 8-2001.
- Colleuille H., Pedersen T.S., Dimakis P., og Frengstad B., 2004. Elv og grunnvann. Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin og Glomma i Rena, Hedmark (002.Z). **Rapport 2.** Materiale og feltmålinger. NVEs rapport Miljøbasert vannføring 2-2004.
- Colleuille H., Wong W-K., og Dimakis P., 2004. Elv og grunnvann. Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin og Glomma i Rena, Hedmark (002.Z). **Rapport 3.** Grunnvannsmodellering. NVEs rapport Miljøbasert vannføring 3-2004.
- Constantz J., 1998. Interaction between stream temperature, streamflow, and groundwater exchanges in Alpine streams. Water Resources Research, 34.
- Dagestad A. og Heidenstrøm B., 2002. Kartlegging av grunnvarmepotensialet fra løsmasser i Otta sentrum, Sel kommune. Norges geologiske undersøkelse.
- Dassargues (Editor), 2000. Tracers and Modelling in Hydrogeology. International Conference on Tracers and Modelling in Hydrogeology. University of Liège, Belgium, may 2000.
- Detay M., 1997. La gestion active des aquifers. Masson ed.
- Dimakis P., 2002. Kollemo badelagune i Hægebostad kommune (024.B4). Grunnvannsanalyse og temperaturforhold. NVEs oppdragsrapport 8-2002.
- Ellingsen K., 1990. Rena Kartonfabrikk. Utbygging av grunnvannsanlegget. Brev fra NGU til Brønnboringsutstyr as.
- Eriksen D. Ø., 1999. Injeksjoner og tester av grunnvannstracere på et pumpefelt på Rena 27. til 28. oktober 1999. IFEs rapport IFE/KR/F-99/177.
- Frengstad B., 2002. Karakterisering av grunnvannsforekomsten-Kvalitet. Seminar "Grunnvannsutnyttelse i praksis" 6-7 november 2002. Tønsberg. IAH-Norsk Bergmekanikkgruppe.
- Gaut S., Torgesen J., Storrø G. and Brattli B., 2000. DNA tracers used in connection with groundwater wells at Holmedal, Sogn and Fjordane.
- Gillebo E., Pedersen T.S. og Aagaard P., 2000. Lysimetergrop II Moreppen. Beskrivelse av sporstoffforsøk med DNA, Tritium, Bromid og Klorid. NVEs rapport 6.2000.

- GiN-veileder nr. 7. Grunnvann. Beskyttelse av drikkevannskilder. Skrifter 105. Norges geologiske undersøkelse – Miljøverndepartementet. Utarbeidet av E. Eckholdt og P. Snilsberg.
- GiN-veileder nr. 13. Grunnvannsbrønner. Kontroll, vedlikehold, rehabilitering. Skrifter 108. Norges geologiske undersøkelse – Miljøverndepartementet. Utarbeidet av David Banks, NGU.
- Gjørsvik O., 1970. Grossetbekken. Hydrologisk observasjonsmateriale fra Groset forsøksfelt. NVEs rapport 2/70.
- Grip H. og Rodhe A., 1985. Vattnets väg från regn til bäck. Forsningsrådets förlagstjänst.
- Jones J.B. and Mulholland P.J., 2000. Streams and Ground Waters. Academic Press.
- Haldorsen S., 1994. Oksygenisotoper og grunnvann. NLH-IJVF. ISSN 0803-1304.
- Hansen, E.A., 1975. Some effects of groundwater on Brown trout Redds. Trans. Amer. Soc. 1: 100-110.
- Heidenstrøm B. og Colleuille H., 2000. Beskyttelsessoner rundt grunnvannsverk. Fastsettelse av beskyttelsessoner rundt grunnvannsverk ved bruk av modellverktøy. En tilfellestudie på Gulløymoen, Alvdal kommune. NVEs Dokument nr 21.
- Heidenstrøm, B., Dimakis P. og Pedersen T. S., 2000. Grunnvarmepotensialet ved Alvdal sentrum. Oppdragsrapport nr. 5-2000. (15s).
- Holm T., 1998. Evaluering av energibidraget fra grunnvannstrømning. NVEs dokument 19-1998.
- Holm T., 1999. Energi frå grunnvatn i berg. NVEs. Dokument 14-1999.
- Kitterød, 1993. Sikkerhet ved bruk av tritiert vann. NVEs notat nr. 07-1993.
- Kitterød, 1994. The Haslemoen Project – Main results and Experiences. NVEs rapport 11-1994.
- Kitterød N.O., Colleuille H., Pedersen T.S., Langsholt E. and Dimakis P. (1998). Vanntransport i oppsprukket fjell. Numeriske simuleringer av vannlekkasjer i Romeriksporten. NVEs Dokument 11-1998.
- Klemetsrud T, 1982. Grunnvann Rena, Prosjektnr. 0-82002. Pumpeforsøk i forbindelse med klausulering/sikringstiltak. Brev fra Norges Geologiske Undersøkelse til Østlandskonsult AS. 30. august 1982.
- Klempe H., 2002. Bruk av grunnvannsmodellering og geografiske informasjonssystem ved beskyttelse av grunnvannsforurensning. NGU Rapport 2002.012. Det 11. seminar om hydrogeology og miljøkjemi, NGU.

- Koestler A.G. og Brabrand Å., 2001. Grunnvann som mulig årsak til mislykkede rotenonbehandlinger. Vann, 36: 29-35.
- Kranjc A., 1997. Tracer Hydrology. 7th International Symposium on Water Tracing. Slovenia, may 1997.
- Krokli B., 1988. Analyse av lavvannføringer. Publikasjon nr. V 14, NVE.
- Landauer L., 1999. Preliminary Studies of Groundwater Flow in the Hellerud Region using A three-dimensional Computer Modell. Det 8. Seminar om hydrogeologi og miljøgeokjemi NGU, Trondheim 2. og 3. november 1998.
- Malcom I.A., Soulsby C., Youngson A.F. and Petry J., 2003. Heterogeneity in ground water-surface water interactions in the hyporheic zone of a salmonid spawning stream. Hydrological Processes. Hydrol. Process. 17, 601-617.
- Mauring E., Koziel J., Lauritsen T., Rønning J.S. and Tønnesen J.F., 1995. Målinger med georadar. Teori, anvendelse, teknikker og eksempler på opptak. NGUs rapport 94.024.
- Mellet J.S., 1990. Ground-penetrating radar enhances knowledge of earth's surface layer. Geotimes, September 1990.
- Misund A., 1999. "60 døgns oppholdstid- A priori". Det 8. seminar om hydrogeologi og miljøgeokjemi, NGU 10.-11. februar 1999.
- Mosti I. og Misund A., 1998. Grunnvannsundersøkelser ved Mohus i Misvær, Skjerstad kommune, Nordland fylke. NGUs rapport 98.050.
- Newson M., 1998. Hydrology and the River Environment. Clarendon Press. Oxford.
- OSL, 2000. Grunnvannsmodell for Oslo Lufthavn AS. Modelldokumentasjon. Mars 2000.
- Packman A.I. and Bencala K.E., 2000. Modeling Surface-subsurface Hydrological interactions. In "Streams and Groundwaters" edited by Jones J.B and Mulholland P.J. Academic Press.
- Pedersen, 1999. Bruk av georadar i hydrologien. NVEs Hydrologisk månedsoversikt okt.99.
- Roald L. og Beldring S., 1999. Vannbalansekart for Norge 1961-1990. Hydrologisk månedsoversikt, 06.1999.
- Rohr-Torp E., 1991. Grunnvann i Åmot kommune. GiN-prosjekt, NGUs rapport 91.010.
- Roland G., 1983. Undersøkelsesboring for omleggelse av brønn 2 ved Prestsjøen, Rena. Norges geologiske undersøkelse rapport 0-83000.

- Ronan AD., Prudic DE., Thodal CE., and Constanz. J., 1998. Field study and simulation of diurnal temperatur effects on infiltration and variability saturated flow beneath an ephemeral stream. *NORD. Hydrol. Journal* 29 4-5.
- Rudolph-Lund K. og Sørli J.E., 2002. Grunnvannsmodellering på Øvre Årdal. NGU Rapport 2002.012. Det 11. seminar om hydrogeology og miljøkjemi, NGU.
- Sabir I.H., Torgersen J., Haldorsen S. and Aleström P., 1999. DNA tracers with information capacity and high detection sensivity tested in groundwater studies. *Hydrology Journal* 7:264-272.
- Sabir I.H., Haldorsen S., Torgersen J., Gaut S., Colleuille H., Pedersen T.S., Kitterød N. O. and Aleström P., 2000. Synrhetic DNA tracers: examples of their application in water related studies. *Tracers and Modelling in Hydrology, Proceeding of the TraM'2000 Conference, liege, Belgium, May 2000. IAHS, nr. 262, 2000.*
- Segar D., 1994. A Groundwater Vulnerability Study of the Korgen Waterworks, Lillehammer kommune. NGU Rapport 94.010.
- Segar D. og Hilmo B.O., 1996. Bestemmelse av beskyttelsessoner på Eide, Hemne kommune. NGU Rapport.
- Segar D, Eirik Mauring og Øystein Jæger, 1997. Oppfølgende grunnvannsundersøkelser og numerisk modellering, Birkelandsmoen, Sauda kommune. NGUs rapport 97.015.
- Skaugen T., Astrup M., Mengistu Z. og Krokli B., 2002. Lavvannføring – estimering og konsesjonsgrunnlag. NVEs rapport Miljøbasert Vannføring 1-2002.
- Sensors & Software Inc. (Canada). PulseEkko IV User's Guide. Version 3.1.
- Skjeseth S., 1957. Brev til Rena Kartonfabrikk A/S datert 04.sept. 1957 fra NGU om "Grunnvannforsyning på Sømoen".
- Skjeseth S., 1959. Rørbrønner ved Rena og Elverum. Meddelse fra Vannboringsarkivet Nr. 8. Nr. 205,160-170. NGU. Oslo, 1959.
- Storrø og Sæther, 2001. Søknad til forskningsråd: NFR prosjekt "Sikringssoner rundt grunnvannsanlegg i løsmasser". Norges Geologiske Undersøkelse.
- Soldal O., Valen V., Misund A., 2001. Osa Vanneksport AS. Hydrogeologiske undersøkning i Osa, Ulvik Herad. ICG, InterConsult Rapport.
- Sollid J.L. og K. Kristiansen, 1983. Hedmark fylke, Kvartærgeologi og geomorfologi. Beskrivelse til kart 1:250 000. Geografisk institutt, Universitet i Oslo. Rapport T-543 Miljøverndepartementet.

- Standford J. and Ward J., 1992. Emergent properties of groundwater ecology. Conference conclusions and recommendations for research and management. Proceeding: Groundwater Ecology, 409-415.
- Storrø G., 1999. Test av modelleringsprogrammet Modflow/Modpath for oppholdstidberegninger. Det 8. seminar om hydrogeologi og miljøgeokjemi, NGU 10.-11. februar 1999.
- Torgersen, J., Pedersen, T. S., Colleuille, H., Kitterød, N. O. and Aleström, P.: DNA tracer studies at Romeriksporten and Ål i Hallingdal. Gardermoenprosjektet-fagmøte, Geologisk inst., Universitetet i Oslo, 4.-5. mai 1998.
- Winter T.C, Harvey J. W., Franke O.L. and Alley W.M, 1998. Ground Water and Surface Water. A single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139. Denver, Colorado.
- Wagner B.J. and Harvey J.W. Quantifying Hydrologic Interactions between Streams and Their Subsurface Hyporheic Zones. In "Streams and Groundwaters" edited by Jones J.B and Mulholland P.J. Academic Press.
- Østerås T., 1985. Rena, 1917 II, kvartærgeologisk kart. M 1:50.000. Norges Geologiske Undersøkelse.

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i rapportserien Miljøbasert vannføring:

- Nr. 1-02 Thomas Skaugen, Marit Astrup, Zelalem Mengistu og Bjarne Krokli:
Lavvannføring - estimering og konsesjonsgrunnlag (28 s.)
- Nr. 1-03 Eva B. Thorstad, Finn Økland, Nils Arne Hvidsten, Peder Fiske, Kim Aarestrup: Oppvandring av laks i forhold til redusert vannføring og lokkeflommer i regulerte vassdrag (51 s.)
- Nr. 2-03 Per Ivar Bergan, Carsten S. Jensen, Finn R. Gravem, Jan Henning L'Abée-Lund, Anders Lamberg, Peder Fiske: Krav til vannføring og temperatur for oppvandring av laks og sjørøret (63 s.)
- Nr. 1-04 Hervé Colleuille, Tor Simon Pedersen, Panagiotis Dimakis: Elv og grunnvann. Analyse av interaksjon mellom et grunnvanns-magasin og Glomma på Rena, Hedmark (002.Z) Rapport 1. Formål og metoder (66 s.)