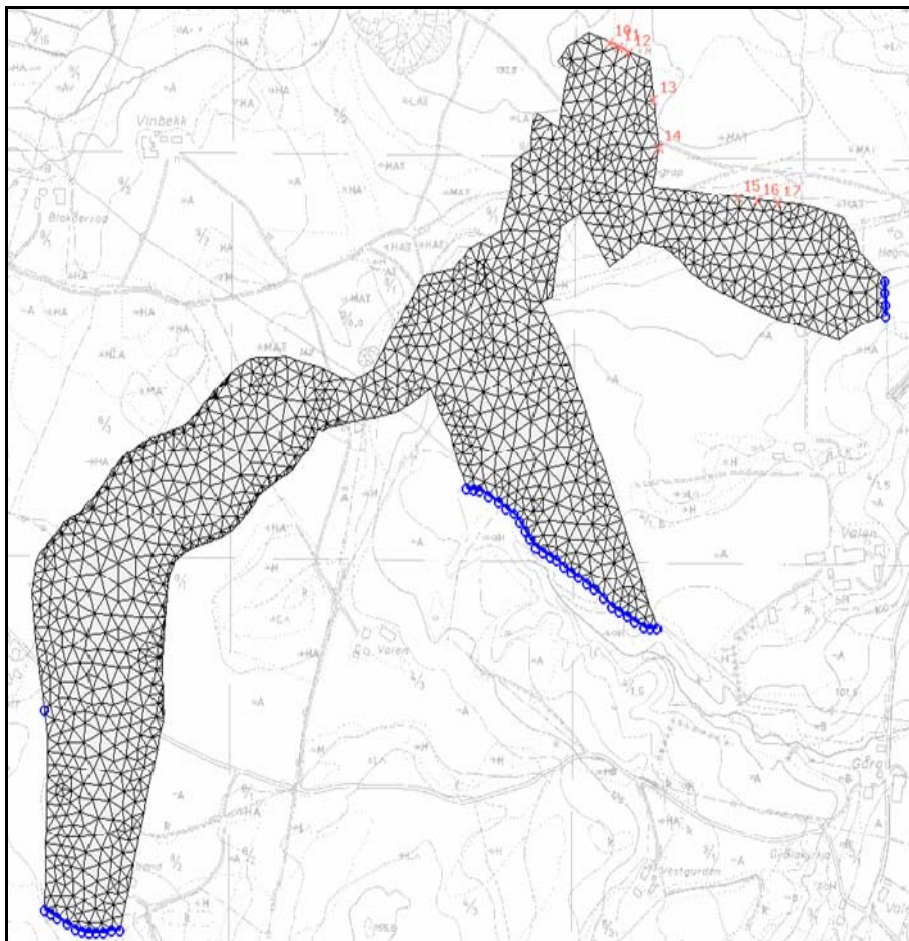


Modellering av transient kloridtransport i en lukket akvifer i et morenekompleks

Stine Sæther



Masteroppgave, 60 studiepoeng



Tittel:	Modellering av transient kloridtransport i en lukket akvifer i et morenekompleks
Nøkkelord:	Revdalen, lukket akvifer, grunnvannsmodellering, forurensningstransport, FEFlow
Forfattere/	Stine Sæther
Studentnr.:	012000
Fagkode:	4317
Oppgavetype:	Masteroppgave
Studiepoeng:	60
Studium:	Master i natur-, helse- og miljøvern



FORORD

Målsetningen med dette arbeidet har vært og finne en metode for å knytte nedbørsmodellering i GIS til grunnvannsmodellering og simulere sesongvariasjoner i forurensningsspredning i en lukket akvifer. Dette har blitt gjennomført ved hjelp av data fra en lang periode med observasjoner og undersøkelser i et veldokumentert felt i Revdalen som ligger i Bø kommune i Telemark.

Proessen har vært lang med ulike typer hindringer på veien. Samtidig har det vært en svært lærerik tid i et fagfelt som vil få økende betydning både i dag og i fremtiden. Svært mye tid har gått med på å sette seg inn i modelleringsprogrammet som var helt nytt på høgskolen da prosjektet startet. Frustrasjonen har vært stor når ting ikke har fungert, men gleden dertil stor når problemene har løst seg.

Planleggingen og gjennomføringen av oppgaven har skjedd i samarbeid med Harald Klempe som har vært veileder på oppgaven. En stor takk til Harald for ideen til oppgaven og et inspirerende samarbeid gjennom hele prosessen.

Jeg vil også rette en stor takk til mastergradstudent Ingrid Dyrud Flatland for et flott samarbeid og gode diskusjoner.

Ellers vil jeg takke min tålmodige samboer Martin for støtte og motivasjon gjennom hele utdannelsen. Jeg vil også takke min lille Phillip som har vært en stor inspirasjonskilde. Pappa og mamma fortjener en stor takk for støtte under alle år jeg har gått på skole. Og til slutt en takk til min bror, Øystein, for kyndig datahjelp og korrekturlesning.

Stine Sæther

Bø, mai 2008

SAMMENDRAG

Målsetningen med denne oppgaven har vært å modellere kloridtransporten i sigevann fra Revdalen avfallsdeponi til grunnvannet. Målet har vært å kartlegge hvordan spredningen av forurensning påvirkes av ulike nedbørssituasjoner gjennom et år. For å knytte nedbørsdata til modelleringsarbeidet har nedbørsfeltet blitt modellert ved hjelp av ESRI's ArcGIS, mens grunnvannsmodelleringen har blitt utført med FEFLOW 5.3.

Til arbeidet har tidligere undersøkelser i form av geologiske kartlegginger, kjemiske vannanalyser og vannstandsmålinger blitt benyttet. Den geologiske kartleggingen har vært med på å fastslå de hydrogeologiske egenskapene til akviferen. Data som er brukt i modelleringsarbeidet er hentet fra perioder da deponiet fortsatt var i bruk.

Nedbørsmodellen viste markerte innstrømningsområder fra nedbørsfeltet til akviferen. Dette har blitt lagt inn i grunnvannsmodellen sammen med avrenningsdata som har blitt regnet ut for hver dag over en periode. Vannstandsmålinger har blitt brukt til å kalibrere strømningsmodellen.

Prøvetaking av grunnvannet da deponiet fortsatt var i bruk viste en økning i forurensningskonsentrasjon etter regnværsperioder mens etter tørrværsperioder fikk man en senkning av forurensningskonsentrasjonene. Da deponiet ble lagt ned observerte man en omvendt reaksjon, hvor mye nedbør ga lavere forurensningskonsentrasjoner og mindre nedbør ga høyere konsentrasjoner.

Simuleringen av grunnvannsstrømningene i modellen ga et likt fluktasjonsmønster i forhold til observert vannstand. Avviket mellom observert og simulert head i R1 var mellom 0 og 40 cm. Avviket ble høyere lenger ut i akviferen med ca 1 meter i R2 og R4.

Transportsimuleringen av klorid ble gjennomført med data fra et tidligere tracerforsøk. Resultatet av simuleringen viste svingninger i Cl⁻ kurvene, men et stort avvik i forhold til observerte data. Modelleringsarbeidet har gitt resultater som underbygger tidligere observasjoner av forurensningsspredningen i området og viser en økning i konsentrasjon etter mye nedbør, og en lavere konsentrasjon etter tørrværsperioder. Dette viser at modellen er egnet til å simulere transiente forurensningssituasjoner, men videre utbedringer av modellen er nødvendig.

INNHOLDSFORTEGNELSE

INNLEDNING	5
1.1. Bakgrunn for oppgaven	5
1.2. Avfallsplassens historie og sammensetning	6
1.3. Beskrivelse av området	7
1.3.1. Beliggenhet og områdebeskrivelse	7
1.3.2. Berggrunnen	9
1.3.3. Kwartærgeologi	11
1.4. Akviferbeskrivelse	14
1.4.1. Grunnvannsstrømning	14
1.4.2. Strømningshastighet	16
1.4.3. Overvåkningsprogram	16
2. KLORID SOM TRACER	17
3. TRANSPORT AV FORURENSNING	18
3.1. Strømningsligninger	18
3.2. Spredningsprosesser	20
3.2.1. Diffusjon	20
3.2.2. Adveksjon	22
3.2.3. Dispersjon	23
4. OBSERVASJONER I REVDALEN	29
5. NEDBØRSMODELLEN	32
5.1.1. Nedbørsfelt	32
5.2. Oppbygning av nedbørsmodellen	33
5.3. Resultat og diskusjon av nedbørsmodellen	34
5.4. Transiente avrenningsdata	37
5.5. Resultat ved utregningen av transiente avrenningsdata	38
5.6. Evapotranspirasjon	39
6. OPPBYGNING AV GRUNNVANNSMODELLEN	40
6.1. Innledning	40
6.2. FEFlow	41
6.3. Grid	41
6.4. Sedimentologi	42
6.5. Tolkning av løsmassene	42
6.6. Lagdeling i modellen	43
6.7. Typer grensebetingelse	44
6.8. Hydraulisk ledningsevne (K)	46
6.8.1. Resultat av K- verdier	47
6.9. Kalibrering og verifisering	48
6.10. Kalibrering av strømningsmodellen	48
Figur 17 Resultat av observerte og simulerte grunnvannsnivåer etter kalibrering.	49
6.11. Simuleringsresultat	50
6.11.1. Grunnvannsnivå og strømningsmønster	50
7. TRANSPORTMODELLEN	52
7.1. Innledning	52
7.2. Transiente kloriddata	53

7.3. Grensebetingelser	55
7.4. Løsmassenes egenskaper	55
7.5. Kalibrering av transportmodellen.....	56
7.6. Resultat av transportsimuleringen.....	57
7.7. Partikkelsøking	60
7.7.1. Resultat av partikkelsøking	61
8. DISKUSJON OG KONKLUSJON.....	62
9. REFERANSER.....	64
10. VEDLEGG	67

INNLEDNING

1.1.BAKGRUNN FOR OPPGAVEN

Revdalen kommunale avfallsdeponi ligger i Bø kommune. Fylkesmann i Telemark ga i 1981 kommunen tillatelse til å infiltrere sigevann fra deponiet til grunnen. Det ble fremsatt krav fra fylkesmann om nedsettelse av to brønner og en jevnlig prøvetakning av grunnvannet. Et samarbeid mellom Telemark distriktshøgskole, nå Høgskolen i Telemark, og Bø kommune har resultert i et omfattende overvåkingsprogram av grunnvannskvaliteten.

Under overvåkingen av forurensningen i sigevannet fra deponiet, ble det observert en trend i forurensningskonsentrasjonen i grunnvannet sett i forhold til nedbøren gjennom ett år. Da deponiet var i bruk så en at mye nedbør i vår og høstsesongen ga en økning i konsentrasjonen av forurensning fra avfallsfyllinga til grunnvannet. Regnvann vasket ut forurensning fra avfallet i deponiet og fraktet det videre til akviferen. I perioder med mindre nedbør som i vinterhalvåret og sommermånedene, fikk en lavere forurensningskonsentrasjoner ved prøvetakning.

Da deponiet ble lagt ned i 1997 ble et leirlag lagt på toppen av alt avfallet for å forhindre at nedbør trengte inn i fyllinga og brakte forurensing videre ned i grunnvannet. Prøvetakning etter avviklingen av deponiet viser at sesongvariasjonene fortsatt har en innvirkning på forurensningskonsentrasjonene i grunnvannet. I vår og høstsesongen vil mye vann føre til en fortykning av forurensningen, mens det i de tørre periodene observeres en høyere forurensningskonsentrasjon.

Bakgrunnen for oppgaven er å lage en matematisk 3D modell som kan vise hvordan sesongvariasjoner i nedbør påvirker spredningen av forurensningen fra avfallsfyllingen til grunnvannet.

Det er tidligere foretatt en rekke undersøkelser av akviferer både i Norge og i andre land. Forurensningstransport har blitt modellert hvor avrenning fra avfallsdeponi, veisaltning og andre kilder har vært bakgrunn for undersøkelsene. I Ontario, Canada, har en undersøkt en akvifer med samme oppbygning som akviferen i Revdalen. En modell som viser avrenning av Cl^- fra veier viser hvordan spredningen skjer under stasjonære forhold (Bester, 2002). Undersøkelser av forurensning fra avfallsdeponi til grunnvann har tidligere hovedsaklig foregått i sandholdige akviferer med stasjonære input og relativt homogene forhold. Det mangler derfor rapporter fra akviferer i moreneavsetninger med transiente forhold (Christensen, et al., 2001). Årsaken til dette er behovet for store datamengder for å simulere

sesongvariasjonene samtidig som det krever store ressurser for å undersøke kompliserte løsmasseavsetninger. Etter mange år med prøvetaking og arbeid i området rundt Revdalen har en opparbeidet store datamengder og god kjennskap til de geologiske forholdene. Disse dataene vil bli brukt i denne oppgaven og vil danne grunnlaget for kartleggingen av strømningsforholdene og forurensningstransporten i mer komplekse forhold enn det som tidligere har blitt undersøkt.

1.2.AVFALLSPLASSENS HISTORIE OG SAMMENSETNING

Revdalen avfallsdeponi var fra 1974- 1997 Bø kommunale søppelfylling. Området ligger 3 km nord- øst for Bø sentrum og tok i mot avfall fra husholdning, landbruk og småindustri fra Bø, samt periodevis fra nabokommuner, frem til avviklingen av deponiet i 1997.

150m sør for Revdalen ligger en dødisgrop, Djupegrop, som fra 1958- 1974 ble benyttet som avfallsdeponi. Dette var en blandet fylling uten noen form for sortering og komprimering. Her ble det også direkte deponering av slam.

Når Djupegrop i 1974 ikke hadde kapasitet til videre deponering, ble deponiet i Revdalen etablert. Denne ble utvidet tre ganger ettersom det ble behov for større områder ved innføring av tvungen renovasjon, først for sentrumsområdene, for deretter å gjelde hele kommunen.

I perioden 1974- 1981 bestod fyllinga av blandet avfall uten komprimering. I denne perioden leverte Sauherad også avfall til Revdalen.

Fra 1982- 1987 var det fortsatt blandet fylling, med en svak komprimering av avfallet.

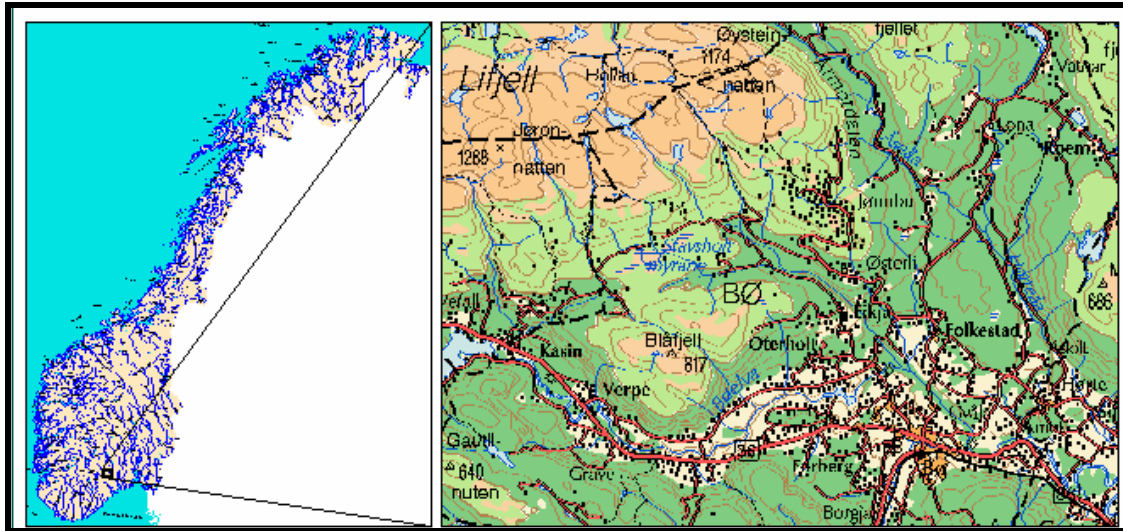
Fra 1982- 1997 var det blandet avfall med sterk komprimering, men i denne perioden ble hvitevarer, papir og glass sortert ut av avfallet. Det ble også etablert et slamdeponi utenfor selve fyllinga.

1. januar 1997 stengte fyllinga og søppelet ble fraktet til Notodden usortert. I dag blir våtorganisk avfall, papir og plast, glass og metall sortert. Restavfallet blir kjørt til Notodden. Etter avviklingen av avfallsplassen ble det tilført masse i form av tette leirlag med et drenerende gruslag under. Videre ble det plantet trær og gressvegetasjon over fyllmassene.

1.3.BESKRIVELSE AV OMRÅDET

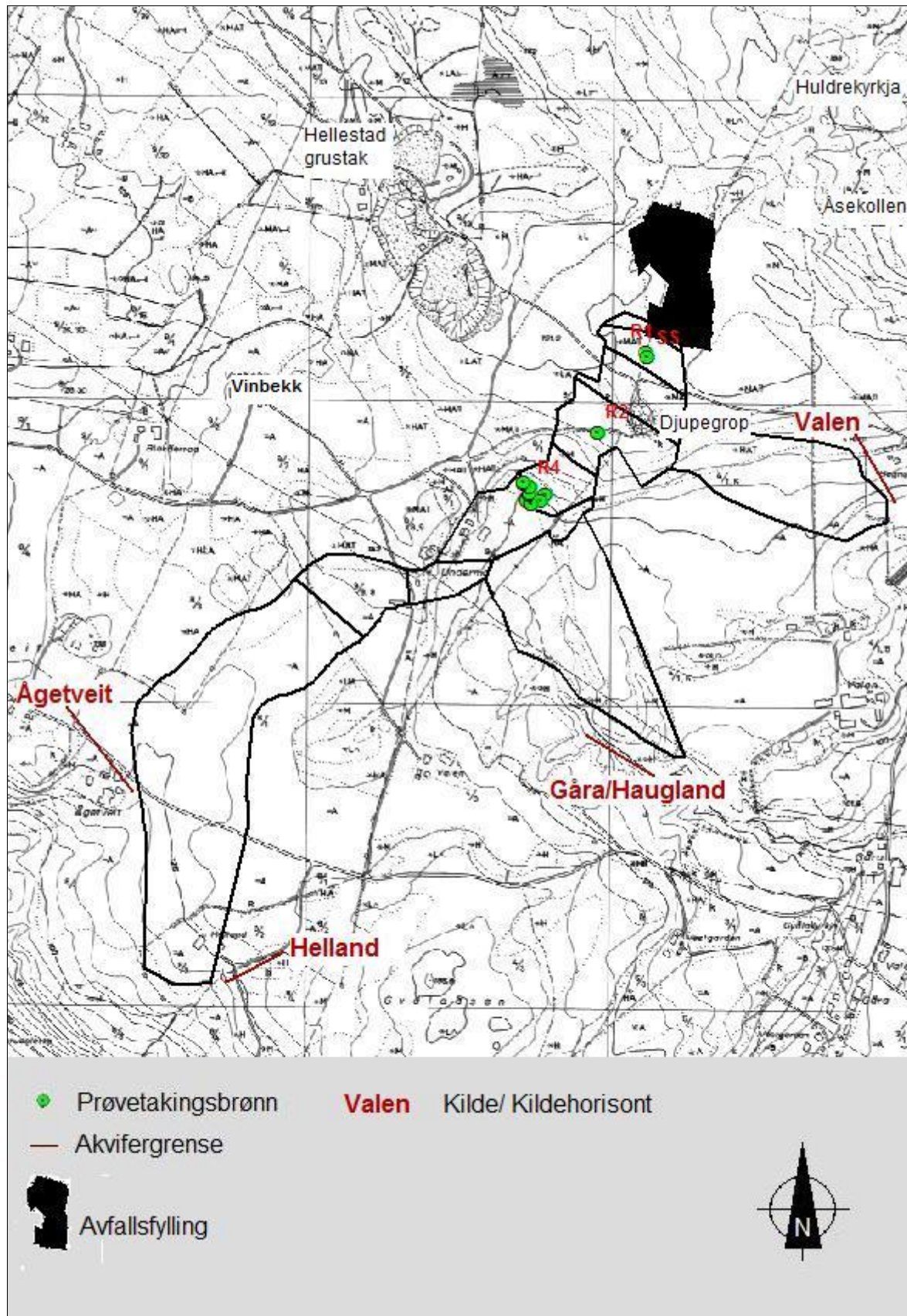
1.3.1.BELIGGENHET OG OMRÅDEBESKRIVELSE

Bø kommune har et areal på 266 km² og 5333 innbyggere(2007). Kommunen ligger 13 mil sør- vest for Oslo og 2.5 mil fra Notodden. Den nedlagte avfallsfyllinga i Revdalen ligger ca 4 km nordøst for Bø sentrum og ca. 150 m.o.h.



Figur 1. Kartet til venstre viser Bø markert med liten firkant. Kartet til høyre viser Bø kommune ved foten av Lifjell (Statkart.no).

Prøvetakningsområdet består av 3 prøvetakingsbrønner med 4 ” diameter av PVC plast i forbindelse med det kommunale overvåkningsprogrammet. De tre brønnene er plassert nedstrøms fyllinga mot sør. Den første er plassert i grensa mot fyllinga. Nummer to ligger over veien for fyllinga og den siste, R 4, ligger ca 380m fra deponiet. Her ligger også 20 prøvetakingsbrønner i polyetylen, PE, satt ned i forbindelse med tidligere studentoppgaver (Andersen, et al., 2001). Figur 2 viser brønnenes plassering i området.



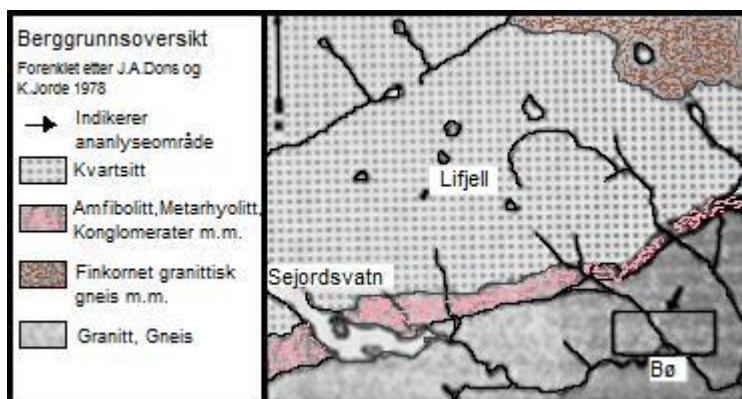
Figur 2 Prøvetakingsområde med akvifergrenser og prøvetakingsbrønner. Navnene refererer til kilder og kildehorisont. Rundt R4 ligger PE- rørene.

Avsetningene ligger i sand og grusavsetninger dannet under siste istid. Mot nord grenser feltet mot bart fjell. I nordøst retning ligger Åsekollen med usammenhengende morenelag og bart fjell. Lenger øst og sør går avsetningene over i finkornige havavsetninger (dyrka mark). I dette området opptrer det store kilder. Noen steder hvor grunnvannet kommer opp i dagen dannes det myrområder. Nordvest for fyllinga opptrer sand- og grusavsetninger. Nordvest danner en fjellterskel grense for grunnvannsmagasinet (Klempe, et al., 1992). Fyllplassen er omgitt av furuskog i nord, sør og øst, mens Hellstad sandtak grenser opp mot deponiet i vest.

Det vil refereres til brønnenes plassering og navn i figur 2 videre i oppgaven.

1.3.2. BERGGRUNNEN

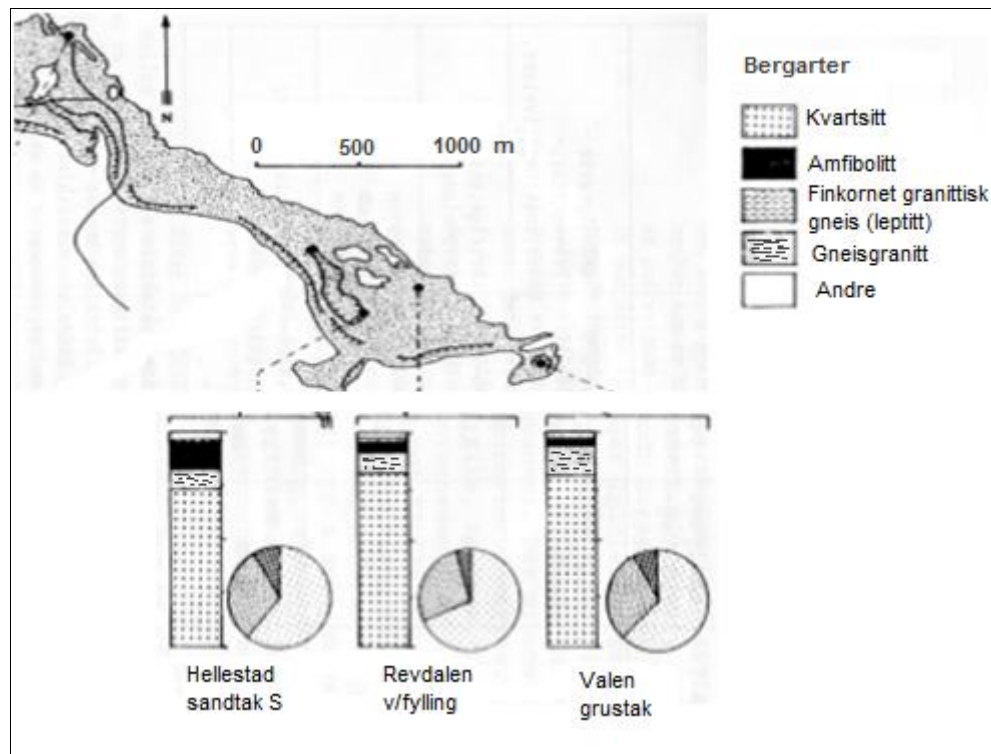
Bergartene i Bø hører til det store sørnorske grunnfjellsområdet med bergartene kvartsitt, gneis, granitt og amfibolittiske bergarter som dominerer. Disse er dannet i prekambrium, ca 4.5 milliarder- 600 millioner år FN (Jansen, 1986).



Figur 3 Oversikt over bergartene i Lifjellområdet ((Dons, et al., 1978), forenklet av Jansen 1983))

Bergartene er opprinnelig avsatt som lag av sedimenter og vulkanitter. Senere, i flere faser, har de blitt utsatt for omfattende folding, sprekkdannelse, forkastninger og omdanning. I Bø er overgangsformen mellom gneis og granitt; gneisgranitt svært utbredt. Denne har blitt dannet ved at bergarten har vært sedimenter som senere har blitt omdannet og granittisert (Olsen, et al., 1973). Fjelloverflaten har godt utviklet benking. Strøkretningen varierer noe, men retningen øst- vest dominerer. Det er også markerte sprekkestrøker, hvor en i Revdalen vil kunne se disse som daler/ forsenkninger i SV- NØ retning (Jansen, 1983).

Bergartene i Revdalen består av kvartsitt, gneisgranitt og granitt. Bergartene er harde og motstandsdyktige mot erosjon. Et høyt innhold av kvarts (SiO_2) gjør bergartene sure og næringsfattige.



Figur 4 Oversikt over bergartene i Revdalen og området rundt(Jansen 1983).

I kvartsitten og gneis/ granitten finnes også amfibolittiske bergarter som intrusiver i ganger parallelt eller på tvers av lagdeling og struktur. Disse basiske gangene er mer næringsrike og gir opphav til et rikere og mer artsrik plantevekst (Olsen, et al., 1973).

1.3.3.KVARTÆERGEOLOGI

Revdalen er en del av en 7- 8 km lang terrasse av sand og grus som ligger langs nordsiden av Bødalen, Folkestadavsetningen. Denne er blitt avsatt som en breelvavsetning av materiale som ble fraktet med smeltevannet fra isbreen da den smeltet for ca. 9500 år siden. Jansen(1983) skrev at avsetningene ble dannet lateralt, som et langt, smalt delta mellom dalsidene og iskanten. Klempe (1988) skrev i sin avhandling at avsetningene kan ha blitt til som flere delta bygget ut i fjordbassenget uten en støttende iskant. Avsetningen er bygd opp i flere trinn.

Skuringsstriper, parabelriss og sigdbrudd viser at isens hovedbevegelsesretning i Bødalen i Yngre Dryas (11000- 10000 y Bp) var fra nordvest mot sørøst. Det er også registrert en bevegelse fra nord, men denne er fra eldre tider (Jansen, 1983).

Isen ble liggende i dalen over en lang periode. Etter at isen hadde ligget i ro ble det bygget opp morenerygger i fremkant av breen (Klempe, 2004). Etter en klimaforverring vokste breen og beveget seg over de avsatte moreneryggene og dannet nye rygger. Når isen så trakk seg tilbake ble breelvmateriale avsatt over disse moreneryggene og en fikk dannet delta. Når havet sto inn mot delta ble det avsatt silt og leir over de grovere breelvavsetningene som ble avsatt tidligere. En vil derfor finne grovere masser under det som av Jansen (1980) blir betegnet som havavsetninger ved Valen og Gåra/ Haugland (se fig 2)

Det nederste laget er en bunnmorene som har blitt dannet ved at isbreen har erodert og avsatt disse massene enten på bart fjell eller på tidligere avsatt materiale. Over morenelaget ligger de vannavsatte materialene, glasifluviale breelvavsetninger. Avsetningen ble dannet da isen smeltet og havet fulgte etter. Smeltevannet fraktet materiale ut mot havet og bygde opp en deltaavsetning i ishavs fjorden. Denne deltaavsetningen omgir den subglasiale avsetningen, og er bygget opp til ca. 150 m over dagens havnivå (Klempe, et al., 1992).

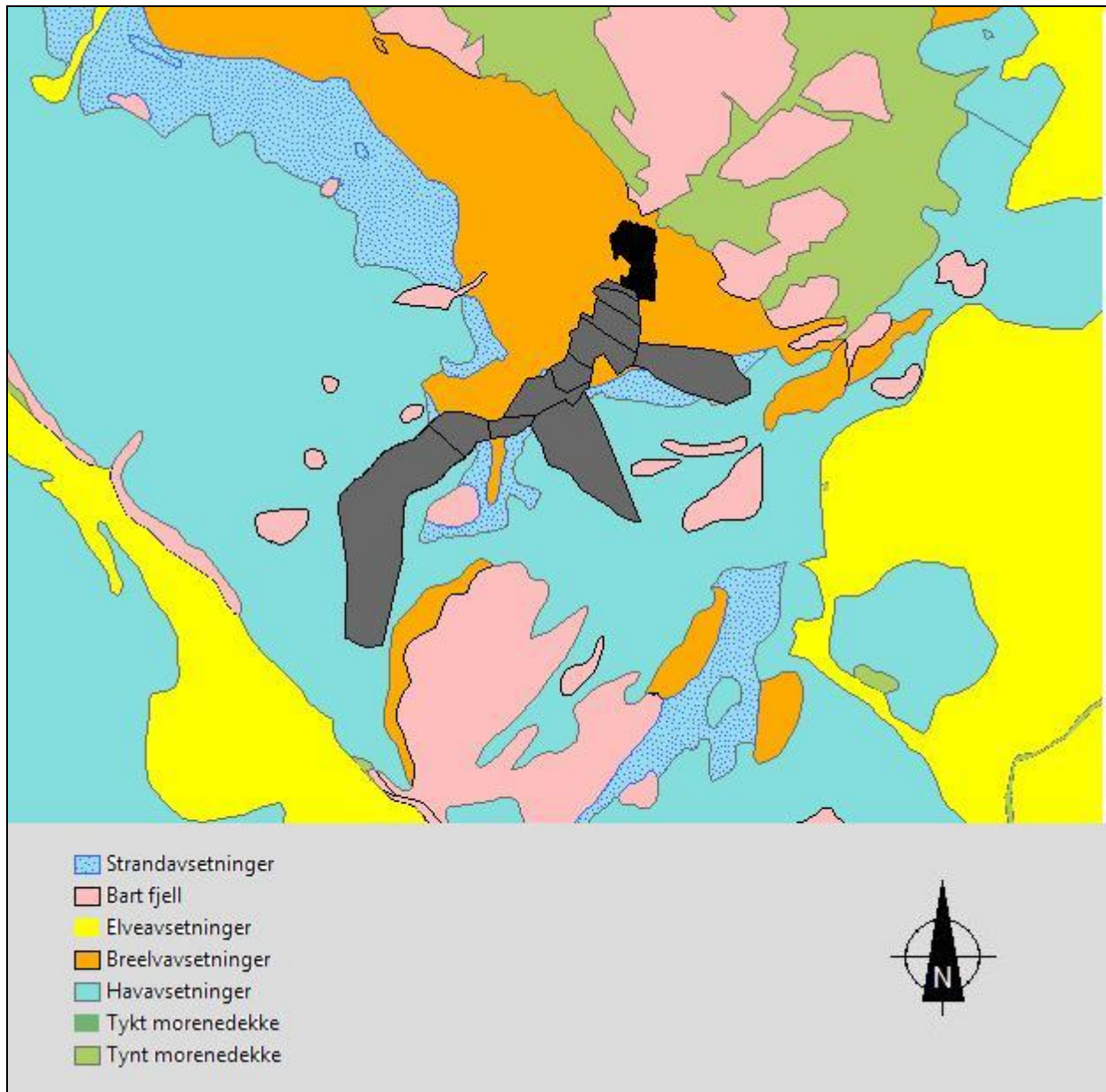
Revdalen var i en tidlig periode av avsetningen et utspydingsområde. Området, som ligger høyere enn deltaflaten, har markerte erosjonsspor som spylerenner og smeltevannsløp. Når strømningshastigheten avtok ble det dannet eskere, som er en akkumulasjon av sand og grus i tunneller under isen (Jansen, 1983).

Det er tydelig at avsetningene er dannet i kontakt med is. Dette kan ses som haugete dødisterreng og dødisgroper, på deltaflaten sør for avfallsfyllinga. Langsmed og under dødisgropene går det et subglasialt dreneringssystem avsatt tidlig i den senglasiale

avsmeltningsfasen. Løpet følger en kløft i berggrunnen i retning NØ- SV fra avfallsplassen og ned mot Undermo. Kornstørrelsen har en avtagende størrelse gjennom kløfta mot sørvest.

Etter hvert som landet hevet seg som resultat av ismeltingen fulgte havet etter. Men de glasifluviale avsetningene som var blitt avsatt opp til MG ble liggende tørt. Bølgene vasket og omlagret materialet i strandsonen, og sand og grus ble fraktet ut over havavsetningene, senere også ved hjelp av elver og bekker. De fineste partiklene som silt og leir ble avsatt sist, og danner i dag gode forhold for jordbruk.

Sonderboringer som er gjort i senere tid viser at akviferen består av et morenelag i bunn som ligger over fjell. (Klempe, 2004) Over morenelaget finner en vannavsatte løsmasser i form av sand og grus. Sandlaget strekker seg fra fyllinga til R4, mens gruslaget fortsetter ut mot Ågetveit og Gåra/ Haugland. Toppen av akviferen er et morenelag som strekker seg fra fyllinga og ender ved prøvetakingsområdet R4. Fra R4 og videre ut mot kilden ved Ågetveit og kildehorisonten ved Helland finner en grus og grov sand som er lukket av havavsetninger i form av silt og leir. I fjordsedimentene ved Gåra/ Haugland består løsmassene av finsand med en mektighet på ca 15 meter. Her finner en også et lag på toppen med silt og leir. Akviferen blir avgrenset mot øst av morenerygger. Oppbygningen av løsmassene i akviferen som er beskrevet til slutt er grunnforholdene som danner grunnlaget for dette modelleringsarbeidet.



Figur 5 Kwartærgeologien i området rundt Revdalen (modifisert etter Jansen 1980)

1.4.AKVIFERBESKRIVELSE

En akvifer er definert som at løsavsetningene med grunnvann må kunne lede vann i tilstrekkelige mengder til å forsyne en brønn (Klempe, 2000). De permeable massene har god vannledningsevne og består av sand, grus eller stein. Avsetningene er avsatt av breelver eller er postglaciale avsetninger.

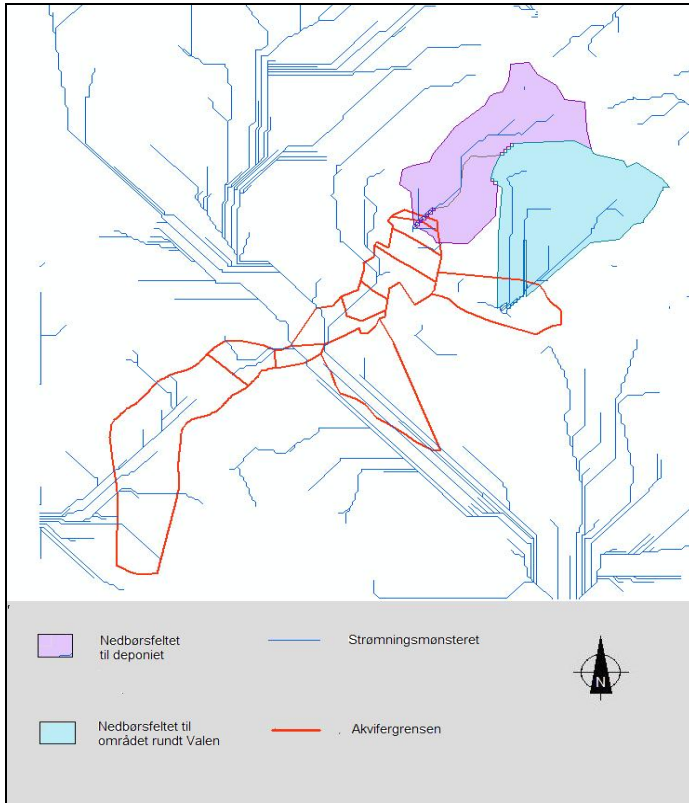
Grensene for akviferen er vist i figur 2 sammen med utstrømningsområdene i form av kildehorisonter og kilder. Grunnvannsmagasinet strekker seg fra R1 og ut til alle kildene og kildehorisontene. Området R1 er en åpen akvifer ved lav vannstand. Når vannstanden øker og vannspeilet når opp til den overliggende morenen blir akviferen lukket. Morenelaget dekker akviferen frem til R4 og gjør forholdene lukket. Der hvor morenelaget slutter er sedimentene dekt av silt og leir.

Mektighet til akviferen mellom 5 og 7 meter, mens i fjordsedimenter som består av finsand ved Gåra/ Haugland er mektigheten ca 15 meter.

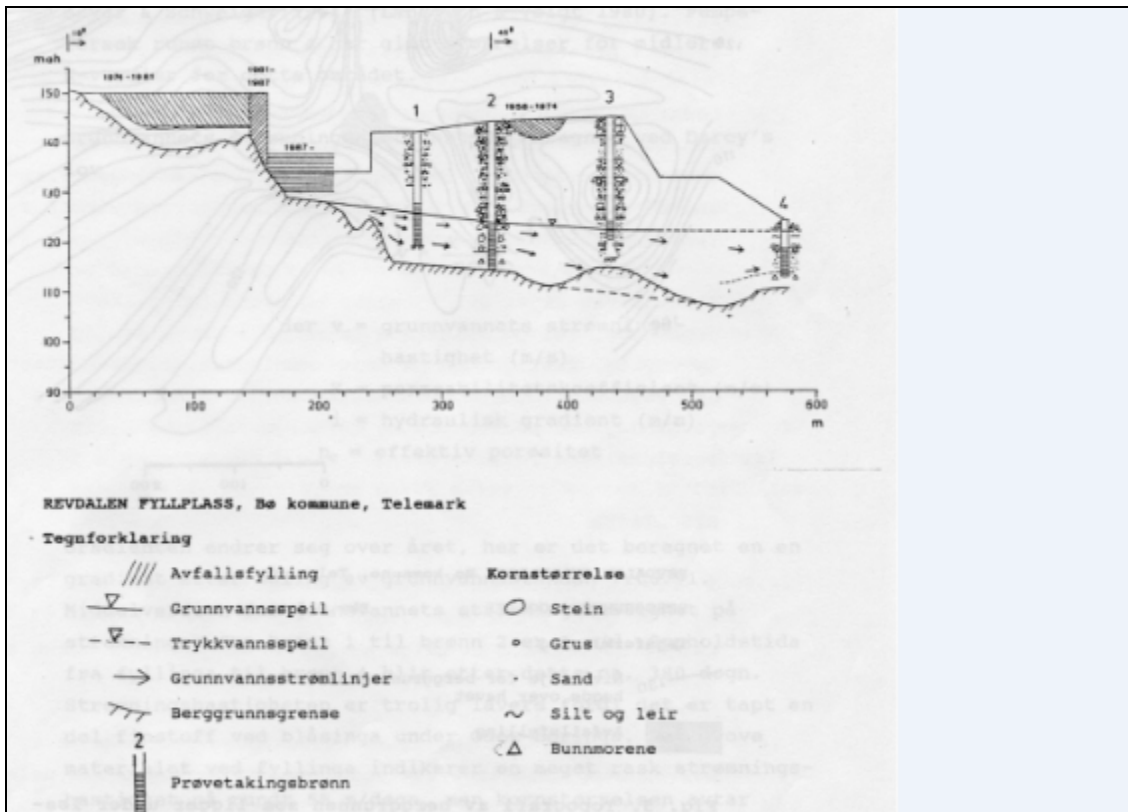
1.4.1.GRUNNVANNSSTRØMNING

Vannet som infiltrerer akviferen strømmer inn ved grensen til deponiet, samt i grensen ved Valen (se fig 6). Strømningslinjene vest for akvifergrensa vil ikke infiltrere pga moreneryggen som ligger her. Et lite område vest for nedbørsfeltet ved Valen vil også infiltrere akviferen, men dette er ikke tatt med i modelleringen. Observasjoner viser utstrømningsområder ved Valen, Gåra/ Haugland, Helland og Ågetveit. Dette gir et bilde av hvordan vannet strømmer i akviferen. En fjellrygg splitter grunnvannstrømmen som fører noe vann mot utstrømningsområdet i retning Ågetveit og noe vann mot utstrømningsområdet ved Gåra/ Haugland.

Vertikalprofilen i fig 7 viser at grunnvannsstrømmen har en vertikal strømningskomponent (Klempe, et al., 1992). Dette betyr at store deler av sigevannsforurenset grunnvann strømmer mot de nederste lagene av akviferen, mens resten transporteres i de øvre lagene.



Figur 6 Nedbørsfeltet og strømningsnettet til akviferen.



Figur 7 Tverrsnitt av prøvetakingsområdet med brønner og vannets strømningsretning (Klempe 1992).

1.4.2.STRØMNINGSHASTIGHET

Det er tidligere beregnet at grunnvannets strømningshastighet fra brønn R1 til R2 er 1 m/d. Beregningene er gjort ut i fra Darcys lov. Oppholdstiden fra fyllinga til R4 blir etter dette ca. 380 døgn (Klempe, et al., 1992). Det grovere materialet nær fyllinga indikerer en meget rask strømningshastighet på 55 m /d, men siden kornstørrelsen avtar nedstrøms blir hastigheten for hele strekningen 1 m/d.

1.4.3.OVERVÅKNINGSPROGRAM

Det er foretatt vannanalyser i prøvetakingsbrønnene R1, R2 og R4 fire ganger i året fra 1989- 2002. Fra 2003-d.d er det foretatt analyser av vannet 2 ganger i året. I R1 blir det hentet ut vann fra 5 nivå, i R2 fra 4 nivå og i R4 fra 3 nivå. Kloriddata fra disse vannanalysene vil bli brukt i oppgaven.

R1, R2 og R3 er 4" diameter PVC plast mens R4 er en 2" av samme kvalitet.

Prøvetakningen blir utført ved hjelp av " Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System. Det er et system der vannet blir ført opp gjennom plastslanger ved hjelp av nitrogengassdrevne dobbeltventilpumper (Klempe, et al., 1993). I hver brønn finnes det inntaksporter med dobbeltventilpumper i ulike dyp. Portene er adskilt med vannfylte gummipakkere, og en kan dermed få vannprøver fra adskilte nivå.

Plastrørene som er satt ned ved R4 er plassert i tre forskjellige nivå. Brønnene ble plassert slik for å få en 3D oversikt over forurensningsspredningen. Det var veldig viktig å finne en metode som ikke førte til lekkasje rundt rørene siden akviferen er lukket. Det ble først boret ned et piezometer, et 1" polyetylenrør med én meters filter i enden. Grunnvannet strømmer inn i brønnen gjennom piezometeret. PE- rørene ble boret ned med stålstenger som ble satt ned i rørene og deretter boret ned med bormaskiner(Andersen, et al., 2001). Brønnene er nivellert for utregning av vannstand(vedlegg 1).

2.KLORID SOM TRACER

Klorid finnes naturlig i vann i små konsentrasjoner. 1-2 mg/l er ofte naturlig bakgrunnsverdi (Knutsen, et al., 1993). Høyere saltinnhold vil ofte kunne finnes i grunnvann i nærheten av kysten enn i innlandet siden sjøvann sprøytes innover fastland med vind og stormer. Etter siste istid har landet hevet seg betraktelig, så akviferer vil også kunne ha et forhøyet saltinnhold etter saltinnholdet i havbunnsleire.

Salting av veier for å oppnå isfrie kjøreforhold kan føre til forurensning av grunnvann i områdene rundt. Det blir også brukt salt på grusveier sommerstid for å forhindre oppvirvling av støv. Industrielt avfall, kloakkutslipp, gjødsling og pesticider vil også kunne bidra til høyere Cl konsentrasjon i grunnvannet.

I drikkevannsforskriften er grenseverdien for Klorid 200 mg/l Cl (Helse- og omsorgsdepartementet, 2001). Klorid i seg selv har ingen helseeffekt, men på grunn av negativ helseeffekt ved høye verdier på det tilhørende natriumionet er det satt en veiledende verdi på 25 mg Cl/l. Klorid er i drikkevannsforskriften under tiltakstype C, og under merknader står det at vannet ikke skal vær korrosivt. Tiltakstype C krever i følge forskriften at nødvendige tiltak skal iverksettes så snart som mulig for å bringe parameterverdien under grenseverdien (Helse- og omsorgsdepartementet, 2001) Kloridioner øker vannets ledningsevne som vil påskynde korrosjon. Det kan føre til utløsning av tungmetaller i ledningsnett. Dette kan ha en uheldig helseeffekt og konsentrasjonen bør derfor holdes på så lavt nivå som mulig.

Klorid, Cl, er ikke-reaktiv. Dvs. at ionene ikke binder seg til andre mineraler eller organiske forbindelse. Cl vil ikke delta i redoksreaksjoner og vil heller ikke løse seg opp. Klorid brukes derfor ofte som tracer i grunnvannsundersøkelser og vil være en god parameter for å påvise forurensning til grunnvann.

3. TRANSPORT AV FORURENSNING

3.1. STRØMNINGSLIGNINGER

Forurensning kan stamme fra ulike typer kilder. Akutt forurensning som ved utslipp fra en tankbil eller lekkasje fra tanker gravd ned i grunn vil føre til punktutslipp som vil spres med grunnvannet og fortynnes ettersom avstanden til kilden øker. Forurensning som stammer fra kilder med kontinuerlig utslipp slik som et avfallsdeponi, vil ha et vedvarende tilsig av stoffer til grunnvannet som følger strømmingene i akviferen.

For å kunne beregne strømmingene i grunnvannsmagasinet er det dannet et sett med ligninger. Diffrensialligningen under kalles strømmingsligningen og er satt sammen av vannbalanseligningen og Darcys lov. (Fetter, 1993)

Formel 1 Vannbalanseligningen

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = S_S \frac{\partial h}{\partial t} + R$$

Volum av vann inn (x, y, z retning) = Volum av vann ut ± endring av lagret mengde vann i kontrollvolumet

Der

$\partial x, y, z$ = spesifikk vannstrøm i x, y og z retning

S = spesifikk magasinkoeffisient

h = piexzometrisk head (åpen akvifer = høyde på vannspeilet)

t = tid

R = infiltrasjon eller uttak av vann med ± fortegn

Vannbalanseligningen kan ikke brukes alene siden q er vanskelig å måle direkte. Ved å kombinere Darcys lov og uttrykke den med spesifikk vannføring kan en beregne strømmingsligninga for tre dimensjoner.

Formel 2 Darcys lov

$$Q = K \cdot A \cdot i$$

Der

 i = hydraulisk gradient ($i = \Delta H / \Delta L$) A = tverrsnittareal av cylinderen (m^2) K = proporsjonalitetsfaktor (m/s)

Darcys lov om veskestrøm i porøst media

Formel 3

$$q_x = -K_x \frac{\partial h}{\partial x}$$

Der

 K = hydraulisk ledningsevne $\partial h / \partial x$ = potensialgradienten i x retning

Darcys lov substituert inn i vannbalanseligningen gir følgende formel

Formel 4

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + R$$

Det finnes fem forskjellige numeriske metoder å modellere på, de to mest brukte er finite difference og finite element. Med finite difference metoden vil data legges til hver node, og et gjennomsnitt vil beregnes ut i fra nodene i hvert hjørne i elementet. Det vil ikke bli tatt hensyn til variasjon fra node til node. Med finite element metoden vil data legges til hvert element, og ved interpolering vil da variasjoner innenfor elementet bli tatt hensyn til.

Numeriske og iterative metoder løser ligningen som gir en potensialhøyde (head) i hver rute. På denne måten blir head eller grunnvannshøyden romlig beregnet i akviferen. Strømning, og transportligningene som brukes er beskrevet videre i dette kapittelet.

3.2.SPREDNINGSPROSESSER

Forurensning spres på forskjellig måte etter hva slags medium den befinner seg i. Spredningen vil være en annen om forurensningen opptrer i umettet sone enn om den befinner seg i mettet sone hvor alle porerom er fylt med vann. En skiller mellom tre typer spredning, diffusjon, dispersjon og adveksjon.

3.2.1.DIFFUSJON

Et stoff vil i vann vil bevege seg fra et område med høyere konsentrasjon til et område med lavere konsentrasjon. Prosessen kalles molekylær diffusjon og vil opptre så lenge det finnes konsentrasjonsgradienter, og når gradienten til grunnvannspeilet er tilnærmet eller lik null er denne eneste spredningsmekanismen.

Massen av fluidets flyktighet er proporsjonal med konsentrasjonsgradienten. Dette kan uttrykkes ved Ficks først lov(Fetter, 1993)

Formel 5

$$F = -D_d \left(\frac{dC}{dx} \right)$$

Der

F = spredning av løsning pr. arealenhet og tidsenhet

D_d = diffusjons koeffisient (L^2/T)

C = løsningskonsentrasjon (M/L^3)

dC/dx = konsentrasjons gradient ($M/L^3/L$)

Det negative fortegnet indikerer at bevegelsen skjer fra et område med høyere konsentrasjon mot et med lavere konsentrasjon.

Dersom konsentrasjonen forandrer seg over tid vil en kunne bruke Ficks andre lov

Formel 6

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Der

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{forandring i konsentrasjon over tid (M/L}^3\text{/T)}$$

Siden diffusjon av forurensning ikke skjer like fort i porøse medier som i vann, må det tas hensyn til den ekstra lengden ionene bruker på vegen rundt kornene i løsmassene. Formelen som tar dette med i beregningen er

Formel 7

$$D^* = \omega D_a$$

Der

ω er en koeffisient som er relatert til slyngingen.

Slyngingen er et mål for effekten av formen av strømmingen som følger vannmolekylene i et porøst medium. Hvis L er avstanden, rettlinjert, mellom endene av L_e , som er lengden av strømningsveien, kan slyngningen T defineres som

Formel 8

$$T = \frac{L_e}{L}$$

Slyngningen i et porøst medium er alltid større enn 1. Dette fordi faste partiklene virker inn på vannets strømningsvei. Strømningsveier i godt sortert materiale har en tendens til å være kortere enn i materiale med sortering av lavere grad. Dette fordi finere partikler fyller porerommet mellom større partikler (Fetter, 1993)

3.2.2.ADVEKSJON

Adveksjon er prosessen som transporterer forurensning med grunnvannstrømninger. Mengden forurensning som transporteres er en funksjon av forurensningskonsentrasjonen i grunnvannet og volum grunnvann. For en endimensjonal strømning kan en uttrykke mengden vann som strømmer i et område som en gjennomsnittlig lineær hastighet, v_x , multiplisert den effektive porøsiteten (Fetter, 1993).

Formel 9

$$v_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl}$$

Der

v_x = gjennomsnittlig lineær hastighet (L/T)

K = hydraulisk ledningsevne (L/T)

N_e = effektiv porøsitet

dh/dl = hydraulisk gradient (L/L)

Etter å ha tatt hensyn til massebevegelsen, F_x , som følge av adveksjonen, er denne lik mengden vann som strømmer multiplisert med forurensningskonsentrasjonen, C .

Formel 10

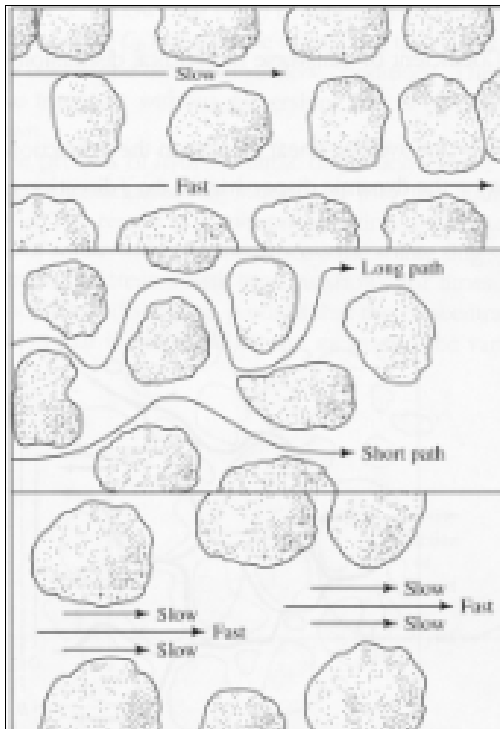
$$F_x = v_x n_e C$$

3.2.3.DISPERSJON

Dispersjon beskriver spredningen av forurensning ut i fra det faktum at ikke alle partikler beveger seg med den samme hastighet som grunnvannets lineære gjennomsnittsfart (Anderson, et al., 2002).

Dispersjon kan deles opp i to typer, mekanisk og hydrodynamisk dispersjon. Mekanisk dispersjon beskriver væskens fartsforskjeller mellom grunnvannet og forurensningen fordi vannet i kjernen i et porerom beveger seg raskere enn vannet nær partikkelveggen. Omleggingen av strømningsveien rundt enkeltkorn gjør at deler av løsningen får lengre strømningsvei enn andre deler, samtidig som løsningen vil bevege seg raskere i store enn i små porerom (Fetter, 1993).

Siden vannet beveger seg med forskjellig hastighet etter kornfordeling og poreromstørrelse vil vann med forurensning blandes med vann uten forurensning langs strømningsveien. Blandingen resulterer i en fortynning av løsningen i fronten av forurensningsplumen. Forurensningskonsentrasjonen vil synke med avstanden fra kilden. Det vil oppstå en blanding underveis i strømningsretningen uttrykt ved longitudinal dispersjon α_L , og en spredning som skjer i en naturlig retning sett i forhold til porestørrelse, transvers dispersjon α_T . α_L er kun viktig for konsentrasjonen i front av forurensningsplumen, mens α_T har en stor betydning for spredningen som skjer på tvers av strømningsretningen i akviferen (Christensen, et al., 2001).



Figur 8 Vannets bevegelse i porøst medie avhengig av partiklenes størrelse og pakking.

Mekanisk dispersjon kan uttrykkes ved Ficks lov for diffusjon, hvor summen av mekanisk dispersjon er en funksjon av den gjennomsnittlige lineære hastigheten. Her introduseres en koeffisient for mekanisk dispersjon. Denne er lik egenskapen til mediet, dispersivitet, α , multiplisert med gjennomsnittlig lineær hastighet hvor i er hovedstrømningsretningen.

Koeffisienten for longitudinal mekanisk dispersjon

Formel 11

$$\alpha_i v_i$$

der

α_i = dynamisk dispersivitet i i retning (L)

v_i = gjennomsnittlig lineær hastighet i i retning (L/T)

Koeffisienten for transvers mekanisk dispersjon

Formel 12

$$\alpha_j v_i$$

der

v_i = gjennomsnittlig lineær hastighet i i retning

α_j = mekanisk dispersivitet i j retning (T)

Molekylær diffusjon og mekanisk dispersjon kan ikke oppstå uavhengig av hverandre, men vil alltid opptre sammen. De danner den hydrodynamiske dispersjonskoeffisienten som kan uttrykkes som

Formel 13

$$D_L = \alpha_L v_L + D^*$$

Formel 14

$$D_T = \alpha_T v_L + D^*$$

Der

D_L = hydrodynamisk dispersjonskoeffisient parallell til hovedstrømningsretningen
(longitudinal)

D_T = hydrodynamisk dispersjonskoeffisient vinkelrett på hovedstrømningsretningen
(transvers)

α_L = longitudinal dynamisk dispersivitet

α_T = transvers dynamisk dispersivitet

Spredningen forutsier at konsentrasjonskurvene vil ha en Gaussisk fordeling som da kan uttrykkes med et snitt eller variansen. Når dette er tatt med i beregningen kan koeffisienten til den longitudinale og transvers hydrodynamiske dispersjonen defineres som

Formel 15

$$D_L = \frac{\sigma_L^2}{2t}$$

Formel 16

$$D_T = \frac{\sigma_T^2}{2t}$$

Der

t = tid

σ_T^2 = variansen til den transverse spredningen av plumen

σ_L^2 variansen til den longitudinale spredningen av plumen

Transporten av forurensning i mettet sone vil uttrykkes med den deriverte adveksjonsdispersjonsligningen. Forutsetningene er at massene er homogene, isotropiske og mettet samtidig som strømningsforholdene oppfyller kravene til Darcys lov.

Forurensningen vil transporteres ved adveksjon og hydrodynamisk dispersjon og kan uttrykkes ved

Formel 17 Avdektiv transport

$$v_i n_e C dA$$

Formel 18 Dispersiv transport

$$n_e D_i \frac{\partial C}{\partial t} dA$$

Der

v_i = lineær gjennomsnittshastighet med komponentene v_x , v_y og v_z

C = forurensningskonsentrasjonen

N_e = porøsitet

∂A = gjennom strømningselementets tverrsnittsareal

Den totale mengden av forurensning per tverrsnittsareal transportert i i retning per tid, F_i , er summen av den advektive og dispersive transporten

Formel 19

$$F_i = v_i n_e C - n_e D_i \frac{\partial C}{\partial t}$$

Den totale mengden forurensning som kommer inn i det representative elementære volumet er

Formel 20

$$F_x dz dy + F_y dz dx + F_z dx dy$$

Den totale mengden som forsvinner ut av det representative elementære volumet er

Formel 21

$$\left(F_x + \frac{\partial F_x}{\partial x} dx\right) dz dy + \left(F_y + \frac{\partial F_y}{\partial y} dy\right) dz dx + \left(F_z + \frac{\partial F_z}{\partial z} dz\right) dx dy$$

Den tredimensjonale formelen for spredning av et konservativt stoff slik som klorid kan uttrykkes ved

Formel 22

$$\left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z}\right)\right] - \left[\frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (v_z C)\right] = \frac{\partial C}{\partial t}$$

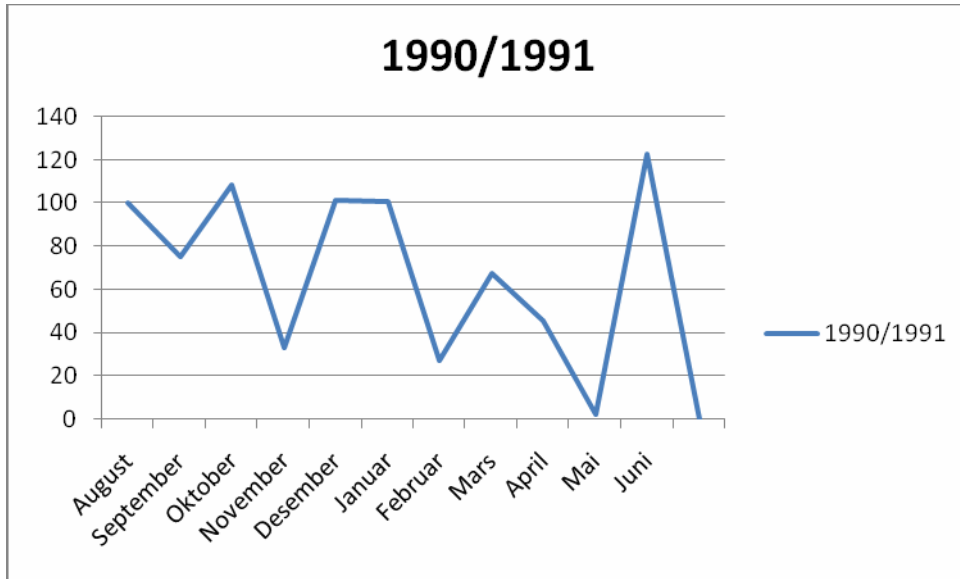
Formel 23 løses i hver node i modelleringsprogrammet og beregner forurensningskonsentrasjonen. Siden det her blir brukt et finite element program vil en interpolering av konsentrasjonene i de tre nodene i hvert element føre til at en tar høyde for variasjoner innenfor hvert element likt som i strømningsmodellen.

4.OBSERVASJONER I REVDALEN

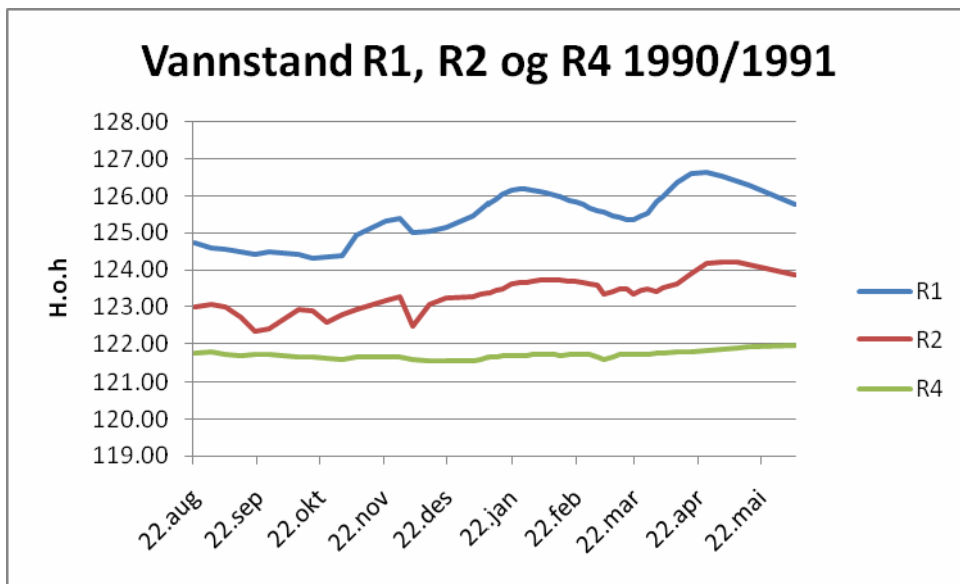
Observasjoner som er gjort i Revdalen viser at forurensningsplumen beveger seg i pulser ut i fra avfallsfyllinga. Pulsene oppstår etter store nedbørsperioder om våren og høsten. En antar at det er et konstant tilsig av forurensning fra deponiet til grunnvannet, men da fyllinga var i bruk så man en økning av forurensningskonsentrasjonen etter mye nedbør. Regnet vasket ut stoffer fra avfallet og fraktet det videre ned i grunnvannet. Forurensningsplumen beveger seg nedstrøms fyllinga og konsentrasjonen avtar med avtagende nedbørsmengder. Bester, (2002) skriver i sin rapport at pulser fra veisaltning vil dempes og gi en lik konsentrasjon i hele akviferen, en stasjonær tilstand. Dette stemmer ikke overens med observasjonene i Revdalen hvor en opplever pulser som øker og avtar etter nedbørsmengden. Etter at avfallsfyllinga ble lagt ned har en observert en nedgang i forurensningskonsentrasjonen etter mye nedbør. Dette tyder på at regnvann fortynner sigevannet mens man i perioder med lite nedbør vil få en opphoping av forurensning.

Ved måling av vannstand i R1 og R2 så en at fluktuasjonene i kurvene viste en klar sammenheng med nedbørsfluktuasjonene. I fig 9 og 10 ser en svingningene i nedbørskurven fra Lifjell målestasjon og vannstandsmålinger gjort i Revdalen 1990 og 1991. Det er en forsinkelse i vannstanden i forhold til nedbørskurven, men vannstandskurven i R1 reagerer tydelig på nedbøren.

Kurven til R2 i fig 10 følger fluktuasjonene i R1 mens vannstanden i R4 har en kurve uten de samme svingningene. Dette pga demping av trykkbølgen som oppstår ved tilførsel av nedbør ved grensa.



Figur 9 Nedbørsfluktuasjoner ved Lifjell målestasjon fra august 1990 til juni 1991



Figur 10 Vannstandsmålinger i observasjonsbrønner i Revdalen i 1990/ 1991

Prøvetaking av grunnvannet har gitt et bilde av forurensningskonsentrasjonene i akviferen. Ved å ta prøver i ulike lag ser man hvordan forurensningen spres både horisontalt og vertikalt. Da avfallsfyllinga var i bruk så en at etter store nedbørsmengder fikk man en økning av forurensningskonsentrasjonene i grunnvannet. Nedbør vasket ut forurensning i avfallsdeponiet og sigevannet førte dette med seg til akviferen. I perioder med lite nedbør og i vinterhalvåret når tilsiget fra nedbørsfeltet var lavt, observerte man en senkning av forurensnings konsentrasjoner i akviferen.

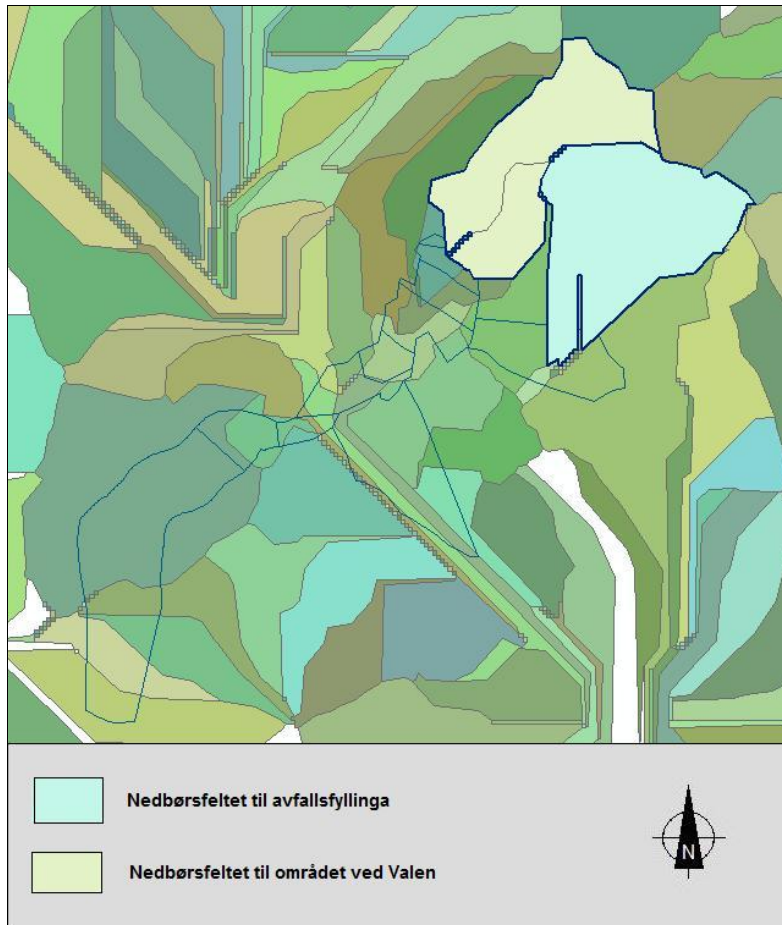
Etter avviklingen av avfallsplassen ble det tilført masse i form av tette leirlag med et drenerende gruslag under. Videre ble det plantet trær og gressvegetasjon over fyllmassene. Dette ble gjort for å hindre videre utvasking av forurensning i avfallsmassene. Prøvetakning av grunnvannet etter nedleggelsen av deponiet viser en motsatt reaksjon på nedbør i forhold til da deponiet var i bruk. Etter nedbørsperioder fikk man en lavere forurensningskonsentrasjon enn etter tørrværsperioder. Nedbøren som kommer etter nedleggelsen av deponiet fører til en fortykning av forurensningen, mens i tørrværsperioder vil konsentrasjonene øke i avfallsmassene og føre til mer forurensning i akviferen.

5.NEDBØRSMODELLEN

5.1.1.NEDBØRSFELT

I figur 11 ser en alle små og store nedbørsfelt i området rundt Revdalen. Nedbørsfeltet til avfallsfyllinga er uthevet med stiplet felt. Vannet strømmer i dette feltet fra Hulderkyrkja og ender i grensa til akviferen. Nedbørsfeltet til fyllinga består av bart fjell og et tynt morenedekke. Videre ser en ut i fra figur 11 at strømningsmønsteret at vannet samler seg i tre kanaler som infiltrerer akviferen ved deponiet og to kanaler på østsiden som også vil tilføre akviferen vann. Nedbørsfeltet til områdene vest for akviferen vil ikke infiltrere pga moreneryggene som tidligere nevnt. Vannet fra disse områdene vil drenere til myrområdene sør for Vinbekk (se fig 2).

Nedbørsfeltet til området rundt Valen er markert i figur 10 med ruter. Vannet strømmer her inn i akviferen fra Åsekollen hvor områdene består av bart fjell og laverestående områder med barskog. Noe vann vil også infiltrere akviferen mot vest for polygonet som markerer nedbørsfeltet(jf fig 11), men hovedstrømningen skjer i feltet som er markert i figurene.



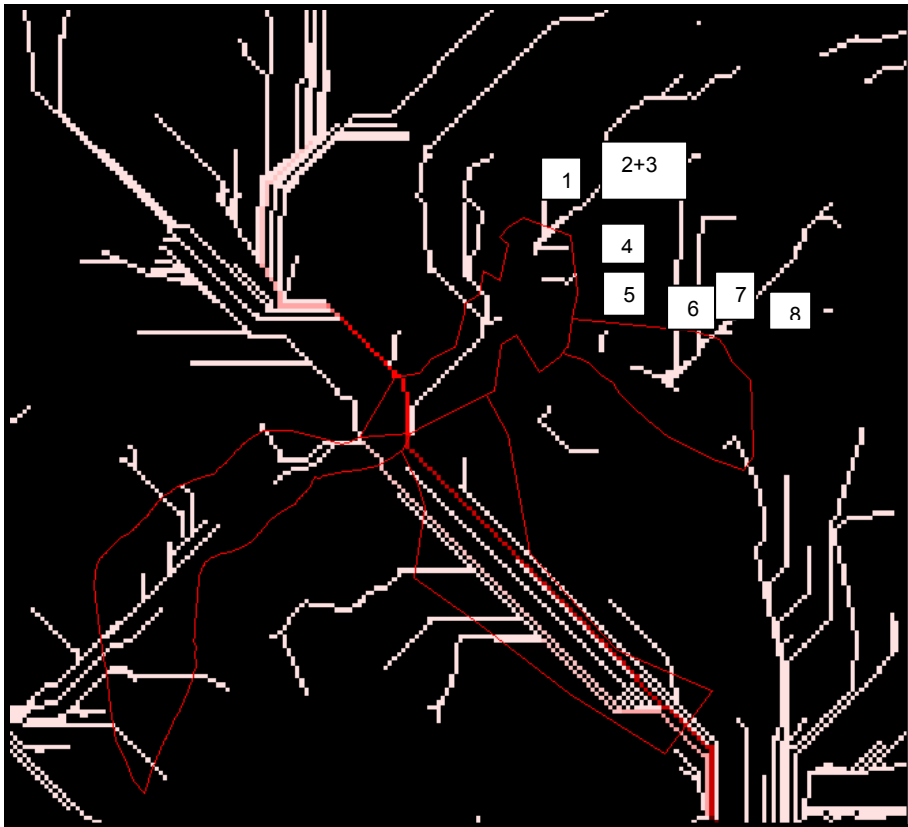
Figur 11 Nedbørsfeltet til deponiet markert med linjer. Nedbørsfeltet til området ved Valen er markert med rutenett.

5.2.OPPBYGNING AV NEDBØRSMODELLEN

For å beregne nedbørsfeltet og strømningsmønsteret av nedbør til akviferen ble ESRI ArcGIS tatt i bruk. Ut fra høydene i kotekartet over området og helningsretningen beregner programmet størrelsen på nedbørsfeltet, hvor vannet vil samle seg og strømningsretningen. De hydrologiske analysene i ArcGIS danner en nedbørsmodell i løpet av flere trinn. Dette er et grid med bestemt celledimensjon, og hvor verdien i cellene rundt bestemmer i hvilken retning vannet vil strømme. De viktigste analysene som vil bli brukt videre i grunnvannsmodelleringen er *flow accumulation* og *watershed*. *Flow accumulation* viser hvor vann drenerer inn i de ulike delene av akviferen og hvor mange celler som drenerer til et punkt. *Watershed* viser utstrekningen av nedbørsfeltet i hele området, og nedbørsfeltet kun til akviferen.

Ved å modellere nedbørsfeltet vil en få en oversikt over hvor vannet strømmer og hva slags underlag nedbørsfeltet består av. Ulike typer vegetasjon og jordtyper vil ha varierende evne

til å ta opp nedbør som vil påvirke hvor stor mengde av nedbøren som vil bidra til grunnvannsdannelse.



Figur 12 Strømningsmodellen. Nummer viser til de ulike kanalene hvor vannet drenerer inn i akviferen.

5.3.RESULTAT OG DISKUSJON AV NEDBØRSMODELLEN

Nedbørsmodellen viser nedbørfeltet til hele området og for avfallsfyllinga. Den viktigste informasjonen i modellen viser hvor mye vann som drenerer inn i deponiet og videre inn i akviferen. Ut i fra figur 12 ser en at vannet drenerer til åtte celler ved akviferens grense mot deponiet i nord. I figuren ligger flow accumulation over det kvartærgeologiske kartet sammen med et høydekart med ekvidistanse 5 m. En kan ut i fra strømningsmønsteret i flow accumulation tydelig se vannskillet som går nord- øst for fyllinga.

Det kvartærgeologiske kartet (fig 13) viser at vannet som infiltrerer deponiet, 1, 2 og 3 strømmer fra Huldrekyrkja over områder med bart fjell og et tynt morenedekke.

Strømningslinjene lenger øst i modellen, 6,7 og 8, fører vann fra Åsekollen via en flombekk som fører til økt sigevann til grunnvannet (Klempe, et al., 1992). Dette vannet strømmer over bart fjell, glasifluviale avsetninger og inn i akviferen som i denne delen består av strandsedimenter.

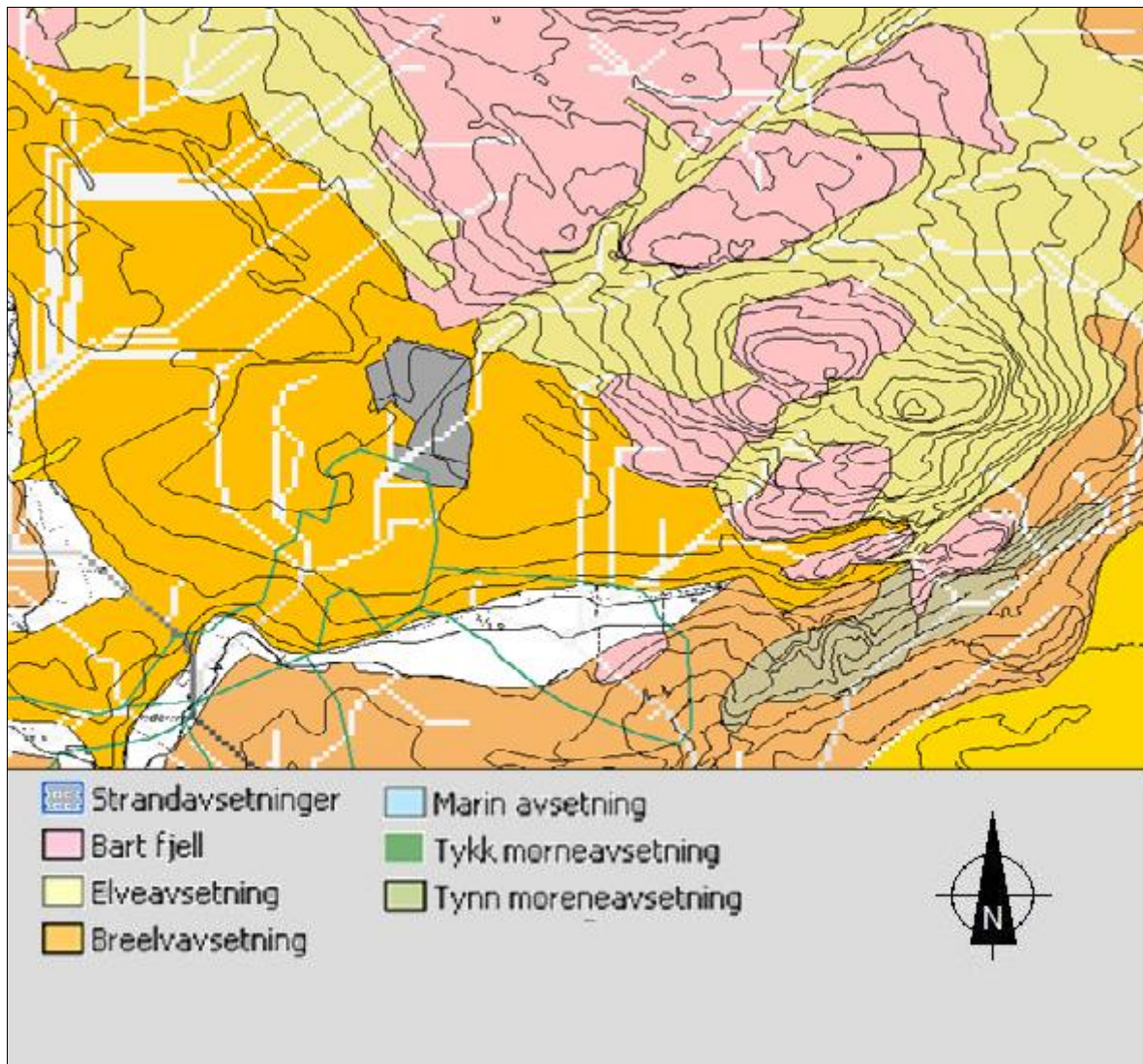
Tabellen under viser hvor mange celler som drenerer til de ulike kanalene i strømningsmodellen. Dette gir et bilde av hvor det strømmer mest vann inn i akviferen.

Tabell 1 tabellen viser antall drenerende celler i flow accumulation.

Nr	Antall drenerende celler	Nr	Antall drenerende celler
1	109	5	107
2	140	6	334
3	969	7	296
4	105	8	958

Området rundt Folkestadmogane består hovedsakelig av fjell og et tynt morenedekke. Det meste av fjellet er dekt av mose og lav samtidig som en finner en typisk lyng og furuskog. En del av nedbøren vil bli tatt opp av vegetasjonen i området som vil føre til en forsinkelse i grunnvannsdannelsen, mens vannet som strømmer over fjell vil renne videre ned til myra som ligger lenger sør. Vegetasjonen her vil ta opp en større mengde vann, og en må derfor ta hensyn til dette ved utregningen av vannmengden som infiltrerer akviferen fra nedbørsfeltet.

Området der vannet infiltrerer markoverflata rundt Hulderkyrkja består av glasifluviale avsetninger og bart fjell. Vegetasjonen her er mer variert og nedbøren vil i større grad bli tatt opp enn rundt Folkestadmogane. Nedbøren vil også strømme gjennom løsmassene så det vil ta lenger tid før vannet når mettet sone enn om vannet strømmer over bart fjell.



Figur 13 Strømningsmønsteret i nedbørsfeltet til akviferen.

5.4. TRANSIENTE AVRENNINGSDATA

Strømningsmodellen er bygd opp med avrenningsdata fra 1990 og 1991. Dette året er det foretatt vannstandsmålinger som modellen blir kalibrert mot.

Det vil også bli brukt avrenningsdata fra 1996. Disse dataene blir brukt i forbindelse med transportsimuleringen da det er gjennomført et tracerforsøk fra R1 til R2 som danner grunnlag for kloriddata.

Vannstandskurvene for R1 og R2 viser at vannstanden i R2 gir en umiddelbar respons på vannstanden i R1. Derfor må vannstanden i R1 gi en umiddelbar respons på avrenning fra nedbørfeltet inn i akviferen.

Flux som ga størst og minst vannstand i R1 ble funnet ved å prøve seg fram med modellering av stasjonær strømming for de to ulike situasjonene. Deretter ble mellomliggende verdier funnet ved å interpolere mellom tilhørende vannstandsverdier.

Avrenningsdata fra 1996 bygger på vannstandsdata fra brønn nr 9 i Landsomfattende grunnvannnett (LGN). Denne brønnen ligger 1.5 km fra R1 mot vest. Brønnen i LGN ligger i ei dødisgrop som er fylt med silt og dette gjør forholdene like dem en finner i R1. Når vannstanden er lav vil akviferen være åpen, mens når vannspeilet når siltlaget er akviferen lukket.

For å regne ut avrenningsdata fra perioden i 1990/1991 og 1996 er det gjennomført regresjonsanalyser der en ser på forholdet mellom vannstand i brønnen fra LGN og vannstand i R1. Det er gjort en beregning for vannstand og en for flux.

Ved å bruke avrenningsdata på denne måten vil evapotranspirasjon, snølagring og snøsmelting komme inn under denne utregningen. Dette er usikkerhetsmomenter som kan gi mindre eller større avvik når en skal beregne nedbørsverdier for et nedbørsfelt. Det vil også være en viss grad av usikkerhet i metoden som er benyttet her siden brønnene ligger et stykke fra hverandre og det er to forskjellige akviferer med ulike hydrogeologiske egenskaper, men usikkerhetene tatt i betraktning ga metoden resultater som stemte overens med observerte verdier.

Det er også lagt vekt på å benytte seg av den informasjonen og de data som allerede finnes, og det syntes å være en god anledning til å bruke brønnen i Landsomfattende grunnvannnett når denne var lett tilgjengelig.

Regresjonsformelen som er brukt

$$Y = ax + b$$

Der

Y= vannstand i R1

X= vannstand i brønn nr 9 i LGN

Det regnes ut en bestemmelses faktor, r, som forteller hvor god tilpasningen mellom data og trendlinjen er. Trendlinjen er lineær, og med r nær 1 vil dataene samle seg rundt den lineære grafen. Dette vil gi data som viser god sammenheng mellom vannstand i R1 og vannstand i brønn nr 9 i LGN. Dersom r er nær 0 vil tilpassningen være dårlig og dataene vil vise at det ikke er sammenheng mellom vannstand i de to brønnene.

5.5.RESULTAT VED UTREGNINGEN AV TRANSIENTE AVRENNINGSDATA

Utrekningen av avrenningsdata som viser sammenhengen mellom vannstand i de to brønnene ga en bestemmelsesfaktor på 0,93. Dette viser at det er god tilpassning i modellen og at dataene kan brukes til å regne ut hvor mye vann som strømmer inn fra nedbørsfeltet til akviferen.

Utrekning av flux ga en r på 0,89, som er noe lavere enn utregningen for sammenhengen mellom vannstand i de to brønnene.

5.6.EVAPOTRANSPIRASJON

Evapotranspirasjon kan deles opp i to deler. Evaporasjon omhandler fordamping som skjer fra snø, isbreer, vannflater og vår vegetasjon m.m, mens transpirasjon vannet planter og andre levende organismer slipper ut i atmosfæren ved hjelp av celleånding (Fetter, 1994).

En skiller mellom potensiell evapotranspirasjon, PET, og den aktuelle transpirasjon. (Fetter, 1994). PET er en idealisert størrelse som beskriver maksimal evapotranspirasjon under optimale betingelser. Med dette menes at planter og andre organismer har full tilgang på vann slik at ikke transpirasjonsprosessen ikke reduseres pga vannmangel. Den aktuelle evapotranspirasjonen er den som faktisk finner sted i naturen med de begrensningene som faktisk oppstår.

Evapotranspirasjon er i størst grad avhengig av temperatur, og i perioder der temperaturen er høy vil fordampingen av vann være størst. I disse periodene vil lite av nedbøren som faller infiltrere markoverflaten og danne nytt grunnvann. Bø har et typisk innlandsklima. Nedbøren som faller som snø om vinteren vil smelte om våren når temperaturen stiger. I disse periodene når fuktigheten er høy vil den aktuelle evapotranspirasjonen være høy. Den aktuelle evapotranspirasjonen beskriver fordampingen som faktisk skjer.

6.OPPBYGNING AV GRUNNVANNSMODELLEN

6.1.INNLEDNING

En grunnvannsmodell viser forholdene i virkeligheten på en forenklet måte. Modellen vil ikke være et perfekt bilde av de naturlige grunnvannsystemene, men den vil kunne gi oss viktige svar som ikke ville vært mulig å få ved kun ved undersøkelse i felt. Matematisk modellering av grunnvann har blitt brukt siden slutten av 1800 tallet, men siden datamaskiner med raskere hastighet kom rundt 1960 har den numeriske metoden blitt mest brukt. Dette siden den numeriske metoden gir mulighet til å modellere mer realistiske situasjoner, hvor den analytiske metoden krever homogene isotropiske forhold (Anderson, et al., 2002).

Det kan være flere grunner til at vi vil vite hvordan grunnvannet strømmer. Foreksempel vil det ved bruk av grunnvann som drikkevannskilde være viktig å vite utstrekningen av nedbørsfeltet og hvor eventuelle utslipp eller akutte forurensninger vil strømme. Det vil være viktig å vite hvordan strømmingene forandrer seg i løpet av året og for å finne mektigheten til resipienten.

Modellene kan løses ved sand tank analyser, analog og matematisk. I denne oppgaven blir det brukt en matematisk numerisk modell. Denne typen modellering tar utgangspunkt i et sett ligninger som simulerer de fysiske forholdene i løsmassene, sammen med ligninger som beskriver vannstand og strømninger langs grensene i modellen (Anderson, et al., 2002), som er vist i kap 3

Med finite element metoden som brukes i denne oppgaven løses ligningen i hver node i elementet. Men ved interpolering tas det høyde for variasjoner innenfor elementet. Dette til forskjell fra finite difference, hvor head beregnes i hver node som også er gjennomsnittet for cellene rundt.

Hovedmålet med oppgaven er å modellere spredningen av forurensning over tid. En vil da se hvordan strømningsmønsteret opptrer etter sesongvariasjoner og hvordan dette påvirker forurensningstransporten i akviferen. For å kunne gjennomføre dette arbeidet er en avhengige av transiente nedbørsverdier som legges inn som grenser i modellen. Dette er beskrevet i tidligere kapittel og vil bli brukt videre i oppgaven.

I dette kapittelet vil oppbyggingen av grunnvannsmodellen beskrives i kronologisk rekkefølge.

6.2.FEFLOW

FEFLOW® 5.3 (WASY, 1979-2005) er et modelleringsprogram som bygger på finite- element metoden. Programmet egner seg til å modellere bl.a. dynamisk grunnvannstrømning, tetthetsstrømning, strømning i sprekkssystemer, varmestrømning og strømning i mettet sone. Den konseptuelle hydrologiske modellen er gjengitt som et gridnett bygd opp av fleksible triangulære celler og som benyttes med varierende tetthet gjennom modellen (Dagestad, et al., 2006). Programmet er derfor godt egnet til å modellere variable terrengforhold og romlige variasjoner i sedimentologiske egenskaper. Programmet ble valgt da det skal modelleres ikke-stasjonært, og ikke alle programmer gir denne muligheten. FEFLOW® gir også muligheten til å arbeide med GIS data som er en viktig del av denne oppgaven.

6.3.GRID

I FEFLOW® lages et grid, finite element mesh, som dekker hele akviferen. Gidenettet representerer hele undersøkelsesområdet der størrelsen på hver celle påvirker nøyaktigheten og oppløsningen. I hver celle vil det i strømningsmodellen bli beregnet grunnvanshøyde og vannfluks, mens det i transportmodellen vil bli beregnet forurensningskonsentrasjoner.

Hver celle i gridnettet har en triangulær form med seks noder som binder trianglene sammen. Meshet brukt i denne oppgaven består av 13275 elementer og 9450 noder. Det er laget et finere gridnett rundt undersøkelsesbrønnene for å kunne registrere variasjoner bedre, mens med lenger avstand fra brønnene vil nettet bli grovere.

6.4. SEDIMENTOLOGI

En konseptuell modell er en billedlig fremstilling av grunnvannsystemet ofte i form av et blokk diagram eller et tverrsnitt. Ved å lage en slik modell vil en forenkle forholdene og organisere data slik at systemet kan analyseres raskere (Anderson, et al., 2002). En forenkling av forholdene er helt nødvendig siden det ikke vil være mulig å rekonstruere de faktiske forholdene. Modellen må forenkles så mye som mulig, men må inneholde de nødvendige parametrene som trengs for å simulere virkeligheten.

Den konseptuelle modellen er bygget på bakgrunn av kvartærgeologisk kartlegging, sonderboringer og georadarprofil som er gjennomført tidligere. Det er også tidligere foretatt en del kornfordelingsanalyser av jordprøver hentet opp ved brønnboringer. All informasjonen har blitt systematisert og analysert og danner grunnlaget for databaser som brukes for å skape bilde av sedimentologien i området. Disse undersøkelsene gir opplysninger om lagdeling, pakking og kornstørrelse nedover i avsetningen.

6.5. TOLKNING AV LØSMASSENE

Konseptmodellen danner et bilde av lagdelingen i akviferen med de tilhørende egenskapene, og vil si oss hvordan vannet strømmer i sedimentene. Modellen viser et morenelag over fjell i bunn av akviferen. Dette er et impermeabelt lag med varierende tykkelse. Over morenelaget ligger et sandlag som strekker seg fra deponiet til R4. Over sandlaget er det et gruslag som strekker seg fra deponiet og ut mot kildehorisontene og kildene. Mot sør- øst, i de marine avsetningene finner en et lag med finsand med en mektighet på ca 15 m.

Sonderboringene viser grove materialer med lavere sorteringsgrad nærmere deponiet enn det vi finner lenger ut i akviferen. Dette kan ses i sammenheng med at elver har fraktet og avsatt materiale, og med avtakende vannmengde vil grovere masser avsettes først og finere materiale blir fraktet lengre ut. Dette vil ha stor betydning for spredningen av forurensning fra deponiet siden vannet vil strømme fortere gjennom de grove massene enn i de finere. I de grovere massene nærmere deponiet vil en også kunne forvente at strømningsmønsteret i større grad vil bli påvirket av endringer i nedbørskonsentrasjonene både pga massenes egenskaper med tanke på vannførende egenskaper men også pga avstanden til innstrømningsområdet til akviferen. Jo større avstanden blir til innstrømningsområdet, og med finere materiale vil svingningene i fluktuasjonene avta og strømningsforholdene sammen med forurensningskonsentrasjonen vil kunne forventes å få en flatere kurve.

6.6.LAGDELING I MODELLEN

Ut i fra arbeidet med den konseptuelle modellen legges de ulike lagene inn i grunnvannsmodellen. I FEFlow legges lagene inn som layers, lag, og hvor lagenes topp og bunnlag danner slices eller flater.

Lagene i modellen representerer de ulike sedimentologiske avsetningene i løsmassene beskrevet over. Et punkttema på bakgrunn av sonderboringenes koordinater ble laget i ArcGIS. Ut i fra dette punkttemaet ble det laget et TIN, *Triangular Irregular Network*. Ved hjelp av lineær interpolering dannes kontinuerlige, ikke- overlappende triangler mellom tre punkt. Ved hjelp av interpoleringsmetodene i programvaren kan en beregne seg fram til z- verdier for nye x-, og y- verdier. TIN blir konvertert til et grid, hvor hver celle vil ha informasjon om z- verdiene i laget.

Videre blir det laget et punkttema med punkt jevnt fordelt innenfor grensene til akviferen. Dette punkttemaet brukes til å hente z- verdiene fra grid. Ved hjelp av disse metodene har en dannet en fil bestående av x-, y- og z- koordinater for et lag. Denne filen kan tas inn i FEFlow®, og ved hjelp interpoleringsmetoden universal Kriging får en en sammenhengende flate som representerer toppen eller bunn av et lag i sedimentene og en flate i grunnvannsmodellen.

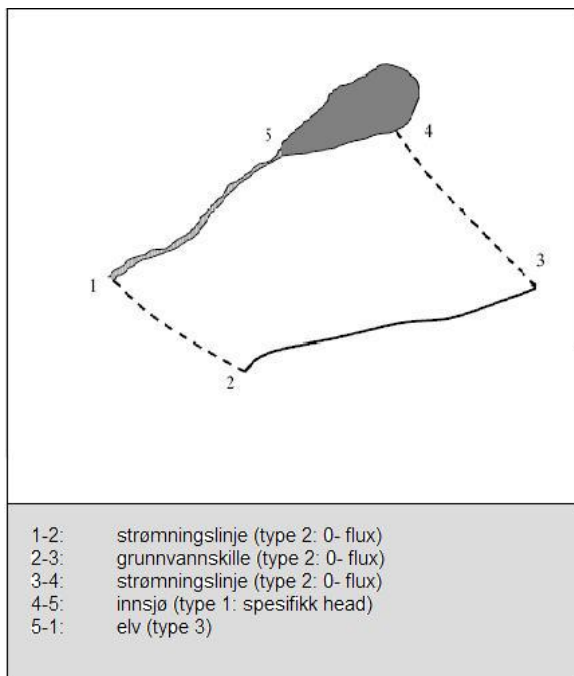
Den fremgangsmåten ble brukt til å danne flaten som viser toppen av morenelaget. Toppen av dette laget er den nederste flaten i modellen. Samme fremgangsmåte ble også brukt for å lage den øverste flaten som representerer toppen av gruslaget som vil være det øverste laget i modellen.

Ved å regne ut avstanden mellom den øverste og den nederste flaten finner en mektigheten av akviferen. Ved å dividere mektigheten på fem regner en ut z- verdiene i de fire gjenværende flatene i modellen. Den samme fremgangsmåten som for de to andre flatene blir brukt for å kunne interpolere flatene i FEFlow®.

6.7.TYPER GRENSEBETINGELSE

For å kunne beregne grunnvannstrømninger er det nødvendig å bestemme grensebetingelsene i ytterkant av modellen. Grensebetingelser kan være "faste" nivåer av grunnvannstand vad bl.a. overflatevann/ sjøvann eller kjente vannskiller, men også nedbør, kjente vannuttak eller vannstrøm over modellgrensen kan betraktes som grensebetingelser (de Beer, 2005).

Kvartærgeologisk og geomorfologisk kart over området kombinert med koordinatfesta geologiske formasjoner, GPR profiler, boredata er grunnlaget for plassering av ulike grensetyper.



Figur 14 Ulike typer grensebetingelser (Sonnenborg, et al., 2005)

Følgene grensetyper beskrives ut ifra (Klempe, 2000)og (Anderson, et al., 2002)

- Type 1: Dirichlet grense

Grense med kjent potensialhøyde. Eksempel: Innsjø, elv, en kilde, et grunnvannskille eller ei ekvipotensiallinje

- Type 2: Neumann grense

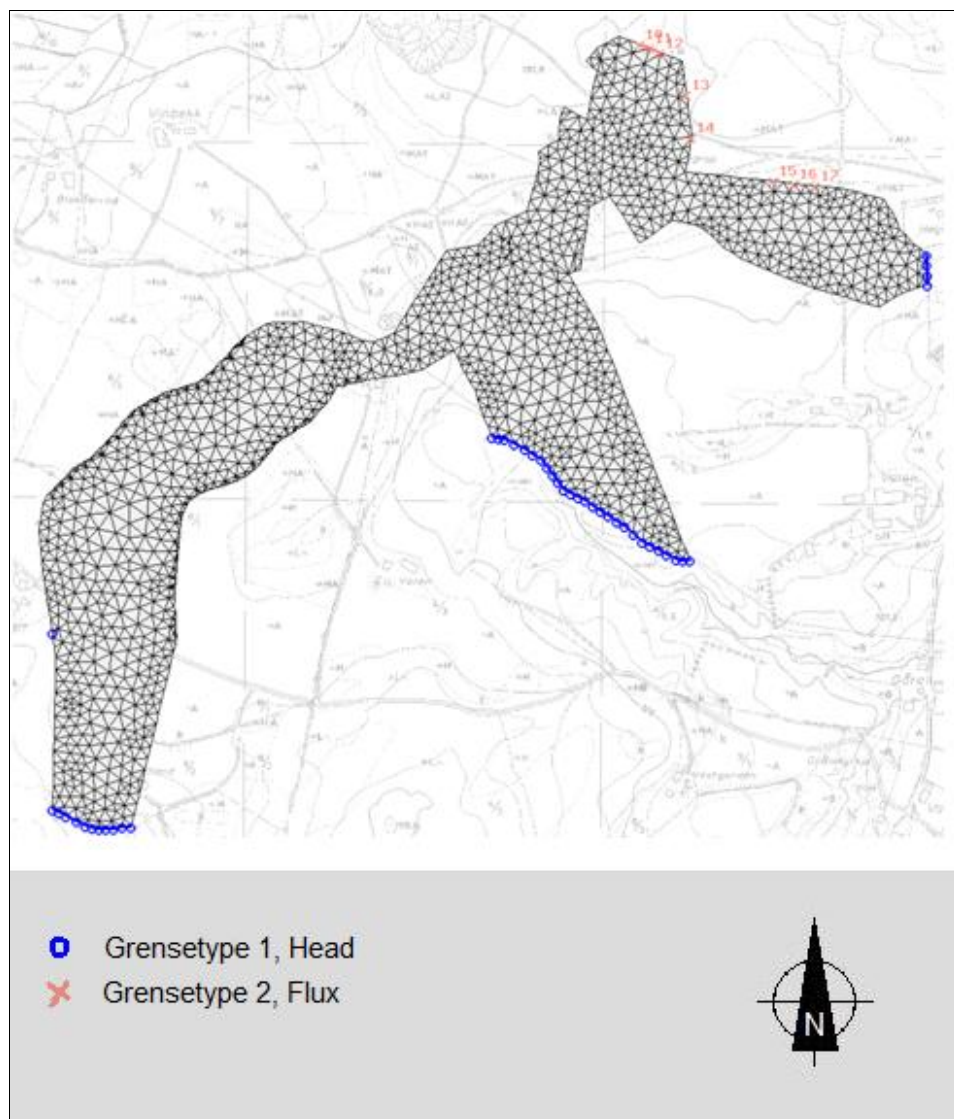
Grense med kjent flux. Fluxen er uttrykt med Darcys lov, formel nr 2. Flux grense er akviferens avgrensning mot et nedbørsfelt eller brønn.

- Type 3: Cauchy grense eller Mixed boundary conditions

Denne typen er en kombinasjon av type 1 og type 2. Cauchy grense brukes ofte i vassdrag med semipermeabel bunn.

I modellen er det satt en type 2 grense, flux, der hvor vannet strømmer inn i akviferen slik det er beskrevet i kapittelet om nedbørsmodellen. Flux er satt i åtte noder som har mer enn hundre drenerende celler hentet fra strømningsmodellen. Verdiene i hvert av punktene er utregningene fra kap 5.4, og hver node har sin unike verdi etter hvor mye vann som strømmer inn i akviferen.

Fire kilder har head grense, oppgitt i m.o.h. Høydene er hentet fra et høydekart ekvidistanse på 5 m. Disse finner en ved Ågetveit og Helland hvor høyden er 115 m.o.h. Ved Valen, 116 og Bekken ved Gåra/ Haugland har en høyde fra 115 til 110 m i sør- østlig retning. Noder som ikke har markerte grenser har automatisk en null- flux, som gir null innstrømninger over grensene.



Figur 14 Grensebetingelser i modellen. Rosa kryss er flux, type 2 grense, mens blå ring er head, type 1 grense.

6.8. HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (K)

Den hydrauliske ledningsevne (K) er et mål for hvor fort vannet strømmer gjennom avsetningene ved en gradient lik 1 (m/s). Hydraulisk ledningsevne (K) er Darcys proporsjonalitetsfaktor og forteller hvor fort vannet strømmer gjennom et materiale, hvor stor gradienten er og hvor mektig akviferen må være for å drenere infiltrert nedbørsmengde.

Hydraulisk ledningsevne (K) i mettet sone avhenger av løsmassenes sammensetning, struktur og væskens egenskaper. Tette masser som silt og leire har lave K verdier (tabell 2), mens grovere og sorterte masser har høyere. (Fetter, 1994)

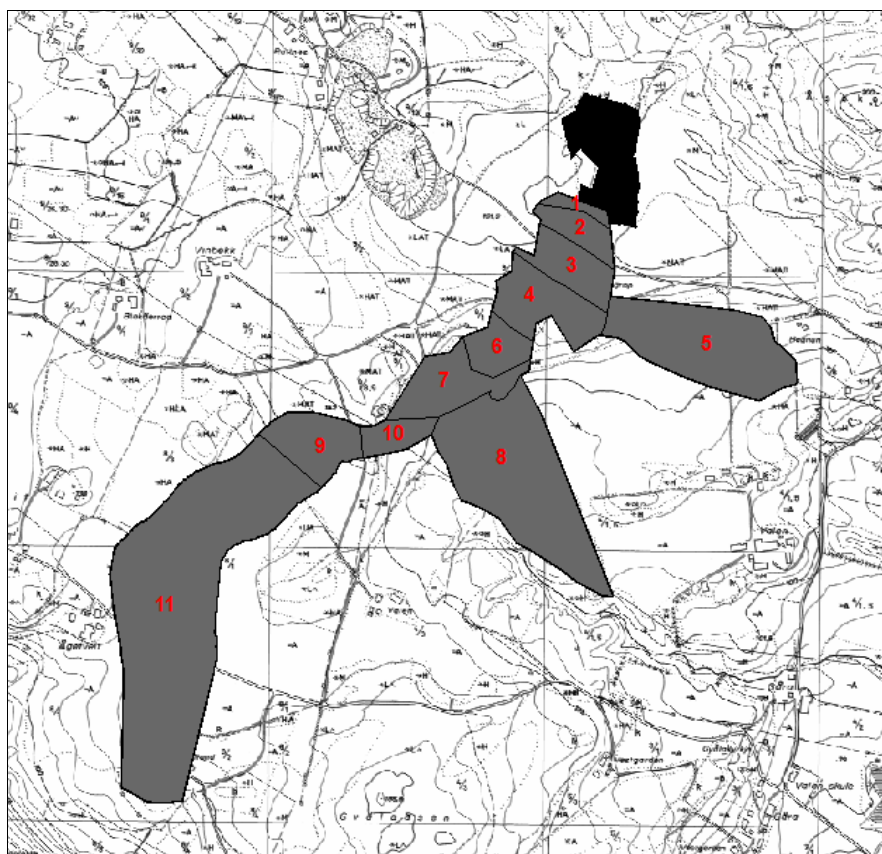
Tabell 2 Representative verdier i løsmasser (m/s) (Fetter, 1994)

Kornstørrelse	K (m/s)
Godt sortert grus	10^{-4} - 10^{-2}
Godt sortert sand	10^{-5} - 10^{-3}
Siltig sand, fin sand	10^{-7} - 10^{-5}
Silt, sandig silt	10^{-8} - 10^{-6}
Leire	10^{-11} - 10^{-8}

Da brønnene R1, R2 og R3 ble etablert ble det blåst opp jordprøver ved Odexboringboring. Jordprøvene ble analysert ved mekanisk analyse og det ble fremstilt kornfordelingskurver. Kornfordelingskurvene er brukt til å beregne K- verdier med metoden etter Beyer & Schweiger (1964)(Langguth, et al., 1980). Dette er gjort i tidligere arbeid, og disse verdiene brukes også i denne modellen.

Der det ikke er foretatt kornfordelingsanalyser er litteraturverdier benyttet (Fetter, 1994), tabell 2.

Ved hjelp av ArcGIS ble akviferen delt inn i 11 områder etter løsmassenes hydraulisk ledningsevne. Områdene har en vertikal grense slik at områdene er like store i alle fem lagene. I egenskapstabellen til inneholder en kolonne K- verdier for hvert polygon. Ved å koble hvert polygon i de ulike lagene til kolonnen med K- verdier i shapefile vil en enkelt kunne sette de rette verdiene i de ulike lagene i FEFLOW.



Figur 15 Inndeling av akviferen i ulike områder for ulike K- verdier

6.8.1.RESULTAT AV K- VERDIER

Tabell 3 K- verdier i de fem ulike lagene.

Polygon	K- verdi				
	Lag 1	Lag 2	Lag 3	Lag 4	Lag 5
1	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,0005
2	0,001	0,005	0,0013	0,00013	0,00013
3	0,001	0,000073	0,001	0,000073	0,000073
4	0,001	0,001	0,00007	0,0001	0,00007
5	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
6	0,001	0,001	0,00007	0,00007	0,0007
7	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
8	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
9	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0005
10	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
11	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0001

6.9. KALIBRERING OG VERIFISERING

Kalibrering av modellen er en test for å se om modellen produserer de samme head og strømmingene som er observert i felt (Anderson, et al., 2002). Dataene som modellen kalibreres mot er verdier som er hentet fra feltarbeid, og som i denne modellen vil være vannstandsmålinger. Kalibreringen vil gå ut på å finne et sett med parametere, grensebetingelser og belastninger som gir simulerte verdier som samsvarer med de målte verdiene innenfor en viss feilmargin.

For å kalibrere en modell kan en benytte automatiske kalibreringsprogram. PEST er et slikt program, og er implementert i FEFLOW. En kan også gjøre en prøve- og -feile kalibrering hvor en selv går inn og forandrer et eller flere av parameterne. Ved en slik metode må en gjennomføre en rekke forsøk, ofte førti femti ganger, før en får et tilfredsstillende resultat.

Ved å verifisere modellen undersøker man om den klarer å simulere hydrologiske forløp mot et uavhengig datasett hvor man har målte resultater. Dette gjør en selv om modellen er kalibrert fordi det er erfart at selv om kombinasjonen av parameterne gir den rette head og strømningsverdien, er det ikke satt at denne kombinasjonen er den eneste rette. Noen endringer vil måtte kunne gjøres under verifiseringen (Anderson, et al., 2002).

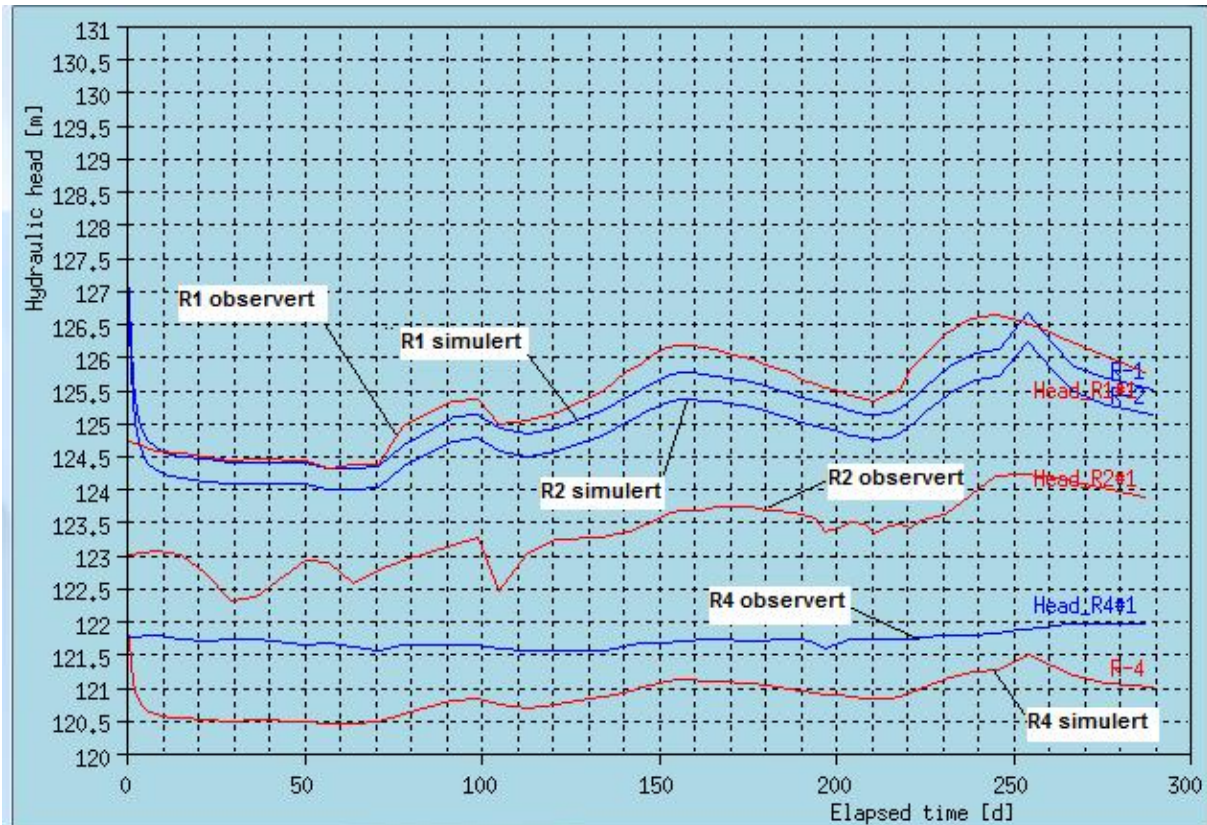
6.10. KALIBRERING AV STRØMNINGSMODELLEN

Det viste seg modellen var veldig sensitiv ovenfor inputdata i form av avrenningsdata fra nedbørsfeltet. Dette stemmer godt overens med antakelsene om at vannstanden i R1 gjenspeiler fluktuasjonene fra avrenningen fra nedbørsfeltet.

Den første simuleringen ga for lave verdier i R1 og R4, mens verdiene i R2 ble for høye. Det viste seg at endringer i grensebetingelsene ikke hadde stor innvirkning på resultatet, mens K- verdiene rundt R1 og R2, ved Valen samt i fjordsedimentene styrer vannstand i brønnene. Ved å heve K- verdien i polygonet som representerer sedimentene ved Valen, steg vannstanden i R1 til de målte verdiene. Ut i fra sonderboringene er det her registrert medium sand til grus i denne delen av akviferen, så ut i fra en litteraturverdi vil en kunne sette K- verdien mellom 10^{-4} til 10^{-2} . Den ble forandret fra 10^{-4} til 10^{-3} og dette fungerte bra. Under simuleringen var forskjellen mellom R1 og R2 for liten i forhold til de målte verdiene. Kurvene fulgte fluktuasjonene til de målte verdiene forholdsvis bra, men det kan tyde på at datagrunnlaget for lagdelingen i modellen ikke er helt korrekt. Ut i fra resultatet kan det virke

som om helningen i bunnen av akviferen ikke er bratt nok i forhold til virkeligheten. Dette skaper en for høy vannstand i R2, og denne vil følge vannstanden i R1 selv om endringer i parametrene gir en senkning av vannstand i R1. Pga tid ble ikke disse bunnlaget endret, men avvikene i resultatene ble tatt med i vurderingene når resultatene ble analysert.

Vannstanden i R4 ble for lav ved første simulering. Ved å endre K- verdien i dette området endret dette seg noe. Med ulike forsøk på å løse dette fant vi ingen god teori eller løsning på dette problemet, og aksepterte et avvik på 1m mellom simulert og observert verdi.



FIGUR 16 RESULTAT AV OBSERVERTE OG SIMULERTE GRUNNVANNSNIVÅER ETTER KALIBRERING.

6.11.SIMULERINGSRESULTAT

6.11.1.GRUNNVANNSNIVÅ OG STRØMNINGSMØNSTER

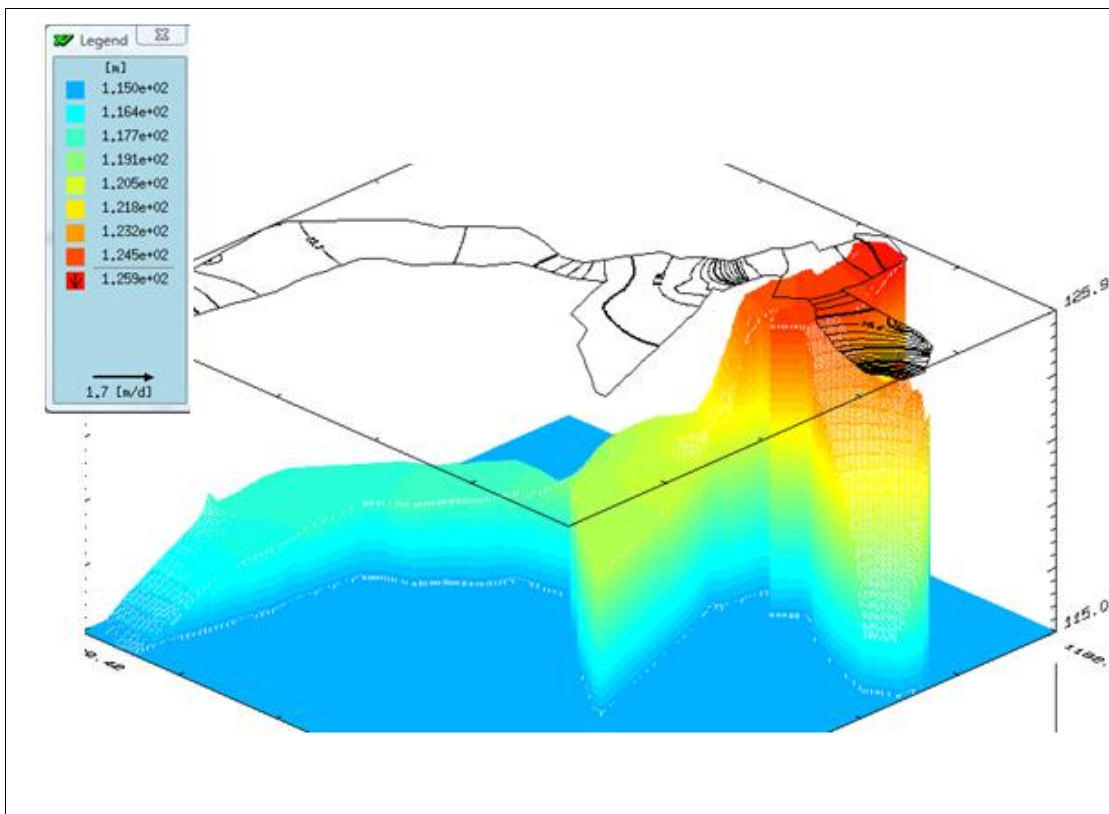
Simuleringen av grunnvannsnivå i akviferen viser at vannstanden er høyest ved grensen til deponiet og er avtagende mot R2, R4 og ut i fjordsedimentene.

Ut i fra strømningsmønsteret i fig 19 ser en at vannet strømmer i retningen fra deponiet, R1 mot R2 og videre mot R4. Vannet får en lavere hastighet ut i fjordsedimentene ved Valen og ut mot Gåra/Haugland, men mektigheten er stor.

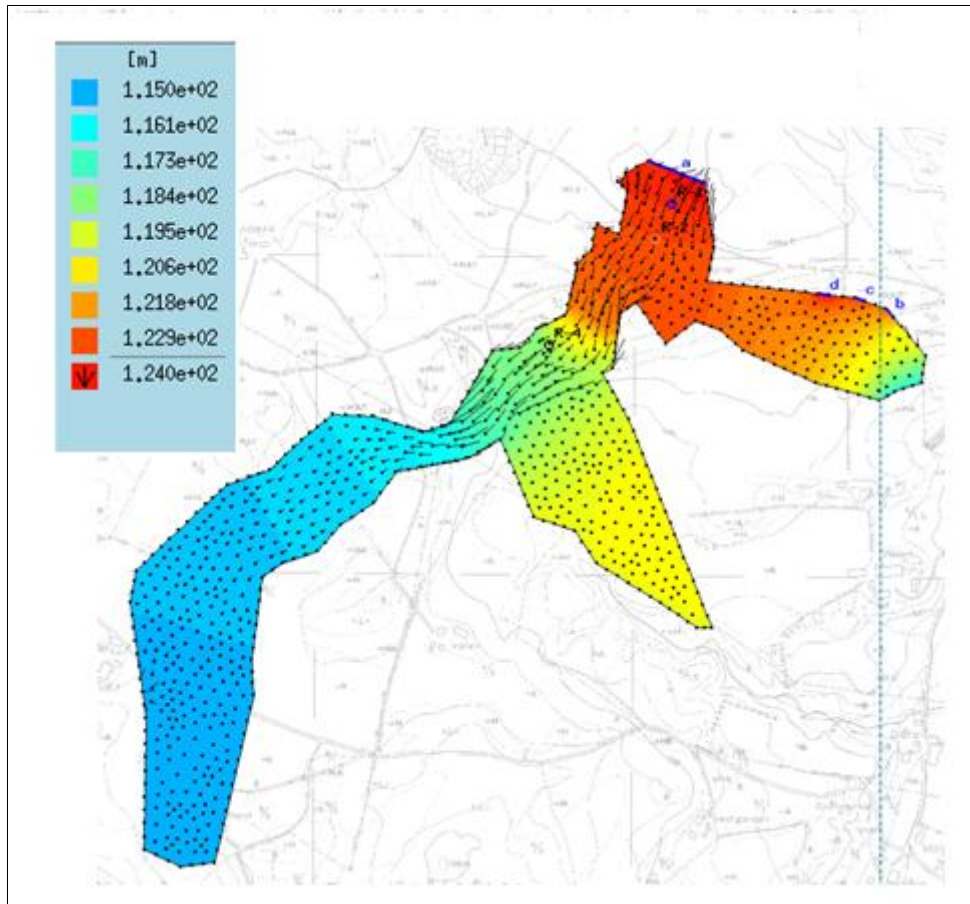
Fluktasjonsmønsteret i de simulerte kurvene ligner på kurvene til observert head.

Simuleringsresultatet i R1 har et avvik mellom 0 og 40 cm, mens i R2 og R4 er avviket større med opp til 1,5 meter. Fluktasjonen i R4 er mindre enn i R1 og R2 slik det er observert tidligere ved vannstandsmålinger(figur 17).

Toppen som oppstår i kurvene rundt step 260 er et resultat av at vannet når masser med lavere permeabilitet slik at massene fylles med vann og vannstanden øker veldig.



Figur 17 Grunnvannsnivå i akviferen.



Figur 18 Grunnvannets strømningsmønster i akviferen sammen med grunnvannstand.

Figur 19 viser strømningshastigheten i modellen. Den viser en rask strømming fra R1 mot R4 og i det smale partiet ut mot Ågetveit Vannet som strømmer ut fjordsedimentene ved Valen og Gåra/ Haugland når mektigere sandavsetninger som leder vannet slik at hastigheten avtar.

7. TRANSPORTMODELLEN

7.1. INNLEDNING

Modelleringen av transport av klorid bygger på den kalibrerte strømningsmodellen. Spredningen av forurensningen i akviferen vil bli kalkulert på samme måte som head ble kalkulert i strømningsmetoden. Det vil si at likninger som er beskrevet i kap 3 vil løses og regne ut forurensningskonsentrasjonen i hver node.

Forurensningskonsentrasjonene fra målingene i flernivåbrønnene i det tidligere omtalte observasjonsprogrammet, danner grunnlag for forurensningsdata som blir brukt i modellen. Målingene er gjort i R1, R2 og R4, og gir et godt bilde av hvordan forurensningen spres med grunnvannsstrømmen. Prøvetakningene som er gjort i fem lag i R1, fire lag i R2 og tre lag i R4, gir forurensningskonsentrasjonene i de ulike lagene og vil vise den vertikale spredningen av klorid.

Blanding av sigevann og grunnvann skjer hovedsakelig pga lokale variasjoner i hydraulisk ledningsevne i løsmassene (Christensen, et al., 2001). Dette kan skape problemer når en ønsker å gi et bilde av lokale bevegelser av forurensningsplumen, og krever en nøye kartlegging av de hydrogeologiske forholdene i området.

Variasjonene i hydraulisk ledningsevne vil sammen med lokale grunnvannsspeil som bygger seg opp pga forskjell i hydrogeologi i fyllinga og omkringliggende områder og høyere tetthet i sigevannet pga saltinnhold, føre til en senkning av forurensningsplumen. Ved undersøkelse av Cl⁻ ved Waterloo Moraine i Ontario, Canada (Martin, et al., 1998), Borden, Ontario, Canada (Fetter, 1993) og Vejen, Danmark (Christensen, et al., 2001) har en sett dette ved at forurensningsplumen først spres vertikalt i akviferen før en lateral spredning oppstår. Ved Waterloo Moraine hvor akviferen består av tre vannførende og fire impermeable lag, vil spredningen også skje gjennom hydrologiske vindu i de impermeable lagene.

Flere modeller har blitt laget fra områdene nevnt over. Numeriske modeller som simulerer forurensningstransporten har blitt dannet, og Cl⁻ blir ofte brukt som tracer pga stoffets egenskaper. Modellene fra Ontario, Canada tar utgangspunkt i stasjonære strømninger hvor det ikke tas hensyn til sesongvariasjoner. Ved modellering av kloridforurensning fra veisaltning i Ontario (Bester, 2002) hevdes det at sesongvariasjoner dempes under grunnvannspeilet. Christensen mfl. har derimot observert ved avfallsfyllinga i Vejen at forandring i nedbørsmengde kan ha mye å si for spredningen av forurensning (Christensen, et al., 2001). Det er observert oppbygninger av grunnvannspeilet under opp mot fyllinga ved Grindsted

avfallsfylling i Danmark under vinter- og vår -sesongen. En tror at tre aspekter spiller inn på de varierende grunnvannsgradientene; en har høyere infiltrasjonskapasitet i avfallsfyllinga pga "dårlig" topplag eller forskjellig vegetasjon, lavere hydraulisk ledningsevne under deponiet sammen med større infiltrasjon ved grensene av området hvor vannspeilet bygger seg opp pga interne strømminger i fyllinga, eller avrenning fra den hellende overflaten. (Christensen, et al., 2001)

7.2. TRANSIENTE KLORIDDATA

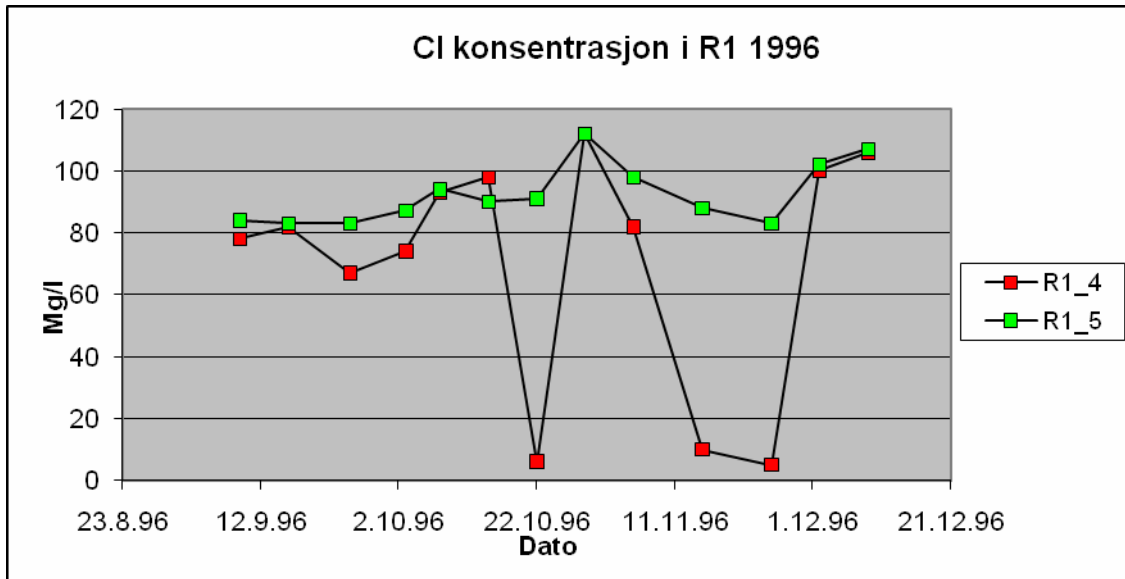
De transiente kloriddataene som blir brukt i modelleringen er fra 1996 hvor en gjennomførte et tracerforsøk fra R1 til R2. Det ble tatt målinger av PH, ledningsevne, Cl^- og HCO_3^- samt en rekke andre kjemiske parametere. Det ble foretatt 14 målinger i de ulike nivåene i R1 og R2(vedlegg 2).

I 1996 var det lite nedbør som førte til et lavt grunnvannsspeil. Derfor har en ingen verdier i de tre øverste lagene i R1 og ingen verdi i det øverste laget i R2.

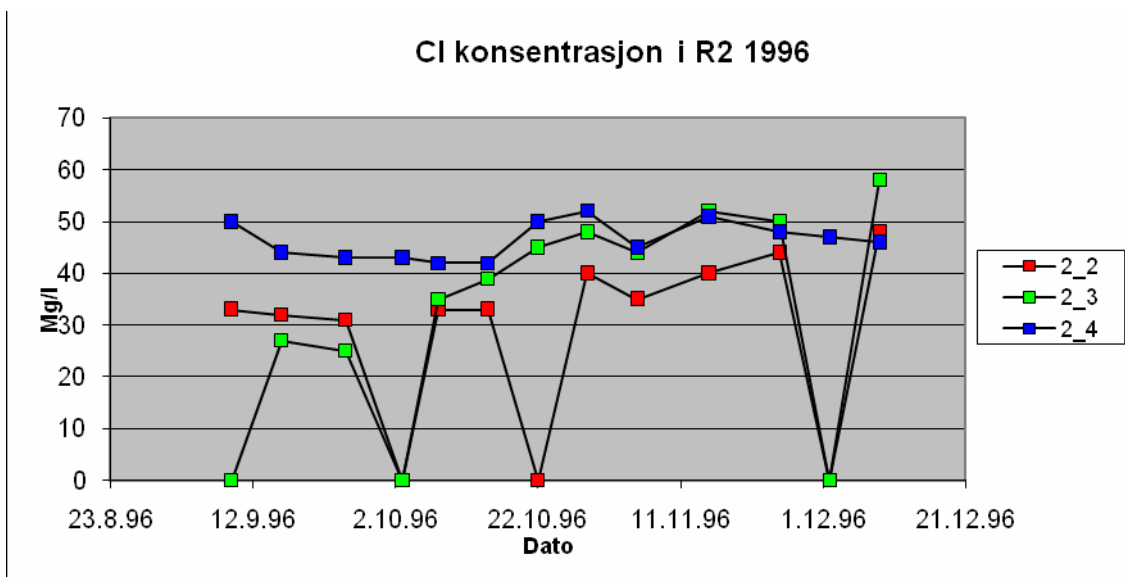
I figur 20 ser en kurver som viser kloridkonsentrasjonen i de to nederste nivåene i R1. Den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen finner en i det nederste laget, R1_5, hvor en også ser at svingningene er moderate fra 83- 112 mg/l. Stigningen startet i september etter en meget fuktig august med nedbørsverdi på 147mm mot en normal på 116mm. Kurven har en topp helt i slutten av oktober hvor konsentrasjonen er på 112mg/l. Dette er et mest sannsynlig et resultat av en nedbørsituasjon hvor mye regn har vasket ut mye forurensning fra deponiet. Kurven slakker så av mot desember, før den stiger igjen mot slutten av måneden.

Kurven som viser konsentrasjonene i nivå fire har større fluktuasjoner og en lavere gjennomsnittskonsentrasjon enn i nivå fem. Kurven har en slak stigning i september før den synker ned mot oktober. Mye regn i oktober fører til en bratt stigning som i nivå fem mot en konsentrasjonstopp på 112mg/l. Deretter synker konsentrasjonen bratt mot slutten av oktober før den igjen stiger mot slutten av året. Det er uvisst hva som fører til de brå fallene i konsentrasjonene. Det kan være skrivefeil i måledata, eller det kan være nedbørssituasjoner som gir en plutselig reaksjon i konsentrasjonen. Siden klorid ikke reagerer med andre stoffer eller blir brutt ned i noen form for reaksjoner, må det være andre forklaringer på situasjonen. Det var ikke mulig å foreta flere målinger i slutten av desember da slangene i prøvetakingsbrønnen frøs pga kulde.

Kurvene i figur 21 viser kloridkonsentrasjonen i R2 i de tre nederste lagene. Også her er det nederste laget som har den høyeste konsentrasjonen.



Figur 9 Kloridkonsentrasjonen målt i de to nederste nivåene i R1 i 1996.



Figur 10 Kloridkonsentrasjonen målt i de tre nederste lagene i R2 i 1996.

I modelleringen er det brukt kloriddata fra nivå fem i R1 som utgangspunkt for input av forurensningskonsentrasjon. Ut i fra observasjonene der en ser at Cl^- verdiene er størst i det nederste laget i akviferen har en konkludert med at disse tallene vil være i nærheten av det en vil finne i deponiet. Pga Cl^- egenskaper vil det ikke være noe reduksjon i konsentrasjonen og det vil heller ikke produseres mer klorid i grunnvannet.

7.3.GRENSEBETINGELSER

De ulike grensetypene i transportmodellen er de samme som i strømningsmodellen; Dirichlet, Neumann og Cauchy, samt en type fire som plasseres der en har en kilde eller et søkk som tilfører akviferen forurensning.

Innstrømningen av Cl^- til akviferen vil hovedsakelig skje gjennom grensen mot deponiet i kanal 1, 2 og 3, samt i grensen mot øst i kanal 4 og 5. Vannet som strømmer inn i kanal 6, 7 og 8 stammer fra et annet nedbørsfelt øst for deponiet og vil derfor ikke inneholde Cl^- som stammer fra fyllinga. Noe av deponiet overlapper akvifergrensen så det vil oppstå en lekkasje fra dette området ned i grunnvannet. Det er derfor blitt satt en type 3 grense ved grensen mellom akviferen og deponiet, samt i kanal 4 og 5. En type 3 grense vil si at man har en variabel flux over grensen gjennom en lekkasje i et lag. Forurensningskonsentrasjonen som blir satt i grensen til akviferen tar utgangspunkt i målinger som er gjort i R1 gjennom overvåkingsprogrammet.

7.4.LØSMASSENE EGENSKAPER

Ved deponiet ved Camp Bordon i Ontario er det blitt utført sensitivitetsanalyser for å undersøke hvor stor innvirkning ulike α_L og α_T har på formen til forurensningsplumen. Akviferen består av fin-, til medium sand med en konduktivitet fra 1.16×10^{-2} cm/s horisontalt og 5.8×10^{-4} cm/s vertikalt. Porøsiteten er 0,38. Målte verdier i et stort antall brønner har gitt et bilde av kloridkonsentrasjonene og spredningen av Cl^- i hele akviferen. For å kunne gjenskape bilde i en modell ble det utført felttester som indikerte at verdien av α_L varierte fra 5 til 10 m (Sudicky, et al., 1983). Ved å holde α_L på 10 m og variere α_T fra 0,005 til 1,0 m så en at formen på forurensningsplumen var svært sensitiv for α_T . Ved høye α_T verdier spredte plumen seg vertikalt i hele akviferens utstrekning, mens ved lavere α_T verdier sank plumen mot bunn men nådde ikke helt ned.

Akviferen ved Vejen avfallsdeponi er i likhet med akviferen i Revdalen en lukket akvifer. Den består hovedsakelig av sand med et leirlag i bunn og på toppen. Modellen ble laget for å se på biokjemiske prosesser i forurensningsplumen fra deponiet, men Cl^- ble brukt i strømningsanalysene og vil kunne brukes som sammenligningsgrunnlag i denne oppgaven. I motsetning til modellen i denne oppgaven har en ved Vejen homogene forhold med K- verdi 35 m/dag^{-1} , bortsett fra et område hvor et leirlag gir en lavere K- verdi. Med en Cl^- startverdi på 20 mg/l^{-1} og porøsitet på 0,35, kom en frem til at $\alpha_L = 3,5$ og $\alpha_T = 0,01$ ga et

modelleringsresultat som simulerte den observerte Cl^- plumen best. (Christensen, et al., 2001)

I modelleringen av Cl^- transporten fra veisaltning i Waterloo Moraine, kjørte en modellen med en dispersivitetsfaktor på 20, 5 og 0,02 i den longitudinale, transverse horisontale og transverse vertikale retningen. Diffusjonskoeffisienten var $10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. (Bester, et al., 2006)

Schulze- Makuch skrev i 2005 en rapport hvor han samlet data fra 109 ulike forfattere som hadde funnet verdier for longitudinal dispersivitet i ulike geologiske medier (Schulze- Makuch, 2005). Dispersivitetsdata ble samlet fra laboratorietester, akvifertester og modelleringsresultat ledet av ulike forfattere. Tabeller er satt opp hvor de ulike geologiske mediene som er undersøkt er listet opp med tilhørende α .

Etter å ha sammenlignet de ulike verdiene for dispersivitet og geologiske forholdene i de ulike rapportene med forholdene i Revdalen ble α_L satt til 3,5m mens α_T ble satt til 0,01. Porøsiteten er 0,30.

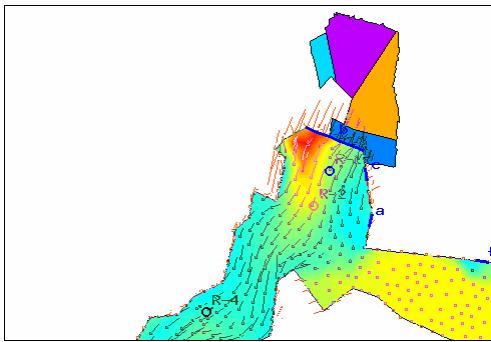
Det blir også satt en initialverdi for klorid på 100mg/l. Dette det allerede vil være en forurensning i grunnvannet fra før. Dermed vil ikke programmet bruke lang tid på og "fylle opp" akviferen med forurensning før en når de riktige konsentrasjonene.

7.5.KALIBRERING AV TRANSPORTMODELLEN

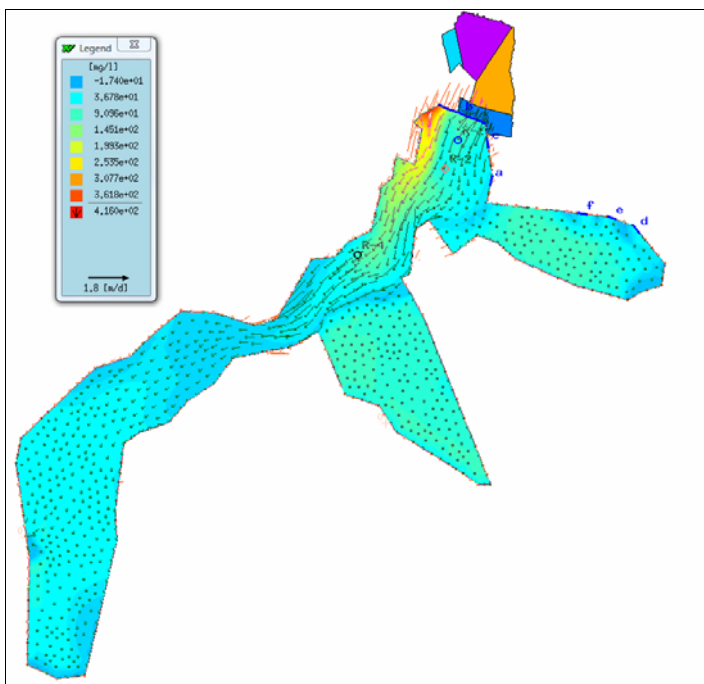
Både grensetypen og verdiene som ble satt for dispersiviteten og porøsiteten ga resultater som samsvarer med de observerte kurvene til kloridkonsentrasjonene i akviferen. Verdiene ble derimot ikke de samme som ble målt. Pga tid ble det ikke gjort forsøk på å endre på dette siden fluktuasjonene i kurvene i simuleringen viser en variasjon i forhold til nedbør slik det allerede er observert i Revdalen.

7.6.RESULTAT AV TRANSPORTSIMULERINGEN

Simuleringen av Cl^- transporten viser at konsentrasjonen er størst i området rundt R1 og R2, og spres fra øst mot vest mot moreneryggen og videre sør- øst mot R4. Simuleringen viser at svært lite forurensning spres med vannet ut i fjordsedimentene ved Valen og Gåra/ Haugland innenfor observasjonsperioden. I figur 22 ser en kloridkonsentrasjonene i det øverste laget når det har gått ca 90 dager. Forurensningen spres mot vest og har nådd ut til R1 og R2. Forurensningen spres derimot ikke til R4 gjennom de to øverste brønnene. Vannet som strømmer fra R1 og R2 gjennom kløften som tidligere beskrevet, renner forbi R4 mot øst. Dersom en ser på figur 23 ser en konsentrasjonene i det øverste laget i begynnelsen av juni på slutten av perioden. Forurensningen har da beveget seg fra området rundt R1 og R2 mot moreneryggen i vest. Forurensningen spres da mot R4 langs akvifergrensen.



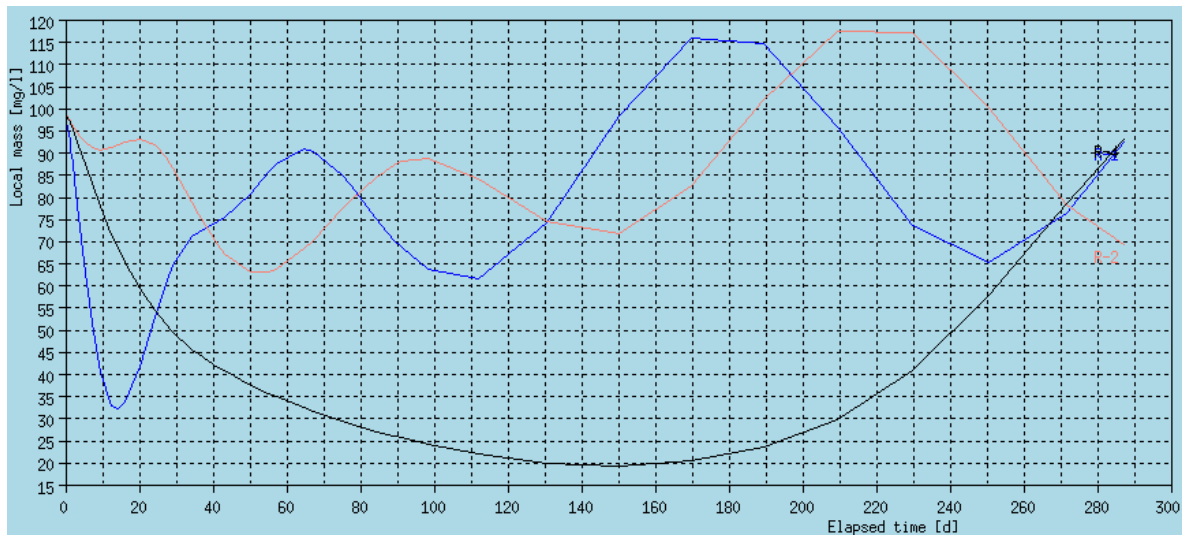
Figur 11 kloridkonsentrasjonen i akviferen etter 90 dager i området rundt observasjonsbrønnene.



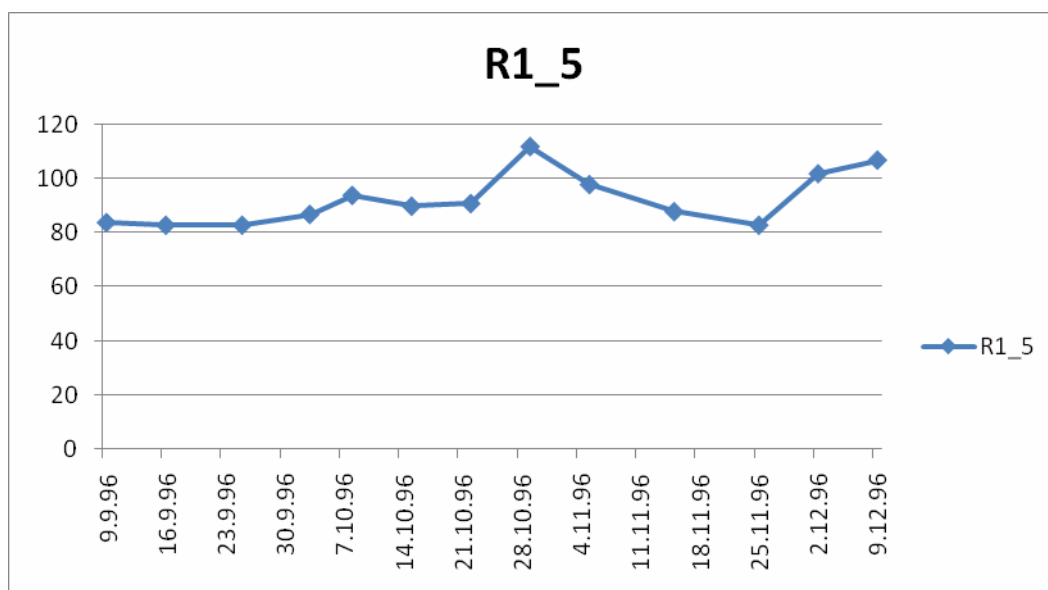
Figur 12 Simuleringsresultat av Cl^- transporten i grunnvannet.

Figur 24 viser fluktusjonene i kloridkonsentrasjonen i R1, R2 og R4.

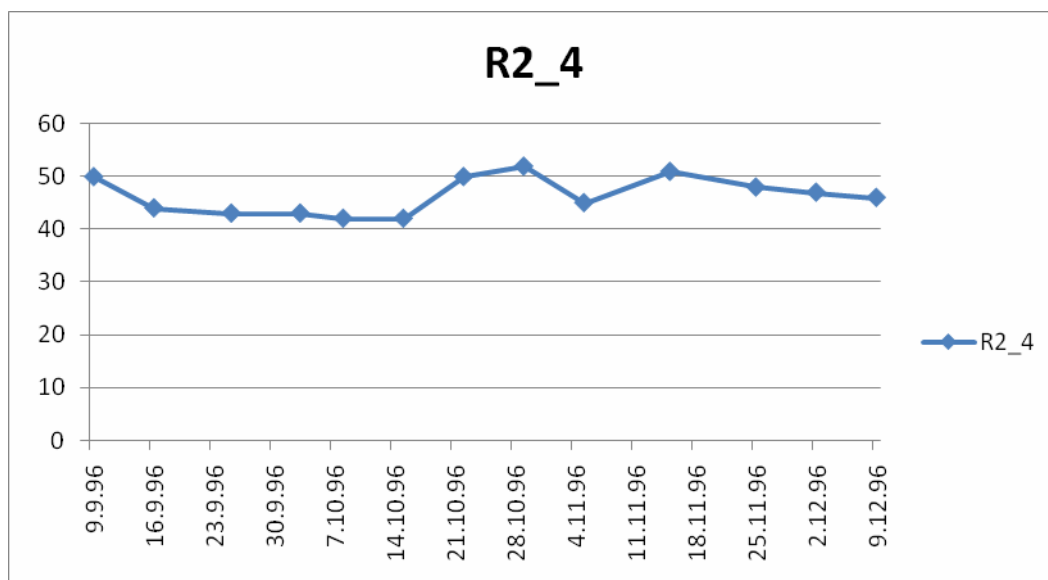
Sammenligner en kurvene i figur 24 med kurven med observerte verdier i figur 20 og 21 ser en at kurvene har to topper og en stigning mot slutten av perioden. Svingningene i de simulerte resultatene er mye brattere enn i de observerte, men verdiene på toppene stemmer med verdiene fra tracertesten.



Figur 13 Fluktusjonene i forurensningskurven i R1, R2 og R4



Figur 14 Observert kloridkonsentrasjon fra tracertest utført fra R1 til R2 i 1996. Kurven viser kloridkonsentrasjoner i nederste nivå i R1.



Tabell 26 Observert kloridkonsentrasjon fra tracertest utført fra R1 til R2 i 1996. kurven viser kloridkonsentrasjoner i nederste nivå i R2.

7.7.PARTIKKELSØKING

Partikkelsøking er brukt for å finne strømningsvei til tenkte partikler som er plassert i strømningsfeltet (Anderson, et al., 2002). Når en gjennomfører en partikkelsøking vil en bruke head fordelingen fra strømningsmodellen til å regne ut en hastighetsfordeling som igjen blir brukt til å skille ut strømningsveier. Partikkelsøking blir brukt for å visualisere strømningsnett, og for å kunne finne forurensningens strømningsvei.

Partikler blir tilført strømningsfeltet og beveger seg uavbrutt i et romlig område ut i fra hastighetsfordelingen som igjen ble kalkulert ut i fra head i den numeriske strømningsmodellen. Nøyaktigheten til partikkelsøkingen vil være avhengig av nøyaktigheten ved kalkuleringen av head i strømningsmodellen, interpoleringsmetoden som brukes for å kalkulere strømningshastigheten og metoden som blir brukt for å bevege partiklene. Et interpoleringssystem er viktig fordi partiklene beveger seg i et romlig område, mens strømningshastigheten som er beregnet ut i fra head, er kjent kun i adskilte punkt (Anderson, et al., 2002).

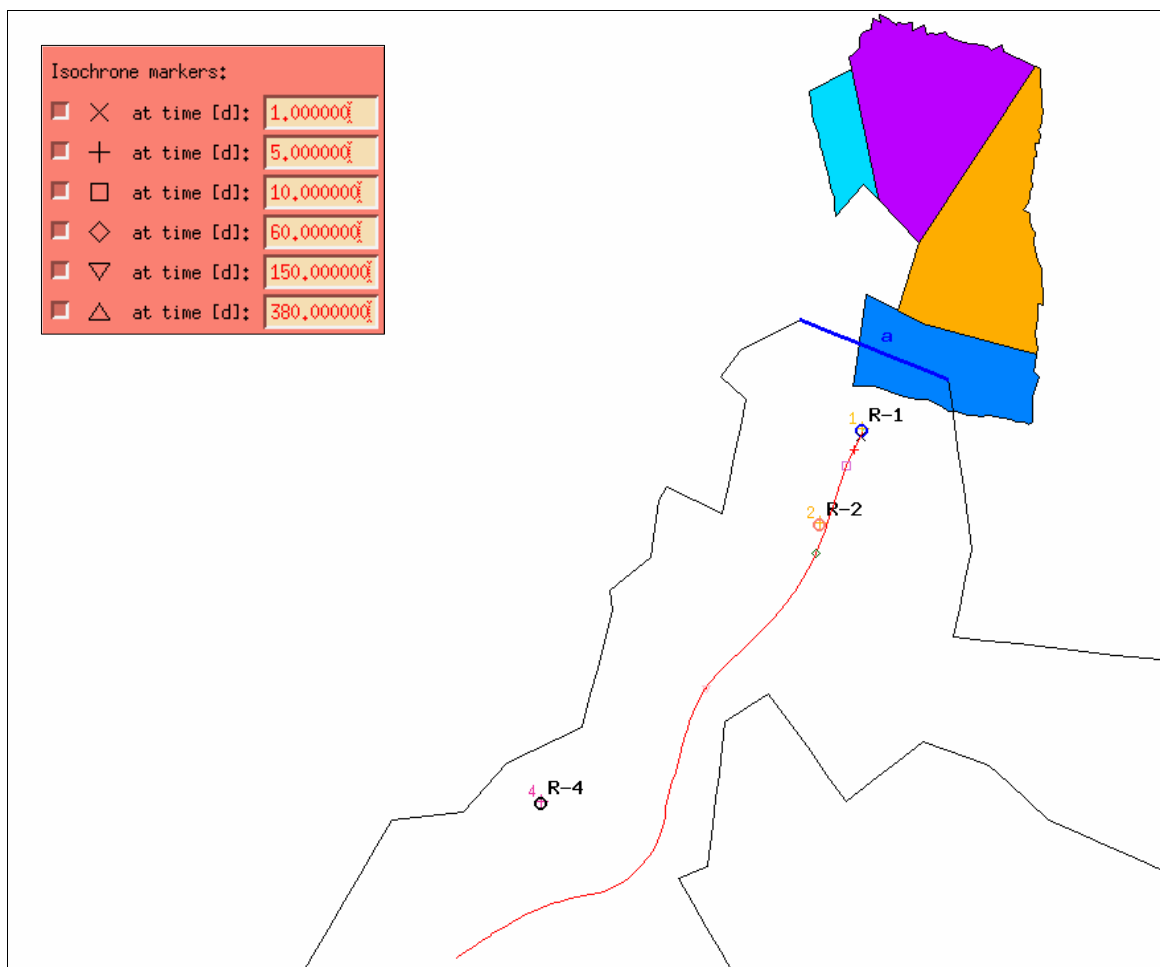
For transiente problemstillinger er retningen for hvor en partikkel beveger seg avhengig av forandringer i hastighetsfeltet (Anderson, et al., 2002). En løsning som søker partikler hvor både adveksjon og dispersjon opptrer, vil kunne løse adveksjon- dispersjons formel.

Partikkelsøking i FEFLOW tar ikke hensyn til transiente forhold, men simulerer kun stasjonære strømninger (Diersch, 2005).

Partikkelsøkingen ble startet i R1 siden en tidligere har regnet ut strømningshastigheten fra R1 til R2 (jf kap 1.4.2). En vil da ut i fra linjene som kommer frem se hvor lang tid forurensningen vil bruke fra R1 til R2. Siden klorid er et ikkereaktivt stoff vil en kunne regne med at dette er et realistisk mål siden stoffet ikke vil bli påvirket av ulike reaksjoner eller bindinger underveis.

7.7.1.RESULTAT AV PARTIKKELSØKING

Fra R1 til R2 bruker partiklene i simuleringen litt over 60 dager fra R1 til R2. Det lille grønne kvadratet på linjen under R2 markerer hvor langt partiklene har kommet i løpet av 60 dager. Beregningene tidligere viste at hastigheten fra R1 til R2 var 1 m/d. Avstanden fra R1 til R2 er på ca 60m, så simuleringen stemmer godt overens med tidligere beregninger.



Figur 27 Partikkelsøking som starter i R1. Tegnene i den innfelte figuren viser de ulike tidsintervallene som blir markert på linjen.

8. DISKUSJON OG KONKLUSJON

Målet med oppgaven har vært å lage en transient strømnings- og transportmodell av klorid. Dette har en sett nødvendigheten av etter å ha jobbet i dette området over mange år, og hvor en har sett at vannet har hatt en klart avgrenset innstrømning. Ved å modellere nedbørsfeltet ville man også kunne legge inn nedbørsvariasjonene i tid og se hvordan dette vil påvirke strømningsforholdet og forurensningstransporten. Nedbørsmodelleringen ga grunnlaget for nettopp dette og sammen med formelen for utregning av avrenning ble en i stand til å regne ut hvor mye vann som strømmer inn i akviferen hver dag.

Etter 19 år med prøvetaking og flere rapporter har området blitt godt dokumentert og en stor datamengde er etablert. Det har derfor vært viktig å benytte seg av de innsamlede data som finnes, og bruke disse for å nå målsettingen for oppgaven. De geologiske forholdene i området er også kartlagt tidligere, og dette har gitt en stor fordel siden feltområdet er meget komplekst. Det er blitt jobbet ut i fra et generaliseringsnivå hvor man ser på akviferen som et lukket grunnvannsmagasin der man ikke får infiltrasjon av regnvann i topplaget i akviferen. Løsmassene består av et morenelag i bunn, et sandlag med en viss utstrekning og et gruslag som en finner i hele akviferen. I fjordsedimentene er det registrert store mektigheter med finsand som fører mye vann ut mot Valen, Gåra/ Haugland og Ågetveit.

Nedbørsmodellen viser at vannet strømmer inn i akviferen i 8 kanaler ved grensen mot deponiet og i fjordsedimentene ved Valen (fig12). Dette viser seg å gi et godt resultat i simuleringen og en kan derfor i stor grad utelukke at det kommer vann inn fra andre kanter av akviferen. Da de transiente avrenningsverdiene ble regnet ut ble det gjort en vurdering om hvorvidt vannet som strømmer inn i akviferen i fjordsedimentene ved Valen hadde de samme fluktuasjonene som innstrømningskanalene i grensen mot deponiet. Siden avrenningen her skjer via løsmasser vil de største variasjonene dempes og en vil få et mer jevnt tilsig. Dette ser ut til å gi riktige resultater da en forsøkte å legge inn både tidsserier med avrenningsdata hvor kurvene viste fluktuasjoner lik nedbørsverdiene, og tidsserier der kurvene var lineære. Dette siste ga størst innvirkning på resultatene i R4 og ga kurver som var slakere enn kurvene i R1 og R2 slik det tidligere var blitt observert.

Grunnlaget for å velge klorid som tracer var stoffets egenskaper som nevnt i kapittel 2. Klorid er et godt mål for forurensning i grunnvannet og vil kunne fortelle om forurensningen blir spredt i pulser som det tidligere var observert og antatt. Ettersom det ble brukt lang tid på strømningsmodellen for å få denne til å fungere ble det ikke lagt like mye tid i transportsimuleringen for å oppnå verdier som stemte overens med de observerte målingene. Det var imidlertid viktig hvorvidt man fikk et simuleringsresultat som viste fluktuasjoner i forurensningskurvene, og sammenligne disse med det tidligere tracerforsøket avgjorde om man kunne trekke slutninger om hvorvidt spredningen av forurensning er påvirket av nedbørsvariasjoner eller ikke.

Resultatet av kloridsimuleringen viste et fluktasjonsmønster med topper som hadde samme verdi som de observerte dataene i tracerforsøket. Fluktasjonsmønsteret stemmer imidlertid ikke overens, men viser for store svingninger og et forhold mellom de tre observasjonsbrønnene som avviker fra tidligere observasjoner. Grunnen til dette kan være lokale forhold i akviferen som det ikke er tatt hensyn til i modelleringen samtidig som innstillinger i modelleringsverktøyet i form av ulike intervaller og timesteps kan ha en avgjørende rolle.

Arbeidet som er gjort har vist seg og gi en modell som egner seg til modellering av transient strømning og forurensningstransport selv om resultatet gir et avvik i forhold til tidligere observasjoner. Feltområdet i Revdalen har som tidligere nevnt et meget komplekst morenelandskap, og når en jobber på et slikt detaljert nivå er det svært mye som må stemme for at resultatene skal bli riktige.

Et videre arbeid med modellen vil kunne oppnå svært gode resultater i form av et verktøy som kan brukes til å overvåke forurensningsspredningen fra avfallsdeponiet til grunnvannet. En bedre utforming av fjellbunn i akviferen vil kunne gi riktige headverdier i R2 og R4, og sammen med forbedring av inputdata til strømningsmodellen vil man være bedre rustet til å simulere forurensningstransport.

Det vil fortsatt være viktig å måle vannstand i R4 området, og med dette vil man kunne verifisere modellen mot observerte situasjoner.

Det kan være nyttig å kjøre et pumpeforsøk for å kunne verifisere de utregna K verdiene fra området.

9.REFERANSER

Andersen Kevin og Høgvoll Knut Tredimensjonal grunnvannsforurensning fra Revdalem kommunale avfallsdeponi, Bø i Telemark. [Bok]. - Bø : Høgskolen i Telemark, Bø, 2001.

Anderson Mary P og Woessner William W Applied groundwater modeling Simulation of Flow and Advective Transport [Bok]. - San Diego : Elsevier, 2002. - ISBN-13:978-0-12-059485-6, ISBN-10: 0-12-059485-4.

Bester M.L Numerical simulation of road salt impact at the Greenbrook well field, Kitghner, Ontario [Rapport] : M.Sc thesis / Department of Earth Sciences. - [s.l.] : University of Waterloo, 2002.

Bester M.L, Frind E.O og Molson J.W, Rudolph, D.L Numerical Investigation of Salt Impavt on an Urban Wellfield [Tidsskrift]. - [s.l.] : Ground Water, 2006. - 44.

Børresen T.E [et al.] Grunnvannsforurensning fra Bø kommunale afallsdeponi [Bok]. - Bø i Telemark : TDH Bø, 1990.

Christensen Thomas.H [et al.] Biogeochemistry of landfill leachate plumes [Artikkel]. - Lyngby, Danmark : Applied Geochemistry, 2001. - 16.

Dagestad Atle, Tønnesen Jan Fredrik og deBeer Hans Hydrologiske undersøkelser ved Raipas, Alta kommune [Rapport]. - [s.l.] : NGU, 2006. - NGU Rapport nr.:2005.078ISSN 0800-3416.

de Beer Hans Hydrologisk modellering Bryggen, Bergen [Rapport]. - Trondheim : Norges geologiske undersøkelse, 2005. - s. 44. - ISSN 0800-3416.

Diersch H.J.G Wasy Software FEFLOW 5.2.Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System.User's Manual [Rapport]. - Berlin : Wasy GmbH- Institute for Water Resources Planning and System Research, 2005.

Dons J.A og Jorde K Berggrunnskart. - Skien : Norges Geologiske Undersøkelse, 1978.

Fetter Chareles Willard Contaminant Hydrogeology [Bok]. - New York : Macmilland Publishing Company, 1993. - ISBN 0-02-33713-8.

Fetter Charles Willard Applied Hydrogeology [Bok]. - New Jersey : Prentice Hall, 1994. - 4 : Vol. 2001. - ISBN 0-13-088239-9.

Helse- og omsorgsdepartementet Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) [Rapport]. - 2001.

Jansen Ivar Johan Detaljkartlegging av sand og grusressurser i Bø kommune, Telemark [Rapport] : Arbeidsrapport nr. 11. - 1983. - ISBN 82-90383-12-6.

Jansen Ivar Johan Jordartskart Gvarv. - 1980.

Jansen Ivar Johan Kvartærgeologi, jord og landskap i Telemark gjennom 11000 år [Bok]. - [s.l.] : Institutt for naturanalyse, 1986.

Klempe Harald Grunnvannressurser [Bok]. - Bø : Høgskolen i Telemark, 2000.

Klempe Harald Identification of quaternary subsurface glacial deposits using 3D databses and GIS [Rapport]. - Oslo : Norsk geografisk tidsskrift, 2004. - ISSN 0029-1951.

Klempe Harald, Haugland Bjørg Kari og Bakkeland Ingrid Overvåking av grunnvannsforurensning fra Revdalen kommunale avfallsfylling Bø. Telemark [Rapport] : Årsrapport / Natur- og miljøvernseksjonen ; Telemark distriktshøgskole. - Bø : [s.n.], 1993. - Del 2.

Klempe Harald, Stenseng Tore og Engravslia Liv Overvåking av grunnvannsforurensning fra Revdalen kommunale avfallsfylling Bø, Telemark [Rapport] = Klempe m.fl.. - Bø : Natur- og miljøseksjonen, 1992.

Knutsen Gert og Morfeldt Carl- Olof Grundvatten, teori og tillämpning [Rapport]. - Solna : AB Svensk Byggtjänst, 1993.

Langguth H.R og Voight R Hydrogeologiske Metoden [Bok]. - Berlin : Springe- Verlag, 1980.

Martin P.J og Frind E.O Modeling a Complex Multi- Aquifer System: The Waterloo Moraine [Artikkel] // Ground Water. - Waterloo : [s.n.], 1998. - Vol. 36, No4.

Olsen Knut Sophus og Janseb Ivar Johan Kvartærgeologien i Bø [Rapport]. - Bø : Telemark Distriktshøgskole, 1973.

Schirmer Mario [et al.] Influence of Transient Flow on Contaminant Biodegradation

[Tidsskrift]. - [s.l.] : Ground Water, 2001. - 39.

Schulze- Makuch Dirk Longitudinal Dispersivity Data and Implications for Scaling Behavior.

[Rapport]. - [s.l.] : National Ground Water Association, 2005.

Sonnenborg T og Henriksen T Håndbog i grundvandsmodellering [Rapport]. - København :

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljø- og Energiministeriet(GEUS), 2005.

Sudicky E.A, Cherry J.A og Frind E.O Migration of contaminants in groundwater at a

landfill: a case study [Rapport]. - [s.l.] : Journal of Hydrology 63, no. 1/2:81-108, 1983.

10.VEDLEGG

Vedlegg 1

Brønnummer	Brønnpunkter			Brønndyp fra bakkenivået i meter
	Rørtoppens høyde over havet (uten kork)	Rørtoppens lengde i meter (uten kork)	Terrengnivå i meter over havet	
R4-0.2	125,41	0,42	124,99	6,91
R4-0.3	125,39	0,20	125,19	7,29
R4-1.1	124,80	0,46	124,34	6,47
R4-1.2	124,38	0,04	124,34	7,98
R4-1.3	124,82	0,45	124,37	10,22
R4-2.1	124,80	1,50	123,30	4,80
R4-2.2	125,19	7,91	123,28	7,03
R4-2.3	124,57	1,32	123,25	7,57
R4-3.1	124,22	1,81	122,41	5,19
R4-3.2	124,30	1,79	122,51	6,19
R4-3.3	124,62	2,16	122,46	7,88
R4-4.1	124,61	0,27	124,34	4,73
R4-4.2	124,85	0,49	124,36	8,59
R4-5.1	124,38	1,54	122,84	5,58
R4-5.2	124,39	1,50	122,89	6,65
R4-5.3	124,44	1,55	122,89	7,72
R4-6.1	124,49	1,62	122,87	5,53
R4-6.2	124,44	1,57	122,87	6,62
R4-6.3	124,59	1,62	122,94	7,52

Vedlegg 2

TRACER							
År	Dato	Brønn_nr	Nivå	pH	Cond	Cl	HCO3
1996	09.09.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	09.09.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	09.09.1996	1	1_3	0	1053	0	0
1996	09.09.1996	1	1_4	0	1222	78	9,08
1996	09.09.1996	1	1_5	0	1316	84	10,02
1996	09.09.1996	2	2_1	0	498	0	0
1996	09.09.1996	2	2_2	0	598	33	4,32
1996	09.09.1996	2	2_3	0	725	0	4,4
1996	09.09.1996	2	2_4	0	686	50	4,28
1996	16.09.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	16.09.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	16.09.1996	1	1_3	7,8	1187	0	0
1996	16.09.1996	1	1_4	7,7	1236	82	9,56
1996	16.09.1996	1	1_5	7,6	1163	83	10,18
1996	16.09.1996	2	2_1	8	500	0	0
1996	16.09.1996	2	2_2	7,8	584	32	4,38
1996	16.09.1996	2	2_3	7,3	475	27	3,75
1996	16.09.1996	2	2_4	7,1	671	44	4,36
1996	25.09.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	25.09.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	25.09.1996	1	1_3	8	0	0	0
1996	25.09.1996	1	1_4	7,9	1210	67	9,63
1996	25.09.1996	1	1_5	7,5	1230	83	10,25
1996	25.09.1996	2	2_1	7,8	500	0	0
1996	25.09.1996	2	2_2	7,9	579	31	4,32
1996	25.09.1996	2	2_3	7,4	595	25	3,7
1996	25.09.1996	2	2_4	7,2	662	43	4,34
1996	03.10.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	03.10.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	03.10.1996	1	1_3	0	0	0	0
1996	03.10.1996	1	1_4	7,5	1172	74	9,61
1996	03.10.1996	1	1_5	7,3	1315	87	11,05
1996	03.10.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	03.10.1996	2	2_2	0	0	0	0
1996	03.10.1996	2	2_3	0	0	0	0
1996	03.10.1996	2	2_4	7,1	625	43	4,31
1996	08.10.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	08.10.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	08.10.1996	1	1_3	7,8	1256	0	0
1996	08.10.1996	1	1_4	7,7	1435	93	11,48
1996	08.10.1996	1	1_5	7,5	1409	94	11,56
1996	08.10.1996	2	2_1	8	493	0	0

TRACER							
År	Dato	Brønn_nr	Nivå	pH	Cond	Cl	HCO3
1996	08.10.1996	2	2_2	7,8	569	33	4,27
1996	08.10.1996	2	2_3	7,4	694	35	4,28
1996	08.10.1996	2	2_4	7,3	653	42	4,33
1996	15.10.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	15.10.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	15.10.1996	1	1_3	8,1	1393	0	0
1996	15.10.1996	1	1_4	7,9	1460	98	11,88
1996	15.10.1996	1	1_5	7,3	1350	90	12,76
1996	15.10.1996	2	2_1	8	479	0	0
1996	15.10.1996	2	2_2	7,8	562	33	4,21
1996	15.10.1996	2	2_3	7,5	686	39	4,59
1996	15.10.1996	2	2_4	7,2	640	42	4,35
1996	22.10.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	22.10.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	22.10.1996	1	1_3	7,4	1381	0	0
1996	22.10.1996	1	1_4	7,7	1307	6	11,5
1996	22.10.1996	1	1_5	7,3	1404	91	13
1996	22.10.1996	2	2_1	7,9	455	0	0
1996	22.10.1996	2	2_2	7,7	549	0	4
1996	22.10.1996	2	2_3	7,5	664	45	4,7
1996	22.10.1996	2	2_4	7,1	617	50	4,3
1996	29.10.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	29.10.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	29.10.1996	1	1_3	8	1328	0	0
1996	29.10.1996	1	1_4	7,8	1302	112	0
1996	29.10.1996	1	1_5	7,4	1239	112	11,8
1996	29.10.1996	2	2_1	7,9	426	0	12,9
1996	29.10.1996	2	2_2	7,7	540	40	0
1996	29.10.1996	2	2_3	7,4	662	48	4
1996	29.10.1996	2	2_4	7,4	613	52	4,4
1996	05.11.1996	1	1_1	0	0	0	4,2
1996	05.11.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	05.11.1996	1	1_3	7,3	905	0	0
1996	05.11.1996	1	1_4	7,3	907	82	7,2
1996	05.11.1996	1	1_5	7,1	967	98	8,2
1996	05.11.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	05.11.1996	2	2_2	7,3	505	35	4
1996	05.11.1996	2	2_3	7,2	620	44	4,6
1996	05.11.1996	2	2_4	7	600	45	4
1996	15.11.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	15.11.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	15.11.1996	1	1_3	8	735	0	0
1996	15.11.1996	1	1_4	7,5	716	10	5
1996	15.11.1996	1	1_5	7,4	702	88	6,9
1996	15.11.1996	2	2_1	0	0	0	0

TRACER							
År	Dato	Brønn_nr	Nivå	pH	Cond	Cl	HCO3
1996	15.11.1996	2	2_2	8	532	40	4
1996	15.11.1996	2	2_3	7,7	669	52	4,7
1996	15.11.1996	2	2_4	7,3	603	51	4,2
1996	25.11.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	25.11.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	25.11.1996	1	1_3	8,1	752	0	0
1996	25.11.1996	1	1_4	7,6	867	5	5,9
1996	25.11.1996	1	1_5	7,3	810	83	6,2
1996	25.11.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	25.11.1996	2	2_2	8	553	44	4
1996	25.11.1996	2	2_3	7,9	680	50	4,7
1996	25.11.1996	2	2_4	7,2	576	48	4,1
1996	02.12.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	02.12.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	02.12.1996	1	1_3	8,4	727	0	0
1996	02.12.1996	1	1_4	7,8	978	100	7,7
1996	02.12.1996	1	1_5	7,2	930	102	8,1
1996	02.12.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	02.12.1996	2	2_2	0	0	0	0
1996	02.12.1996	2	2_3	0	0	0	0
1996	02.12.1996	2	2_4	8,2	558	47	4
1996	09.12.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	09.12.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	09.12.1996	1	1_3	8,2	772	0	0
1996	09.12.1996	1	1_4	7,9	865	106	8,4
1996	09.12.1996	1	1_5	7,2	936	107	8,4
1996	09.12.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	09.12.1996	2	2_2	7,9	551	48	3,8
1996	09.12.1996	2	2_3	7,9	668	58	4,6
1996	09.12.1996	2	2_4	8	543	46	3,9
1996	19.12.1996	1	1_1	0	0	0	0
1996	19.12.1996	1	1_2	0	0	0	0
1996	19.12.1996	1	1_3	0	0	0	0
1996	19.12.1996	1	1_4	7,7	1141	0	0
1996	19.12.1996	1	1_5	7,6	1185	0	0
1996	19.12.1996	2	2_1	0	0	0	0
1996	19.12.1996	2	2_2	0	0	0	0
1996	19.12.1996	2	2_3	0	0	0	0
1996	19.12.1996	2	2_4	0	0	0	0