

nr. 103

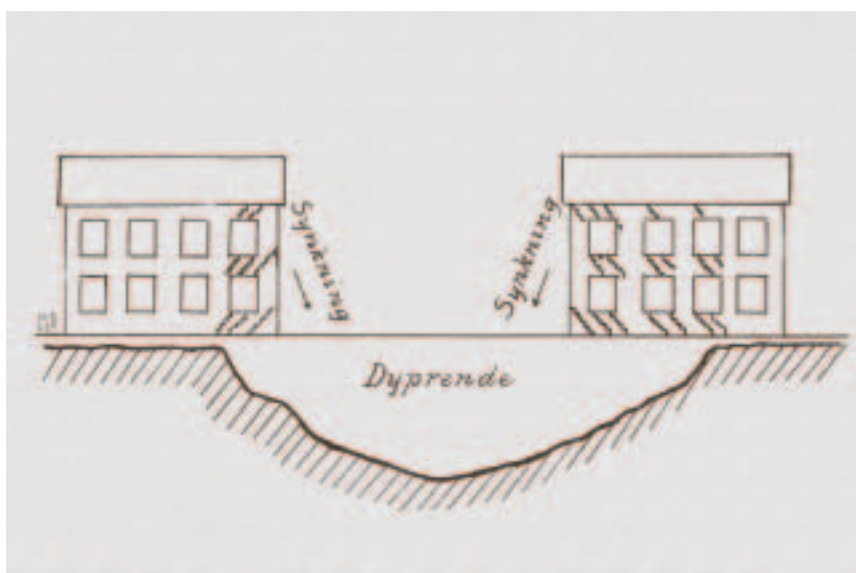
Publikasjon



Statens vegvesen

MILJØ- OG SAMFUNNSTJENLIGE
TUNNELER

Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø



Teknologiavdelingen

Publikasjon nr. 103



Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø

Kjell Karlsrud

Norges Geotekniske Institutt

Lars Erikstad

Norsk institutt for naturforskning

Petter Snilsberg

Jordforsk

Omslagsdesign: *Svein Aarset, Oslo*
Forsidebilder: *Lars Erikstad, NINA og NGI (tegning), Oslo*
Produksjonskoordinator: *Helge Holte, Teknologivdelingen, Oslo*
Trykk: *Lobo Media AS, Oslo*
Opplag: 1000

FORORD

"Miljø- og samfunnstjenlige tunneler" er et forsknings- og utviklingsprosjekt som har samlet store deler av tunnelbransjen i Norge til felles innsats for å heve kompetansen for å unngå utilsiktet grunnvannssenkning i forbindelse med tunnelbygging.

Arbeidet har foregått i tre delprosjekter: Forundersøkelser
Samspill med omgivelsene
Tetteteknikk.

Prosjektet har hatt en enestående mulighet til å prøve ut og sammenligne en rekke nye metoder, utstyr og teknikker parallelt med bygging av utvalgte tunneler. I tillegg er erfaringer fra både grunnundersøkelser og tetting av gjennomførte anlegg samlet inn og evaluert.

Vi har med de nye metodene mulighet for å få ut mer presis kunnskap om grunnforhold og om sårbare naturtyper. Dette gjør at vi kan sette inn de nødvendige tiltak i forhold til tetting av tunnelen og anvende riktig metode, utstyr og kompetanse. Resultatene fra prosjektet utgjør et viktig grunnlag for optimal planlegging, prosjektering og gjennomføring av tunnelprosjekt, i forhold til grunnvann- og poretrykkskontroll.

Resultatene fra arbeidet er utgitt i en egen rapportserie og er sammenfattet i følgende 5 publikasjoner:

Publikasjon nr. 101: Riktig omfang av undersøkelser for berganlegg

Publikasjon nr. 102: Delprosjekt A, Forundersøkelser – Sluttrapport

Publikasjon nr. 103: Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø

Publikasjon nr. 104: Berginjeksjon i praksis

Publikasjon nr. 105: Miljø- og samfunnstjenlige tunneler – Sluttrapport.

Denne publikasjonen (nr. 103) gir retningslinjer for vurdering av konsekvenser ved grunnvannsstand- og poretrykksendring for naturmiljø og urbanområder.

Styret i bransjeprosjektet består av følgende firmaer: I tillegg har følgende bidratt:

Statens vegvesen (prosjektledelse)

Jernbaneverket (prosjektformann)

Norges forskningsråd, NFR

NCC AS

Selmer Skanska AS

Veidekke ASA

Norconsult AS

Norges geologiske undersøkelser, NGU

Norges Geotekniske Institutt, NGI

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

Norsk vandbyggningskontor, NVK AS

SINTEF Bygg og miljø

NOTEBY AS

GeoVita AS

Aquateam – Norsk vannteknologisk senter AS

Norsk institutt for naturforskning, NINA

Jordforsk

Geoteknisk Spiss-Teknikk AS

Nick Barton & Associates Rock Engineering

Geomap AS

Rockma

Samferdselsetaten i Oslo.

Teknologiavdelingen, oktober 2003

SAMMENDRAG

Denne sluttrapporten fra Delprosjekt B, "Samspill med omgivelsene" under forskningsprogrammet "Miljø- og samfunnstjenlige tunneler" behandler prosedyrer for å fastlegge krav til innlekkasje til tunnelanlegg ut fra hensyn til mulige skader på naturmiljø og bebyggelse omkring anlegget.

Rapporten inneholder følgende hoveddeler:

- Metoder for vurdering eller beregning av innlekkasje og mulig påvirkning på grunnvannsstand og poretrykk i omgivelsene
- Bestemmelse av krav til innlekkasje eller akseptabel påvirkning sett i forhold til mulige konsekvenser for naturmiljøet
- Bestemmelse av krav til innlekkasje sett i forhold til faren for setninger og skader på bebyggelse i urbane områder
- En sammenstilling av formelle krav til vurderinger og godkjenning i ulike planfaser
- Beskrivelse av tiltak for å tilfredsstille akseptgrensene.

Det etterfølgende oppsummerer kort de viktigste anbefalinger og konklusjoner for hvert av hovedtemaene.

Vurdering av tunnellekkasje og mulig påvirkning grunnvann

Valg av metode for beregning av innlekkasje til et tunnelanlegg må sees i sammenheng med tunnelanleggets potensial for å påføre omgivelsene skade.

Håndregningsmetoder og parameterstudier med enkle kontinuum-modeller kan gi et brukbart generelt inntrykk av forventet lekkasje og effekt av tetting, men det er langt mer utfordrende å kvantifisere grunnvannsenking. Erfaringsdata vedrørende grunnvannsenking under ulike forhold og lekkasjenivåer kan imidlertid bøte på denne mangelen og styrke grunnlaget for å vurdere mulige endringer i grunnvannsstand i sårbare miljøer.

Det finnes på markedet i dag et stort antall numeriske regneprogrammer for å beregne innlekkasje og endring av grunnvannsstand og poretrykk under både stasjonære og transiente tilstander. Modellene kan også få med effekt av nedbør, avrenning, kilder m.m.

Vannstrømningen i berg kan modelleres på to måter:

- Berggrunnen modelleres som et ekvivalent porøst medium, kalt kontinuum-analyse
- Berggrunnen modelleres som et oppsprukket medium, kalt diskontinuum-analyse.

Komplekse variasjoner i hydraulisk konduktivitet kan modelleres med både kontinuum- og diskontinuum-modellene, men det er ganske krevende å skaffe til veie relevante inngangsdata for gjennomføring av slik modellering. Begge typer modeller er prøvd ut i dette prosjektet.

Erfaringer viser at hydraulisk konduktivitet i et oppsprukket berg kan variere innen meget vide grenser, og at påvirkningen av grunnvannsstanden kan være av meget lokal karakter og

varierte mye innen lokale områder. Diskontinuum type 3D-modeller er best egnet hvis man er opptatt av slike lokale effekter.

Modellering gir et godt bilde av effekter av tetting i tunnelen og ikke minst den store forskjellen som kan være mellom en kortvarig transient tilstand og en stasjonær strømnings-tilstand. Et spesielt aspekt i denne sammenheng er å merke seg den betydelige reduksjon i lekkasje som kan skje i tunneler med tid som følge av en gradvis senking av grunnvannspeilet omkring tunnelen fra en tidlig transient tilstand til en langsiktig stasjonær tilstand (se figur 2.13). Man må derfor være forsiktig med å ta målt reduksjon i lekkasje med tid som tegn på at tunnelen er blitt tettere.

En annen og meget vesentlig utfordring i forhold til praktisk modellering er å fastlegge eller beskrive realistiske grensebetingelser. Skal man se på effekt av et tunnelanlegg, må man først kalibrere modellen slik at den gir et representativt bilde av det naturlige grunnvannspeilet før tunneldriving mht. effektiv infiltrasjon, vanntilførsel gjennom grunnen eller på terreng fra tilgrensende høyereliggende områder og tilsvarende avrenningen til lavereliggende områder. Dette kan være en krevende oppgave hvis man er i et kupert område, og spesielt hvis man har begrensede data å forholde seg til, både med hensyn til hvor naturlig grunnvannspeil ligger i området, og hvorledes grunnens hydrauliske konduktivitet kan variere i rommet.

Mer lokale bassenganalyser som også inkluderer hydrogeologiske parametere vil kunne gi god innsikt i faren for påvirkning av våte naturtyper. Det forutsetter god kartlegging og forståelse av den lokale geohydrologi, av mektighet og type løsmasser i bassenget, og hvilke hydrauliske forbindelser bassenget har til tunnelanlegget. Generelt er det lettere å bestemme naturlig grunnvannspeil og endringer som skjer som følge av et tunnelanlegg i slike bassenger enn det er i åser eller høydedrag. Små senkninger av grunnvannspeilet (< 1 meter) kan imidlertid ha stor betydning for naturmiljøet i slike bassenger, og vurderingene her bør tillegges stor vekt.

En vesentlig observasjon fra tilgjengelige måledata når det gjelder grunnvannssenkning, er at det ikke er observert endringer i avstander mer enn 200–300 m fra et tunnelanlegg. Som forventet viser dataene at grunnvannssenkningen øker med økende lekkasje, men det er betydelige sprik. Dataene viser ellers at grunnvannssenkningen vil begrense seg til mellom 0 og 5 meter hvis lekkasjen er under 10 l/min pr. 100 m.

Bestemmelse av lekkasjekrav i naturområder

Sentralt er en tidlig fase med en overordnet vurdering av sannsynlighet for endring i/konsekvens for aktuelle naturtyper/-elementer og dennes størrelse, dvs. en regional sårbarhetsanalyse og en grov risikovurdering. I praksis vil dette bety å definere hva som finnes innenfor tunnelens influensområde som kan tenkes å påvirkes av endringer med hensyn til grunnvannsforhold og overflatevann, og hvor sårbart/følsomt det er for slike endringer, og gjennom en slik analyse få definert hvor skoen trykker og hvilke tema det må jobbes videre og mer detaljert med.

Prosedyre for arbeidet med å bestemme krav til innlekkasje i naturområder kan oppsummeres som følger:

- 1) Foreta en overordnet sårbarhetsanalyse av naturtyper i området. Sammen med en grov risikoanalyse vil dette gi en første oversikt over sannsynligheten for konsekvens og konsekvensens størrelse. Dette gir grunnlag for mer detaljerte analyser
- 2) Vær oppmerksom på at en både trenger oversikt (geografisk) som kan utføres på et relativt grovt skalanivå, samt en del detaljer særlig knyttet til små naturelementer som

- kilder og vannkilder som brønner osv. For sårbare naturtyper må det utføres mer detaljerte undersøkelser både med hensyn på sårbarhet og risiko
- 3) Utføre verdisetting av sårbare naturtyper for alle relevante utredningstema
 - 4) Beskrive akseptert konsekvens med begrunnelse i verdisettingen
 - 5) Så langt som mulig tallfest (eller konkretiser) akseptert endring i grunnvannsnivå, vannspeil og / eller vannføring
 - 6) Tallfest akseptert innlekkasje i tunnel. Gjør en vurdering både med tanke på mengde per tidsenhet for aktuell tunnellengde så vel som behovet for å unngå store punktlekkasjer. Dette punktet styres av den minste aksepterte endring (mest sårbare/verdifulle naturelement langs strekningen)
 - 7) Lage strategi for eventuell justering av tunneltrase, tunneldrivingsteknikk og avbøtende tiltak med særlig oppmerksomhet på sårbare naturtyper der risiko for lekkasje er stor.

Erfaringer fra feltkartlegging omkring eksisterende tunneler så vel som relevante kunnskaper om vegetasjonens tålegrenser viser at det er de våte naturområder, det vil si områder med naturlig høy grunnvannsstand (myr eller sumpskogområder) som er mest utsatt for negativ påvirkning ved en gitt tunnellekkasje. Tetthetskravene kan komme ned mot fra ca. 5–15 l/min pr. 100 m tunnel hvis man skal unngå noen vesentlig påvirkning på slike områder og de ligger i kort avstand fra tunnelen.

For områder der grunnvannsstanden naturlig ligger dypt vil innlekkasje til et tunnelanlegg ha liten eller ingen betydning for vegetasjonen. Man må imidlertid også ta hensyn til mulige konsekvenser for vanntilførsel til bekker, tjern og vann hvis man tapper ut store mengder grunnvann, også eventuelle eksisterende grunnvannsbrønner i området.

Kjemiske og fysiske forhold kan endres i innsjøer og tjern ved grunnvannsendringer forårsaket av lekkasje. Senkning av vannstanden i innsjøer og tjern og tilgrensende myrområder kan føre til oksidering av jernsulfidminerale i tørrlagte sedimenter. Det kan videre føre til forsuring. Ved rask heving av vannstanden uten at vannets pH-verdi har fått tid til å normalisere seg, vil surt vann kunne ledes ut i bekker og nærliggende innsjøer.

Verdisetting og akseptkriterier kan inndeles i kvalitative og kvantitative aspekter. De kvalitative, og som det ikke kan settes en direkte økonomisk verdi på, omfatter for eksempel:

- Biologisk mangfold, uberørthet, sjeldenhet, vitenskapelig og pedagogisk betydning
- Friluftsliv (for eksempel tilgjengelighet, bruksverdi, naturkvalitet, fiske og jakt)
- Nærmiljø (for eksempel arealbruk og miljøtilstand som støy og forurensning).

Vekting av kvalitative verdier må også ses i forhold til deres betydning i en lokal, distriktsmessig, nasjonal eller eventuelt global målestokk.

Den kvantitative verdien er økonomisk og omfatter jordbruk, vannressurser, jakt og fiske, men også friluftsliv og turisme kan komme inn i en økonomisk betraktning.

Bestemmelse av lekkasjekrav i urbanområder

Anbefalt prosedyre for etablering av tetthetskrav kan oppsummeres i følgende punkter:

- 1) Bestemme aksepterte største setninger langs tunnelen
- 2) Lage løsmassekart som dekker en korridor langs tunnelen

- 3) Beregne setninger som funksjon av poretrykksfall for ulike dyprenner (løsmasse-områder) identifisert under punkt 2
- 4) Identifisere den mest setningsutsatte bygningen i hver enkelt dyprenne, og beregning av største tillatte poretrykksfall ved denne bygningen i henhold til punkt 3
- 5) Beregne største tillatte poretrykksfall rett over tunnelen basert på punkt 4 og tidligere erfaringer vedrørende sammenhengen mellom poretrykksfall og avstand til tunnelen (reduksjonen avtar typisk 2 meter pr. 100 meter)
- 6) Fastsette tetthetskrav basert på anslått akseptabel poretrykksreduksjon rett over tunnelen fra punkt 5 og erfaringsmessig sammenheng mellom innlekkasje og poretrykksfall rett over tunnelen (se figur 4.3).

I forbindelse med punkt 2 og 3 må man regne med å utføre en del grunnundersøkelser og laboratorieforsøk. Omfanget vil avhenge av hva som foreligger fra før av geologiske og geotekniske data. De mest aktuelle undersøkelsesmetodene er: refraksjonsseismikk, totalsonderinger (med fjellkontroll), dreietrykkssonderinger, trykksonderinger (CPTU), poretrykksmålinger, prøveserier og ødometerforsøk i laboratoriet.

I tillegg til, eller som et alternativ til prosedyren beskrevet ovenfor, kan setninger og skadeomfang anslås basert på ulike scenarier for innlekkasje i tunnelen, avhengig av detteomfanget. En slik gjennomgang kan gi et godt grunnlag for å vurdere tettekostnader mot skadekostnader.

Det kan imidlertid ikke legges til grunn eller forventes aksept for at en tredjepart med overlegg påføres betydelige ulemper og skader. Det er derfor ikke tilstrekkelig bare å veie tettekostnader og skadekostnader direkte mot hverandre.

I relasjon til fare for setninger og skade viser erfaringsdata fra leirfylte dyprenner i Oslo-området at et poretrykksfall på 1–3 m normalt vil gi små setninger (maksimalt noen få cm) og liten fare for noen vesentlig skade. Erfaringsdata tilsier videre at 1-3 m poretrykksreduksjon ved fjell gir en akseptabel lekkasje på 3-7 l/min pr 100 meter.

Krav til vurderinger og godkjenning i ulike planfaser

Det foreligger i dag ingen myndighetskrav som bare knytter seg til akseptabel innlekkasje i tunnelanlegg. Man må forholde seg til de krav som stilles i vanlige planprosesser. Dette vil være dekket av Statens vegvesens håndbok 021 "Vegtunneler" (2002). De sentrale kapitlene er:

Kapittel 1: Det formelle grunnlaget for planlegging av tunneler

- Lov og forskrifter
- Saksbehandlingsprosessen etter plan- og bygningsloven.

Kapittel 2: Geologiske forundersøkelser

- Tidlig oversiktplan
- Oversiktsplan (fylkesdelplan/kommunedelplan)
- Reguleringsplan
- Byggeplan/anbudsgrunnlag.

Kapittel 3: Hensynet til omgivelsene

- Krav og restriksjoner
- Registrering og måleprogrammer
- Krav til begrensning av lekkasjer.

Tiltak for å tilfredsstillende akseptgrenser

Systematisk forinjeksjon vil i de fleste tilfeller kunne bringe lekkasjenivået i et tunnelanlegg ned til et akseptabelt nivå selv for de strengeste kriteriene i forhold til mulig påvirkning på natur- og urbanområder. Unntaket kan være tunneler som ligger i relativt stor dybde under grunnvannsstanden (mer enn 50–100 m) og/eller der bergets egenskaper er spesielt ugunstige med hensyn til injeksjon. Utførelse av injeksjon er ellers utførlig behandlet i sluttrapporten fra delprosjekt C (Kveen og Klüver 2003).

Hvis forventet skadeomfang blir større enn hva som kan aksepteres selv ved en omfattende systematisk forinjeksjon har man i prinsippet tre ting å spille på:

- Etablere vanntett betongutføring på de utsatte strekningene
- Legge opp til permanent vanninfiltrasjon for å kompensere for lekkasjen
- Omfundamentere utsatte bygninger på peler til fjell før tunnelarbeidene starter.

Det ligger en god del usikkerhet i forhåndsvurderinger i form av tetthetskrav og hva disse betyr for tetteomfanget (tettekostnaden). Man bør derfor være forberedt på å endre krav til tettingsopplegg underveis. Spesielt viktig er det å ta hensyn til mulig behov for vanntett utføring der man er usikker på om tilfredsstillende tetthet kan oppnås ved forinjeksjon. Det innebærer at man under utsprengning av tunnelen legger inn plass for en eventuell betongutføring.

Etterinjeksjon bak stuff er tiltak som kan bidra til å redusere lekkasjer, men det blir svært kostbart hvis det skal gi samme grad av tetting som ved systematisk forinjeksjon. Etterinjeksjon bør derfor bare betraktes som en nødløsning i tilfelle andre tiltak ikke er gjennomførbare.

Vanninfiltrasjon vil det ofte bli behov for i en anleggsfase inntil en eventuell vanntett betongutføring er etablert. Vanninfiltrasjon har også blitt benyttet som et permanent tiltak på enkelte anlegg, men i disse tilfellene som nødløsninger. Permanent vanninfiltrasjon er et tiltak man ikke bør basere seg på i forkant, men iverksette i etterkant kun hvis man ikke har andre løsninger.

Innhold

1	INNLEDNING	11
1.1	Bakgrunn og målsetting.....	11
1.2	Prinsipper og innhold	11
2	VURDERING AV TUNNELLEKKASJE OG MULIG PÅVIRKNING AV GRUNNVANN OG PORETRYKK	14
2.1	Om grunnvann og det hydrologiske kretsløp.....	14
2.2	Vurdering av innlekkasje og påvirkning av grunnvannsstand/poretrykk.....	20
2.2.1	Generelt om strømming rundt tunnelanlegg i berg.....	20
2.2.2	Alternative strømningsmodeller.....	23
2.3	Erfaringer fra modellering med kontinuum-modeller	26
2.4	Erfaringer fra modellering av strømming i oppsprukket berg	29
2.5	Erfaringer fra modellering av lokale bassenger	34
2.6	Erfaringstall vedrørende grunnvannssenking.....	37
2.7	Forundersøkelser for modellering.....	39
2.8	Konklusjoner og anbefalinger relatert til modellering og endringer av grunnvannsstand	42
3	BESTEMMELSE AV LEKKASJEKRAV I NATUROMRÅDER.....	44
3.1	Virkning på naturen.....	44
3.1.1	Generelt	44
3.1.2	Sårbare naturtyper.....	45
3.1.3	Erfaringer med eksisterende tunnelanlegg	49
3.2	Virkning på vannkilder.....	54
3.3	Sårbarhetsanalyse	58
3.3.1	Prosedyre for regional sårbarhetsanalyse.....	58
3.3.2	Hydrologiske betraktninger – lokal sårbarhetsanalyse	63
3.4	Verdisetting	65
3.5	Konsekvensvurdering og akseptert endring	67
3.6	Prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav i naturområder.....	68

4	BESTEMMELSE AV LEKKASJEKRAV I URBANE OMRÅDER	70
4.1	Generelt	70
4.2	Poretrykksreduksjon i relasjon til lekkasje og avstand fra tunnel	71
4.3	Bestemmelse av innlekkasje basert på erfaringsdata	74
4.4	Vurdering av forventede setninger og setningsforløp	78
4.5	Skadepotensial.....	81
4.6	Tillatt setning og skade.....	82
4.7	Prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav i urbanområder	83
5	KRAV TIL VURDERINGER OG GODKJENNING I DE ULIKE PLANFASER	86
6	TILTAK FOR Å TILFREDSSTILLE AKSEPTGRENSER	92
7	REFERANSER.....	94

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetting

Forskningsprogrammet "Miljø- og samfunnstjenlige tunneler" ble igangsatt i 1999 etter initiativ fra mange ulike aktører med tilknytning til norsk tunnel og bergmiljø. Den viktigste bakgrunnen for disse initiativene var de store lekkasjeproblemer og skader på naturmiljø og bebyggelse som oppstod ved bygging av tunnelen Romeriksporten langs Gardermobanen.

Problemstillingene knyttet til innlekkasje og tetting av tunneler var på ingen måte nye eller ukjente på den tid Romeriksporten ble drevet. Det har vært en meget fokusert problemstilling som har vært seriøst behandlet av de fleste rådgivere, byggherrer og entreprenører helt siden 1970-årene. Det gjelder spesielt i forhold til fare for poretryksreduksjon og setninger i leirområder nær tunnelanlegg (Karlsrud, 1982, 1990). Det førte i sin tid til nedsetting av en Injeksjonskomité i regi av Norsk Jord og Fjellteknisk Forbund og som utga en rekke publikasjoner om temaet. Det har også vært tema på en rekke NIF-kurs og ved den årlige Fjellsprennings-Bergmekanikk-Geoteknikkdagen.

Problemstillinger knyttet til mulig påvirkning fra innlekkasje til tunnelanlegg på grunnvann og naturmiljø har inntil Romeriksporten vært noe mindre fokusert, men var på ingen måte ukjent (Skjeseth, 1982).

Målsettingen med arbeidet i Delprosjekt B, "Samspill med omgivelsene" har vært å gi retningslinjer for etablering av krav som bør settes til innlekkasje til tunnelanlegg ut i fra mulige konsekvenser for det ytre miljø. Det gjelder primært konsekvenser knyttet til:

- 1) Hva som kan bli effektene av en gitt lekkasje for naturmiljøet herunder både vegetasjon, grunnvann og åpne vannkilder
- 2) Hva som kan forventes av poretrykksendringer og potensielle setningsskader på bebyggelse ved en gitt lekkasje.

Med økt fokus på å redusere tunnellekkasje (eller lekkasjer ved fjellhaller) til et akseptabelt nivå har behovet økt for å forstå sammenhengen mellom lekkasjerate, berggrunnspermeabilitet, setningspotensial, naturens sårbarhet og tetningsteknikk. Erfaringsmaterialet gir oss et inntrykk av størrelsesordenen på de forskjellige parametrene, men gir oss ingen entydig forståelse av deres innbyrdes betydning og sammenheng.

Ofte snakkes det om tillatte lekkasjerater, sannsynligvis fordi det er den enkleste parameteren å måle i felt. Samtidig er det en parameter som vi kan gjøre noe med. Det er imidlertid ikke den parameteren som oftest er av mest betydning for tettarbeidet. Blant andre har Lindblom (1999) påpekt at det ikke bør være lekkasjeraten som er dimensjonerende for tettarbeidet men konsekvensene på overflaten ved en lekkasje i tunnelen.

1.2 Prinsipper og innhold

Skal man bygge alle tunneler i Norge slik at man unngår enhver mulig påvirkning på det ytre miljøet, vil det innebære meget omfattende tettingstiltak. Selv helt systematisk og sammen-

hengende forinjeksjon vil kunne vise seg utilstrekkelig i en slik sammenheng, og gjøre det nødvendig med utstøping med vanntett betong. Å oppnå tilstrekkelig vanntett betong er i seg selv teknisk krevende og tar mye tid. Et krav om helt vanntett betong vil også innebære at gjennomsnittlig tunnelkostnad vil øke med en faktor på fra ca. 1,5 til 3 sett i forhold til en tunnel der det bare tettes ved forinjeksjon, slik man har vært mest vant til i Norge pr. i dag.

I praksis må derfor krav til tetthet settes ut fra en fornuftig avveining mellom kostnadene ved å oppnå en viss tetthet eller innlekkasje, og direkte eller indirekte skade som konsekvens av denne lekkasjen.

Publikasjonen gir først en innføring i det hydrologiske kretsløp og viktige begreper. Deretter behandles hvorledes man kan beregne innlekkasje til et tunnelanlegg, og hvorledes anlegget vil kunne påvirke vannbalanse, grunnvannsstand og poretrykk i omkringliggende løsmasser og berg; også sett i forhold til ulik grad av tetting av tunnelanlegget. Modeller som behandles omfatter:

- Enkle håndberegninger basert på kontinuum-modeller
- Stasjonære og ikke-stasjonære strømningsanalyser ved hjelp av regneprogrammer basert på at jord og berg modelleres som kontinuum-materiale
- Stasjonære og ikke-stasjonære strømningsanalyser ved hjelp av regneprogrammer basert på at berg modelleres som diskontinuum-materiale, det vil si at strømmingen bare forgår på definerte sprekkesystemer
- Modeller/programmer som kan benyttes for å belyse påvirkning på lokale "bassenger".

Beregninger sammenliknes også mot en del praktiske erfaringer fra ulike anlegg.

I publikasjonen drøftes potensiell direkte eller indirekte påvirkning av innlekkasje til et tunnelanlegg på ulike typer naturmiljøer. Sårbarhet for påvirkning og skader på naturområder er størst for våte naturtyper med naturlig høy grunnvannsstand; myr og sumpskog, tjern, vann og vassdrag. Slike arealer er viktige områder både for biologisk mangfold og friluftsjaktiver. Faren for påvirkning er imidlertid vanskelig å kvantifisere og må bygge en god del på skjønn og erfaringer fra tidligere anlegg. En del slike erfaringsdata er sammenstilt og drøftet, men erfaringsbasen er fortsatt meget begrenset. Det skyldes delvis manglende detaljert kartlegging av naturmiljøer, og over et tilstrekkelig tidsperspektiv før og etter at tunnelanlegg er drevet.

Det er forsøkt å trekke opp et felles grunnlag for å bestemme verdi og tålegrenser ved en gitt type og omfang av påvirkning på naturmiljøet sett ut fra ulike kriterier slik som:

- Naturmiljøets biologiske unikhet i lokal, nasjonal eller internasjonal sammenheng
- Naturmiljøets betydning for trivsel og friluftsliv
- Tidligere menneskelige inngrep i området som eventuelt allerede har endret naturmiljøet og påvirker sårbarheten for ytterligere påvirkning.

Påvirkning fra tunnelanlegg må også sees i forhold til hva som aksepteres av påvirkning i forbindelse med andre fysiske inngrep eller indirekte påvirkning fra menneskelige aktiviteter som påvirker naturmiljøet.

Som vist i publikasjonen har man langt bedre grunnlag for å kunne vurdere hva en gitt lekkasje kan medføre av endring av poretrykk i tilgrensende leiravsetninger, og hva det i sin tur kan

medføre av setninger av skader på bebyggelse. Dette grunnlaget bygger i stor grad på en systematisering av erfaringer fra en rekke tunnelanlegg i Oslo-området. Man har derfor i denne sammenheng en langt bedre mulighet for å sette lekkasjekrav ut fra potensielle skadekostnader. Men heller ikke i denne sammenheng kan det bli bare en rent økonomisk avveining. Det må for eksempel også tas hensyn til den belastning det er for involverte personer å få skade på sin eiendom og eventuelt måtte fraflytte.

Siste del i publikasjonen oppsummerer hvilke formelle krav som foreligger med hensyn til konsekvensutredninger og godkjenning knyttet til tetting av tunnelanlegg og tiltak som er aktuelle for å tilfredsstillende akseptgrenser som blir satt.

2 VURDERING AV TUNNELLEKKASJE OG MULIG PÅVIRKNING AV GRUNNVANN OG PORETRYKK

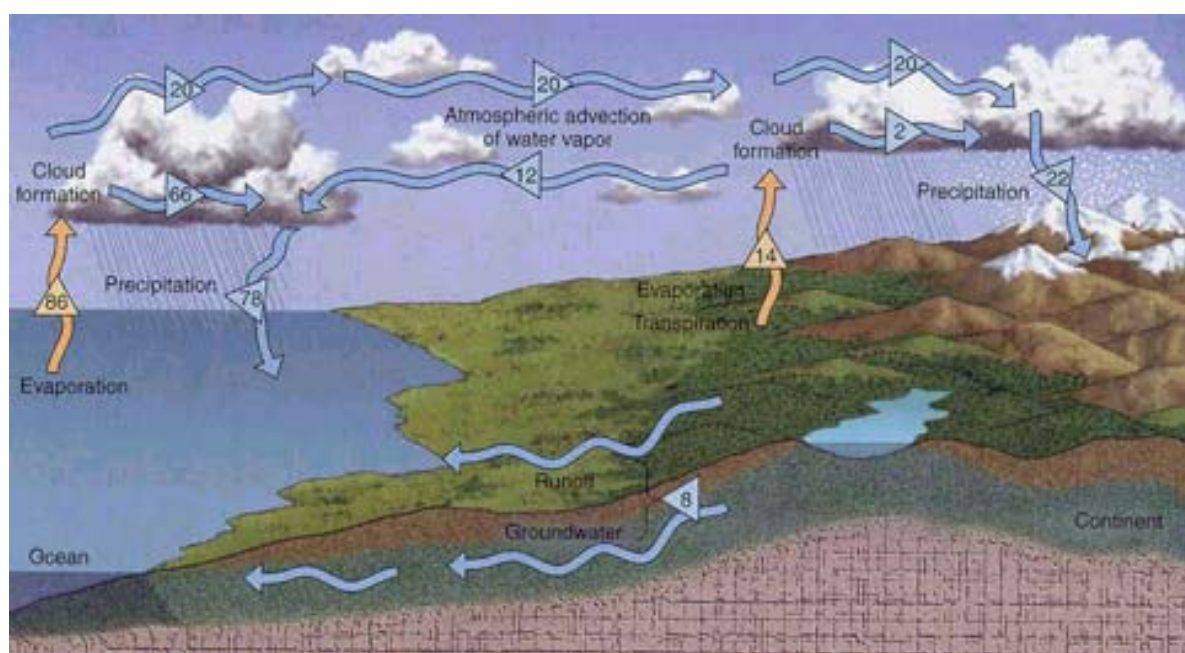
2.1 Om grunnvann og det hydrologiske kretsløp

Kretsløp

Det hydrologiske kretsløp danner basis for forståelsen av vannbevegelse og vannkvalitet, i stor og liten skala, både over og under bakken. Hovedprinsippet er at ikke noe vann forsvinner, og at vannet er i stadig bevegelse (figur 2.1). Oppholdstiden for vannet i de ulike mediene er svært forskjellig, fra noen uker i elvene, til mange tusen år i havet og dype grunnvannsmagasin.

Vann i elver og mindre innsjøer utgjør en svært liten andel av de totale vannmengder, men de er lett tilgjengelige og har relativt korte oppholdstider. Det gjør at vannmengden og vannkvaliteten i overflatevann raskt endres.

Grunnvann inngår med en relativt liten volum-andel (8 %) i det store hydrologiske kretsløpet, men utgjør over 90 % av alt tilgjengelig ferskvann på kloden. Tilgjengeligheten reduseres av den langsomme transporthastigheten, noe som gjør at mesteparten av grunnvannet er bundet og vanskelig tilgjengelig i dypereliggende akviferer i fjell og løsmasser. Den lange oppholdstiden for grunnvannet bidrar til en utjevne faktor på vannmengden, vannbevegelsen og på vannkvaliteten.



Figur 2.1: Det hydrologiske kretsløpet.

Vannbalanse

Vannbalansen for et nedbørfelt er på lang sikt statisk, dvs. at nedbøren (P) enten fordampes (E) eller renner ut av feltet (Q):

$$P = E + Q$$

Alt vannet som kommer i form av nedbør fordampes eller renner imidlertid ikke ut av feltet samtidig, men lagres midlertidig (ΔS) enten i innsjøer og elver, som jordfuktighet, i grunnvannet eller som snø. Den dynamiske vannbalansen blir da:

$$P = E + Q + \Delta S$$

Det er mange forhold i naturen som påvirker hvordan vannet lagres og transporteres i et nedslagsfelt; klima, topografi, vegetasjon, løsmasser og berggrunn er de viktigste naturlige forhold. Selv om mye er kjent, er det fortsatt usikkerhet i metodene og beregningene av:

- hvor vannet strømmer gjennom et nedbørfelt
- hvilke veier det følger
- hvor lenge vannet oppholder seg i de ulike delene.

Usikkerheten øker når detaljeringsbehovet øker. For å forstå og kunne forutsi de kjemiske endringene som vannet gjennomgår på veien gjennom et nedbørfelt, må en kjenne strømningsveiene og oppholdstidene.

Menneskelige inngrep vil endre de naturgitte, lokale forholdene i nedbørfeltet. Det vil oppstå ubalanse i systemet som vil påvirke strømningsveier og oppholdstider. Den kjemiske sammensetningen av grunnvann og overflatevann vil endres.

Det vil imidlertid etter en periode oppstå nye likevekter. Større inngrep vil kunne medføre betydelige endringer i dynamikken og medføre forandringer i sentrale likevekter innen et nedbørfelt, også på lang sikt.

Naturlig infiltrasjon / nydannelse

Infiltrasjon refererer til alt vann som siger ned i grunnen, mens nydannelse referer til det vannet som når helt ned til grunnvannssonen, se figur 2.2. Vegetasjonen utnytter både det eksisterende markvann og grunnvann samt det vannet som infiltrerer og det som nydannes.

Nedbøren i Norge varierer fra 300 mm i tørre innlandsstrøk til over 4000 mm på Vestlandet. Fordampningen vil i varme år komme opp i 300-400 mm i Sør-Norge. Det resterende vannet vil delvis gå til avrenning og delvis til infiltrasjon. Infiltrasjonen og nydannelsen av grunnvann vil dermed også variere stort i ulike deler av landet.

Infiltrasjonskapasiteten, den maksimale vannmengden som kan sige ned i jorden på et gitt tidspunkt, vil variere fra sted til sted, og også endres på samme sted med for eksempel ulikt vanninnhold i jorda. Transport av vann i umettet jord foregår svært langsomt.

I jord, men spesielt i fjell forekommer foretrukne strømningsveier. Det gjelder både for strømning generelt, men også særlig for infiltrasjon og nydannelse. Kanaler i jorda, dannet av for eksempel røtter, lagdeling eller meitemark, og i fjellet som følge av sprekker, lagdeling eller bergartsgrenser vil ofte lede hoveddelen av vannstrømmen. Slike inhomogeniteter gjør det vanskelig å måle infiltrasjonen, eller beregne nydannelsen for mindre arealer.

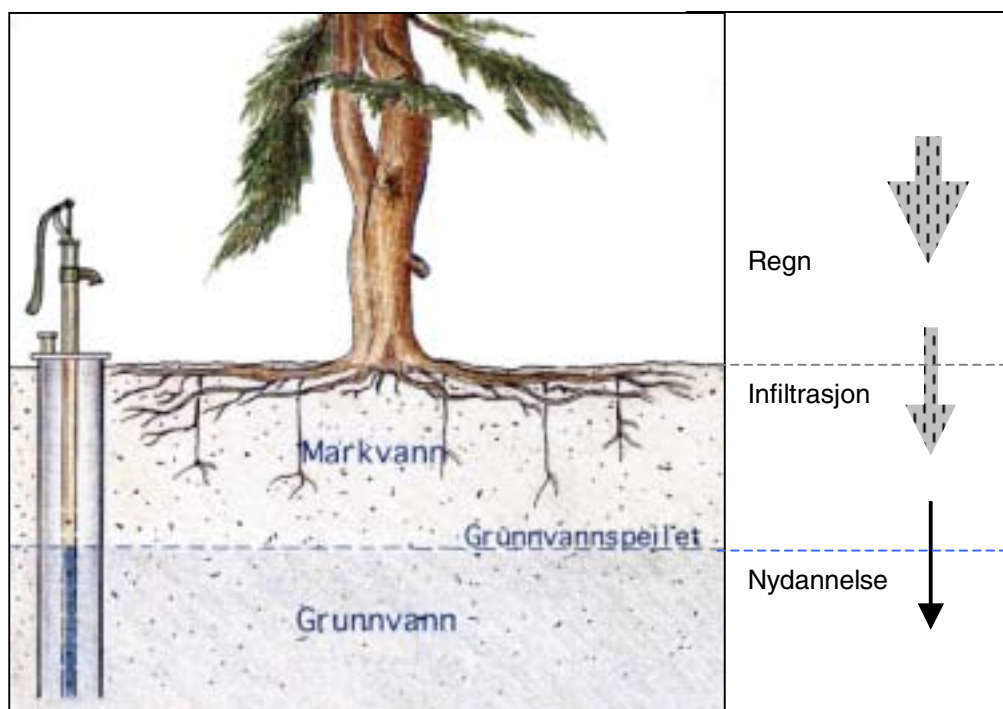
Naturlig infiltrasjon er en dynamisk prosess som er avhengig av blant annet klima, topografi, vegetasjon samt løsmassenes og berggrunnens egenskaper. Infiltrasjonen er nært knyttet til nedbør, men foregår lokalt også i perioder uten direkte nedbør. Infiltrasjonsområdene kan i vårt klima grovt deles i tre:

- 1) På alle tilgjengelige flater foregår det infiltrasjonen under nedbørsepisoder
- 2) I forsenkninger fortsetter infiltrasjonen i perioden etter nedbøren, vannet konsentreres som følge av overflateavrenning
- 3) Langs innsjøer, elver og bekker foregår det infiltrasjon også i perioder uten nedbør.

Nydannelsen av grunnvann vil være et sted mellom 2 og 50 % av nedbøren. Å kvantifisere nydannelsen de enkelte steder er ikke lett, fordi den er avhengig av så mange faktorer:

- jordtype, geologi og hydrogeologi, nedbør (mengde, type, intensitet, snøsmelting), jordfuktighet før nedbør, avrenning, topografi, vegetasjon og fordampning.

Det fins direkte og indirekte metoder for å bestemme/måle infiltrasjonen. På grunn av store inhomogeniteter i infiltrasjonsmediet er det store usikkerheter i alle metodene. Variasjonene i infiltrasjon er stor i forhold til tid og sted. Når det gjelder tid, må en definere hvilke tidsperspektiv en skal beregne infiltrasjonen over. Det kan spenne fra øyeblikkelig, episode, årstid, år, 30-årsnormaler eller i historisk perspektiv.



Figur 2.2: Illustrasjon av begrepene grunnvann og markvann, samt infiltrasjon og nydannelse. Tegningen er hentet fra miljøforum, UiO, modifisert fra Grip & Rohde (1988).

For å vurdere stedsvariasjonen bør en tidlig definere inn- og utstrømningsområdene i nedbørfeltet. Grensen mellom inn- og utstrømning forandres noe gjennom året, og overgangssonene må behandles spesielt. Ved en drenering og senkning av grunnvannsnivået vil tidligere utstrømningsområder gå over til å bli infiltrasjonsområder. Å definere infiltrasjonsområdene blir gradvis mer usikkert når en skal vurdere mindre og mindre nedbørfelt.

Lagringskapasiteten og strømningsmulighetene (hydraulisk ledningsevne) i de ulike mediene er sentrale parametere. Disse kan måles ved:

- a) direkte måling ved hjelp av lysimeter (opp til ca 100 m²); kan benyttes i områder med relativt homogene forhold
- b) empiriske metoder, som oftest legger til grunn en andel av nedbøren. Hvis en har gode målinger i et nedbørfelt kan en overføre data til andre lignende felt etter gitte korrelasjoner ut fra erfaring (nedbør, høyde over havet, størrelse på nedbørfelt)
- c) vannbalansebudsjett hvor jordfuktighetsmålinger inngår i budsjettet. Metoden utnytter at det er lettere å måle de andre leddene i vannbalanseligningen, dvs. nedbør, avrenning og fordampning og grunnvannsnivå. Problemet er ofte at resten, dvs. nydannelsen er liten, og at usikkerheten blir stor
- d) tracermålinger, som kan brukes ved å se på konsentrasjoner av naturlige eller kunstige tracere på ulike nivå. Problemer kan oppstå som følge av miksing med annet vann eller ukjente strømningsveier. Tracere kan derimot benyttes for å undersøke foretrukne strømningsveier forut for andre metoder for å beregne infiltrasjonen
- e) strømningsberegninger basert på Darcys lov som gir informasjon om vannstrømmen ut fra kjennskap om hydraulisk ledningsevne, vannnivå og vanninnhold. Det er imidlertid problemer med å beregne vannstrømmen i umettet sone, siden ligningene har stor følsomhet for jordfuktigheten, kan estimatene bli usikre.

Tidsaspektet ved infiltrasjonen er også av stor betydning. En kan beregne infiltrasjon eller nydannelse for øyeblikket, for en episode, for en sesong, årlig, historisk eller i et geologisk perspektiv. Vannbalanse-beregninger anses som best for å beregne infiltrasjonen for en episode, mens kunstige tracere anbefales for sesongberegninger.

Ulike studier viser at nedbørintensitet og jordfuktighet før nedbør er de viktigste parametrene som styrer infiltrasjonsmengden på et gitt sted.

Generelt er det mye større infiltrasjon i grove løsmasser enn i finere silt og leirjord. I fjell er det særlig slake områder med ur eller forsenkninger med grovere løsmasser som kan bidra til økt infiltrasjon.

I små nedbørfelt kan infiltrasjonen være svært inhomogen, og det er vanskelig å kvantifisere og lokalisere de sentrale områder hvor infiltrasjonen foregår.

Grunnvannsstand, poretrykk og trykkpotensiale

Grunnvannsstanden eller grunnvannspeilet definerer overgangen mellom umettet og fullstendig mettet sone enten det er i løsmasser eller i berg/bergsprekker. Grunnvannspeilets absolutte nivå definerer et totalt trykkpotensiale gitt ved grunnvannets kotehøyde over et referansenivå.

Poretrykket (u) definerer vanntrykket i et lokalt punkt nede i bakken, og uttrykkes vanligvis i kN/m^2 eller tilsvarende trykkenalder. Det totale trykspotensialet (h_t) uttrykt i meter stighøyde i det samme punktet i bakken er gitt ved:

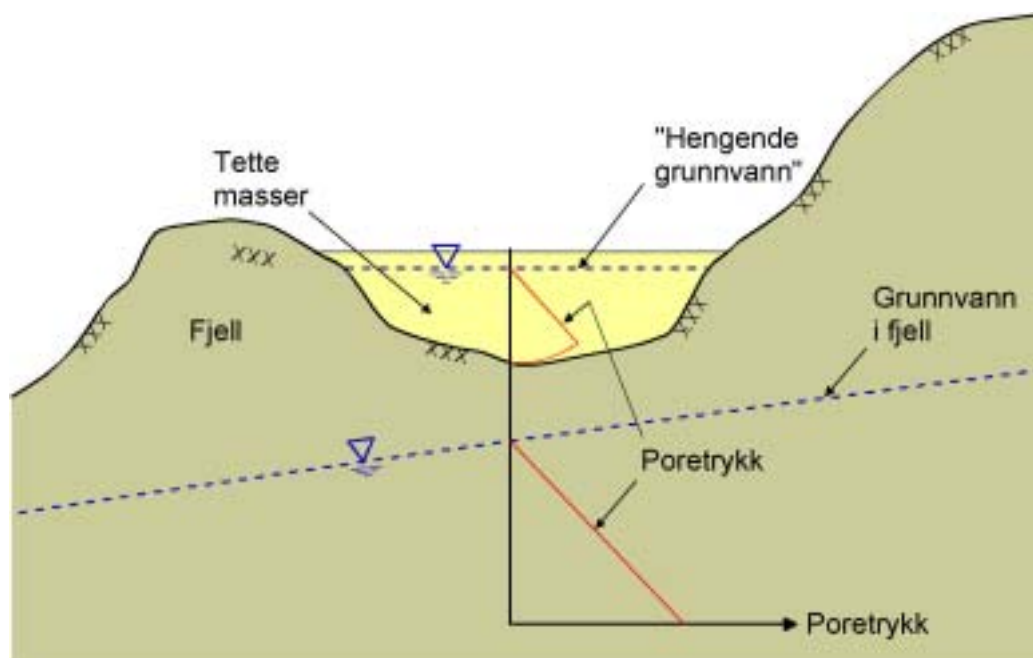
$$h_t = h + u / \gamma_{\text{vann}}$$

der γ_{vann} = vannets romvekt (i kN/m^3)
 h = høyden eller kotenivået i det aktuelle punkt.

Det totale trykspotensialet for et punkt nede i bakken kan være høyere eller lavere enn trykspotensialet (eller kotenivået) på grunnvannspeilet. Er det høyere, kalles det artesisisk trykk.

Strømning av vann i grunnen vil alltid gå i retning av fallende totalt trykspotensiale.

Under spesielle forhold kan man definere flere grunnvannspeil i grunnen. Begrepet "hengende grunnvann" illustrert i figur 2.3 er et eksempel på det, hvor man under en mettet sone i et tett lag med løsmasser finner et nytt grunnvannspeil lengre nede i berget. Det øvre grunnvannspeilet er matet av lokal overflateinfiltrasjon, mens det nedre grunnvannspeilet kan være styrt av mer regionale. I forholdsvis grove løsmasser vil grunnvannspeilet i løsmassene ofte være mer i samsvar med grunnvannsstanden i berggrunnen.



Figur 2.3: Illustrasjon av "hengende grunnvann".

Det kan lett oppstå misforståelser når man forsøker å måle poretrykk og grunnvannspeil på et sted. Hvis man måler vannstanden i et åpent hull boret mange titalls meter ned i løsmasser eller berg, kan vannstandsniået man måler avvike betydelig fra det som representerer det virkelige grunnvannspeilet. Har hullet for eksempel god kommunikasjon til soner med lave trykk, slik som sprekkesoner nær et tunnelanlegg, vil stighøyden kunne være betydelig lavere enn det virkelige grunnvannspeilet og mer reflektere et lokalt poretrykk i grunnen.

Måling av grunnvannspeilet bør derfor generelt gjøres i brønner/hull som ikke går vesentlig dypere enn nivået på grunnvannspeilet. Forventes store variasjoner i grunnvannspeilet kan det være behov for å installere brønner/hull til forskjellig dybde for til enhver tid å kunne bestemme hvor grunnvannspeilet ligger.

Som vist i figur 2.3 må man være oppmerksom på muligheten for hengende grunnvannspeil når grunnvannsbrønner installeres. I berggrunn kan det være spesielt vanskelig å definere ett enkelt grunnvannspeil da det kan variere betydelig i nærliggende sprekker avhengig av deres hydrauliske konduktivitet og tilgang på grunnvann fra omkringliggende områder.

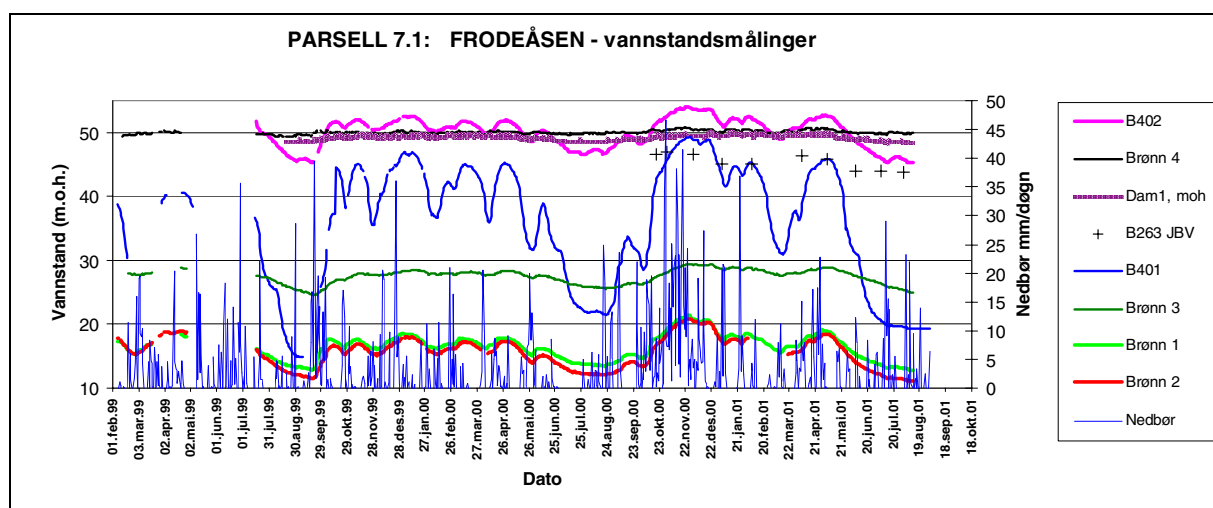
De konsekvenser som er av mest betydning for et tunnelanlegg mht. det ytre miljøet er:

- En reduksjon i grunnvannsspeil eller vanntilførsel til vannkrevende flora og fauna. Det gjelder for eksempel myrområder der grunnvannspeilet ligger generelt høyt. Mindre utsatt er områder der grunnvannsspeilet allerede ligger dypt (mer enn ca. 5 m) under bakken. Se kapittel 3.
- Poretrykksreduksjon (mht. setningspotensialet) ved overgangen mellom leire og berggrunn, som vil kunne utløse konsolideringssetninger i leira. Se kapittel 4.

Erfaringer så vel som teori viser at grunnvannspeilet i tette løsmasser som har en utstrekning over noen titalls meter i alle retninger ikke påvirkes av en poretrykksreduksjon i underliggende berggrunn, da man får tilstrekkelig matning fra overflateinfiltrasjonen (Karlsrud, 1990). Grunnvannsspeilet kan imidlertid bli påvirket i "flankene", der det kan være kilder eller våtmark som er avhengige av det opprinnelige grunnvannsnivået.

Naturlige variasjoner i poretrykk og grunnvannsstand

Naturlige endringer i grunnvannsstand er avhengig av flere faktorer, inkludert infiltrasjon, grunnvannsføremstens lagringsevne, forholdene ved det ovenforliggende løsmassedecke, og grunnvannsføremstens grensebetingelser. Et godt eksempel er målinger som samles inn av Jernbaneverket ved Frodeåsen, Tønsberg, se figur 2.4.



Figur 2.4: Vannstandsmålinger og nedbør fra Frodeåsen.

Figur 2.4 viser at brønnene B401 og B402, Brønn 1, Brønn 2 har forholdsvis store svingninger, særlig B402. Svingningene er raske og skjer i tilnærmet direkte respons med nedbørshendelser. Brønn 3 og brønn 4 viser et mye jevnere forløp med små endringer og utglattete kurver. Denne forskjellen mellom de to gruppene med brønner tolkes som en effekt av et løsmassedekke ved Brønn 3 og Brønn 4. De andre brønnene har liten eller ingen løsmasseoverdekning ved brønnene, slik at nedbøren kan infiltrere direkte inn i fjellsprekke og ned til grunnvannet. I områder med stor løsmassemekthet vil nedbørsepisodene, som vil kunne gi en mating til grunnvannsforekomsten, først fordeles i løsmassene før det vannet eventuelt infiltrerer videre inn i berggrunnen.

2.2 Vurdering av innlekkasje og påvirkning av grunnvannsstand/poretrykk

2.2.1 Generelt om strømning rundt tunnelanlegg i berg

Innstrømning av grunnvann til et tunnelanlegg i berg og dets innvirkning på poretrykk og grunnvannsstand i omgivelsene rundt representerer et meget komplisert modelleringsproblem. De viktigste årsakene er:

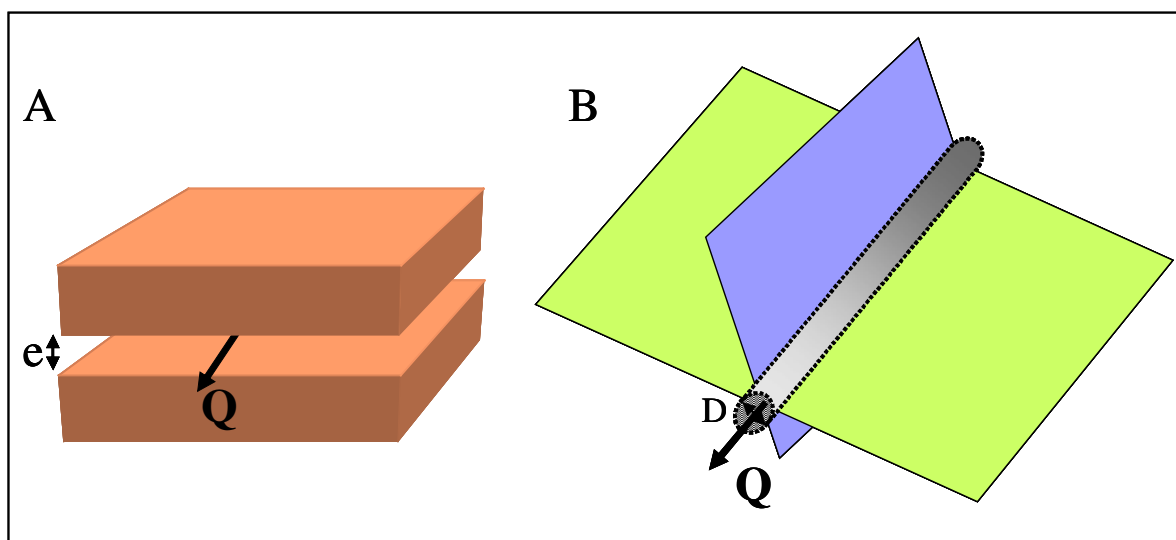
- En bergmasse er et meget komplekst strømningsmedium, der hydraulisk konduktivitet på sprekker og kanaler varierer innen meget vide grenser og innen korte avstander, ofte i et meget komplekst 3-dimensjonalt mønster
- Bergmassene er ofte overlagret av jordmasser som også kan ha sterkt varierende hydraulisk konduktivitet, for eksempel fra grusig sand med typisk $k=10^{-4}$ m/s til leire med typisk $k=10^{-9}$ m/s
- Kompleks topografi i området som innebærer store forskjeller i naturlig avrenning og infiltrasjon. Effektiv infiltrasjon eller mating av grunnvannet er selvsagt også sterkt avhengig av løsmassenes og bergets hydrauliske konduktivitet, og om man er i urbane strøk hvor mye nedbør blir fanget opp i overvannsanlegg eller i uforstyrret mark
- På grunn av variasjoner i effektiv infiltrasjon gjennom året vil man alltid ha transiente variasjoner i grunnvannsstand og poretrykk selv om lekkasjeforholdene eller hydraulisk konduktivitet i grunnen ellers er konstant rundt tunnelanlegget
- Modellering av vannstrømning og dets effekter kan ytterligere kompliseres hvis man inkluderer umettet sone og jord/bergs magasinerende evne. Disse aspektene kan være spesielt viktige for modellering av transiente tilstander i områder med løsmasser.

I tillegg til at modellering av strømningsproblemet i seg selv er meget komplekst, er det en stor utfordring ved forundersøkelser å få bestemt de virkelige variasjoner man har i løsmassenes og bergets hydrauliske konduktivitet. Dette aspektet blir omhandlet nærmere i kapittel 2.7.

De fleste bergarter i Norge har en lav primær hydraulisk konduktivitet og grunnvannsstrømningen foregår langs diskontinuiteter i fjellet. Diskontinuiteter er sekundære strukturer eller sprekker som dannes når bergarten blir utsatt for spennings- og temperaturendringer. Forskjellige bergarter har forskjellig oppsprekningsintensitet og -mønster. Det er de mekaniske egenskapene til bergarten og den geologiske historien til området som er avgjørende for oppsprekningen.

Den hydrauliske konduktiviteten i bergmassen er avhengig av den hydrauliske konduktiviteten til den enkelte sprekk, samt forbindelsen i sprekkennettverket for området. Strukturer i bergmassen som forkastninger, folder og bergartsgrenser har en mye høyere sprekkintensitet enn resten av bergarten. Disse sonene kan på grunn av den høye sprekkintensiteten ha en mye høyere hydraulisk konduktivitet enn sidebergarten. Forkastningssoner kan være både hydraulisk ledende og forseglende. I soner der det har foregått store bevegelser i forkastningssoner kan nedknusningen ha gitt mye finmateriale som kan gjøre sonen forseglende i forhold til områdene rundt og derved skape en grunnvannsbarriere.

Den vanligste tilnærmingen for å beregne strømning i en bergmasse er å regne på laminær strømning mellom to parallelle plater. I virkeligheten kan imidlertid mye av strømmingen foregå i "kanaler" som kan oppstå i skjæringen mellom to sprekker, se figur 2.5. "Kanaler" kan også dannes som følge av skjærdeformasjoner langs en ru (ujevn) sprekkoverflate eller som følge av lokal utvasking eller oppløsning av fyllingsmateriale på sprekker.



Figur 2.5: De to vanligste måtene å beregne strømning på i fjell er parallelle plater (A), og kanal i forbindelse med skjæringslinjen mellom to sprekker (B).

Utgangspunktet for beregning av strømningsraten Q ved laminær strømning er Darcys lov:

$$Q = KAi \quad (2.1)$$

der K er den hydrauliske konduktiviteten, A er arealet og i er gradienten. Den hydrauliske konduktiviteten K for en enkelt sprekk modellert ved parallell plateteori er gitt ved:

$$K = \frac{\rho g e^2}{12\mu} \quad (2.2)$$

der ρ er vannets romvekt (i kN/m^3 eller tilsvarende), e er den effektive sprekkåpningen og μ er viskositeten til vannet. Vannets viskositet ved 10°C er til orientering $1,3 \times 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$.

Strømningsraten Q for en sprekk med jevn tykkelse og bredde blir da:

$$Q = \frac{b\gamma e^3}{12\mu} i \quad (2.3)$$

der b er bredden til sprekken. For en sprekk som skjærer vinkelrett gjennom en tunnel er Q tilnærmet gitt ved:

$$Q = \frac{2\pi K h e}{\ln\left(\frac{2h}{r} - 1\right)} \quad (2.4)$$

der h er høyden fra tunnelen og opp til grunnvannsspeilet og r er radiusen til tunnelen. Merk at løsningen forutsetter at grunnvannsstanden forblir upåvirket.

Denne formelen er den samme som foreslått av Karlsrud (1987, 1990, 2000) for innstrømning til tunnel i homogent isotropt porøst medium men da innføres tunnallengden i stedet for sprekketykkelsen e og K representerer grunnens hydrauliske konduktivitet.

Den hydrauliske konduktiviteten for laminær strømning gjennom en kanal antatt utformet som et rør er gitt ved:

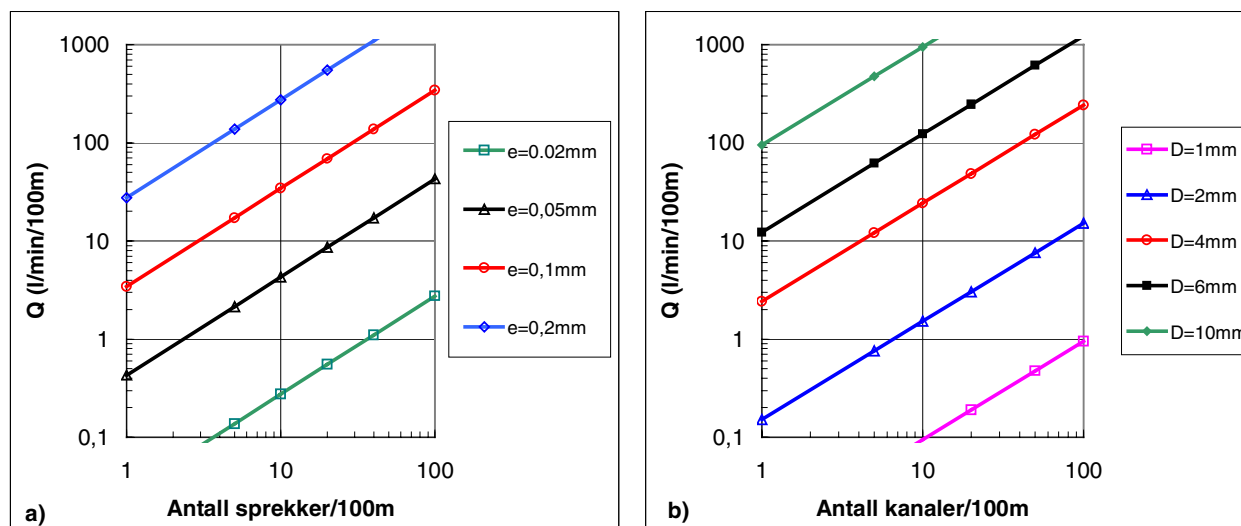
$$K = \frac{\gamma D^2}{32\mu} \quad (2.5)$$

der D er diameteren til kanalen. Strømningsraten Q er da gitt ved:

$$Q = \frac{\pi\gamma D^4}{128\mu} i \quad (2.6)$$

I figur 2.6.a er det forsøkt å illustrere betydning av sprekkintensitet og åpning for lekkasjeraten inn i en tunnel. I eksemplet er det tatt utgangspunkt i en tunnel med diameter 10 m som ligger 50 m under grunnvannspeilet og som skjæres vinkelrett av et antall sprekkesoner. Lekkasjen er beregnet for 100 m tunnallengde. Tar man eksempelvis utgangspunkt i en moderat lekkasje på 10 l/min pr. 100 m, viser figur 2.6.a at det bare trengs 1 sprekk med tykkelse ca. 0,15 mm for å gi en slik lekkasje. Har man 10 sprekker over en strekning på 100 m, vil en sprekkåpning på bare 0,065 mm gi en lekkasje på 10 l/min.

Figur 2.6.b viser en tilsvarende beregning hvis all innstrømning foregår på kanaler. I dette tilfellet er også tunnelen antatt 50 m under bakken, men alle kanalene er antatt å ha samme potensialfall på 50 m over 50 m lengde, dvs. strømningsgradienten $i = 1$. Resultatet viser, med utgangspunkt i en lekkasje på 10 l/min, at det bare kreves 1 kanal med diameter 5,5 mm for å skape en slik lekkasje, eller 10 kanaler med diameter 3,1 mm.



Figur 2.6: Innlekkasje pr. 100 m for tunnel som skjæres av et antall sprekker med ulik åpning e (a) eller et antall kanaler med ulik diameter D (b).

2.2.2 Alternative strømningsmodeller

Gjennom de siste 20 årene har det vært gjort betydelige fremskritt i utvikling av modeller egnet for å behandle strømning i en oppsprukket bergmasse. Modellene kan inndeles i to hovedtyper:

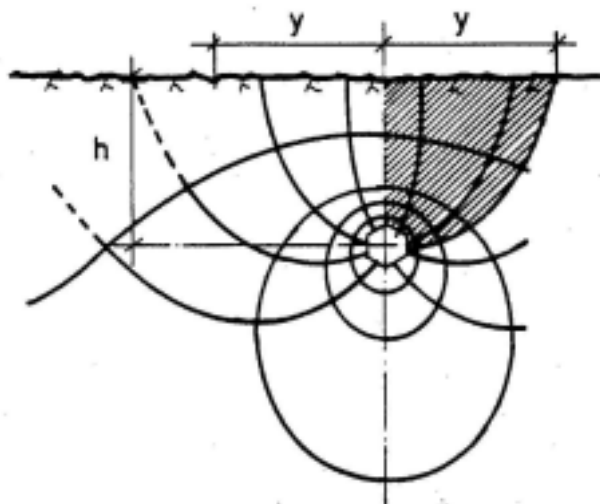
- Kontinuum-modeller inkludert deterministiske og/eller stokastiske metoder for å beskrive variasjoner i hydraulisk konduktivitet
- Diskontinuum-type sprekkenettverk og/eller kanalmodeller.

I utgangspunktet vil sprekke-/kanalmodeller gi det mest korrekte bilde av strømning i berg, og spesielt hvis man er ute etter lokale poretrykk/grunnvannsstand og strømningshastigheter. En kontinuum-modell for strømning i berg kan imidlertid forsvares i et makroperspektiv, og kan også anvendes for å se på hva som skjer i en enkelt sprekke eller sprekkesone som omtalt over. I en 2D- eller 3D-kontinuum-modell kan man også modellere komplekse og store variasjoner i hydraulisk konduktivitet, og for eksempel modellere en eller flere sprekkesoner med høy konduktivitet med en definert romlig avgrensning, og som har mellomliggende tettere soner, som også kan ha varierende konduktivitet i rommet.

Diskrete modeller krever en detaljert kartlegging av sprekke-/kanalsystemer som kan være en utfordrende oppgave i praksis. Informasjon behøves om orientering, lengde og åpning på sprekker. Erfaringer viser at det bare er ca. 1 til 15 % av sprekkesystemene som i virkeligheten er vannførende (Dershowitz 1993).

Valg av modellverktøy avhenger av bergets oppsprekkingsmønster. Kontinuum-modeller vil kanskje være første valg i bergarter med stor sprekkefrekvens og med sprekker i mange retninger. Diskrete modeller passer bedre når det er færre og mer veldefinerte sprekkesystemer.

Lukkede løsninger finnes bare for de enkle problemstillingene som f.eks. todimensjonal innstrømning til en tunnel med en gitt diameter i et uendelig homogent og isotropt kontinuum med konstant hydraulisk konduktivitet i alle retninger, se figur 2.7.



Figur 2.7: Strømning til tunnel i isotropt kontinuum med gitt grunnvannspeil.

Selv for dette tilsynelatende enkle problemet finnes det egentlig ikke en helt eksakt løsning. Den mest fullstendige løsningen ble nylig publisert av El Tani (2003):

$$Q = 2 \pi k h \frac{(r^2 - 1)}{(r^2 + 1)} \ln \left(\frac{r + 1}{r - 1} \right) \quad (2.7)$$

$$\text{der } r = \frac{h}{r} - (h^2/r^2 - 1)^{1/2}$$

Den forenklete løsningen (ligning 2.4) foreslått av Karlsrud (1987, 1990, 2000) gir imidlertid resultater innenfor 10 % av den mer komplette løsningen (ligning 2.2) når h/r er større enn ca 3.

For en tunnel der det er laget en tettnings skjerm rundt tunnelkroppen som har vesentlig lavere hydraulisk konduktivitet enn omkringliggende ikke-injisert berg kan lekkasjen beregnes tilnærmet ut fra ligning 2.8 etter Karlsrud (1987, 1990, 2000)

$$Q = \pi k_i h \frac{2}{\ln \left(\frac{r_e + t}{r_e} \right)} \quad (2.8)$$

der k_i = permeabilitet for injisert sone
 h = dybde under grunnvannsstand
 r_e = ekvivalent radius av tunnelen
 t = antatt tykkelse av injeksjonssone.

Også i dette tilfellet er det gjort en del idealiserte forutsetninger:

- Permeabiliteten k_i som i dette tilfellet gjelder for den injiserte sonen, er minst en faktor på ca. 10 lavere enn beregnet utenfor den injiserte sonen, og er isotrop og homogen.
- Poretrykket i ytterkant av den injiserte sonen er upåvirket og har stighøyde h .

Det finnes på markedet et stort utvalg av programvare for strømming i porøse medier basert på "finite difference"- eller "finite element"-løsninger. Slike programmer kan håndtere komplekse variasjoner i hydraulisk konduktivitet og topografi, og kan også få med effekt av infiltrasjon og også transiente tilstander i både 2 og 3 dimensjoner. Slik numerisk modellering har blant annet tidligere blitt benyttet under og i etterkant av anleggsfasen i Romeriksporten (Kitterød m.fl., 1998; Jensen, 1998; Jensen m.fl., 1998; Rudolph-Lund & Jensen, 1998) og i forkant av anleggsfasen for bl.a. tunnelen i Frodeåsen, Tønsberg (Tuttle, 1999; Tuttle, 2000b) og Jong-Asker (Tuttle, 2000a).

Prinsippene for modellering av en oppsprukket bergmasse som et porøst kontinuum er å anvende en gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet som tilsvarer sprekkene i bergmassen ("Equivalent porous medium" modell, (Anderson & Woessner, 1992) eller "kontinuum-modell" (Finsterle, 2000)). Modellene kan oppdeles i enhetsområder slik at det for eksempel lar seg gjøre å modellere ulike bergartsformasjoner og markerte sprekkesoner med ganske vilkårlig geometri eller utbredelse.

Som et ledd i dette forskningsprosjektet er det gjort en del nye eksempelstudier for bedre å belyse kontinuum-modellenes anvendelighet og prøve å etablere forenklede korrelasjoner mellom lekkasjenivå og mulig påvirkning.

Diskontinuum-type sprekkemodeller finnes også på markedet både i 2D- og 3D-versjoner, og kan som for kontinuum-modellene håndtere transiente og stasjonære tilstander og infiltrasjon. Slike modeller har man tidligere bare hatt begrenset erfaring med i Norge (bortsett fra innen oljesektoren relatert reservoarsimuleringer). Det ble derfor som et ledd i dette prosjektet gjennomført et eksempelstudium der man tok utgangspunkt i 3D-modellering av en strekning av Lunnertunnelen langs Rv35.

Hvorvidt det vil være nyttig å gjøre en strømningsmodellering for en tunnel ved hjelp av diskret sprekkemodellering avhenger av detaljnivået en ønsker. Dersom en er opptatt av lokale variasjoner og enkeltsprekkes betydning for lekkasjer og grunnvannsenkning, vil en diskret sprekkemodell kunne gi gode resultater dersom en har et tilstrekkelig datagrunnlag for området en vil modellere. Kontinuum-modellering vil trolig være mer hensiktsmessig for større regionale modeller hvor en ønsker å se trendene i strømningsmønsteret over et større område. Slike modeller er også bedre for å modellere strømming i overgangen mellom sedimenter og fjell samt infiltrasjon av nedbør. En kombinasjon av en regional kontinuum-modell og diskrete sprekkemodeller for lokale problemsoner er trolig det optimale modelleringsalternativet. Det krever gode inngangsdata og er mest aktuelt for store prosjekter i sårbare områder hvor det er nødvendig med full kontroll over grunnvannsforholdene.

Til forskjell fra kontinuum-modeller tar en diskret sprekkemodell hensyn til heterogeniteter i bergmassen. Kontinuum-modeller er utviklet for å modellere homogene medier der en legger inn lag med ulik permeabilitet. Permeabiliteten avhenger av sedimenteringsprosessen og kan være forskjellig i horisontal og vertikal retning. I en diskret sprekkemodell ser en på en ikke-permeabel bergmasse der strømmingen foregår langs enkeltsprekker og forkastninger som modelleres som plan. Enkeltsprekker kan defineres deterministisk med individuelle hydrauliske egenskaper og geometri. Sprekker kan også genereres stokastisk, det betyr at de statistiske egenskapene til et sprekesett defineres og programmet genererer et sprekesett med samme statistiske egenskaper som datasettet. Det gjør det mulig å få frem et detaljert strømningsbilde for en bergmasse og lokale variasjoner i hydraulisk konduktivitet får betydning for modelleringsresultatet. En stasjonær strømningsmodell betyr at det er likevekt i modellen og at like mye vann som strømmer inn også strømmer ut. For en transient strømningsmodell starter en med

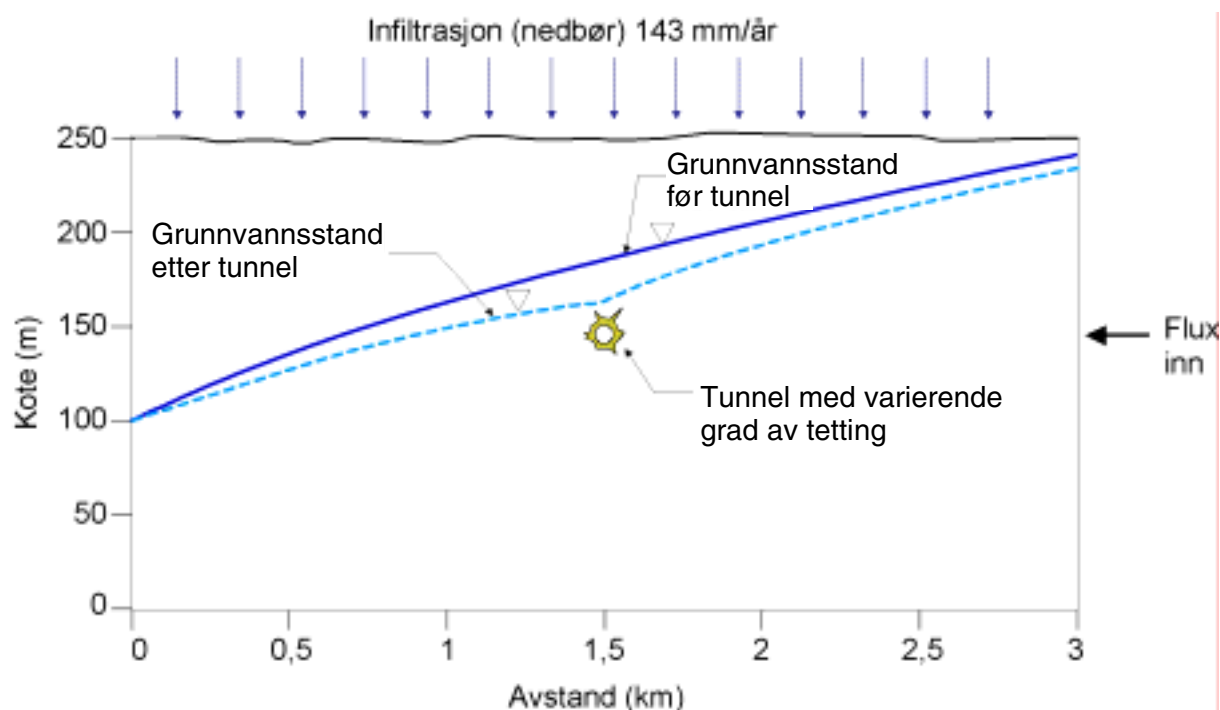
en likevektssituasjon og deretter ser en hvordan en endring i inn- eller utstrømning (eks. en tunnel) påvirker modellen og tilnærmer seg en ny likevektstilstand.

Hvis man er opptatt av virkning av et tunnelanlegg på naturmiljø, kan det være nyttig å se på bruk av mer hydrogeologisk baserte modeller. Dette kan omfatte fra store regionale modeller til mer lokale bassengmodeller. Lokale bassengmodeller er av spesiell interesse for å belyse mulig påvirkning av tunnellekkasje på de mest utsatte våte naturtyper som oftest finnes i lavtliggende naturlige forsengkninger i berggrunnen. I prosjektet har det vært utført en del parameterstudier med slike bassengmodeller (Snilsberg og French, 2003) som er oppsummert senere i rapporten.

2.3 Erfaringer fra modellering med kontinuum-modeller

Som et ledd i dette prosjektet er det utført flere eksempelstudier med SEEP/W (Geoslope, 1998) som beskrevet av Tuttle (2003). Den mest generelle og interessante studien så på innvirkning av en tunnel på grunnvannspeilet under forhold som skissert i figur 2.8. Modellen er 2-dimensjonal med bredde 3000 m og høyde 250 m. Tunnelen er plassert midt på modellen ($X = 1500$ m), men dybden under naturlig grunnvannspeil har blitt variert fra 30 til 150 m, se tabell 2.1. Tunnelens diameter er 10 m.

Det er anvendt to ulike antagelser på berggrunnens hydrauliske konduktivitet, henholdsvis $K = 6 \cdot 10^{-7}$ og $K = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s. Det må karakteriseres som høye gjennomsnittsverdier. Selv den laveste verdien ligger for eksempel over hva som har blitt etterregnet for tunneler der det er utført lite eller ingen tetting (se figur 4.4 og 4.5). Det er videre lagt inn en tetteskjerm med tykkelse på 5 m rundt hele tunnelprofilen med hydraulisk konduktivitet varierende fra 2×10^{-7} til 2×10^{-9} m/s.



Figur 2.8: 2D-modell for simulering av effekten av tunnellekkasje i en homogen berggrunn. Naturlig infiltrasjon er lagt til overflaten med en rate på 143 mm/år (ca. 15 % av årsnedbør på 950 mm/år).

Greensebetingelsene i modellen består av en tett bunn, en konstant trykkehøyde ved $x = 0$ (100 m høyde), og en konstant naturlig infiltrasjon på 143 mm/år som tilsvarer 15 % effektiv infiltrasjon av årlig nedbør.

Ved den høyre grensen ($x = 3000$ m) er det lagt inn en grunnvannstilstrømning ($x = 3$ km) for å gi det samme grunnvannsnivået før tunneldriving (Nivå +240) for begge berggrunns-scenarioene ($K_b = 6 \cdot 10^{-7}$ og $K_b = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s). Merk at dette innebærer at referansenivået for grunnvannspeilet (uten noen tunnel) blir noe forskjellig for de to tilfellene, se figur 2.11.

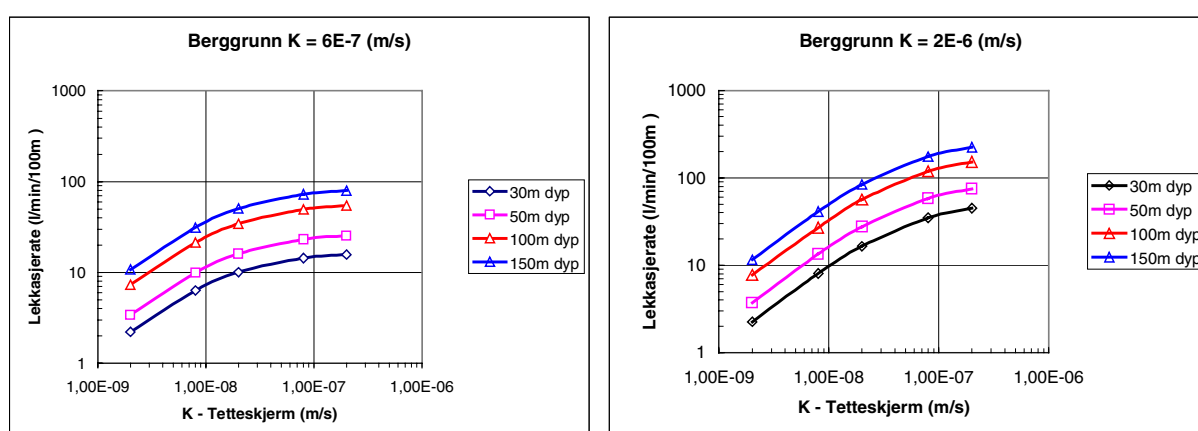
Nødvendig tilførsel av grunnvann for den høyeste verdien av K_b utgjør så mye som ca. 15 ganger antatt naturlig infiltrasjon. Det illustrerer noen av de praktiske problemene man står ovenfor når greensebetingelser skal settes, og det kan ha vesentlig betydning for forståelsen av ulike effekter som vi skal se senere.

Tabell 2.1: Input-data til simuleringene.

Berggrunnspermeabilitet (m/s)	Tetteskjermpermeabilitet (m/s)	Tunnelnivå (m)
$6 \cdot 10^{-7}$ og $2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-9}$	30, 50, 100 og 150
	$8 \cdot 10^{-9}$	
	$2 \cdot 10^{-8}$	
	$8 \cdot 10^{-8}$	
	$2 \cdot 10^{-7}$	

Merk også at tunnelen er plassert 30, 50, 100 og 150 meter under hvert scenarios referansegrunnvannsnivå ved $x = 1500$ m, se figur 2.8. Tabell 2.1 oppsummerer de 40 tilfellene som er simulert.

Figur 2.9 viser sammenhengen mellom beregnet innlekkasje og hydraulisk konduktivitet av tetteskjermen for de to ulike tilfellene.

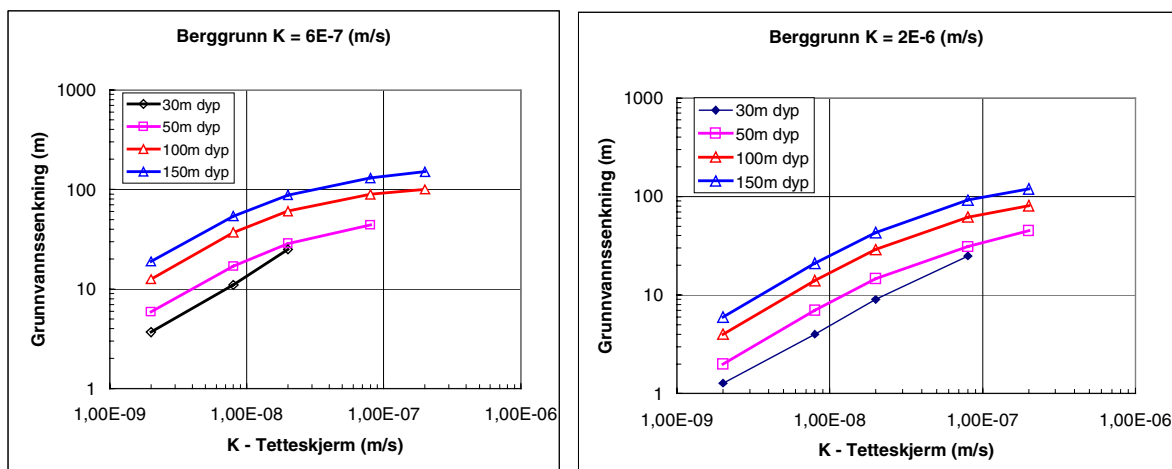


Figur 2.9: Beregnet innlekkasje i relasjon til hydraulisk konduktivitet av tetteskjerm.

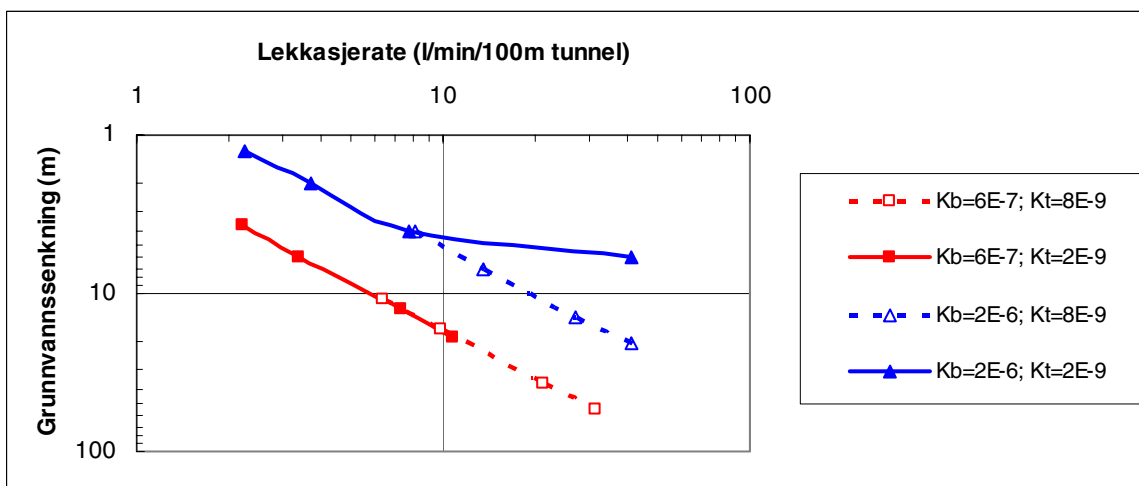
Resultatene i figur 2.9 viser følgende hovedtrekk:

- Når K_t -tetteskerm (K_t) er mer enn ca. 2 tierpotenser mindre enn for berggrunnen, er innlekkasjen tilnærmet proporsjonal med K_t og dybden under grunnvannspeilet, slik man også vil forvente ut fra likning 2.8.
- Når K_t nærmer seg berggrunnens konduktivitet K_b , blir den styrende for lekkasjen. Innlekkasjen er fortsatt tilnærmet proporsjonal med K_b , men ikke lenger proporsjonal med tunnelens dybde under opprinnelig grunnvannspeil. Det vil man for så vidt heller ikke forvente i henhold til likning 2.7, men man får i tillegg en effekt av at grunnvannspeilet synker, som vist i det etterfølgende.

Figur 2.10 viser beregnet endring av grunnvannspeilet rett over tunnelen (dvs. i $x = 1500$ m), mens figur 2.11 viser sammenhengen mellom lekkasje og grunnvannsenkning for tilfellene med lavest K_t . Merk at årsaken til at det mangler datapunkter i figur 2.10 for tilfellene med tunnel i 30 m dybde kombinert med de høyeste verdier for K_t , er at grunnvannsstanden har nådd ned til tunnelens såle. Dypere kan den ikke komme.



Figur 2.10: Beregnet endring i grunnvannsstand i relasjon til antatt hydraulisk konduktivitet av tetteskerm.



Figur 2.11: Beregnet sammenheng mellom lekkasje og grunnvannsenkning. Angitte punkter representerer for hvert tilfelle stigende verdier av tunneldybde på henholdsvis 30, 50, 100 og 150 m.

Kanskje noe overraskende viser analysene en endring i grunnvannsstanden selv for tilfellene med laveste K_t -verdier og tilhørende laveste lekkasjeverdier. Det virker unektelig også litt merkelig at beregnet endring i grunnvannsstand er **minst** for tilfellet med **størst** hydrauliske konduktivitet av berget. Forklaringen ligger i den valgte grensebetingelsen med stor vanntilførsel inn ved høyre grense for tilfellet med høyest $K_b = 2 \cdot 10^{-6}$. Derfor gir antagelig tilfellet med høyest hydraulisk konduktivitet av berggrunnen et for gunstig bilde av potensialet for grunnvannsenking.

På den annen side kan det under virkelige forhold være flere forhold som trekker i gunstig retning, for eksempel at berggrunnens hydrauliske konduktivitet generelt har en tendens til å øke med dybden. Da vil grunnvannsenkningen for en gitt lekkasje kunne bli vesentlig mindre. I en virkelig 3D-situasjon vil også tilførsel av grunnvann fra alle tilgrensende områder kunne være større enn hva man får med i en 2D-simulering.

Sett i sammenheng med beregninger utført for Frodeåsen (Tuttle, 1999, 2000b) og Romeriksporten (Jensen et al. 1998) tyder imidlertid alle teoretiske studier så langt på at man må oppnå meget stor grad av tetting og lekkasjer helt ned mot tilsvarende 1–3 l/min pr. 100 m hvis potensialet for grunnvannsenking skal begrenses til noen få meter.

Modellberegningene bekrefter videre at både lekkasjenivå og potensialet for endring av grunnvannspeilet øker med økende tunneldybde, gitt at man har oppnådd samme hydrauliske konduktivitet ved tetting omkring tunnelen. Dette momentet har kanskje ikke vært tillagt nok oppmerksomhet når man for eksempel har sett på erfaringene ved den relativt dype Romeriksportunnelen (opptil ca. 150 m under grunnvannsspeilet) sett i forhold til andre tunneler i Oslo-området, som ofte har ligget bare 20–40 m under grunnvannsspeilet.

2.4 Erfaringer fra modellering av strømming i oppsprukket berg

For å lage en god 3D-strømningsmodell som kan brukes til å estimere lekkasje og grunnvannsenkning, er det nødvendig med et godt datagrunnlag. Viktige inngangsparametre er posisjon, geometri og hydrauliske egenskaper for de deterministiske sonene, i tillegg til antall stokastisk genererte sprekkesett og statistiske egenskaper som sprekkeorientering, sprekkenes romlige fordeling og de hydrauliske egenskapene for hvert sett. Dataene må være representative for det aktuelle området, og det bør også være tilgjengelig data fra de forskjellige geologiske strukturene/områder som skal modelleres. Det krever gode forundersøkelser med en grundig overflatekartlegging for å definere sprekkegeometri og utstrekning. I tillegg trengs det dype borehull ned mot tunnelnivå for å si noe om sprekker på det aktuelle tunneldypet. Det er også nødvendig å bestemme de hydrauliske egenskapene til sprekkenes. Det kan gjøres ved å tolke Lugeon-tester og gjøre kalibreringsanalyser i NAPSAC, men også pumpe-tester og strømningsmålinger, gjerne i kombinasjon med televiwer-logging vil være svært nyttig. Tolkningene av felldataene er viktig, og den som tolker dataene og lager den hydrogeologiske modellen for området, bør ha erfaring og kunnskap om både innsamlingsmetodene og hvordan dataene skal brukes videre i modelleringen.

I tillegg til gode felldata er modelleringsresultatet avhengig av hvordan modellen bygges opp og hvilke metoder som brukes. Det er viktig at størrelsen på modellen er tilpasset de geologiske strukturene som dominerer grunnvannsstrømmingen i området. Grensebetingelsene som settes på modellens ytterkanter, har også en betydelig innvirkning på resultatet og må tilpasses på grunnlag av de hydrologiske forholdene i området som skal modelleres. Toppflaten er en grensebetingelse som ofte defineres ut fra mengden vann som infiltrerer ned i berggrunnen fra

overflaten. Infiltrasjon er en parameter som er vanskelig å estimere, men som styres av nedbør, avrenning, fordampning og tykkelse og permeabilitet på sedimentene som dekker berggrunnen. I områder der grunnvannsnivået ligger lavere enn berggrunns-overflaten eller en får en senkning i grunnvannsnivået pga. innlekkasje til en tunnel, vil deler av grunnvannsstrømningen foregå i umettete sprekker. Det krever andre beregningsmetoder enn strømning i saturerte (mettete) sprekker og bør tas hensyn til under modellering. Samspeillet mellom overliggende sedimenter og infiltrasjon i berggrunnen, og strømning i umettete sprekker er viktige faktorer som har mye å si for modellering av grunnvannssenkning og for å kunne si noe om miljøskader i forbindelse med tunneler i fjell.

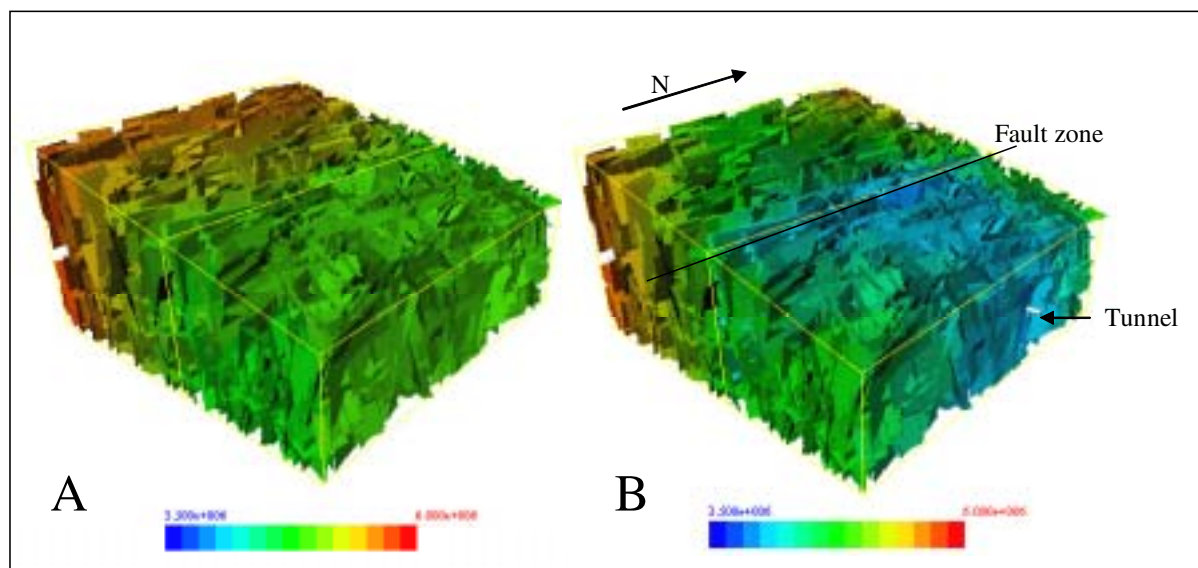
På grunn av begrensninger med hensyn til regnekapasitet er det begrensninger på hvor store modeller man kan analysere i en diskontinuum-type sprekkemodell. Typisk begrensning kan i praksis være noen hundre meter i 3 retninger. Forskjellige teknikker har derfor vært utviklet for å modellere sprekkesystemer nært og fjernt fra det området som er av primær interesse. En løsning kan være å koble sammen en sprekkemodell med en kontinuum-modell, for eksempel som beskrevet av NGI (1995) i forbindelse med beregninger knyttet til mulig lagring av atomavfall i Himdalen.

En annen ulempe ved mange sprekkemodeller er at de har begrensede muligheter for å modellere hydrologiske parametere for løsmasser som finnes over bergoverflaten og forbindelser til kilder.

I forbindelse med Lunnertunnelen ble endelig-element-programmet NAPSAC utprøvd for å beregne innlekkasje, grunnvannssenkning og effekten av tetting. Både stasjonær og transient strømning ble utprøvd, og modelleringen belyser mange viktige og utfordrende sider ved strømning i oppsprukket fjell (Cuisiat et al. 2003).

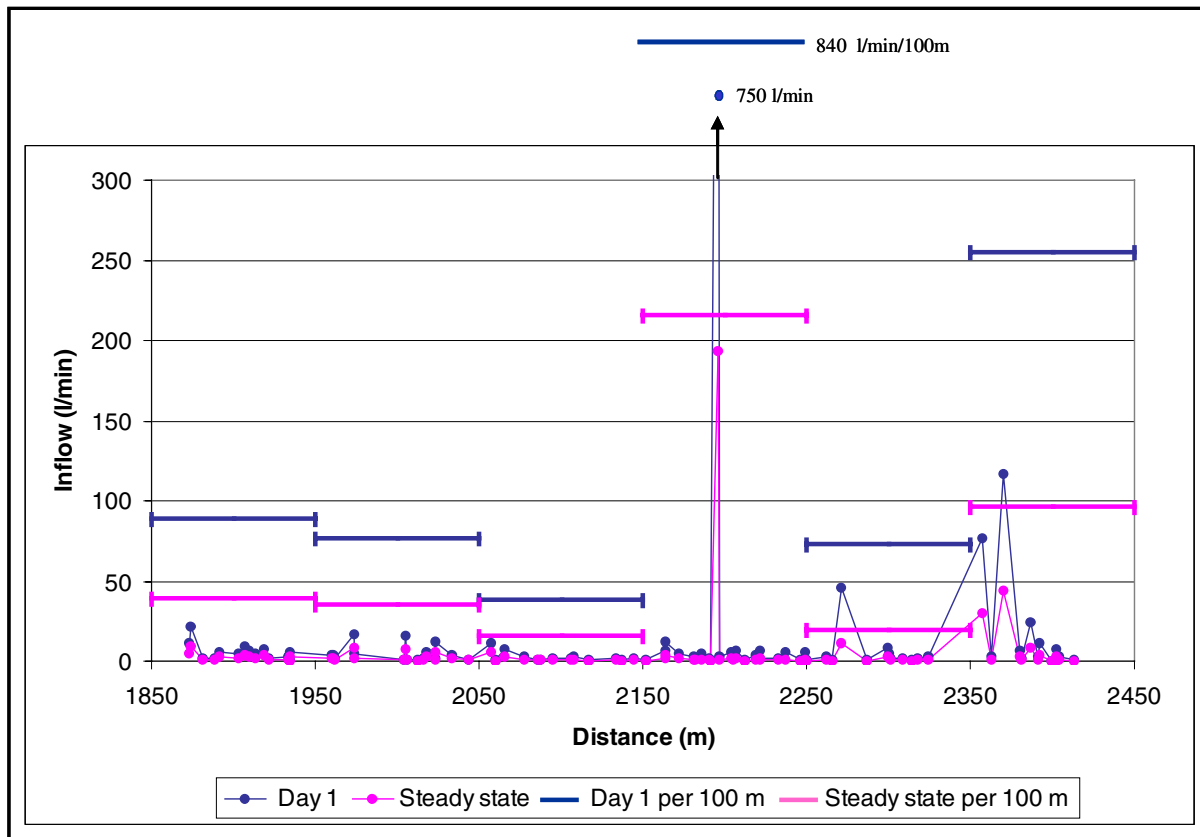
Et område med en forkastningssone i overgangen mellom to bergarter ble valgt som modelleringsområdet siden det var forventet lekkasjer i dette området. For Lunnertunnelen har det vært utført omfattende forundersøkelser i regi av FoU-prosjektet og det var således god tilgang på inngangsdata. Posisjon til deterministiske soner og geometriske egenskaper til sprekkesettene var tilgjengelig, bortsett fra sprekkelengde som måtte antas ut fra parameterstudier og litteratur. Hydrauliske egenskaper for sprekkeene er hovedsakelig estimert ut fra tolkning av en Lugeon-test, og det er gjort en kalibreringsanalyse i NAPSAC.

En 3D, diskret strømningsmodell gir et tredimensjonalt bilde av sprekkesystemene og vanntrykket før og etter tunnelen, og illustrerer dermed godt konsekvensene av en lekkasje for grunnvannsnivået, se figur 2.12. For Lunnertunnelen er det beregnet innlekkasje både for dag 1 etter utgraving og for stasjonær strømning, se figur 2.13. Erfaringene fra 3D-modellering av Lunnertunnelen viser at store deterministiske sprekkesoner har en betydelig effekt på det hydrauliske regimet rundt en tunnel (figur 2.12). Lekkasjen i den store forkastningssonen er svært høy sammenlignet med områdene rundt. Grunnvannssenkningen i modelleringsområdet er størst like over tunnelen, og brer seg ut over i området langs forkastningssonen. Modellen viser at grunnvannssenkningen blir størst i den delen av modellen som har lavest fjelloverdekning.

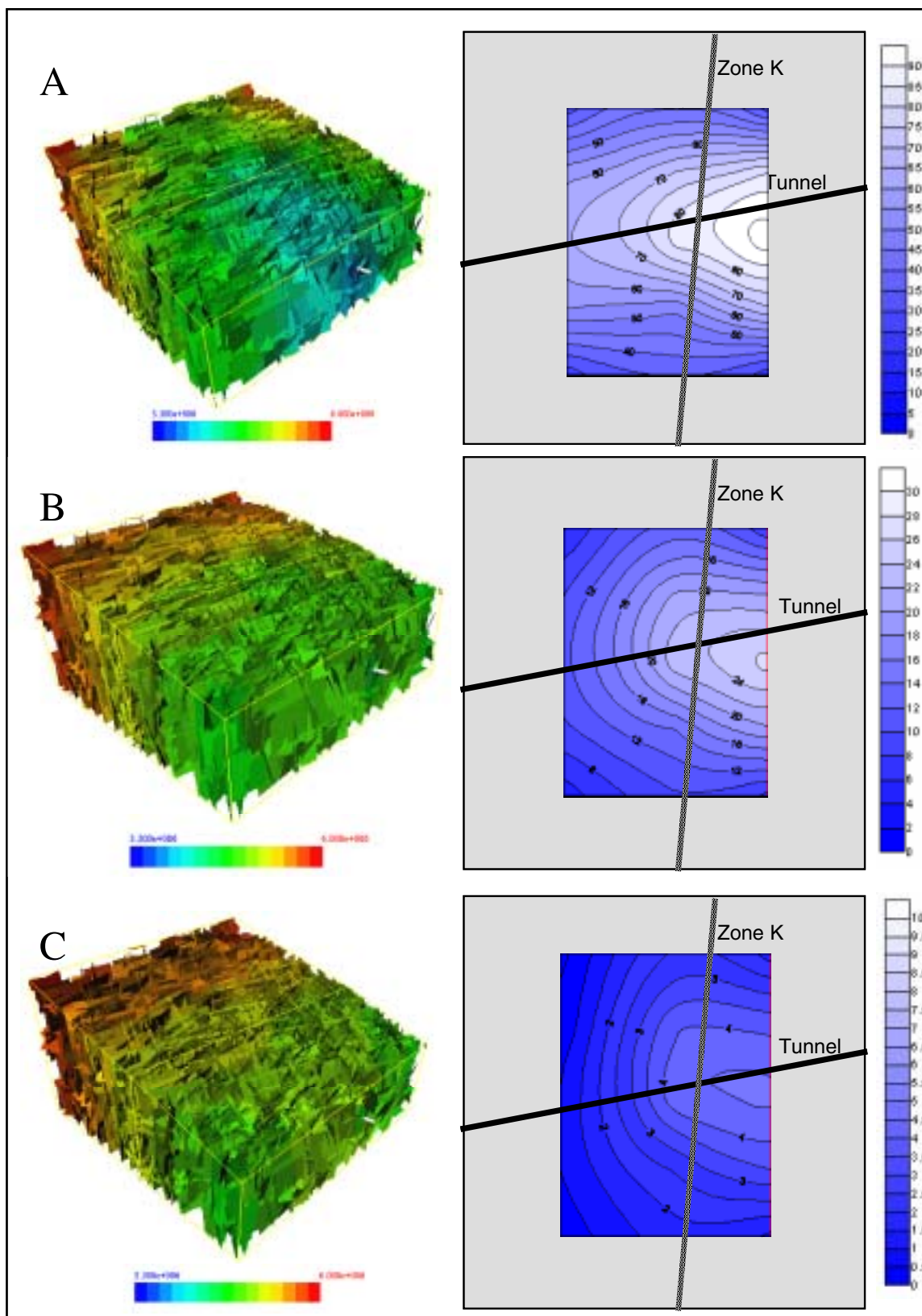


Figur 2.12: Vanntrykket i pascal for den enkelte sprekk før (A) og etter tunnelen (B) for stasjonær strømning. Blå farge indikerer lavest vanntrykk og kan observeres i en sone rundt forkastningen og i området med lav fjelloverdekning over tunnelen.

En injeksjonssone rundt tunnelen ble modellert for å se på effekten av redusert lekkasje på grunnvannssenkningen, se figur 2.14. Injeksjonssonen ble modellert ved å redusere transmissiviteten til alle sprekke som skjærer tunnelen. Uten injeksjon rundt tunnelen (figur 2.14.A) er lekkasjeraten for forkastningssonen ca. 900 l/min/100 m, grunnvannssenkningen er ca 90 meter og modellen er nærmest tømt for vann. Grunnvannskotene viser at det er tunnelen som styrer strømningsmønsteret i området. For en injeksjonssone som reduserer transmissiviteten med en faktor 200 blir lekkasjeraten redusert til ca 50 l/min/100 m og grunnvannssenkningen reduseres til ca. 5 meter (figur 2.14.C). Dette gir et endret strømningsbilde der topografien har større innvirkning på strømningsmønsteret. Modelleringen viser at det kreves store reduksjoner i transmissivitet for å se en betydelig effekt på lekkasjeratene. Det skyldes at etter hvert som injeksjonssonen blir tettere, øker grunnvannstrykket, og dette påvirker innstrømningen i tunnelen. Det ble også utført modellering for å vurdere effekten av å tette bare i soner med høy lekkasje. Resultatet viser at en omfattende injeksjon i sprekkesonene gir mer effektiv tetting enn moderat injeksjon over hele tunnelen, selv om omfattende injeksjon i sprekkesonen førte til en svak økning i innstrømningen like utenfor svakhetssonen.



Figur 2.13: Lekkasjerate for det modellerte tunnelprofilen. Blå farge viser lekkasjen på dag 1 etter utgravning av tunnelen i en transient simulering, mens rosa farge viser lekkasjen for stasjonær strømning (steady state). Lekkasjen er gitt både i l/min for den enkelte sprekk som skjærer tunnelen og som lekkasje per 100 meter tunnel.

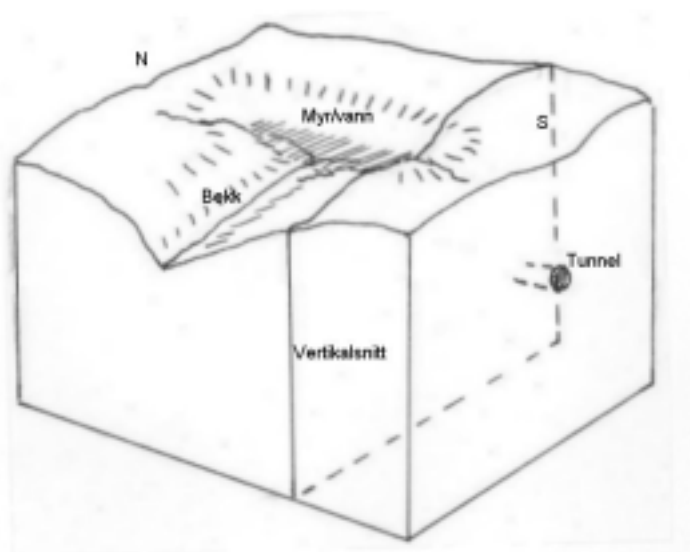


Figur 2.14: Figuren viser vanntrykk i Pascal til venstre og tilsvarende grunnvannssenkning i meter for sentrale deler av modellen. Alle modellene er for stasjonær strømning.

- A: tunnel uten noen tetting
- B: transmissiviteten redusert med en faktor 20
- C: transmissiviteten redusert med en faktor 200.

2.5 Erfaringer fra modellering av lokale bassenger

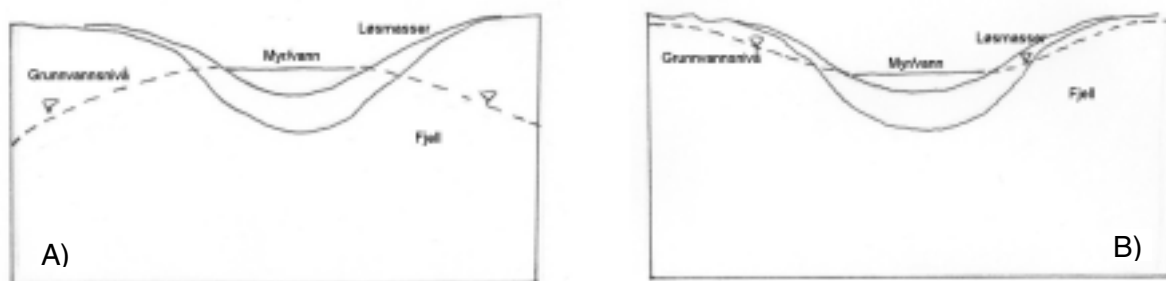
Programmet Visual Modflow (FDM), er benyttet for å simulere effekten av drenering til en tunnel under et sårbart bassengområde (Snilsberg & French 2003). Scenariet som er brukt i simuleringene er konstruert med basis i typiske norske høydeforskjeller, mektigheter (tykkelser) på løsmasser osv. Topografien i de konstruerte eksemplene består av et dalføre der nedbøren i feltet delvis renner ned mot en forsenkning eller et basseng der det er en myr eller et vann, se figur 2.15. Området kan derfor betegnes som følsomt for endringer i grunnvannsnivå.



Figur 2.15: Skjematiske fremstillinger av landskapet i området der tunnelen skal bygges.

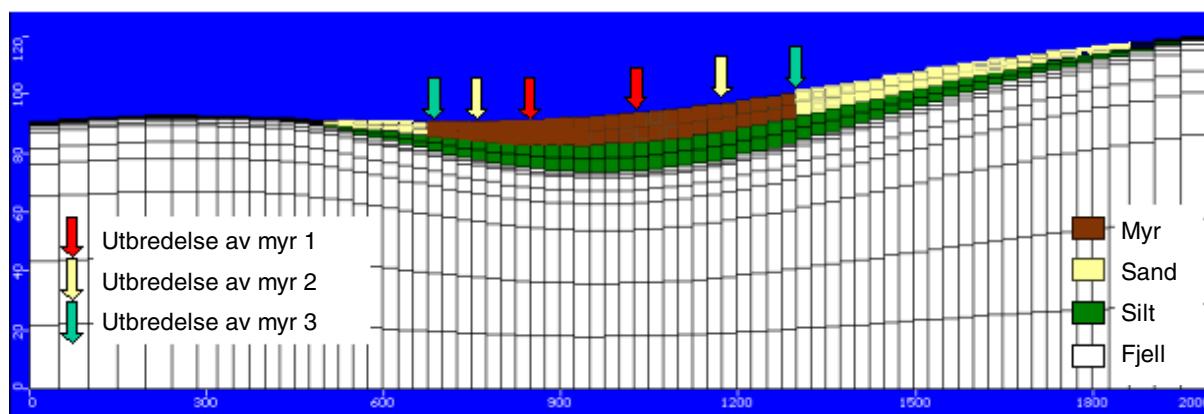
Figur 2.16 viser skjematiske to prinsipielt forskjellige situasjoner:

- Forsenkningen ligger i et høydedrag og myra ligger på et grunnvannsskille som innebærer stor overflateavrenning til sideområdene (figur 2.16.A)
- Myra ligger lavere enn grunnvannspeilet i det omkringliggende landskapet, det vil si at en større del av nedbøren infiltreres og myra forsynes av grunnvann fra sidene (figur 2.16.B).



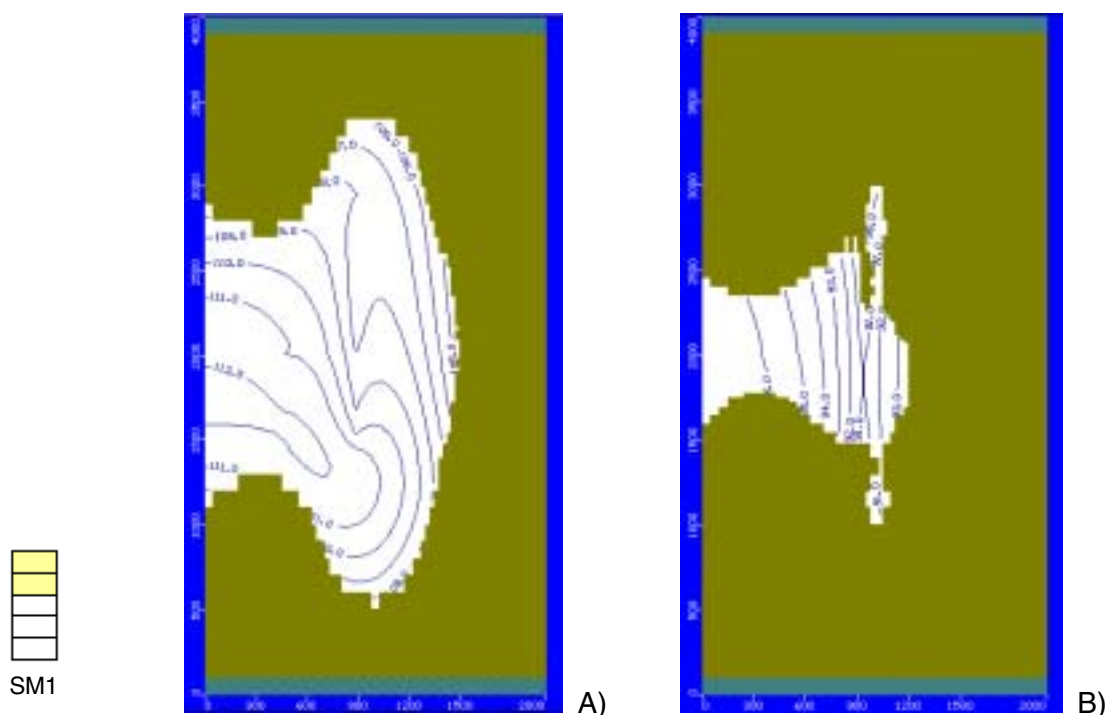
Figur 2.16: Skjematiske fremstillinger av vertikalsnittet i figur 2.15. A) viser en situasjon der et sårbart område ligger i en lokal forsenkning i et høydedrag uten tilførsel av grunnvann fra sidene. B) viser en situasjon der et sårbart område ligger i en lokalforsenkning der det tilføres grunnvann fra sidene.

I modellen er snittet vist i figur 2.16 delt opp i celler som vist i figur 2.17. Ulik hydraulisk konduktivitet (K_s) og porøsitet er definert for de ulike lagene. Fordelen med å bruke slike modeller er at effekten av ulike sammensetninger av løsmasser over fjell kan testes, eventuelt også ulike egenskaper av den underliggende bergarten. Det er gjort analyser for ulike kombinasjoner av fjell overdekket med myr, sand, silt og leire, i tillegg har det sett på effekt av tre forskjellige horisontale utbredelser av myra.

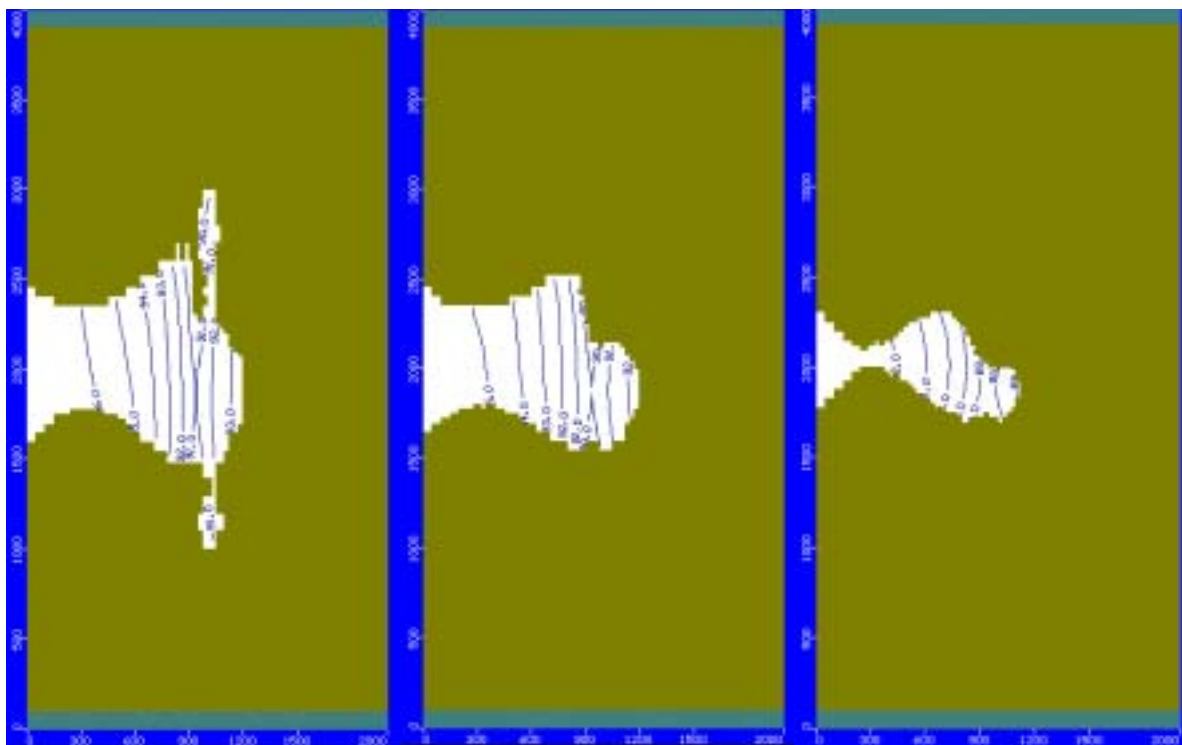


Figur 2.17: Vertikalt snitt i øst-vest retningen gjennom $Y = 2000$ m. Figuren viser grenser mellom fjell og løsmasser og ulike utbredelse av myr. Figuren viser en situasjon med en sedimentmektighet på 20 m (10 m mektighet ble også benyttet). Effekten av et tynt leirlag under myr ble også testet. (Fra Snilsberg & French 2003.)

En før- og etter-tunnelsituasjon er illustrert i figur 2.18 for et landskap med 10 m mektighet av sand over fjell. Tunnelen er definert som et dreneringsrør i retning nord-sør.



Figur 2.18: Areal med mettet (hvit) og umettet (grønn) sone i overflaten i en situasjon med lavt omliggende grunnvannsspeil og sandjord SM1 (= 10 m) over fjell før tunnel, A) og etter tunnel, B).



Figur 2.19: Utbredelse av mettet sone (hvit) etter tunnel er bygget med lavt grunnvannsnivå i sideområdene. Sedimentene består av bare sand av 10 meters mektighet. Lengst til venstre etter 20 dager med snøsmelting, mot høyre etter 100 dager, med avtagende infiltrasjon, lengst til høyre etter 365 dager uten infiltrasjon.

Figur 2.18 illustrerer en stabil likevektssituasjon. I virkeligheten vil ofte situasjonen være at infiltrasjonen av vann varierer gjennom året. For å vise hvordan det mettede området krymper ved en uttørking er det simulert stabil infiltrasjon i en tre-ukers periode etterfulgt av avtagende infiltrasjon og tørke, se figur 2.19.

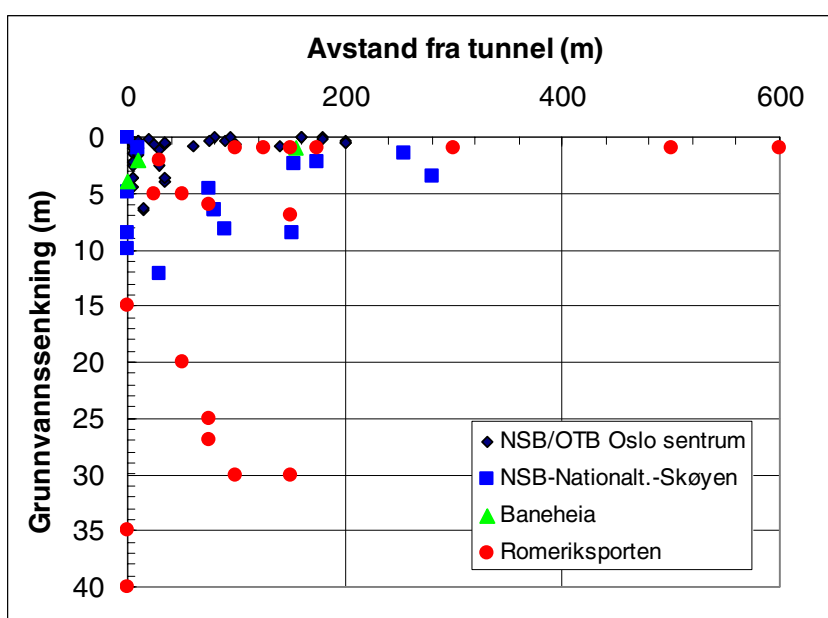
Basert på de simulerte scenariene kan følgende hovedkonklusjoner trekkes:

- Høytliggende grunnvannsspeil i høydedrag omkring et sårbart område vil minske faren for ugunstig drenering i området, forutsatt at sprekkssystemet i fjell (ikke simulert her) drenerer mot forsenkningen
- Tettende leirlag har stor effekt på dreneringsmønsteret over fjell med tunnel, en uttørkningsperiode på ca. 1 år (ingen fordampning) ga liten reduksjon i mettet areal
- I tilfeller der fjellet har lavere ledningsevne enn løsmassene som ligger over, vil økt mektighet av løsmasser virke negativt på utviklingen av dreneringen i mettet område over en tunnel. Fjellet fungerer i slike tilfeller som en barriere mot drenering
- Dreneringen i løsmasser med lavere vannledningsevne enn fjell vil fortsatt være større med økt mektighet av sedimentene, men bare så lenge porøsiteten i løsmassene er høyere enn i fjellet
- Visual Modflow kan brukes for kvantifisering av effekter på metningsgrad i overflaten som skyldes drenering til en tunnel dersom modellen kalibreres mot reell feltsituasjon. Vertikal sammensetning av sedimentene, vannledningsevne og porøsitet ser ut til å være viktige parametere.

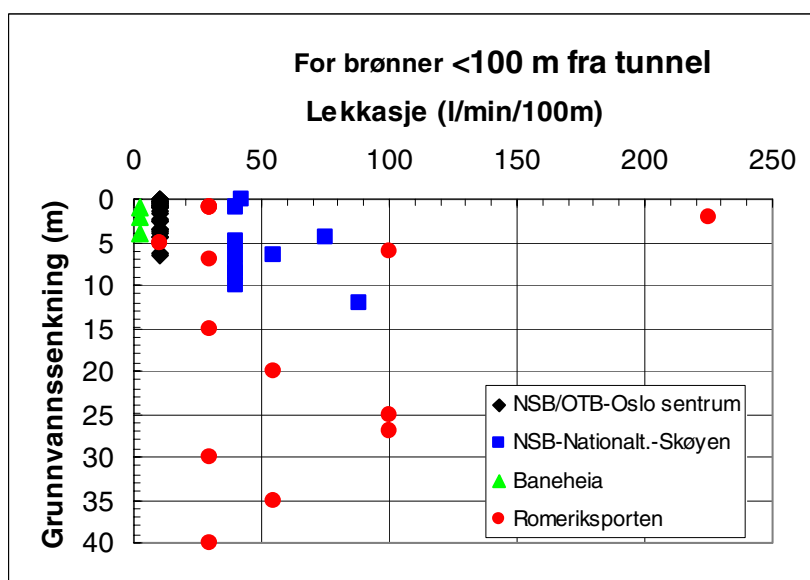
I simuleringene som er utført er det ikke inkludert noen grad av heterogenitet innen sedimentlagene, og heller ikke undersøkt hva som skjer dersom et tettende leirlag er usammenhengende. Slike faktorer, som forekommer i atskillig mer kompliserte former under naturlige forhold, kan være avgjørende for hvordan et sårbart område vil bli påvirket av økt drenering gjennom en tunnel. Konklusjonene ovenfor bør derfor bare sees på som retningsgivende.

2.6 Erfaringstall vedrørende grunnvannssenkning

Det er i prosjektet foretatt en sammenstilling av data vedrørende observert grunnvannssenkning i forbindelse med tunnelanlegg i Oslo sentrum, Romeriksporten og Baneheia ved Kristiansand (Løset og Karlsrud 2003). Som det fremgår av figur 2.20 avtar som forventet grunnvannssenkningen med avstanden fra tunnelen. For brønner som ligger nærmere tunnelen enn 100 m viser figur 2.21 sammenheng mellom grunnvannssenkning og lekkasjenivå i tunnelene.



Figur 2.20: Sammenstilling av observert grunnvannssenkning i relasjon til avstand fra tunnel.



Figur 2.21: Sammenheng mellom grunnvannssenkning og lekkasje i tunnelene.

De viktigste konklusjoner som kan trekkes fra figur 2.20 og 2.21 er:

- Det er ingen vesentlig grunnvannssenkning i avstand mer enn 300 m fra tunnelene, selv ikke for Romeriksporten som hadde meget store lekkasjer. Det er et forhold av meget vesentlig betydning fordi det antyder at kartlegging av fare for påvirkning av på naturmiljø kan begrense seg til områder som ligger innenfor en slik avstand fra tunnelen
- Det er som forventet en klar tendens til økende grunnvannssenkning med økende lekkasje. Er lekkasjen under 10 l/min pr. 100 m, tyder dataene på at grunnvannssenkningen vil bli under 5 m, og i beste fall null. Det er generelt mindre grunnvannssenkning enn hva modellberegningene med kontinuum-modellen i figur 2.11 viser.

Det er en betydelig spredning i disse dataene. Dette kan ha flere forklaringer. For det første er tunnellekkasjene ofte målt over betydelige strekninger i tunnelene (flere hundre meter), slik at det kan være relativt høye lekkasjer på korte strekninger uten at det kommer tydelig fram i måleresultatene. Lekkasjene kan være konsentrert langs et fåtall sprekker, og det vil derfor være grunnvannsmålere som har forbindelse med disse sprekkenes som vil reagere kraftigst. Det betyr at det er nødvendig med et stort antall målere for å få full oversikt over tunnelens påvirkning på grunnvannet.

I forbindelse med tunneldrift har det flere ganger forekommet at tjern på overflaten har blitt utdrenert, f.eks. Puttjern og Trollvann ved Oslo og ved Kjela kraftverk i Telemark (Skjeseth, 1982). De aktuelle tjernene lå alle rett over eller svært nær tunnelene. Det styrker konklusjonen om at det er liten fare for påvirkning på grunnvannsspeilet i avstander over ca. 300 m fra et tunnelanlegg.

2.7 Forundersøkelser for modellering

Undersøkelser i regional skala

Uansett hva slags modelleringsverktøy man skal bruke, vil undersøkelser av de store trekkene i den regionale geologien være vesentlig. Siden nesten all vanntransport foregår langs sprekker i norske bergmasser, er det strukturgeologien som er av størst interesse. Fordelingen av sprekker og forkastninger vil i stor grad avhenge av regionale forhold og i mindre grad av den lokale bergartstypen. Forskjellige bergarter med ulik alder, strukturell utvikling og mineralogisk sammensetning vil kunne ha stor variasjon i mekaniske egenskaper. De vil derfor kunne gi forskjellig respons på samme påkjenning/deformasjon. Både bergartsfordeling og strukturgeologiske forhold kan dermed ha stor interesse fordi erfaringer fra forhold kartlagt innen et område i mange tilfeller kan videreføres til et annet område med lignende geologi.

Vegetasjonstypene og naturmiljøet utnytter i hovedsak vannet som finnes i de øverste meterne. Løsmassenes egenskaper varierer mye og styrer hvordan vann lagres og transporteres fra overflaten og ned til fjellsprekke. Fordelingen og de ulike løsmassenes mektighet er derfor av avgjørende betydning for hvordan en grunnvannssenkning i fjellsprekken fordeles og påvirker vannsituasjonen i overflaten.

I praksis betyr det at en regional kartlegging av både bergarter og strukturgeologi er vesentlig. De tradisjonelle metoder for en slik kartlegging er studier av:

- geologiske kart
- topografiske kart
- flyfoto.

I Miljø- og samfunnstjenlige tunneler; Delprosjekt A, Forundersøkelser har NGU utprøvd en del nye teknikker i norsk sammenheng for regional kartlegging:

- Geofysikk utført fra helikopter eller fly gir data som kan tolkes frem til berggrunnsgeologi (bergarter) og geologiske strukturer
- Digital strukturanalyse som kan tolkes over til lineamenter som (kan) representere geologiske strukturer. Metoden er egentlig en digitalisering av den tradisjonelle metoden med å studere topografiske kart og flyfoto.

For nærmere beskrivelse av de to ovennevnte metodene vises det til Delprosjekt A, Forundersøkelser – Sluttrapport (Rønning 2003).

Berggrunnsundersøkelser

På bakken

For detaljerte undersøkelser er det data som er vesentlig for alle aktuelle modelleringsverktøy. På bakken kan slike data innhentes med følgende tradisjonelle metoder:

- 1) Sprekkekartlegging: orientering og gruppering i familier/sett, frekvens, lengde og sprekke-materiale, i den grad materiale finnes på sprekker som er eksponert i dagen
- 2) Bergartskartlegging
- 3) Kartlegging av strukturer: orientering, bredde og sprekker i den grad disse er synlige i dagen
- 4) Refraksjonsseismikk: geologiske strukturer (og løsmassetykkelser)

- 5) VLF (Very Low Frequency) målinger: geofysiske anomalier som ofte kan representere vannførende strukturer
- 6) Måling med georadar, som i likhet med VLF baserer seg på elektromagnetiske bølger: geofysiske anomalier som ofte kan representere vannførende strukturer. Georadar er best egnet når mindre områder skal undersøkes, og den er følsom for løsmassetykkelse og leirinnholdet.

Av metodene ovenfor er det 1. til 4. som er benyttet mest i tunnelprosjekter frem til i dag. Men VLF, og kanskje også georadar, kunne nok ha bidratt mye om de var blitt benyttet i større grad.

En i utgangspunktet "gammel" metode som resistivitetsmålinger er i mange år benyttet lite i forbindelse med tunnelprosjekter. Resistivitetsmålinger med nye inverteringsverktøy er utprøvd av NGU under Delprosjekt A. Metoden har vist et potensiale for påvisning og til dels karakterisering av geologiske strukturer som kan være nyttig i modelleringssammenheng.

For alle de geofysiske metodene som er nevnt ovenfor, gjelder at en del geologiske betingelser må være oppfylt for at de skal gi gode data.

Noen modelleringsverktøy som benytter sprekkemodeller (diskontinuum), krever inngangsparametere i form av ulike mekaniske data for bergarten og bergmassen. De mest kjente programmene er UDEC (og UDEC-BB) og 3DEC. 3DEC kom i ny versjon i 2003 og denne inkluderer strømningsberegninger. Ved undersøkelser på bakken kan følgende data inkluderes på må/bør-ha-listen, enten fordi de gir data som kan brukes direkte i programmet, eller fordi de gir grunnlag for å beregne inngangsparametere:

- Bergartens styrke: i felt er Schmidt-hammer og punktlasttesten aktuell for direkte tester, ellers må prøvestykker sendes til laboratorium for mer nøyaktig testing
- Sprekkeruhet (og amplitude)
- Sprekkes trykkstyrke: Schmidt-hammer
- Q-verdi
- Bergartens romvekt, men den vil gjerne kunne estimeres godt nok ved at man kjenner bergartstypen.

Nede i bakken

Det er to typer boringer som er aktuelle for bergmassen: slaghammerboringer og kjerneboringer. For førstnevnte metode får man kun opp borkaks som i denne sammenheng vanligvis er av liten verdi, dog vil man kunne kartlegge bergartsfordelingen nedover i hullet ved kontinuerlig å følge med på kaksset som kommer opp. Boreloggen kan gi grovmaskede data om geologiske strukturer. Slaghammerboringer benyttes kun dersom man har planlagt å utføre undersøkelser nedi hullet senere. Kjerneboringer gir kjerneprøver som kan gi data som angitt i tabell 2.2.

Tabell 2.2: Data fra kjerneboringer med angivelse av relevans i forhold til type modelleringsprogram. (Ja) betyr kan være relevant, noe som vanligvis vil bety at data brukes mer indirekte i form av en generell forståelse av den geologiske modellen.

Data fra borekjerner	Kontinuum	Diskontinuum
Bergart	Ja	Ja
Sprekker:		
Sprekkefrekvens	(Ja)	Ja
Sprekkeorientering	(Ja)	Ja
Sprekkeåpning	(Ja)	Ja
Sprekkemateriale	(Ja)	Ja
Sprekkeruhet	Nei	Ja
Q-verdi ¹⁾	(Ja)	Ja og (Ja), avhengig av program
Ulike mekaniske egenskaper basert på lab. tester eller enkle tester med transportabelt utstyr på prøvemateriale	Nei	Ja og (Ja), avhengig av program

¹⁾ Det siste leddet i Q-verdien, J_w /SRF fås ikke direkte fra logging av borekjerner og må estimeres eller fås fra andre undersøkelser (hydrotester og spenningsmålinger).

For undersøkelser nedi borehullet kan både kjerneborehull og slaghammerhull benyttes. Hvis det primære formålet med borehullet er undersøkelser nedi hullet og prøvematerialet er av mindre interesse, er slaghammerboringer å foretrekke pga. lavere borekostnader. Tabell 2.3 gir en oversikt over data som kan innhentes ved tester nedi borehull, mest aktuell(e) metode(r) og relevans i forhold til type modelleringsprogram.

Tabell 2.3: Data fra tester nedi borehull, mest aktuell(e) metode(r) og angivelse av relevans i forhold til type modelleringsprogram. (Ja) betyr kan være relevant, noe som vanligvis vil bety at data brukes mer indirekte i form av en generell forståelse av den geologiske modellen.

Data	Mest aktuell(e) metode(r)	Kontinuum	Diskontinuum
Bergart	OPTV (optisk televiewer)	(Ja)	Ja
Sprekker:			
Sprekkefrekvens	OPTV	(Ja)	Ja
Sprekkeorientering	OPTV	(Ja)	Ja
Sprekkeåpning	OPTV	(Ja)	Ja
Sprekkemateriale	OPTV (delvis)	(Ja)	Ja
Sprekkeruhet	OPTV (delvis)	Nei	Ja
Sprekkelengde	Ingen gode metoder	Nei	Ja
Vannstrømning allokert til enkelte sprekker	OPTV, strømningsmåling (flowmeter), seksjonerte pumpester, vanninnpressing	(Ja)	Ja
Vannstrømning	OPTV, pumpester	Ja	Ja
Spenninger	Hydraulisk splitting	Nei	Ja, for noen programmer
Geologiske strukturer større enn enkeltsprekker	OPTV, akustisk tomografi ¹⁾ , georadar-tomografi ¹⁾	Ja	Ja
Q-verdi ²⁾	Akustisk tomografi ¹⁾ , OPTV, hydraulisk splitting, strømningsmåler, pumpester, vanninnpressing	(Ja)	Ja og (Ja), avhengig av program

¹⁾ Utføres mellom borehull og bakke eller mellom flere borehull.

²⁾ For akustisk tomografi kan Q-verdien anslås grovt ut fra seismisk hastighet. OPTV gir gode data for det første leddet (RQD/J_n), mindre gode data for det andre leddet (J_r/J_a), og for det siste leddet (J_w /SRF) gir det indikasjon for J_w , og intet for SRF. Hydraulisk splitting gir SRF. Strømningsmåler, pumpester og vanninnpressing er alle rettet mot J_w .

For detaljer om OPTV (optisk televiewer) med tilhørende logging av resistivitet, temperatur, vannets elektriske ledningsevne og naturlig gammastråling henvises det til Rønning (2003).

Undersøkelser av løsmasser

I relasjon til miljøpåvirkning er det viktig å ha informasjon om løsmassene innen de lokale nedbørfelt, og særlig i og nær randsonen til de kartlagte sårbare naturområdene. Følgende data bør innhentes:

- 1) Kartlegging av løsmassene i overflaten (de øverste metrene) bør foretas i hele det sårbare området
- 2) Boring for kartlegging av type, lagdeling og mektighet
- 3) Refraksjonsseismikk: gir informasjon om løsmassetykkelse
- 4) Georadar for kartlegging av lagdeling og mektighet. Best egnet i områder uten mye marin leire.

Undersøkelser relatert setningsproblematikk er behandlet i kapittel 4.4.

2.8 Konklusjoner og anbefalinger relatert til modellering og endringer av grunnvannsstand

Behov for modellering må ses mot tunnelanleggets potensiale for å påføre omgivelsene skade.

Håndregningsmetoder og parameterstudier med enkle kontinuum-modeller kan gi et brukbart generelt inntrykk av forventet lekkasje og effekt av tetting, men det er langt mer utfordrende å kvantifisere grunnvannssenkning.

Komplekse variasjoner i hydraulisk konduktivitet kan modelleres med både kontinuum- og diskontinuum-modeller, men det er ganske krevende å skaffe til veie relevante inngangsdata og gjennomføring av slik modellering. Måledata viser at grunnvannssenkningen kan være av meget lokal karakter og variere mye innen lokale områder. Diskontinuum type 3D-modeller er best egnet hvis man er opptatt av lokale effekter.

Modellering gir et godt bilde av effekter av tetting i tunnelen og ikke minst den store forskjellen som kan være mellom en kortvarig transient tilstand og en stasjonær strømnings-tilstand. Et spesielt aspekt i denne sammenheng er å merke seg den betydelige reduksjon i lekkasje som kan skje i tunneler med tid som følge av en gradvis senking av grunnvannsspeilet omkring tunnelen fra en initiell transient tilstand til en langsiktig stasjonær tilstand (figur 2.13). Man må derfor være forsiktig med å ta målt reduksjon i lekkasje over tid som tegn på at tunnelen er blitt tettere.

En annen og meget vesentlig utfordring i forhold til praktisk modellering viser seg å være å fastlegge eller beskrive realistiske grensebetingelser. Skal man se på effekten av et tunnelanlegg, må man først kalibrere modellen slik at den gir et representativt bilde av det naturlige grunnvannsspeilet før tunneldriving under hensyntagen til effektiv infiltrasjon, vanntilførsel gjennom grunnen eller på terreng fra tilgrensende høyereliggende områder og tilsvarende avrenningen til lavereliggende områder. Det kan være en krevende oppgave hvis man er i et kupert område, og spesielt hvis man har begrensede data å forholde seg til, både med hensyn

til hvor naturlig grunnvannsspeil ligger i området, og hvorledes grunnens hydrauliske konduktivitet kan variere i rommet.

Mer lokale bassenganalyser som også inkluderer hydrogeologiske parametere vil kunne gi god innsikt i faren for påvirkning av våte naturtyper. Det forutsetter god kartlegging og forståelse av den lokale geohydrologi, av mektighet og type løsmasser i bassenget, og hvilke hydrauliske forbindelser bassenget har til tunnelanlegget. Generelt er det lettere å bestemme naturlig grunnvannsspeil og endringer som skjer som følge av et tunnelanlegg i slike bassenger enn det er i åser eller høydedrag.

En vesentlig og interessant observasjon fra tilgjengelige måledata når det gjelder grunnvannsenkning er at det ikke er observert endringer i avstander mer enn 200–300 m fra et tunnelanlegg. Som forventet viser dataene at grunnvannssenkningen øker med økende lekkasje, men det er betydelig sprik. Dataene viser at grunnvannssenkningen vil begrense seg til mellom 0 og 5 m hvis lekkasjen er under 10 l/min pr. 100 m.

3 BESTEMMELSE AV LEKKASJEKRAV I NATUROMRÅDER

3.1 Virkning på naturen

3.1.1 Generelt

I en konsekvensutredning vil spørsmål om områdets verdi, dets sårbarhet i forhold til inngrepet og risiko for skade (influens) være avgjørende spørsmål som må klargjøres for å kunne analysere konsekvensen av inngrepet (Statens vegvesen – håndbok 140, Erikstad 1999, Erikstad & Stabbetorp 2000).

Ved konsekvensvurderinger av tiltak i samferdselsektoren er det slått fast at det bærende prinsippet for å komme fram til en vurdering av ikke-prissatte konsekvenser, er en systematisk gjennomgang av:

- 1) *Verdi, uttrykt gjennom tilstand, egenskaper og utviklingstrekk for vedkommende interesse/tema i det området vegprosjektet planlegges*
- 2) *Konsekvensens omfang, det vil si hvor store endringer vegprosjektet kan medføre for vedkommende interesse/tema*
- 3) *Konsekvensens betydning, som fastsettes ved å sammenholde opplysninger om berørte områders verdi med opplysninger om omfanget på endringer.*

Fra "Håndbok 140" – Statens vegvesen.

Begrepet "konsekvensenes omfang" eller effekten, eventuelt virkningen av tiltaket er en nøytral beskrivelse av den forventede endring tiltaket vil få på et utredningstema. I forbindelse med en tunnel, vil dette begrepet kunne deles i to separate vurderinger:

- 1) Hvor stor sannsynlighet det er for at tunnelbyggingen vil forårsake lekkasje (risiko)
- 2) Hvor stor sannsynlighet det er for at en lekkasje vil forårsake viktige endringer i for eksempel naturmiljøet på overflaten (sårbarhet).

Risikovurderingen vil hovedsakelig bestå i en geologisk, hydrologisk og geoteknisk vurdering knyttet til aktuelle bergarter, geologiske svakhetssoner, grunnvannsforhold og byggetekniske vurderinger, mens sårbarheten vil ta utgangspunkt i forhold på overflaten og egenskaper ved disse som har betydning for om eventuelle lekkasjer som vil kunne endre disse. Det er omtalt i kapittel 2, og vi vil i dette kapitlet i hovedsak konsentrere oss om punkt 2 i etterfølgende opplisting over sårbarhet, selv om verdivurderinger også blir omtalt som et viktig element senere i kapitlet.

3.1.2 Sårbare naturtyper

Størst sårbarhet for skader på naturområder ved grunnvannsdrenering i fjell er knyttet til våte naturtyper med naturlig høy grunnvannsstand; myr og sumpskog, tjern, vann og vassdrag. Slike arealer er viktige områder både for biologisk mangfold så vel som friluftaktiviteter.

Sårbarhet avhenger av:

- 1) Hvordan grunnvannsnivået vil påvirkes i forhold til naturlige variasjonsmønstre for de aktuelle naturtypene
- 2) Hvordan slike endringer vil påvirke vegetasjon, terreng og vannkvalitet.

Erfaringer fra ulike tunneler, f.eks. Romeriksporten, viser at sårbarheten og omfanget av dreneringseffekter på overliggende utsatte naturtyper varierer (jf. Snilsberg og Kværner 1997, Kværner & Snilsberg 1997) og avhenger av lokale hydrogeologiske forhold; dvs. sammenhengen mellom løsmassene, berggrunnen og nedbørfeltets (hydrogeologiske) egenskaper.

Lekkasje/strømning av vann fra løsmasser ned i berggrunnen er generelt en kompleks prosess som avhenger av så vel løsmassenes egenskaper som berggrunnens egenskaper (Olofsson 1993). Våte norske naturtyper har derfor varierende oppbygging og egenskaper.

Nyere studier viser betydningen av nedbørfeltens hydrogeologi for vannkvaliteten i små nedbørfelt (Devito og Hill 1997, Devito & Hill 1999) og understreker betydningen av grunnvannsmønstret som en grunnleggende vegetasjonsøkologisk faktor (Klijn & Witte 1999). Økt kunnskap om slike sammenhenger vil være viktige for klassifisering av sårbarhet ved tunnellekkasje, men det finnes allerede nå utviklet tilnærminger til systematisk kartlegging av sårbarhet som vil presenteres her.

Naturtypene som er utsatt for skader i forbindelse med tunnellekkasje er først og fremst de som antas å være direkte avhengige av den stedlige grunnvannsstand. En stor andel av myr, sumpskog og kilder, samt bekker og vann vil påvirkes direkte ved en senkning av grunnvannsstanden, mens sigpåvirkete typer som høgstaudegranskog vil kunne påvirkes i de tilfeller hvor sigeffekten er grunnvannsrelatert. Videre vil det kunne oppstå skadeeffekter på skogtyper som er avhengig av periodevis flommer fra elver som får redusert vannmengde.

Myr og sumpskog

Innenfor hovedtypene myr og sumpskog finnes noen av de mest truede vegetasjonstypene i Norge (Framstad & Moen 2001). Både i sumpskog og myr gir små høydeforskjeller store forskjeller i artssammensetning innenfor små avstander. Store vegetasjonsendringer er vel kjent fra myr- og skogsgrøfting og kan i noen grad sammenliknes med grunnvannslekkasje. Overflategrøfting drenerer imidlertid overflatevann og overflatenært vann i våte perioder. Dypdrenering som følge av tunnellekkasje drenerer dypere jordvolum i tørre perioder, men vil ha mindre evne til rask drenering av overflatevann i fuktige perioder. Store vegetasjonsendringer inntrådte ved Puttjerna og på Kjerringmyr i Østmarka i forbindelse med lekkasjene til Romeriksporten (figur 3.1). Merkbare endringer mot en ny likevektstilstand pågår fortsatt fire år etter (Bendiksen et al. 2001).



Figur 3.1: Puttjern i Østmarka i Oslo etter at lekkasjeskader oppstod og før avbøtende tiltak ble satt i verk. (Foto: Lars Erikstad)

Økland et al. (2000) undersøkte 11 lokaliteter av myr og sumpskog i Østmarka naturreservat, Akershus. De fant store forskjeller i artsinventaret mellom rike skoger, som ikke kunne relateres til økologiske forskjeller og med mulig forklaring at hver av lokalitetene gjennom sin lange utviklingshistorie har akkumulert arter mer eller mindre uavhengig av hverandre. Dermed er hver lokalitet blitt et mer eller mindre unikt naturdokument, som gjerne inneholder mindre vanlige arter som mangler på andre økologisk tilsvarende lokaliteter i nærheten.

Som en viktig delkonklusjon fra Mis (Miljøregistreringer i skog)-prosjektet "Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog", anbefales det at man sikrer alle intakte sumpskoger på næringsrik grunn dersom man ønsker å ta vare på det biologiske mangfoldet i skog (Økland et al. 2000). Generelt er "intakte myrer i lavlandet" oppført som en av de naturtypene hvor inngrep skal unngås i henhold til Stortingsmelding 8 1999-2000. Rikmyr (figur 3.2) og sumpskog (figur 3.3) er allerede fra naturens side svært begrenset i areal, betinget av krav til topografi og kalkrik berggrunn.

Rikmyr

Rikmyr er en svært artsrik naturtype som er voksested for mange sjeldne arter av ulike organismegrupper. I lavlandet har rikmyrsarealet gått kraftig ned som følge av oppdyrking og grøfting (Moen 1973). Noe areal er sikret gjennom myrreservatplanen. I kartleggingsprosjektet for biologisk mangfold i kommunene betraktes all rikmyr under skoggrensa som viktig (Direktoratet for naturforvaltning 1999), til tross for at typen fortsatt kan være lokalt vanlig. Dette siste gjelder imidlertid innenfor begrensede regioner med høyt næringsinnhold i berggrunnen. Som følge av høyt næringsinnhold og relativt sett høy omsetning vil små lekkasjeskader lett kunne medføre uttørring og gjenvoksning.

**Figur 3.2:**

Rikmyrsparti ved Sanddølaldalen, Grong i Nord-Trøndelag. Legg merke til fuktighetsgradienten fra selve myra og opp mot myrkanten til venstre. Rikheten vises på bildet som et stort mangfold av næringskrevende karplanter. (Foto: Dag Svalastog)

**Figur 3.3:**

Næringsrik sumpskog på Bøensøya, i Store Le (Tjøstøl naturreservat). De fuktige sumpforholdene vises her med en matte av den fuktighetskrevende planten myrkongle. (Foto: Dag Svalastog)

Høymyr

Høy naturverdi er ofte forbundet med typer avhengig av rik berggrunn/høy konsentrasjon av mineralnæringsstoffer og stort arts mangfold, inkludert mange rødlistearter. Ingen av disse egenskapene oppfylles imidlertid for den morfologiske myrtypen høymyr (Moen et al. 2001) som domineres av fattig nedbørsmyrvegetasjon (ombrotrof myr), og som nesten utelukkende omfatter vanlige plantearter. Interessen knytter seg her til en mosaikk av vegetasjonstyper i velutviklede kompleks. Selv om oppbyggingen av torv er nedbørsbettinget er den likevel knyttet til forekomst av fastmarksvann, slik at systemet totalt sett er grunnvannsbettinget.

Opp til og med sørlig boreal klimaregion er det så få av store og intakte nedbørsmyrer (over 50 dekar) tilbake at alle gjenværende lokaliteter som er upåvirket eller lite påvirket av inngrep karakteriseres som truet og verneverdig. Interesse knytter seg likeledes til velutviklede kompleks av strengmyr og bakkemyr i mellomboreal og nordlig boreal region, som er sjeldne i mange deler av landet.

Kilder

Kilder er en naturtype som er svært utsatt for endring i grunnvannsstand eller avskjæring av grunnvannsbaner (jf. Moen 2001). Dette er konsentrerte framspring av grunnvann som opptrer punktvis i terrenget, oftest knyttet til at vannførende bergarter eller løsavleiringer grenser mot mindre gjennomtrengelige lag (figur 3.4). Næringsinnhold og dermed artssammensetning er sterkt avhengig av om berggrunnen er rik eller fattig. Et større antall arter er eksklusive kildearter, noen av dem avhengig av å vokse i kildesentrum med høy og konstant vannføring. Ødeleggelse av en artsrik kilde kan således redusere det totale arts mangfoldet i et større område merkbart, selv om effekten bare berører et lite areal.



Figur 3.4:

Små kilder fremstår som små punktforekomster i landskapet som det er vanskelig å modellere. Verdien, særlig knyttet til sjeldne mosearter kan være stor. Bilde fra Finse i Hordaland. (Foto: Dag Svalastog)

Høgstaudegranskog

Den vanligste typen av sigpåvirket skogvegetasjon er høgstaudegranskog, en type med stort arts mangfold og på arealer som ofte representerer brannrefugier med lang skoglig kontinuitet og mange rødlistearter. Det finnes imidlertid også eksempler på andre skogtyper som er helt bettinget av grunnvannssig. Sjeldne utforminger av fuktigkrevende kalkfuruskog i Røverkollen og Bånkallåsen i Oslo, finnes for eksempel flekkvis direkte på den sure bergarten nordmarkitt, bettinget av grunnvannssig fra innsmeltete blokker av kambrosiluriske bergarter med høyt kalkinnhold, som ble hengende igjen da den permiske hovedbergarten størknet (Bendiksen & Salvesen 1992).

Vann og tjern

Redusert vannstand i innsjøer vil for det første innskrenke leveområdet til vannlevende organismer, videre vil flora og fauna bli påvirket av vannets surhetsgrad, både direkte og indirekte. Løseligheten av aluminium øker når pH synker, og økende aluminiumskonsentrasjoner har vist seg å ha en negativ effekt på fiskebestanden i innsjøer. Økt løselighet av andre spormetaller kan også ha en negativ effekt på levende organismer.

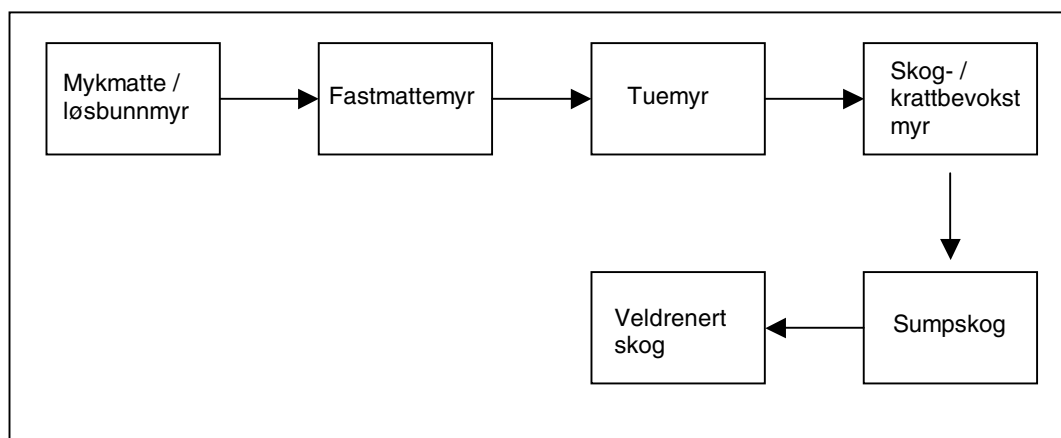
3.1.3 Erfaringer med eksisterende tunnelanlegg

I prosjektet har vi også gjort undersøkelser for å få bedre erfaringskunnskap om skader på naturmiljøet knyttet til tunnellekkasjer. Vi har ønsket å sette resultater fra en botanisk og en hydrogeologisk vurdering i sammenheng for å styrke totalvurderingen av i hvilken grad tunnellekkasjer har ført til varig skade på naturmiljøet. Hovedproblemet knyttet til denne målsettingen, er at det i liten grad er gjort detaljerte forundersøkelser knyttet til gjennomførte tunnelarbeider. Det betyr at det i ettertid er umulig å gjøre detaljerte vegetasjonsøkologiske undersøkelser, måle disse mot forundersøkelsene, for dermed å dokumentere konkrete endringer. Ett sted (Romeriksporten) er det satt i gang et detaljert overvåkingsprogram etter lekkasjeskader, men også her mangler tilsvarende forundersøkelser. I forbindelse med veitunnel over Gualia er slike forundersøkelser gjennomført, men det vil enda gå tid før eventuelle etterundersøkelser har pågått over tilstrekkelig tidsrom til at de kan bidra med mer kvantitativ kunnskap i denne sammenheng.

Vi har derfor vært nødt til å benytte grovere og mindre kvantitative metoder knyttet til feltbefaringer på ulike lokaliteter der det var indikasjoner på klare tunnellekkasjer. Disse stedene har av praktisk/økonomiske grunner blitt valgt ut i nærhet av Oslo, og undersøkelsen kan ikke vente å gi sikre statistisk holdbare kunnskaper. Med bakgrunn i den beskjedne systematiske kunnskap som hittil er innsamlet har vi imidlertid forventet at undersøkelsen vil øke det generelle empiriske kunnskapsgrunlaget til nytte for fremtidige konsekvensvurderinger og til støtte for å utarbeide hypoteser som senere kan testes. De undersøkte stedene er:

- Lieråsen jernbanetunnel, Akershus/Buskerud
- Hanekleiva, Stuåsen og Knattenåsen veitunneler, Vestfold
- Kloakktunnel Lysaker-Slemmestad, Akershus
- Vanntunnel Skullerud-Holmlia, Oslo
- Årvolltunnelen, Oslo
- Romeriksporten, Oslo
- Evensmåsan, Oslo
- Bragernes (Spiralen), Drammen
- Tokke (vanntunnel, kraftverk, Telemark)
- Holsfjorden (vanntunnel under Vestmarka til Bærum).

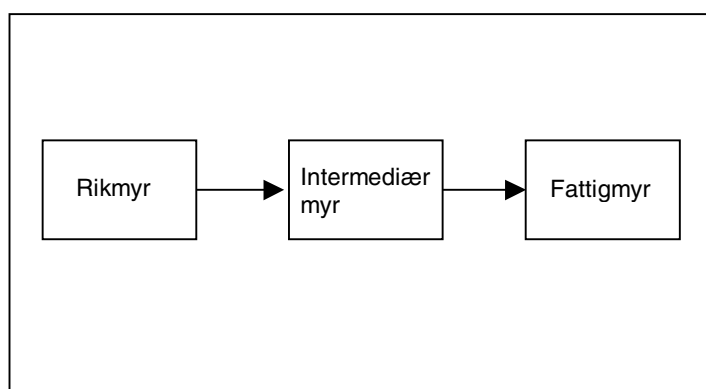
Siden vi i liten grad har hatt vegetasjonsdata for før-situasjon, har vi lett etter en kombinasjon av fysiske indikasjoner på uttørring slik som tørkesprekker og skjeve trær, samt forhold ved vegetasjonen som indikerer uttørring. Rent generelt vil en kraftig tunnellekkasje føre til mer eller mindre lokal uttørring. Den vil ha kortsiktige eller langsiktige virkninger avhengig av om lekkasjen stoppes eller ikke. Et generelt forløp med utgangspunkt i en mykmatte/løsbunnsmyr er vist i figur 3.5. Her er det ikke forutsatt en tetting og omfanget av uttørringen er avhengig av hvor stor lekkasjen er.



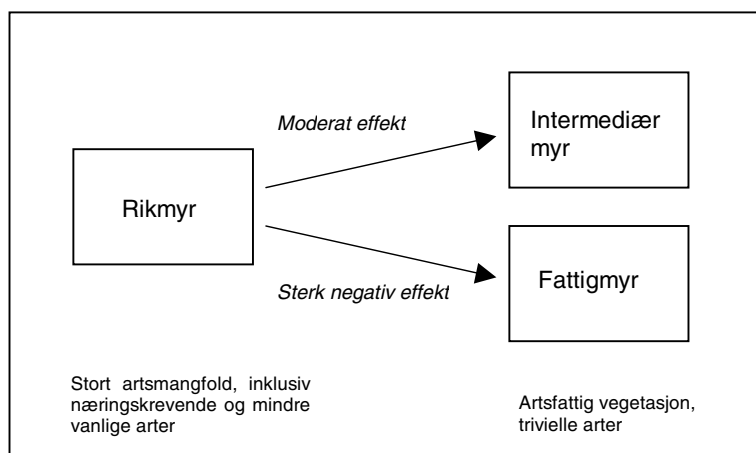
Figur 3.5: Tunnellekkasje og uttørring av myr, generelt (teoretisk) forløp ved endringer langs fuktighetsgradienten. Om endringen utgjør ett eller flere trinn avhenger av uttøringsgrad og hvor den starter avhengig av naturtypen.

Uttørring etter dette mønsteret representerer en varig endring i naturmiljøet, men hvor stor konsekvensendringen vil ha på naturmiljøet er avhengig av mange ting. Rent generelt kan vi si at urørte myrer utgjorde viktige og verdifulle naturelementer. Om disse endrer seg fra myr til skog- eller krattbevokst myr, sumpskog eller veldrenert skog vil dette representere en negativ konsekvens på fra middels til stort nivå. For endringer innen systemet av åpen myr og innen systemet fra skogbevokst myr til veldrenert skogsmark vil konsekvensen være vanskelig å bestemme uten nært kjennskap til området. Her må altså naturverdien bestemmes både med hensyn til naturtype og artsinnhold før en kan konkludere med at konsekvensen har vært betydelig i negativ retning.

Et annet generelt eksempel er vist i figur 3.6, der det tenkes at en lekkasje påvirker næringsstilførselen til et myrsystem ved at næringsrikt vann avskjæres og dreneres ned i tunnelen. Her vil en eventuell rikmyr kunne gå over til å bli atskillig fattigere enten mot intermediær myr eller i mer drastiske tilfeller, fattigmyr. Generelt er rikmyrer ansett å ha høy naturverdi (Direktoratet for naturforvaltning 1999) og endring til fattigmyr vil representere en stor negativ konsekvens. Mer spesifisert kan vi se på et konkret eksempel knyttet til Lunnertunnelen (Gualia) der det oppsto større lekkasjer under tunneldriving i 2002. Lekkasje kunne uten mottiltak meget vel tenkes å endre næringsstilførselen til rikmyrpartier innenfor et naturreservat (Bendiksen 2003) langs elvebredden til Langvatnbekken (figur 3.7). Disse rikmyrene ligger på næringsfattig berggrunn med næringsrikt tilsig via ellevannet. Lekkasje ble som følge av dette vedtatt tettet.



Figur 3.6: Tunnellekkasje og endringer på myrvegetasjon der tilførsel av næringsrikt vann blir avskåret.



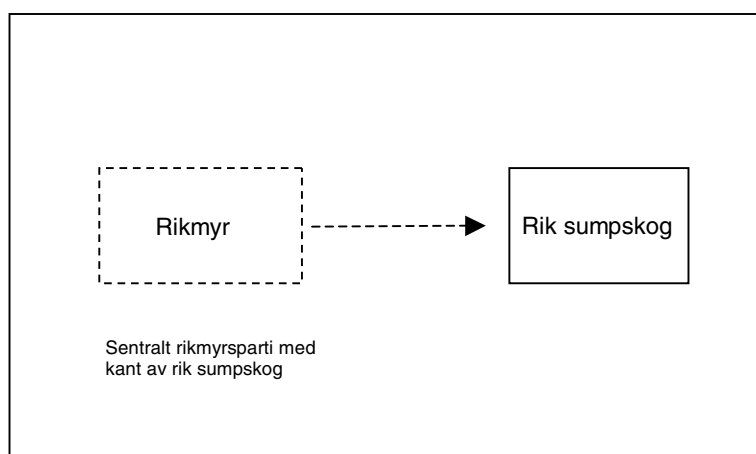
Figur 3.7: Scenario for Lunnertunnelen før tettingsvedtak 2003. Langvatnbekken, Rinilhaugen naturreservat. Elvebredden har rikmyrspartier på fattig berggrunn.

Selv om det er kjent at eksisterende tunneler har hatt vannlekkasjer er det slett ikke alltid at det er lett i ettertid å påvise at disse lekkasjene har ført til stor skade eller endring på naturen.

Dette kan skyldes:

- at det faktisk er oppstått små eller lite vesentlige skader i forbindelse med slike tunnellekkasjer eller at oppståtte skader er blitt leget ganske raskt
- at skader knyttet til for eksempel artssammensetning ikke har latt seg påvise fordi grunnlagsmaterialet er for dårlig
- at skadene må dokumenteres på et mer detaljert skalanivå, for eksempel ved detaljerte vegetasjonsøkologiske studier
- at endringer i artssammensetning særlig knyttet til næringsgradienter kan ta tid.

I flere tilfeller er det imidlertid lett å se at tunnellekkasjer har ført til endringer i naturforholdene. Vanligste fysiske indikasjon på slike skader er tørkesprekker, setninger og skjeve trær. Ved større lekkasjer kan det også tidvis påvises klare naturtypeendringer av typer som er diskutert over (figur 3.8).



Figur 3.8: Eksempel Trollvann i Oslo, søkk i nordvestlig retning fra vannet. Det er sterke indikasjoner på at søkk nord-vest for Trollvann har blitt betydelig forandret som følge av samme tunnellekkasje som tømte Trollvann ca. 1970 og at lokaliteten som følge av drenering har endret seg fra å kunne klassifiseres som myr til rik sumpskog.

Dette ble også observert ved tunneler i forbindelse med Tokkeanlegget. Selv om det tidligere er registrert betydelige effekter på hydrologien er det ikke så lett å spore effekter på vegetasjonen. I de områdene som det for 25 år siden ble påvist påvirkning på vann, bekker, myrer og kilder, er det fortsatt synlige effekter. Flere små tjern var helt uttappet. Senket vannstand på enkelte myrer har ført til lokal erosjon og mindre utglidninger. De fleste tjerna ligger i nordboreal til lavalpine sone med forholdsvis lite omliggende fuktmark. Derfor har senket vannstand stort sett hatt liten innflytelse på omliggende vegetasjon da denne oftest bestod av fastmark (figur 3.9 og 3.10). Da de hydrologiske effektene av tunneldreneringen er lokal, har de fleste tjerna normal vannstand og myr og fuktvegetasjonen var stort sett intakt ved befaringen.

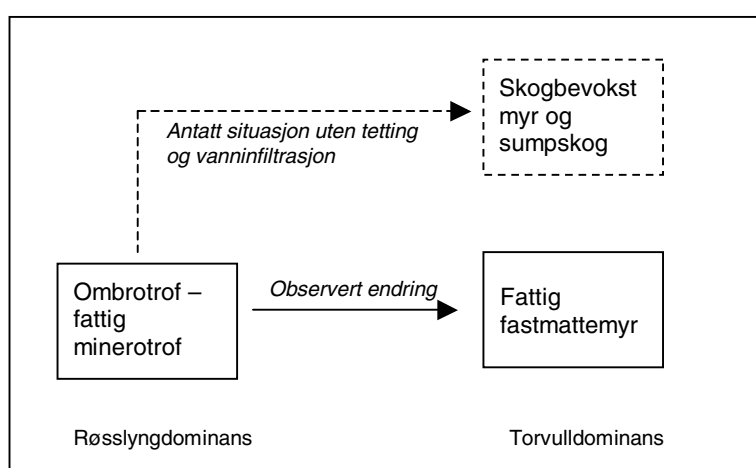


Figur 3.9: Tjern ved Tokkeanlegget. Lekkasje til tunnel fører til årlige vannstandsvariasjoner som gjør at tjernet i dag fremstår som et regulert vann med en tydelig reguleringssone på ettersommeren/høsten. (Foto: Anders Often.)



Figur 3.10: Myr ved Tokkeanlegget. Senkning av grunnvannet har ført til tydelige erosjonsskader i myra. (Foto Anders Often)

I forbindelse med større lekkasjer er det ofte snakk om å sette i verk tiltak som tetting og i mer omfattende tilfeller vanninfiltrasjon og lignende for å avbøte skader som kan oppstå. Tetting er trolig den mest effektive form for avbøtende tiltak. Det er imidlertid ikke like lett å få avbøtende tiltak som infiltrasjon og drenering til å hindre vesentlige endringer i naturmiljøet, selv om tiltaket mer generelt kan sies å være vellykket. Et eksempel er Kjerringmyr og myra ved Nordre Puttjern, som etter at et vanninfiltrasjonsanlegg ble satt i gang blitt gjenstand for relativt sett fuktigere forhold enn opprinnelig. Endringene i vegetasjonsbildet har vært så store at én vegetasjonstype har blitt skiftet ut med en annen (tuemyr – fastmattemyr) (figur 3.11).



Figur 3.11: Eksempel Nordre Puttjern. Observert endring og antatt forløp uten tetting/vanninfiltrasjon. Myra var utsatt for store setningsskader fulgt av at opprinnelig vannstand ble gjenopprettet. Torvnivå kom likevel relativt sett lavere enn tidligere, noe som medførte utvikling mot en fuktigere naturtype.

3.2 Virkning på vannkilder

Generelt

Vannkilders sårbarhet skal si noe om hvilke endringer i vannmengde og vannkvalitet som på kort og lang sikt kan forventes som følge av tunneldrenering og nye grunnvannsforhold. Effekten av tunneldrenering kan påvirke både vannmengde og vannkvalitet, men det kan også være tilfeller der bare en av de to kan få merkbare negative konsekvenser. Sårbarheten må vurderes ut fra praktisk utnyttelse av grunnvannsressursen til vannforsyning eller rekreasjon, men også ut fra opprettholdelse av et naturlig biologisk mangfold som i mange tilfeller er avhengig av de gitte hydrologiske betingelsene.

Vannmengde

Det er oftest naturlige kilder og enkeltbrønner som er utsatt for reduserte vannmengder som følge av tunnelbygging. Et større vannverk kan også få problemer i perioder hvor det er liten infiltrasjon og nydannelse av vann, samtidig som det er stort forbruk. I de fleste tilfeller kan en vurdere de økonomiske konsekvensene ved redusert vannføring og kostnader ved alternativ vannforsyning. Det er imidlertid viktig også å vurdere vannkvalitet og konsekvenser for naturmiljøet i tillegg til effekten av redusert vannmengde:

- *Overflatevann benyttet til regional vannforsyning:* Beregninger av størrelsen på nedslagsfeltet, vannvolumet i tjernet/vannet sammenholdt med lekkasjen er grunnlaget for å sette opp relativt gode vannbalanseberegninger på effekten av en tunnellekkasje. Hvis grunnvann bidrar med en betydelig andel til vannet kan det være vanskeligere å anslå omfanget av påvirkningen
- *Grunnvannsreservoar med brønner benyttet til regional vannforsyning:* Basert på vannbalanseberegninger kan en gi generelle vurderinger av sannsynligheten for endringer i vannmengde for brønner eller brønnområder. Lokale forhold kan gjøre det vanskelig å avgrense brønnenes influensområde, og dermed vurdere sårbarheten for enkeltbrønner
- *Enkeltbrønner* (gravde eller dyptborete brønner) må vurderes ut fra kost/nytte og mulighet for annen vannforsyning. Her må en både ta hensyn til vannmengde og vannkvalitet på eksisterende brønn sett opp mot alternativene
- *Vannstand og/eller vannstandsvariasjoner i tjern eller vann:* Det er i hovedsak en vurdering av områdets nasjonale og regionale naturmiljø, men også ut fra en verdivurdering av nærmiljø og friluftssinteresser
- *Rennende vann* (bekker med mer). Redusert vannmengde i kortere eller lengre perioder kan ha betydning for vannforsyning samt vegetasjon og fauna.

Endringer av vannkjemien

Det er knyttet mange brukerinteresser til ferskvann som betinger tilstrekkelig mengde vann av en tilfredsstillende kvalitet. For at ferskvann skal være egnet som råvann til drikkevann, bading og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning må vannet ha en bestemt kvalitet med hensyn på innhold av bakterier, organisk materiale, pH osv. (SFT 1997). Under kommunenes arbeid med fastsetting av miljømål for vannforekomster planlegges/iverksettes tiltak for å bedre/beskytte kvalitetsmessige forhold ved vannforekomstene. Inngrep som forringer kvalitetsmessige forhold ved en vannforekomst vil derfor kunne komme i direkte konflikt med ulike brukerinteresser for vannforekomstene på forskjellige nivåer (individ, interessegrupper, kommune, fylke). Videre er vannkvalitet av avgjørende betydning for det generelle naturmiljøet med hensyn til bl.a. artsmangfold og artsantall i tilknytning til våte naturtyper.

I områder som er direkte berørt av *vannstandsendringer* (f.eks. strandsonen, tørrlagte bekker), er det kjent at det oppstår effekter på vannlevende organismer. Mindre undersøkt er imidlertid indirekte effekter som kan oppstå som følge av hydrologiske endringer i området, selv om dette er blitt dokumentert relativt tidlig. Allerede på 1920-tallet ble det observert fiskedød i forbindelse med stor vannføring etter en periode med sterk tørke (Huitfeldt-Kaas 1922 og Dahl 1926). Kjemiske analyser viste at vannet inneholdt svovelsyre. Også i forbindelse med nedtapping av regulerte vann er det tidligere observert forsuring (Selmer-Olsen 1981). Av nyere dato har lekkasjer i forbindelse med bygging av Romeriksporten medført forsuring av overliggende tjern pga. vannstandsening (Lund og Straith 1999, Brettum et al. 1999). I bunnsjiktet på Puttjern ble det registrert pH-verdier helt nede i 3,3 pga. høye sulfatverdier. Ved blottlegging av sedimenter og uttørking av myrområder i Puttjernområdet er reduserte S-forbindelser blitt oksidert til sulfat, som så er vasket ut ved stigende vannstand. Lave pH-verdier i Puttjern har bidratt til ekstreme verdier for flere metaller, eksempelvis: Al 19,3 mg/l, Zn 0,6 mg/l, Cu 50 µg/l, Pb 4 µg/l og Cd 3 µg/l. Fysiske og kjemiske endringer har igjen innvirket på biologiske forhold i Puttjern (Brabrand et al. 1998), på en måte som er lite forenlig med bruk av vannforekomsten til f.eks. fritidsfiske og rekreasjon.

Ved siden av endringer i vannstand, som regulerer størrelsen på mettet og umettet sone, vil *endringer i strømningsmønster* også påvirke kvaliteten på avrenningsvannet. Vann som drenerer horisontalt igjennom et humusrikt overflatelag har en annen kvalitet enn avrenning som stammer fra et dypereliggende grunnvannsreservoar (f.eks. Ødelien et al. 1976). Studier av Devito og Hill (1997) viser at hydrogeologien (tykkelse på løsmasser, strømningsmønster, vannstand) i nedslagsfeltet til et våtmarksområde påvirker den romlige og tidsmessige variasjonen i sulfatkonsentrasjonen. I tilknytning til tørkeperioder vil bl.a. nedslagsfeltets magasinerings-evne for vann og kontakt mellom lokale magasiner være av avgjørende betydning for størrelsen på vannstandsendingene og utbredelsen av soner hvor det skjer en oksidasjon/reduksjon av svovelforbindelser.

Forsuring

Flere jordkjemiske prosesser bidrar til forsuring av jord og vann (Appelo & Postma 1996). Surhet er definert som den negative logaritmen til aktiviteten til hydrogenionet (H^+).

- 1) Den viktigste naturlige forsuringprosessen er produksjon av CO_2 ved nedbrytning av organisk materiale og rot-ånding
- 2) En annen kilde til forsuring er nitrifikasjon, der ammonium omdannes til nitrat og hydrogenioner. Denne prosessen er vanligvis balansert ved denitrifikasjon, en reaksjon som forbruker hydrogenioner. Høy konsentrasjon av nitrat i svært mange grunnvannsmagasiner viser derimot det motsatte, og det må antas at dagens forbruk av gjødsel bidrar til forsuring
- 3) En tredje viktig forsuringprosess er oksidering av pyritt (FeS_2) og andre jernsulfider.

Pyrittoksydering

I forbindelse med senkning av grunnvannsstanden som en følge av eventuelle tunnellekkasjer, er pyrittoksydering den viktigste prosessen som bidrar til forsuring av bekker og vann. Pyritt finnes, i hvert fall i små mengder, i de aller fleste reduserende sedimenter. Når sedimentene eksponeres for luft, vil pyritt oksideres, en prosess som genererer hydrogen-, sulfat- og Fe^{2+} -ioner. Ved høye pH-verdier vil Fe^{2+} raskt oksideres til Fe^{3+} , som også fungerer som et oksidasjonsmiddel for pyritt. Oksideringsraten ved bruk av Fe^{3+} som oksidasjonsmiddel er høyere enn ved bruk av oksygen som oksidasjonsmiddel. Ved lave pH-verdier derimot er

kjemisk oksidasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} en langsom prosess. Syretolerante jernoksiderende bakterier derimot, vil kunne katalysere oksideringen av Fe^{2+} . Naturlige svingninger i grunnvannsstanden kan tørrelegge myrer og føre til pyrittoksidering, med påfølgende forsuring. Dette har blitt observert i Canada, der konsentrasjonen av sulfat i porevannet i myrer fluktuerte i samsvar med forskjeller i grunnvannsstanden (Devito & Hill 1999).

En heving av vannstanden kan normalisere forholdene i tjernet. Dette skjer ved reduksjon av sulfat som er en reaksjon som forbruker hydrogenioner. Mens oksidasjon av pyritt er en spontan kjemisk oksidasjon, er sulfat derimot, et svært stabilt stoff som bare reduseres ved at sulfatreduserende bakterier bruker sulfat som elektronakseptor (Brock et al. 1994). Sulfatreduserende bakterier er obligate anaerobe som bare blir aktive under reduserende forhold. En rask heving av vannstanden i et tørrlagt tjern med påfølgende vannføring i tidligere bekkefar kan dermed medføre at surt vann renner ut i bekker og andre vann. Dette fordi vannkvaliteten i det opprinnelige tjernet ikke har rukket å normalisere seg på grunn av for korte tidsrammer.

Bufningsreaksjoner

Kjemiske reaksjoner i jord og vann vil til en viss grad nøytralisere surt vann gjennom såkalte bufningsreaksjoner. Geologien i det aktuelle området vil her spille en stor rolle. I områder med karbonatholdig berggrunn vil vannet vanligvis ikke bli surt, på grunn av rask oppløsning av karbonatmineraler som virker syrenøytraliserende (Appelo & Postma 1996). I tillegg vil andre mineraler og kjemiske forbindelser kunne virke som buffere. Ved pH-verdier over 6 regnes bikarbonatsystemet for å være det dominerende buffersystemet. Innsjøer med høyt innhold av bikarbonat vil dermed ha større bufferkapasitet mot forsuring enn innsjøer med lite bikarbonat. Ved svært sure forhold vil bufferkapasiteten til bikarbonatsystemet bli overskredet, det skyldes at karbonsyre er en svak syre som ikke dissosierer ved lave pH-verdier. Dissosiering av aluminiumforbindelser vil derimot fungere som et buffersystem ved lave pH-verdier. Surt vann reagerer med forvitningsprodukter som gibbsitt og andre $\text{Al}(\text{OH})_3$ -forbindelser ved at hydrogenioner forbrukes, og aluminiumioner blir løst ut. Al-ioner kan deretter byttes ut med bl.a. kalsium på ionebyttekompleksene. En høy konsentrasjon av kalsium ble observert i Nordre Puttjern i forbindelse med forsuring av tjernet (Lund & Straith 1999). Ionebytte-reaksjoner fører til at mer aluminium løses ut og pH-verdien heves, inntil en likevekt har innstilt seg mellom Al-mineralene, ionebyttekompleksene og vannet. Denne prosessen er ikke en syrenøytraliserende prosess, men fungerer bare som et midlertidig lager for "surhet". Ved kalking vil gibbsitt felles ut, dette senker konsentrasjonen av aluminium i jordvæsken, og aluminium desorberer fra ionebyttekompleksene. Endring av likevekten fører og til at konsentrasjonen av hydrogenioner øker og pH-verdien synker. Dermed må alt aluminium på ionebyttekompleksene felles ut som gibbsitt før pH-verdien kan økes. Ved enda lavere pH-verdier vil jernforbindelser fungere som buffersystemer ved at jernforbindelser går i oppløsning (Appelo & Postma 1996). Høye konsentrasjoner av jern og aluminium ble observert i Nordre Puttjern, etter at vannstanden sank som følge av lekkasjer i Romeriksporten (Lund & Straith 1999). En permanent nøytralisering av surt vann kan bare skje via forvitring av primære silikatmineraler. Lave pH-verdier kan også føre til at løseligheten av spormetaller øker, da lav pH øker desorpsjon av metaller fra overflater.

Utglidninger

Senkning av grunnvannsspeilet fører til endring av både fysiske og kjemiske forhold i tjern og innsjøer og kjemiske endringer kan lede til fysiske endringer og vise versa. Direkte fysiske endringer ved senkning av vannstanden kan være utglidning av sedimenter langs vannkanten

og oppsprekking av tørrlagte myrer. Det vil føre til at større overflater blir eksponert for luft og dermed øker oksidasjonen av pyritt. Utglidninger av jordmasser langs vannkanten og vannstandsendringer kan føre til utvasking av partikler, noe som kan øke turbiditeten i vannmassene. Dette kan igjen redusere lystilgjengeligheten i vannmassene, og dermed ha en negativ effekt på fotosyntesen, og på oksygenproduksjonen i innsjøen/ tjernet (Lund & Straith 1999).

Sirkulasjon

Kjemiske endringer som fører til oppløsning av mineraler og oppkonsentrering av ioner i vannet, kan på den annen side endre på fysiske forhold som sirkulasjonsmønsteret i tjernet/ innsjøen (Lund & Straith 1999). Det er mange faktorer som påvirker sirkulasjonen i en innsjø, så som vind, vanndybde, mengde organisk materiale og tilførsel av salter til bunnvannet. Salt vann er tyngre enn ferskt vann, og selv om bunnvannet i innsjøer om vinteren kan stige til temperaturer over 4 °C, kan oppkonsentrering av salter gjøre at det likevel er tyngre enn vannmassene over. Det kan resultere i ufullstendige vår- og høstsirkulasjoner og stagnerende bunnvann. Ufullstendig sirkulasjon fører til anoksiske forhold i bunnvannet da det tilgjengelige oksygenet fort blir brukt opp, og nytt oksygen ikke blir tilført ovenifra.

Tiltak

Flere tiltak kan iverksettes for å begrense de negative effektene av en grunnvannssenkning. Tetting av tunneler for å minimere lekkasjer er det viktigste tiltaket. På permanent basis bør ikke lekkasjene overstige tilsiget til innsjøer eller nydannelsen til grunnvannet. En positiv vannbalanse vil gi et stabilt vannivå og medføre at vann igjen strømmer ut i bekker. Kunstig tilførsel av vann til de mest utsatte områdene i tørre perioder er også et viktig tiltak. Dette vil imidlertid gi redusert vanntilgang der vannet tas ut. Vanntilførsel bør derfor begrenses og bare de mest utsatte innsjøer/bekker bør få tilført vann. Det tilførte vannet bør ha en kvalitet mest mulig lik vannkvaliteten som naturlig finnes på stedet (Florgård et al. 2000). Kalking er et mye brukt tiltak for å øke pH-verdien i innsjøer og vassdrag. Kalking fører til økt syrenøytraliseringskapasitet og økt konsentrasjon av kalsium. Gjenforsuring vil starte umiddelbart etter at kalkingen er gjennomført. Tilførsel av surt vann fra nedbørsfeltet vil forbruke bufferkapasiteten som ble bygget opp ved kalking. Faktorer som nedbørsintensitet, tilførselsvolum, vannets oppholdstid i innsjøen, termisk sjikning, oppløsning av restkalk og vannets bufferkapasitet vil være bestemmende for gjenforsurings hastigheten.

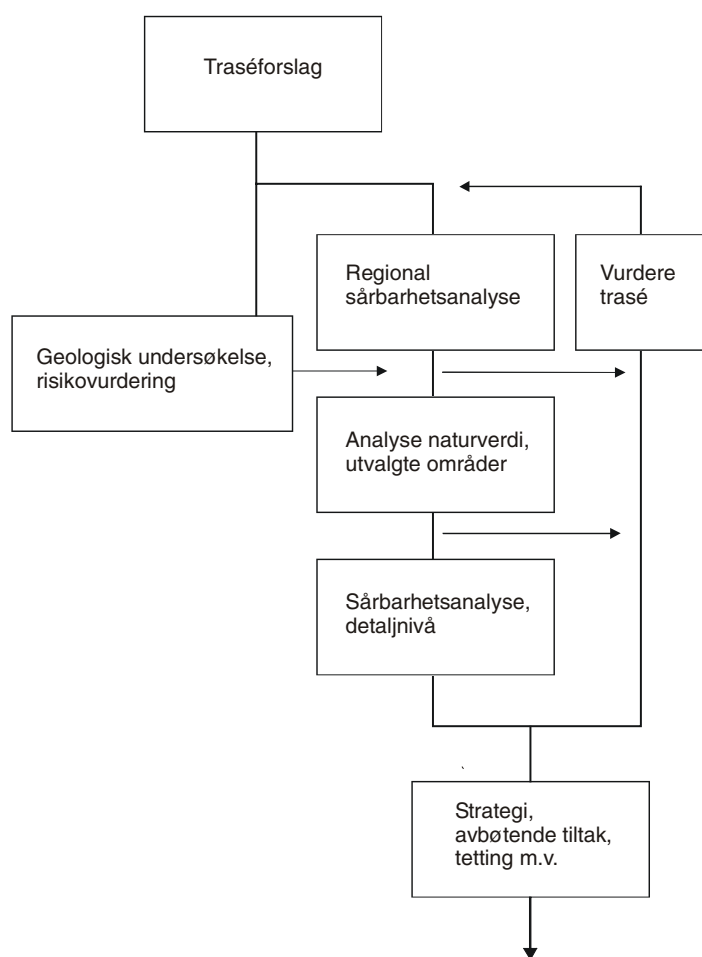
Nedbørsfeltets betydning

Endring av vannkvaliteten i innsjøer i Østmarka som en følge av lekkasjer til Romeriksporten har vært studert av flere involverte parter (Kværner & Snilsberg 1997; Brettum et al. 1999; Lund & Straith 1999). Resultatene fra Lund & Straith (1999) ga viktige indikasjoner angående forhold i nedbørsfeltet, men var ikke tilstrekkelige til å si noe om nedbørsfeltets innflytelse på vannkjemien i Nordre Puttjern. Videre undersøkelser av jordsmonn, myrer og sedimenter gjennom sesongen, vil gi informasjon som er nødvendig for å forstå hvordan biokjemiske prosesser og hydrologiske episoder i nedbørsfeltet virker inn på vannkjemien. Videre er det lite kunnskap om hvor raskt vannkvaliteten i et tjern normaliseres, både kjemisk og fysisk, etter en vannstandsheving. Reduksjon av sulfat går som allerede nevnt, tregere enn oksidasjon av sulfidmineraler. Tidsperspektiver er det derimot vanskeligere å si noe om. Redusert konsentrasjonen av sulfat og metaller (hovedsakelig jern og aluminium) i vannmassene vil trolig svekke den vertikale konsentrasjonsgradienten. Det vil resultere i bedre omrøring av vannmassene. Igjen er det vanskelig å forutsi hvor lang tid en slik prosess vil ta. Vannkvalitetsdata i tid og rom vil være nødvendig for å bedre kunnskapen om langtidseffekter av vannstandsendringer som følge av tunnellekkasjer.

3.3 Sårbarhetsanalyse

3.3.1 Prosedyre for regional sårbarhetsanalyse

Fordi de arealene som utsettes for negativ konsekvens ved bygging av tunneler er små i forhold til det store arealet som tunnelene passerer, er det viktig å gjennomføre regionale analyser av risiko og sårbarhet i en tidlig fase av planleggingen (figur 3.12). Det gir mulighet til å prioritere og fokusere i det videre planarbeidet. Selv om det er klare mangler i eksisterende kunnskap, ikke minst når det gjelder detaljert og korrekt prediksjon av effektene ved tunnelbygging, har det vist seg mulig å gjennomføre regionale oversiktsanalyser basert på eksisterende data. Den metoden som er beskrevet her er utviklet i forbindelse med flere tunnelprosjekter den senere tid (Erikstad & Stabbetorp 2000, Kveldsvik et al. 2002) og baserer seg på enkle hydrologiske prinsipper beskrevet i kapittel 2.



Figur 3.12: Arbeidsgang i forbindelse med regional sårbarhetsanalyse. Den regionale analysen vil gi en oversikt som gir grunnlag for å gå videre med lokal og detaljert sårbarhetsanalyse på utvalgte lokaliteter. Her må det også gjøres en grundig vurdering av naturverdi.

Metoden er lett å innpasse i det generelle utredningsprogrammet som går forut for tekniske inngrep. Den er kostnadseffektiv og lett å tilpasse en hierarkisk prosjektstruktur som innebærer at en først gjør en teoretisk analyse av risiko og sårbarhet, deretter validering og verdigradering av områder som peker seg ut som særlig viktige for den videre planlegging. Den kan benyttes med stor grad av anvendelse av digitale kartanalyser som er særlig egnet for store og kompliserte prosjekter, eller mer manuelle metoder som kan være aktuelt i enklere og mindre prosjekter.

Store deler av naturområdene i Norge har et relativt tynt dekke av løsmasse over berggrunnen, og metoden som her er beskrevet er utviklet først og fremst for slike forhold. Det er tatt utgangspunkt i at det er i områder hvor naturtypen er avhengig av direkte kontakt med grunnvannet, at en grunnvannssenkning vil få størst effekter på naturmiljøet. Oppmerksomheten konsentreres om våte naturtyper som er beskrevet ovenfor.

Man må være oppmerksom på at metoden nok er dårligere tilpasset områder med marin leire. Leiren slipper ikke så lett vann igjennom og overflatevegetasjonen er i mindre grad avhengig av kontakt med grunnvannet under leiren. Lekkasje fra vann og myr er også mindre sannsynlig fordi leiren virker som et tettende lag. Grunnvannsendringer vil imidlertid kunne føre til poretrykksendringer i leira, og det kan oppstå betydelige setninger (se kapittel 4).

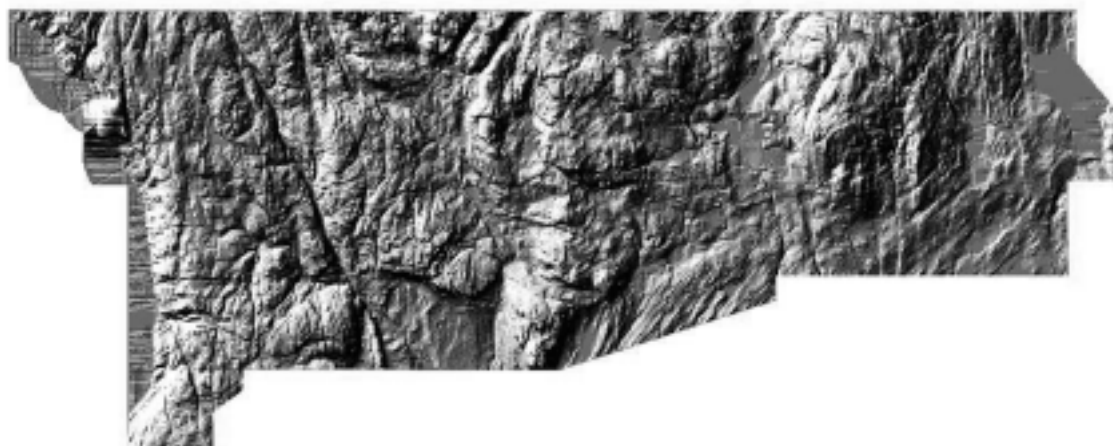
I planleggingssammenheng kan sårbarheten til et objekt teoretisk defineres som en forutsigelse av hvor stor effekt en gitt påvirkning vil ha for objektet. I vår sammenheng tenker vi objektet som en naturtype, og effekten vil være endringer i de økologiske funksjoner som er nødvendige for å opprettholde naturtypen, og å bibeholde artssammensetningen i naturtypen. Påvirkningen i tunnelsammenheng er altså primært gjennom redusert grunnvannsstand. Det virker rimelig å anta at jo mer grunnvannsstanden senkes, jo større vil effekten bli på de angjeldende naturtypene.

Det man kan ta utgangspunkt i, er at grunnvannsstanden i et område uten påvirkning av tekniske inngrep er et resultat av:

- hvor mye vann som tilføres grunnvannsmagasinet fra overflaten
- hvor mye vann som lekker ut av grunnvannsmagasinet.

Når en tunnel forårsaker grunnvannslekkasje, vil dette (med unntak av eventuelle påvirkede grunnvannskilder) ikke påvirke tilførselen, bare uttaket. Det innebærer at jo mindre vanntilførsel en grunnvannsforekomst har, desto mindre lekkasje skal til for at vi får en økologisk effekt av lekkasjen. Eller sagt på en annen måte: en lekkasje av et gitt omfang vil ha større effekt på en naturtype med lite tilsig enn en naturtype med stort tilsig. Sårbarheten til et område har derfor sammenheng med områdets tilsig, og dermed med nedbørfeltets størrelse.

Utgangspunktet for analysen er, basert på eksisterende kartdata, å isolere naturtyper som er grunnvannsavhengige, dvs. vann og tjern, myrer og sumppregete naturtyper. Deres sårbarhet klassifiseres etter hvor mye tilgjengelig overflatevann som drenerer til området, dvs. størrelsen på nedbørfeltet til det aktuelle området. Nedbørfeltet kan beregnes digitalt eller manuelt, for eksempel ut fra en digital høydemodell (figur 3.13).



Figur 3.13: Eksempel på en detaljert digital høydemodell med 10 meters oppløsning i et område mellom Holsfjorden i Buskerud og Maridalsvann i Oslo (Kveldsvik et al. 2002).

De sårbare naturtypene klassifiseres i sårbarhetsklasser etter størrelsen på deres nedbørfelt. Erfaringsgrunnlaget for dette er begrenset, men vi har tatt utgangspunkt i nedbørfeltklasser med paralleller til kjent lekkasje og skade knyttet til Romeriksporten der nedbørfelt på størrelse med Puttjerns (opp til 0,5 km²) danner høyeste sårbarhetsklasse (svært sårbart), og nedbørfelt på størrelse med Lutvanns (opp til 2 km²) danner en midlere sårbarhetsklasse og vann med stort nedbørfelt evt. vann med gjennomstrømning fra større vassdrag, danner laveste sårbarhetsklasse. For økt sammenligningsmulighet er det også mulig å legge inn flere klasser mellom disse. Økt lokal kunnskap om geologi og hydrologi vil kunne forbedre grunnlaget for en slik inndeling i hvert enkelt tilfelle.

Det er ikke gitt at de valgte våte polygonene fra markslagskartet representerer alle områder med grunnvannsbetinget vegetasjon innen området. Det er derfor hensiktsmessig å kartlegge forsøkningsområder i terrenget, dvs. områder som kan forventes å ha tilsig av sigevann og eventuell lokal kontakt med grunnvannet. De identifiserte områdene betegnes som "potensielt sårbare", siden noen nærmere vurdering av grunnvannsforholdene i dem ikke kan vurderes uten feltkontroll. Også her kan den digitale høydemodellen brukes som grunnlag.

Resultatene av beregningene inkluderes i sårbarhetskartet fordi vi regner med at sannsynligheten for grunnvannsavhengige naturtyper er større i slike terrengposisjoner enn i det øvrige terrenget. Vi har gjort noen tester av denne antagelsen der resultatene av modellen ble sammenlignet med et vegetasjonskart (Erikstad et al. 1998), og det ble funnet en god overensstemmelse mellom disse områdene og vegetasjonstyper som er avhengig av jevn fuktighetstilgang.

Det har i praktisk arbeid vist seg svært nyttig å kombinere denne sårbarhetsanalysen kartmessig med strukturgeologisk informasjon som er viktig for å analysere risiko for lekkasje. Dels er det en direkte sammenheng mellom geologiske sprekker (svakhetssoner i berggrunnen) og forsøkninger i terrenget med sump, myr og vann, og dels er det en klar fordel å se risiko og sårbarhet i en felles framstilling når traséalternativer og justeringer skal vurderes. Et eksempel på et slikt sammenstilt datasett er vist i figur 3.14.

Det må understrekes at denne metoden representerer en teoretisk tilnærming til problemet. For videreutvikling trengs både mer omfattende feltvalidering og forskning om effekter av grunnvannssenkning på ulik skala. Ikke minst trenger vi en bedre forståelse av ulike naturtypers grunnvannsavhengighet. På svært detaljert skala er det også behov for bedre å fange opp forekomst av og virkning på grunnvannskilder og lokale sigevannspåvirkete og grunnvannspåvirkete naturtyper.

Metodikken har foreløpig vært knyttet til konkrete planleggingssaker, og det har derfor ikke vært ressurser tilgjengelig for å evaluere hvor god metoden er. Ingen av de tre tunnelprosjektene er gjennomført ennå, slik at det finnes ikke noe empirisk grunnlag for å evaluere metodens evne til å forutse problemer.

Metoden representerer imidlertid en systematisk tilnærming til en kost-effektiv arbeidsgang som fanger opp behovet for analyse av mulige påvirkninger fra tunnelbygging på naturmiljøet på et så tidlig tidspunkt i planprosessen at det blir mulig å ta hensyn til områder med stor risiko og sårbarhet enten ved å gjøre traséjusteringer eller planlegge avbøtende tiltak. Undersøkelser av denne typen bør integreres i det øvrige planarbeide som antydnet i figur 3.12.



Figur 3.14: Eksempel på et sårbarhetskart som beskrevet i teksten. Utsnittet er fra Lommedalen i Bærum, Akershus (Kveldsvik et al. 2002).

3.3.2 Hydrologiske betraktninger – lokal sårbarhetsanalyse

Hydrologiske betraktninger kan også direkte benyttes som tilnærming til sårbarhetsvurdering av et område over en tunneltrase. Ved å se på vannbalansen for nedbørfelt, både regionale og mindre delfelt kan en beregne hvor stor andel en tunnellekkasje vil utgjøre i forhold til tilført vannmengde. Det kan gjøres for ulike lekkasjescenarier enten på årsbasis eller på utvalgte deler av vekstsesongen. For å vurdere samspillet mellom hydrologien og vegetasjonen i et bestemt område må en i tillegg til klimadata også ta hensyn til topografien, biologien og geologien i området.

Faktorer som inngår i vannbalansen (kapittel 2.1) er: $P = E + Q + \Delta S$. Det vil si at av den totale nedbøren (P) fordamper en del (E) og resten renner av som overflateavrenning (Q) eller lagres som grunnvann i løsmasser og fjell (ΔS). Størrelsen på faktorene varierer svært mye i tid og rom. Den innbyrdes fordelingen mellom parameterne styres blant annet av klima, topografi, arealbruk og løsmasser. Med stor andel tette flater kan nedbør raskt føres ut av lokalområde.

Av den årlige grunnvanntilførselen (ΔS) går en del til overflateavrenning (ΔSW) i perioden etter nedbør, mens en del infiltreres ned til grunnvannsmagasinet i fjell og løsmasser (ΔGW). Lekkasje til tunnelen (LT) inngår som en del av vannbalansen etter at tunnelen er bygget og grunnvanntilførselen (ΔS) kan skrives:

$$\Delta S = \Delta SW + \Delta GW + LT$$

Eventuelle konsekvenser for naturmiljøet av tunnellekkasje må vurderes på grunnlag av løsmassene, det opprinnelige grunnvannsnivået og vannbalansevurderinger separat for ulike problemstillinger som bygningsmessige forhold, vannforsyning og naturmiljø.

Tørkeperioder

I mange situasjoner vil vannbalansen for et område være kritisk kun i deler av året, eller bare enkelte år. Variasjoner i nedbør og temperatur er naturlig, men vil kunne medføre ytterligere stress for vegetasjonen i områder der tunnellekkasjen fører til oftere tørke.

Det foreligger statistikk over tørrværsperioder for de siste 100 år fra DNMI (Førland 1988). Statistisk ca hvert 20. år (dvs 5 % av årene) faller det mellom 20 og 50 % av normal sommernedbør, og ca. 45 – 70 % av normal årsnedbør. Den laveste sommernedbøren de siste 100 år varierer mellom ca. 15 – 40 % av normalen, mens laveste årsnedbør varierer mellom 30 – 70 % av normalen. Det finnes tilsvarende tall for 20 % av årene (dvs. statistisk hvert 5. år) i forhold til normal sommernedbør og normal årsnedbør.

Et annet viktig moment er hvor lange perioder det er lite eller ingen nedbør. Statistikken viser (Førland 1988) fra de siste 100 år at den lengste perioden med døgnet nedbør under 1 mm varierer mye, mellom 30 og 113 døgn. Tilsvarende foreligger det statistikk for lengste periode med døgnet nedbør under 5 mm for de ulike stasjonene i landet.

For å vurdere normalt tilsig til området kan en ta utgangspunkt i avrenningsdata fra målestasjoner fra NVE i aktuelt område. Gjennomsnittlig årsavrenning måles i l/s/km². Avrenningen om sommeren (fra juni til august) kan også brukes. Som grunnlag for den videre sårbarhetsvurderingen kan en beregne scenarier for en gjennomsnittlig årsavrenning og for en tørrværsperiode basert på de mest sårbare sommermånedene.

Vurdering av vannstandsendringer etter tunneldrift

Tunnellekkasjen vil i første omgang drenerer overliggende grunnvannsmagasin i fjellsprekker og løsmasser, og deretter påvirke overflatevann. Det er vannledningsevnen i løsmassene og fjellet som vil styre påvirkningen. Omvendt vil tunnellekkasjen i områder med stort vannreservoar (grunnvann og overflatevann) være tilnærmet lik over året, mens i områder der tunnelen har lite vannreservoar, vil tunnellekkasjen i større grad variere med nedbørforholdene.

Fra antatt lekkasje kan man grovt estimere en uttapping av magasinert vann i fjell og løsmasser. Senking av vannstanden som følge av lekkasje i fjellmagasin, med god kommunikasjon mellom sprekkesystemene, avhenger av fjellets porøsitet som antas å være i størrelsesorden 0,01 – 1 %. Senkningen av grunnvannet i fjellmagasinet blir dermed minimum 100 ganger større enn senkingen i et tjern som tappes for samme vannmengde. Effekten vil på sikt forplante seg videre opp i løsmassene og til overflatevann.

Under gunstige geologiske forhold vil en eventuell lekkasje komme fra flere sprekkesoner og fordeles på et større område, slik at effekten på hvert sted ikke blir så stor. I verste fall vil alt lekkasjevannet komme fra et begrenset areal, et utsatt naturområde eller et setningsømfintlig område. Punktlekkasjer i tunnelen bør derfor tettes, for å hindre lokal påvirkning, selv ved totalt små lekkasjer.

Konsekvenser for avrenning av tunnellekkasje

Som grunnlag for eksempelberegningene er avrenning fra nedbørfeltene satt til hhv. 60, 40 og 20 l/sek/km². Dette tilsvarer at mellom 1350 og 450 mm av en årsnedbøren renner av.

Lekkasje til tunnel er satt til hhv. 5 og 20 liter/min/100 m tunnellengde (eventuelt summert der det er flere løp). Det gir 6 ulike scenarier A–F, se tabell 3.1.

Tabell 3.1: Scenarier for beregning av tunnellekkasje.

A – avrenning = 60 l/s/km ² :	innlekkasje = 20 l/min/100 m tunnellengde
B – avrenning = 40 l/s/km ² :	innlekkasje = 20 l/min/100 m tunnellengde
C – avrenning = 20 l/s/km ² :	innlekkasje = 20 l/min/100 m tunnellengde
D – avrenning = 60 l/s/km ² :	innlekkasje = 5 l/min/100 m tunnellengde
E – avrenning = 40 l/s/km ² :	innlekkasje = 5 l/min/100 m tunnellengde
F – avrenning = 20 l/s/km ² :	innlekkasje = 5 l/min/100 m tunnellengde

Tunnellekkasje i % av nedbørfeltavrenning kan regnes ut for hvert scenario. Tunnellengden som påvirker hvert nedbørfelt, er den delen av tunnelen som ligger innfor 100–200 meter fra nedbørfeltet. Lokale forhold som topografi avgjør vurderingen fra sted til sted. Tabell 3.2 viser hvordan størrelsen på nedbørfeltet, tunnellengden som drenerer fra nedbørfeltet avrenningsforholdene og tunnellekkasjen påvirker andelen av det tilgjengelige vannet som kan forsvinne via tunnellekkasje.

Tabell 3.2: Tunnellekkasje i % av nedbørfeltavrenning ved ulike scenarier.

Areal av delfelt (m ²)	Tunnellengde som påvirker delfeltet (m)	Lekkasje i % av avrenning ved ulike scenarier					
		20 l/min/100 m			5 l/min/100 m		
		60 l/s/km ²	40 l/s/km ²	20 l/s/km ²	60 l/s/km ²	40 l/s/km ²	20 l/s/km ²
250 000	300	6	10	19	2	2	5
75 000	300	23	34	68	6	8	17
22 000	200	52	79	157	13	20	39
135 000	300	12	17	35	3	4	9

Som et eksempel kan 200 meter av en tunnel påvirke et sårbart nedbørfelt. Dersom lekkasjen inn i tunnelen settes til 20 l/min/100 m får man en årlig innlekkasje på inntil 52 % av en normal avrenning (60 l/s/km²) (tabell 3.2). Hvis en beregner den årlige avrenningen basert på en normal sommerperiode (40 l/s/km²), utgjør lekkasjen en større andel (inntil 79 %). Hvis en derimot ser på en mulig tørrværsavrenning på 4 måneder med 20 l/s/km², vil lekkasjen være på inntil 1,5 ganger avrenningen i området (157 %). En lekkasje på 5 l/min/100m utgjør derimot for det mest sårbare nedbørfeltet 39 % av avrenningen i en tørrværsperiode.

Det finnes lite data om sammenhengen mellom lekkasjeandel i forhold til avrenning, slik at her vil det være en vurdering av løsmasseforhold, verdivurdering og annet som påvirker anbefalingene om hvilken grense en bør bruke.

3.4 Verdisetting

Langs tunnelens trasé bør det gjennomføres en form for verdisseting av de naturtyper og naturelementer som er sårbare i forhold til eventuell tunnellekkasje og hvor det er risiko for at slik lekkasje kan oppstå (influensområde). Denne verdissetingen er avgjørende for å definere akseptable endringer/konsekvenser. Verdisettingen kan deles inn i følgende hovedelementer:

- Naturverdi, som er en kvalitativ, ikke-økonomisk verdi. Som vurderingskriterier gjelder: mangfold (biodiversitet), uberørthet, sjeldenhet, representativitet og referanseverdi. I tillegg gjelder bruksverdier som vitenskapelig og pedagogisk betydning
- Friluftsliv, som er en kvalitativ, ikke-økonomisk verdi. Som vurderingskriterier gjelder: friluftstinteresser, jaktinteresser med verdier som urørthet, opplevelse, egnethet, dagens bruk, tilgjengelighet, naturkvalitet og kulturkvalitet
- Nærmiljø, som er en kvalitativ, ikke-økonomisk verdi. Som vurderingskriterier gjelder: *arealbruk*: lokalisering av boliger, skoler, institusjoner, butikker, friområder mv., *miljøtilstand*: støy, lokal luftforurensning, *planlagt arealbruk*: kvalitativ vurdering ut fra tilstand mht. dekning av nærmiljøfunksjoner og miljøkvalitet, homogenitet, stabilitet, mangfold og fravær/nærvær av fremmedtrafikk
- Økonomisk verdi. Som vurderingskriterier gjelder den beregnede verdien av for eksempel skogbruk, kommersielt fiske, turisme (friluftsliv) osv.

Verdisettingen bør spesifiseres langs en skala for eksempel fra i internasjonalt nivå til lokalt nivå, eventuelt fra høy (meget høy) til lav (generell) verdi.

I tillegg vil utredningstemaer som ”landskap” og ”kulturmiljø” være relevante utredningstema i mer spesielle sammenhenger. Når det gjelder skader på bygninger og tekniske anlegg, oppfattes disse som prissatte konsekvenser.

De samme naturtypene vil ut fra det som er sagt ha ulik verdi for de ulike utredningstemaene. Med hensyn til friluftsliv og nærmiljø, vil naturopplevelsen og estetiske verdier være viktig. Det er godt eksemplifisert ved Puttjerna (Østmarka, Oslo) med tilhørende myrer og gammel naturskog i en sprekkedal med steile bergvegger. Lekkasjeskadene som oppsto her, var godt synlig, påvirket landskapsbildet og i alle fall kortvarig begrenset de fri og trygg bevegelse i området (figur 3.1). Nærfriluftslivet for store befolkningsgrupper ble berørt både fordi selve området ble påvirket og fordi følelsen av store ødeleggelser påvirket folks forhold til sine nærfriluftsområder. Verdien av de berørte naturtypene var store med tanke på nærmiljø og friluftsliv, mer begrenset når det gjelder naturmiljø, som gjerne vurderes ut fra nasjonale kriterier, de fleste relatert til naturfaglige egenskaper. Disse er benyttet i forbindelse med vassdragsvern, konsekvensutredning av vassdragsreguleringer og nasjonale verneplaner for ulike naturtyper (se f.eks. Erikstad 1991, Direktoratet for naturforvaltning 1999).

Disse forhold gjelder selv om et område ikke er vernet etter naturvernloven. Det er bare et begrenset utvalg av områder med nasjonal og regional naturverdi som faktisk er vernet slik at det er viktig å gå inn på reelle verdivurderinger, ikke bare se etter eksistensen av vernede områder. Ikke vernede områder med lokal verdi nær bebyggelse eller inne i større naturområder vil ofte ha stor verdi for nærmiljø og friluftsliv. I tillegg kommer at mange naturtyper er sterkt påvirket av for eksempel dreneringstiltak i forbindelse med skogbruk. Det vil påvirke verdivurderingen av de områder som fremdeles er urørt. Som en viktig delkonklusjon fra Mis (Miljøregistreringer i skog)-prosjektet ”Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog” anbefales det for eksempel at man sikrer alle intakte sumpskog på næringsrik grunn (Økland et al. 2000).

Når det gjelder forholdet til områder som er vernet etter naturvernloven, er det viktig å være klar over at disse områdene bare i begrenset grad har fanget opp mengden av områder som scorer høyest på verdiskalaen. Sentralt i denne sammenhengen er forekomsten av truede og sårbare naturtyper som kan registreres med basis i aktuelle vegetasjonstyper. Det er nylig utkommet en sammenstilling av kunnskap om truede og sårbare vegetasjonstyper i Norge (Fremstad & Moen 2001).

For områder som faktisk er vernet vil kravet om ikke å påvirke naturmiljøet som omfattes av formålet med vernet være svært sterkt. Det er aktuelt i forbindelse med ny rv 35 mellom Roa og Gardermoen (Oppland/Akershus) hvor deler av en 3,8 km lang tunnel går under de mest verdifulle delene av Rinilhaugen naturreservat, som har en stor andel myr og sumpskog (Bendiksen 2001). Forbud mot endring av naturmiljøet som følge av drenering, er hjemlet i forskriften, noe som medfører høye krav til tetting, men det vil alltid være en viss risiko for drenering. Ideelt sett bør derfor tunneltraseer gå utenom verneområder og influensområdene omkring.

Tabell 3.3 viser at verdsetting må utføres for alle sårbare naturtyper med utgangspunkt i relevante utredningstema. Det er med andre ord ikke tilstrekkelig å konsentrere seg om få naturtyper og ett tema som for eksempel naturmiljø.

Tabell 3.3: Verdisetting må gjennomføres for alle relevante naturtyper og utredningstema som antydnet i dette eksempelet på en huskeliste.

Naturtype/utredningstema	Ikke prissatte verdier		Prissatte verdier	
	Naturmiljø	Friluftsliv	Nærmiljø	Økonomi
Vann og tjern	X	X	X	X
Større elver	X	X	X	X
Små elver og bekker	X	X	X	X
Kilder	X	X	X	X
Myr	X	X	X	X
Sumpskog	X	X	X	X
Annen skog eller andre relevante naturtyper	X	X	X	X
Rødlistede arter	X	X	X	X

For en mer detaljert veiledning i forbindelse med verdisetting, og avveining mellom verdi og sårbarhet henvises til Vegdirektoratets håndbok 140.

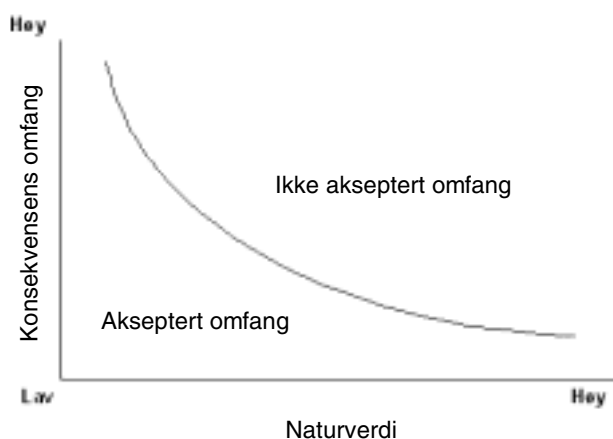
3.5 Konsekvensvurdering og akseptert endring

Det er flere forhold som påvirker hvilke endringer/konsekvenser som kan aksepteres i omgivelsene som følge av lekkasje av grunnvann til en tunnel (tunnellekkasje) under et naturområde, dvs. et område der det naturlige miljøet, og ikke byggverk og diverse infrastruktur, vil kunne påvirkes. Disse forholdene kan oppsummeres i begrepet akseptkriterier, og står for et ikke helt entydig definert sett av faktorer som innvirker på akseptable/tillatte endringer i omgivelsene. Avhengig av lokale forhold vil endringer kunne defineres som skader.

I forhold til å vurdere hvilke endringer eller konsekvenser for naturmiljøet som kan aksepteres, er det klart at størrelsen på tunnellekkasjen i seg selv er av liten interesse. Det er konsekvensene av tunnellekkasjen som betyr noe. Det kan illustreres med at en stor tunnellekkasje i et område ikke vil gi endringer i ett naturmiljø, mens en mindre tunnellekkasje vil kunne gi endringer i et annet naturmiljø. For en fornuftig planlegging og gjennomføring av et tunnelprosjekt er det likevel klart at det må (bør) etableres et sett av akseptabel/tillatt tunnellekkasje langs tunnelen. Grunnen er at et sett med akseptable tunnellekkasjer (eller tetthetskrav) er et styringsverktøy som gir grunnlag for å beregne byggekostnader under planleggingen og som er med på å styre tiltak under tunnelbyggingen. Det betyr at aksepterte endringer i omgivelsene må (bør) omsettes til aksepterte tunnellekkasjer langs ulike tunnelstrekninger.

Ved å vurdere konsekvensens omfang eller effekten/virkningen av tiltaket sammen med det berørte områdets verdi, er det mulig å analysere konsekvensens omfang. Hvis omfanget er betydelig men verdien lav, kan konsekvensens betydning bli middels stor, eller endog lav og akseptgrensen relativt høy (figur 3.15). Tilsvarende vil et beskjedent omfang i et område med særlig høy verdi kunne utløse en stor negativ konsekvens og resultere i en tilsvarende lav akseptgrense. I forbindelse med vernede områder der verneformålet er knyttet til grunnvannsavhengige naturtyper for eksempel myr, vil akseptgrensen bli særlig lav. På denne måten tjener verdisettingen som et grunnlag for å vurdere akseptable endringer i / konsekvenser for naturmiljøet. Under vurderingen av akseptable endringer/konsekvenser er det naturlig å starte med å vurdere mulige endringer/konsekvenser for de aktuelle naturtypene/-elementene slik det er vist i tabell 3.3. Det bør hele tiden vurderes om slike avveininger bør avstedkomme

tekniske tilpassinger i prosjektet for å møte realistiske akseptgrenser, eller om det isteden er mulig å unngå problemet ved for eksempel å justere traseen for tunnelen.



Figur 3.15: Akseptgrense i relasjon til forventet virkning av en eventuell tunnellekkasje og naturverdien til berørte naturtyper.

3.6 Prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav i naturområder

Våte naturtyper som vann, tjern, myr, sumpskog og kilder er sårbare i forhold til tunnellekkasje. I tillegg vil tunnellekkasje kunne føre til endrede forhold i naturtyper som er avhengig av sigevann. Sårbarheten øker med avtagende størrelse på nedbørfeltet som drenerer til naturtypen. Resulterende uttørring vil kunne føre til endring i naturtyper langs så vel en fuktighetsgradient som en næringsgradient i tillegg til erosjons- og setningsskader. Ved mange eksisterende tunneler er det i dag vanskelig å påvise skader etter kjente lekkasjer. Selv om det er tilfellet, kan endringer av naturtype ha forekommet. Hvis slike naturtyper har vært særlig verdifulle, vil en endring kunne representere en skade, selv om den i dag ikke kan påvises fordi det ikke finnes data om vegetasjonssammensetningen på disse stedene før tunnelen ble bygget. Ved enkelte tunneler er lekkasjene så vidt store at klare endringer er synlige selv om det er gått lang tid etter at tunnelen ble bygget. Verdivurderinger knyttet til sårbare naturtyper er viktig når en vurderer mulig konsekvens av eventuelle lekkasjer.

Ellers kan både kjemiske og fysiske forhold endres i innsjøer og tjern ved grunnvannsendringer forårsaket av lekkasje. Senkning av vannstanden i innsjøer og tjern og tilgrensende myrområder kan føre til oksidering av jernsulfidminerale i de tørrlagte sedimentene. Pyritt-oksidering er en surhetsgenererende prosess. Nedbør fører til utvasking av sedimentene, med påfølgende akkumulering av sulfat- og hydrogenioner i vannmassene. Surt vann fører til oppløsning av aluminium- og jernminerale og øker løseligheten til spormetaller. Oppkonsentrering av salter i bunnvannet kan også føre til at sirkulasjonsforholdene i innsjøen endres, og helt eller delvis stagnerende bunnlag kan utvikles. Utvasking av partikler fra de tørrlagte sedimentene kan videre føre til større turbiditet i vannmassene og redusere sikten. Det kan ha en negativ effekt på fotosyntesen. Ved rask heving av vannstanden uten at vannets pH-verdi har fått tid til å normalisere seg, vil surt vann kunne ledes ut i bekker og nærliggende innsjøer.

Som grunnlag for å vurdere tetthetskrav i naturområder er det viktig å gjennomføre både en regional oversiktskartlegging av risiko for lekkasje og av naturtyper som er sårbare for lekkasjer. For sårbare naturtyper er det også avgjørende at det gjennomføres mer detaljerte sårbarhetsanalyser og at en etablerer en klar forståelse av utsatte naturtypers verdi for alle relevante utredningstema knyttet til en konsekvensanalyse.

Prosedyren for bestemmelse av tetthetskrav er vist i figur 3.12. En sentral del er en overordnet vurdering av sannsynlighet for endring og konsekvenser av endringer for aktuelle naturtyper. Denne regionale sårbarhetsanalysen og risikovurderingen bør foretas i en tidlig fase. I praksis vil det bety at man definerer hva som finnes innenfor tunnelens influensområde som kan tenkes å bli påvirket, og hvor sårbart/følsomt dette er for endringer i grunnvannsforhold og overflatevann. Gjennom en slik analyse vil man få definert de viktigste problemstillingene og bestemt hvilke tema det må arbeides videre og mer detaljert med.

Prosedyre for arbeidet med å bestemme krav til innlekkasje kan oppsummeres som følger:

- Foreta en overordnet sårbarhetsanalyse av naturtyper i området. Sammen med en grov risikoanalyse vil dette gi en første oversikt over sannsynligheten for naturendringer og konsekvensens størrelse. Det gir grunnlag for mer detaljerte analyser
- Vær oppmerksom på at en både trenger oversikt (geografisk) som kan utføres på et relativt grovt skalanivå, samt en del detaljer særlig knyttet til små naturelementer som kilder og vannkilder som brønner osv. For sårbare naturtyper må det utføres mer detaljerte undersøkelser med hensyn til både sårbarhet og risiko
- Utføre verdsetting av sårbare naturtyper for alle relevante utredningstema
- Beskrive akseptert konsekvens med begrunnelse i verdsettingen
- Så langt som mulig tallfest (eller konkretiser) akseptert endring i grunnvannsnivå, vannspeil og/eller vannføring
- Tallfest akseptert innlekkasje i tunnel. Gjør en vurdering både med tanke på mengde per tidsenhet for aktuell tunnallengde så vel som behovet for å unngå store punkt-lekkasjer. Dette punktet styres av den minste aksepterte endring (mest sårbare/verdifulle naturelement langs strekningen)
- Utarbeide strategi for eventuell justering av tunneltrase, tunneldrivningsteknikk og avbøtende tiltak med særlig oppmerksomhet på sårbare naturtyper der risiko for lekkasje er stor.

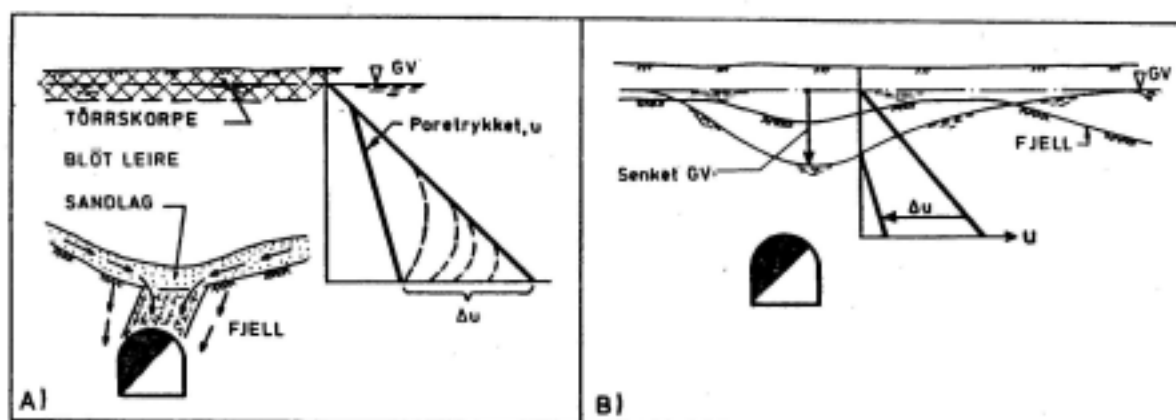
4 BESTEMMELSE AV LEKKASJEKRAV I URBANE OMRÅDER

4.1 Generelt

Når et tunnelanlegg i fjell drives gjennom et område der det finnes løsmasser over fjellet, vil lekkasje inn i tunnelanlegget kunne føre til reduksjon av poretrykket og eventuelt også grunnvannsstanden i løsmassene som illustrert i figur 4.1. Når poretrykket avtar, øker effektivspenningene i massene tilsvarende, hvilket medfører setninger. Har løsmassene relativt lav permeabilitet, vil reduksjonen av poretrykket oppover i avsetningen og utvikling av setninger ta tid.

Potensialet for setninger og derav følgende skader på bebyggelse eller andre konstruksjoner fundamentert på eller i løsmassene er størst der løsmassene består av bløte marine leiravsetninger, eventuelt torv. Det er imidlertid sjelden at man finner bebyggelse og konstruksjoner direkte fundamentert på torv. Det etterfølgende konsentrerer seg derfor om tunnelanlegg som berører marine leiravsetninger.

Marine leiravsetninger finnes over store deler av det sentrale tettest befolkede østlandsområdet og i Trøndelag. Denne problemstillingen har derfor vært et meget vesentlig aspekt ved alle tunnelanlegg som er bygget i Oslo-regionen. Erfaringer fra disse tunnelanleggene danner også mye av grunnlaget for de prosedyrer som er beskrevet i det etterfølgende for å bestemme potensialet for poretrykksreduksjon, setninger og skader sett i forhold til innlekkasje til et tunnelanlegg.



Figur 4.1: Virkning av tunnelanlegg på poretrykk og grunnvannsstand.

4.2 Poretrykksreduksjon i relasjon til lekkasje og avstand fra tunnel

Tabell 4.1 gir en oversikt over de tunnelanlegg som er drevet i Oslo-regionen og hvor setningsproblematikken har vært et vesentlig aspekt. Tilgjengelige data fra samtlige av disse anleggene har vært sammenstilt og bearbeidet av NGI over lengre tid for å søke å etablere empiriske relasjoner mellom påvirkning på poretrykk i leirfylte dyprenner og innlekkasje til tunnelen eller bergrommet, kfr. blant annet Karlsrud (1987, 1990) og NGI (1998).

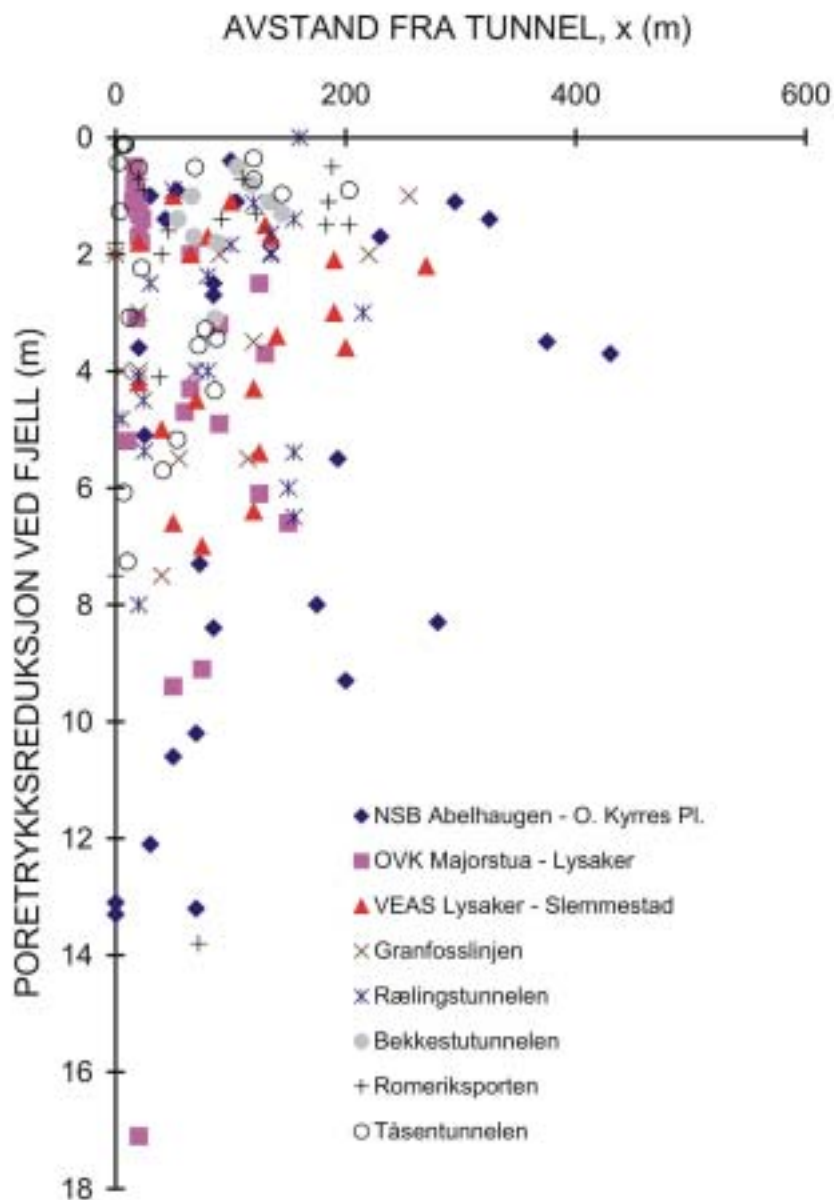
Tabell 4.1: Oversikt over fjelltunneler i Oslo-regionen frem til 1998.

Anlegg	Tid drevet	Tunnellengde (km)
Holmenkollbanen	1912–16; 1926–27	1,4
OTB – Transporttunnel Sentrum stasjon	1968–1970	0,3
OTB – Sentrum stasjon Domkirken – Stortinget	1972–1975	0,9
NSB – Sentrum stasjon Jernbanetorget – Stortinget	1973–1975	0,5
NSB – Vest Abelhaugen – Olav Kyrres plass	1973–1979	2,0
VEAS kloakktunneler	1976–1982	23
OVK kloakktunneler	1975–1985	13
OTB – vendesløyfe sentrum	1982–1985	1,1
Oslo-tunnelen, E18 (Fjellinjen)	1987–1989	1,4
Rv 160 Granfosslinjen	1990–1992	2,0
Rv 160 Bekkestuatunnelen	1993–1994	0,7
Vestbanekrysset	1992–1994	0,4
Rælingstunnelen	1995–1996	1,4
Nye Nationaltheateret stasjon	1996–1997	0,8
Romeriksporten	1995–1997	14
Tåsentunnelen	1997–1998	0,9

For tunnelene i tabell 4.1 sammenstiller figur 4.2 maksimal poretrykksreduksjon som er målt ved fjell i bunnen av dyprenner, Δu_F , i relasjon til målepunktets horisontale avstand fra tunnelens senterlinje (hvis det er to parallelle løp, er senterlinjen definert midt mellom løpene). Merk at disse dataene gjelder registreringer gjort uten påvirkning av noen form for kunstig vanninfiltrasjon.

Figur 4.2 viser at det er en klar sammenheng mellom forventet poretrykksreduksjon og avstand fra tunnelen. For hvert enkelt anlegg er det riktignok en god del spredning som kan ha sammenheng med en rekke forhold som gir lokale effekter:

- Forhold som påvirker den naturlige vanntilførsel til dyprennen, som dyprennens dybde, bredde og lengde og området topografi
- I hvilken grad det er mer permeable vannførende glasifluviale silt/sand-avsetninger eller bunnmorene i overgangen mellom leire og fjell
- Omfang og orientering av spesielt vannførende sprekkesoner i fjellet (f.eks. diabasganger, knusningssoner eller forkastninger/tensjonssprekker) og i hvilken grad de er direkte gjennomskåret av tunnelen
- Reell grad av tetting som er oppnådd i ulike deler av tunnelen, dvs. hvorledes lekkasjene i tunnelen fordeler seg lokalt.

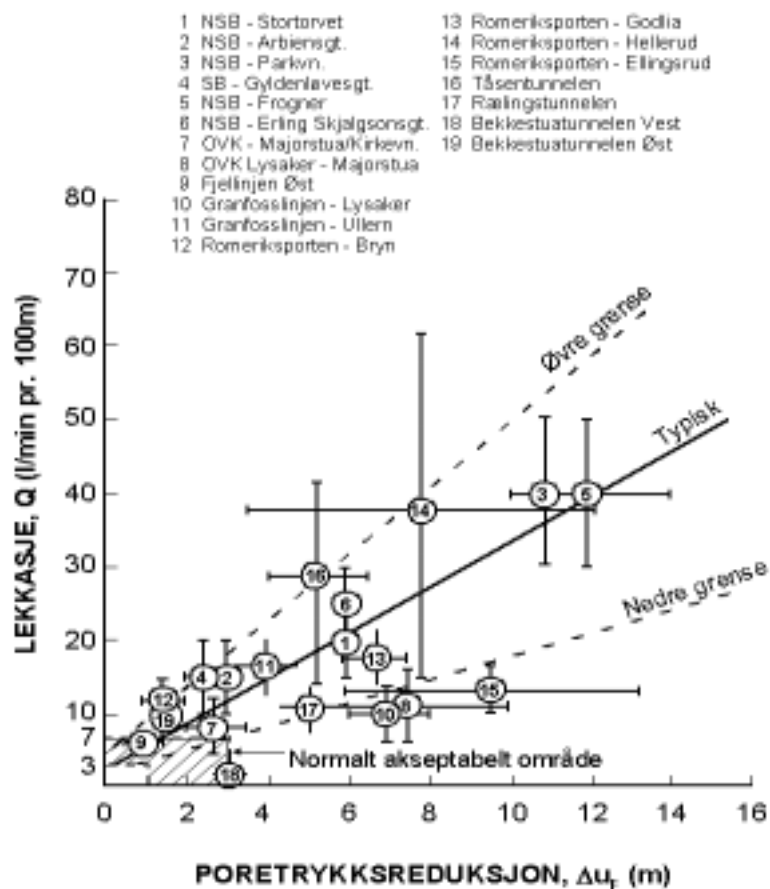


Figur 4.2: Målt poretrykksreduksjon ved fjell, i relasjon til avstand fra tunnel.

I et forsøk på å etablere enkle modeller for å forutsi forventet poretrykksreduksjon er det sett på sammenhengen mellom lekkasjeverdier og maksimal poretrykksreduksjonen, Δu_F , som er målt i dyprenner vertikalt over tunnelen, dvs. i avstand $x = 0$, figur 4.3.

Som det fremgår av figur 4.3 er det som forventet en klar sammenheng her. Spredningen i dataene kan delvis tilbakeføres til:

- De faktorene som påvirker poretrykket og som ble beskrevet ovenfor
- Reell usikkerhet i målte lekkasjeverdier, som kan være ganske stor
- I hvilken grad lekkasjeverdiene er representative for den aktuelle strekning poretrykket er påvirket av.



Figur 4.3 Sammenheng mellom lekkasje og poretrykksreduksjon ved fjell rett over tunnelanlegg (i x = 0).

I figur 4.3 er det også foreslått et karakteristisk område for sammenhengen mellom lekkasje og poretrykksreduksjon rett over tunnelen som kan danne grunnlag for valg av tetthetskrav.

Det fremgår også av figur 4.3 at hvis man skal være rimelig sikker på at et tunnelanlegg ikke påvirker poretrykket i omkringliggende dyprenner må lekkasjen være mindre enn ca.:

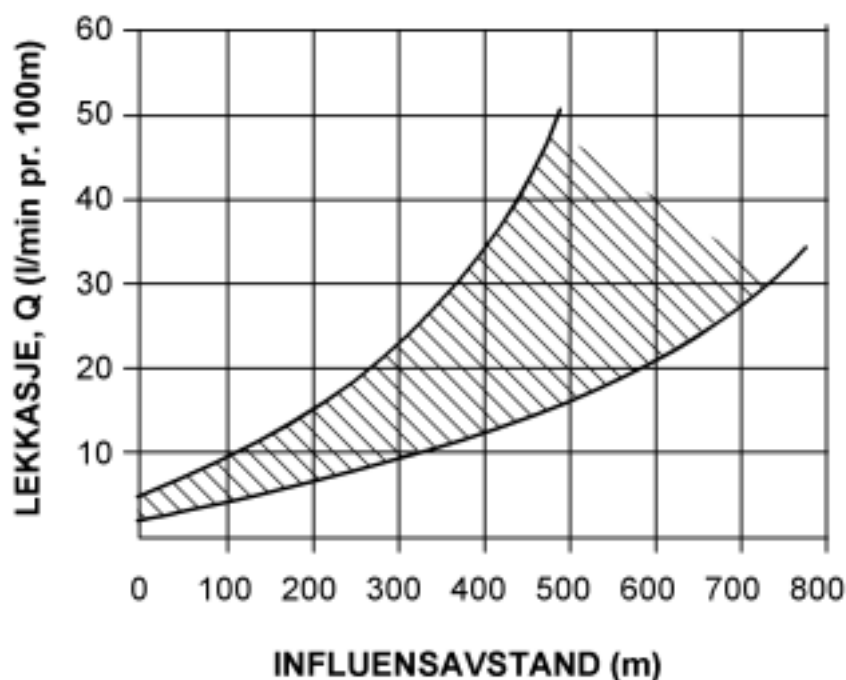
$$Q = 2 \rightarrow 4 \text{ l/min pr. } 100 \text{ m tunnel}$$

Det innebærer i praksis at det knapt kan være noen synlige drypp eller rennende lekkasjer i tunnelen.

Normalt vil imidlertid en poretrykkreduksjon på 1–3 m gi ganske beskjedne setninger (inntil noen få cm). Nedre grense for akseptabel innlekkasje kan derfor ligge i området:

$$Q = 3 \rightarrow 7 \text{ l/min pr. } 100 \text{ m}$$

Et viktig aspekt ved fastlegging av tetthetskravet er hvorledes poretrykket varierer med avstand fra tunnelen. En gjennomgang av dataene fra de enkelte tunnelanleggene i figur 4.2, antyder at poretrykksreduksjonen avtar tilnærmet lineært med avstanden fra tunnelaksen, tilsvarende en reduksjon på typisk 2 m pr. 100 m avstand fra tunnelaksen. På dette grunnlaget er det i figur 4.4 anslått typisk utbredelse av tunnelens influensområde, dvs. hvor langt ut til siden man kan forvente poretrykksreduksjon i bunn av dyprenner sett i forhold til lekkasjenivået i tunnelanlegget.



Figur 4.4: Influenstavstand i relasjon til lekkasjenivå.

4.3 Bestemmelse av innlekkasje basert på erfaringsdata

Beregning av innlekkasje til tunnelanlegg ble behandlet i kapittel 2. For de tunneler eller deler av tunneler i tabell 4.1 der det foreligger lekkasjedata er formlene 4.1 (som tilsvarer 2.4) og 4.2 (tilsvarende 2.8) brukt til å tilbakeregne midlere hydrauliske konduktiviteter (NGI 1998, Karlsrud 2000). Disse tilbakeregnete hydrauliske konduktiviteter er videre forsøkt relatert til omfang av forinjeksjon som er utført i tunnelanleggene i form av normalisert forbruk av injeksjonsmasse, figur 4.5, og normalisert løpemeter injeksjonshull, figur 4.6. Begge normaliseringene er utført ved å dele på kvadratmeter overflate i tunnelen (dvs. omkretsen ganger lengden). Merk at når det gjelder injeksjonsforbruk i anlegg der det både er brukt sementinjeksjon og kjemisk injeksjon så er det forenklet antatt at 1 liter kjemisk tilsvarer 1 kg sement.

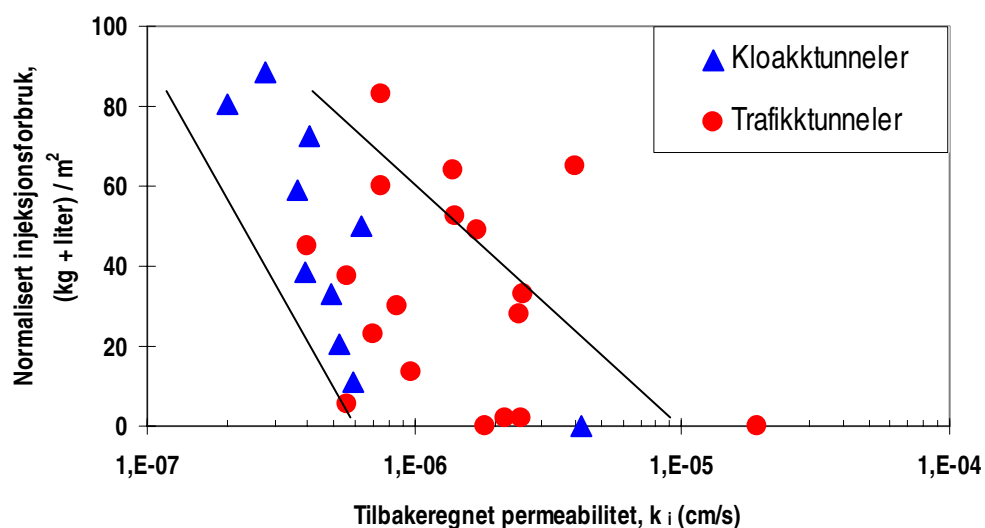
$$Q = \pi k h \frac{2}{\ln\left(2 \frac{h}{r_e} - 1\right)} \quad (4.1)$$

der k = fjellets permeabilitet
 h = dybde under grunnvannsstand
 r_e = ekvivalent radius av tunnelen.

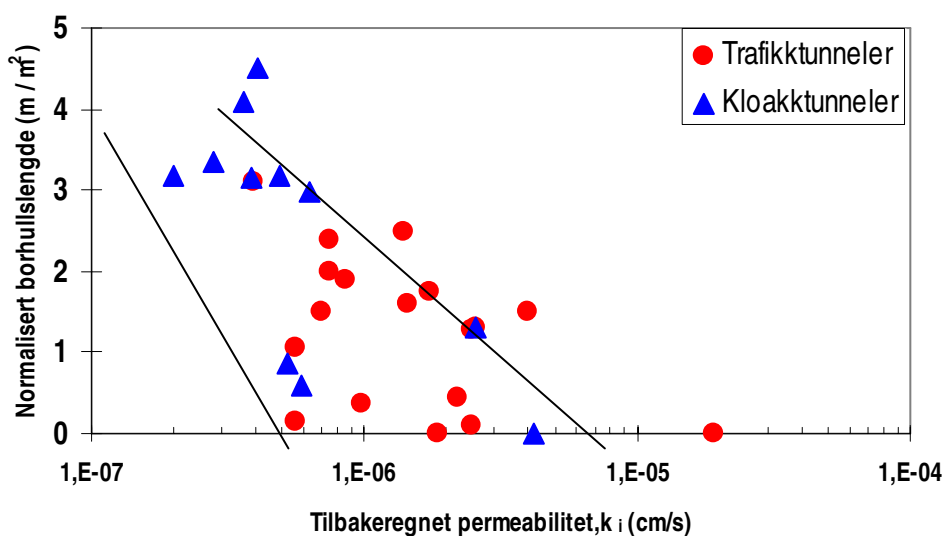
$$Q = \pi k_i h \frac{2}{\ln\left(\frac{r_e + t}{r_e}\right)} \quad (4.2)$$

der k_i = permeabilitet for injisert sone
 h = dybde under grunnvannsstand
 r_e = ekvivalent radius av tunnelen
 t = antatt tykkelse av injeksjonssone.

Ved tilbakeregningen er det videre antatt at tykkelsen på injeksjonsskjermen er 5 m for kloakktunnelen og 10 m for trafikktunnelene.



Figur 4.5: Tilbakeregnet permeabilitet i relasjon til normalisert injeksjonsforbruk.



Figur 4.6: Tilbakeregnet permeabilitet i relasjon til normalisert lengde injeksjonshull (for tunneler i tabell 2.1).

For tunnelene der det er utført lite eller ingen injeksjon er det etterberegnet at midlere hydrauliske konduktivitet typisk ligger i området:

$$k = (0,8 \rightarrow 20) \times 10^{-8} \text{ m/s}$$

Det er altså åpenbart at man har store variasjoner avhengig av berggrunnen. De laveste hydrauliske konduktivitetene kommer fra deler av Romeriksporten med krystallinske bergarter (gneis og granitter) og de høyeste verdier fra Holmenkollbanen med sedimentære bergarter (leirskifer og knollekalk med eruptivganger). De tilbakeregnete hydrauliske konduktiviteter

er også ganske typiske for de midlere hydrauliske konduktiviteter man har målt ved vanntapsmåling i kjerneborhull.

Tilbakeregnet hydrauliske konduktivitet for de tunnelene fra figur 4.5 og 4.6 der det har vært utført mest omfattende forinjeksjon ligger typisk i området:

$$k_i = (2 \rightarrow 5) \times 10^{-9} \text{ m/s}$$

Det er $1/10$ til $1/60$ av hva man har tilbakeregnet for tunnelene der det er utført lite eller ingen forinjeksjon.

Noen nyere anlegg som ikke er inkludert i tabell 4.1 er vist i tabell 4.2. Av tabell 4.2 fremgår det at de beste injeksjonsresultatene fra de nyeste anleggene ligger i området $K_i = 1,0$ til $5,6 \times 10^{-9}$ m/s forutsatt tykkelse av injisert sone lik 10 m. Ved å sammenligne disse resultatene med eldre anlegg i figur 4.5 og 4.6 fremgår det at oppnådd resultat er vesentlig bedre og spredningen er vesentlig mindre.

Selv om det ligger klare begrensninger i å representere de store variasjoner man har i konduktivitet i et bergmassiv bestående av komplekse sprekkesystemer med en homogen massepermeabilitet, gir en slik forenklet betraktning likevel en god innsikt i hvilken effekt man kan forvente å få av systematisk forinjeksjon. Og man ser helt klart at de nyeste anleggene generelt har vesentlig bedre injeksjonsresultater enn eldre anlegg.

Tabell 4.2: Beregnet hydraulisk konduktivitet for noen nyere anlegg (basert på tykkelse av injisert sone lik 10 m).

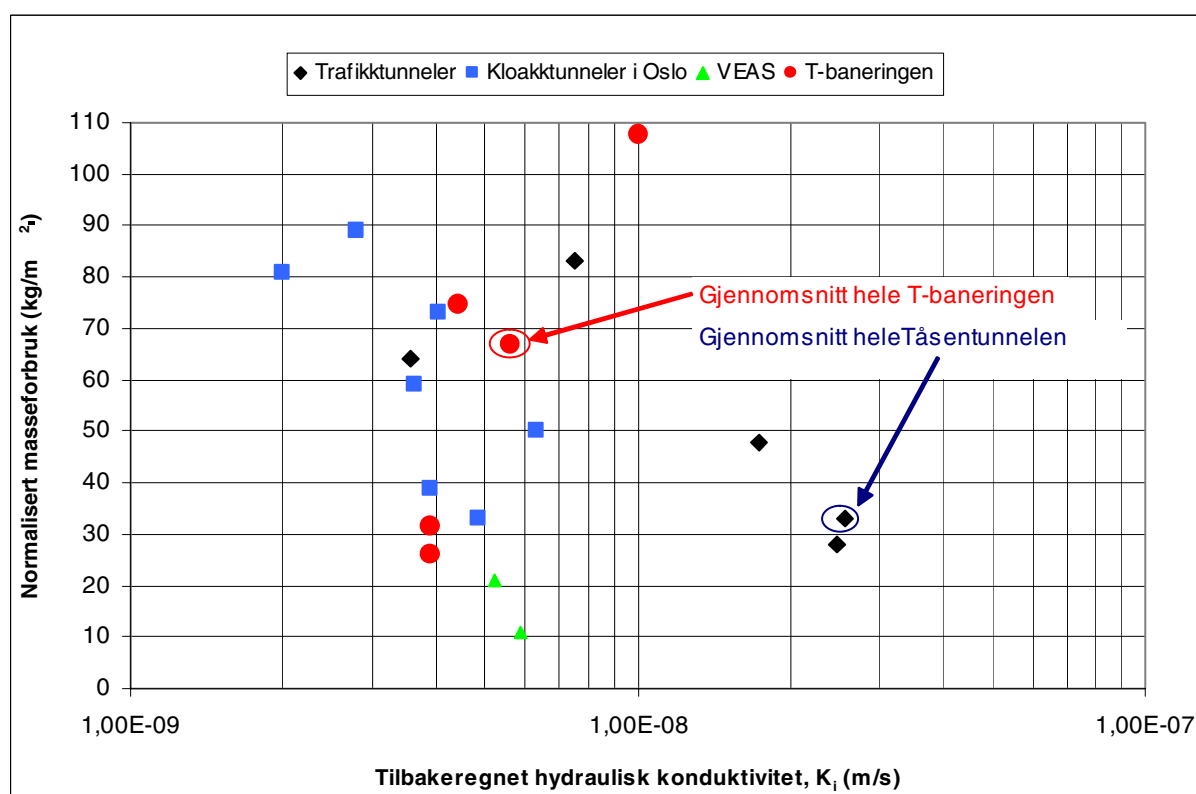
Anlegg	Strekning (profilnr.)	Midlere dybde under GV (m)	Omkrets (m)	Ekvivalent radius (r_e)	Lekkasje (l/min per 100 m)	Beregnet hydr. konduk. (K_i) (m/s)
T-baneringen	425–650	22	30	4,8	2,9	$3,9 \times 10^{-9}$
T-baneringen	650–900	23-25	30	4,8	8,0	$1,0 \times 10^{-8}$
T-baneringen	900–1060	24	30	4,8	3,1	$3,9 \times 10^{-9}$
T-baneringen	1060–1660	23	30	4,8	3,5	$4,5 \times 10^{-9}$
T-baneringen	425–1660	23	30	4,8	4,3	$5,6 \times 10^{-9}$
Storhaugtun., ¹⁾ Stavanger	1400–1550	10-15 ²⁾ m = 12,5	35	5,6	1,6	$3,5 \times 10^{-9}$
E18Baneheia, Kristiansand	Hele	20-40 ²⁾ m = 30	74	11,8	1,8	$1,0 \times 10^{-9}$
E18Baneheia, B2800	188–428	20-40 ²⁾ m = 30	32	5,1	3,5	$3,4 \times 10^{-9}$
Bragernes, Drammen	Hele, 2310 m	100	33	5,3	10,0	$2,8 \times 10^{-9}$
Lunner øst	2405–2580	102	29	4,6	26,6	$8,0 \times 10^{-9}$
Lunner øst	2580–3770	98	29	4,6	4,0	$1,3 \times 10^{-9}$
Lunner øst	3770–3940	31	29	4,6	4,1	$4,1 \times 10^{-9}$
Lunner øst	2395–3940	90	29	4,6	8,4	$2,9 \times 10^{-9}$

¹⁾ Forholdet mellom r_e og dybde under grunnvannsstand er ikke tilfredsstillende for beregningen av K_i etter den brukte formelen. Beregningen er derfor unøyaktig.

²⁾ Datagrunnlaget oppgir dybde under GV som min-maks. Det er antatt at midlere dybde brukt i beregningen er middel av min. og maks., noe som ikke nødvendigvis er riktig.

I sammenheng med oppnåelig tetthet ved systematisk forinjeksjon kan det også knyttes noen kommentarer til erfaringene fra Romeriksporten. Som vist av NGI (1998) har man for strekningen ved Hellerud, der man har fått de største setninger og skader, etterberegnet en midlere permeabilitet på ca. $k_i = 9,8 \times 10^{-7}$ cm/s. Hadde man her oppnådd en bedre tetthet ved forinjeksjonen, i størrelsesorden $k_i = 4 \times 10^{-7}$ cm/s, ville det gitt en forventet lekkasje på ca. 16 l/min per 100 m. Selv en slik lekkasje ville ut fra erfaringsdataene i figur 4.3 kunne gitt poretrykksreduksjon på ca. 3–8 m nærmest tunnelen, og fortsatt medført et betydelig skadepotensial. Grunnvannstrykket eller tunnelens dybde under grunnvannsspeilet var med andre ord en vesentlig medvirkende årsak til setningsproblemene ved Hellerud, og ikke bare mangelfull forinjeksjon.

At det ligger usikkerhet i hva man kan oppnå ved systematisk forinjeksjon er Tåsentunnelen også en bekreftelse på. Her ligger lekkasjeverdier og tilbakeregnet permeabilitet høyt ($K_i = 2,6 \times 10^{-8}$ m/s). Det til tross for bruk av ”dagens” injeksjonsteknikk med mye mikrosementer og relativt høyt injeksjonstrykk. Figur 4.7 viser en sammenligning mellom Tåsentunnelen og T-baneringen mellom Ullevål Stadion og Nydalen. Disse to tunnelene ligger nær hverandre, og som man ser av figur 4.7 er oppnådd K_i i T-baneringen omtrent $1/5$ av K_i for Tåsentunnelen. Forklaringen ligger i at masseforbruket er dobbelt så høyt i T-baneringen, noe som først og fremst er oppnådd ved å bore tettere, ikke å injisere så mye mer i hvert borehull, se tabell 4.3.



Figur 4.7: Sammenlikning masseforbruk (sement + kjemisk) og etterregnet konduktivitet for Tåsentunnelen og T-baneringen.

Tabell 4.3: Sammenligning av masseforbruk for T-baneringen og Tåsentunnelen.

Tunnel	Kg/m ²	Boremeter/m ²	Kg/boremeter
T-baneringen	67	2,1	32
Tåsentunnelen	33	1,3	25

For de laveste permeabiliteter man har oppnådd for anleggene i tabell 4.1 (deler av OVK-tunnelene og Fjellinjen, nå Festningstunnelen, øst for Rådhusplassen) tilsvarer injeksjonsforbruket ca. 45-90 kg per m² eksponert fjelloverflate i tunnelen. For anleggene i tabell 4.2 er det et meget varierende masseforbruk. Baneheia (gneis) ligger så lavt som rundt 15 kg/m², Storhaugtunnelen (fyllitt) 26 kg/m², Bragernes (basalt og rombeporfyr) 38 kg/m², Lunner øst (syenitt, vulkanitt og sandstein) 41 kg/m², mens T-baneringen (kambro-silur) ligger høyere, 67 kg/m². I et meget vanskelig parti inklusive en sterkt oppsprukket syenittgang, profil 732–761 ble det injisert hele 556 kg/m². Det illustrerer tydelig at potensialet for lekkasje samt hva som kreves for å oppnå en gitt tetthet er sterkt avhengig av bergartstypen, grad og type av oppsprekking.

Oppnådd tetthet ved injeksjon avhenger også av hvilke injeksjonsmasser som brukes og selve injeksjonsteknikken. Dette temaet er behandlet i delprosjekt C under forskningsprogrammet Miljø- og samfunnstjenlige tunneler (Kveen og Klüver 2003). Det skal likevel bemerkes at en av de viktigste forutsetninger for å oppnå et godt injeksjonsresultat er at det bores systematiske skjermene med tett hullavstand (hvor tett vil avhenge av de geologiske forholdene), at skjermene må ha god overlapp, og at det injiseres med høyt trykk, 50–70 bar, og i enkelte tilfeller enda høyere trykk.

4.4 Vurdering av forventede setninger og setningsforløp

Skal man få vurdert potensialet for setninger som følge av et tunnelanlegg, må man starte med en grundig kartlegging av løsmassene langs traseen. Undersøkelsene bør som utgangspunkt dekke hele det potensielle influensområdet, dvs. normalt ut til en avstand av flere 100 m til hver side for traseen, figur 4.4.

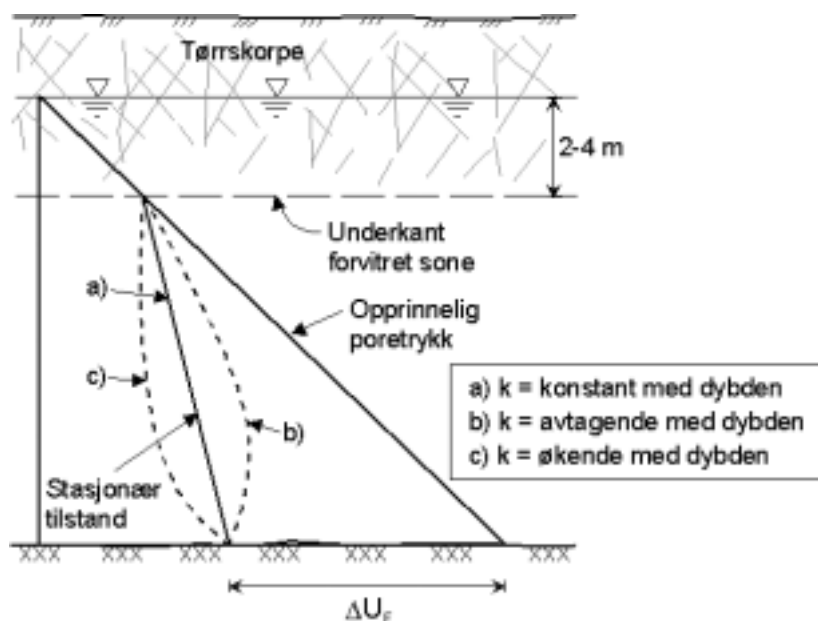
Det kan være en ganske omfattende oppgave hvis man er i ukjent terreng, noe man sjelden er. En kan få ganske gode pekepinner ut fra studier av kvartærgeologiske kart og terrengformasjoner. Dessuten er det bebygde områder som er utfordringen, og her vil det nesten alltid foreligge noen grunnundersøkelser fra tidligere.

Bruk av seismikk er mest rasjonelt for å danne seg et bilde av dybde og utstrekning av leirfylte dyprenner. Grunnboringer vil være et helt nødvendig supplement, også for å kalibrere seismikken.

Man må for den enkelte dyprenne også skaffe pålitelige data om leiravsetningenes egenskaper. Spesielt viktig er in-situ poretrykkstilstand, om eller i hvilken grad leira er forbelastet (overkonsolidert), og modultall (stivhet).

Forventede setninger og setningsforløp som følge av en gitt poretrykkreduksjon ved fjell kan beregnes ved klassisk konsolideringsteori. Konsolideringsparametere kan bestemmes ved ødometerforsøk på representative prøver. Det er av spesielt stor betydning å få bestemt leiras forkonsolideringstrykk med stor nøyaktighet. Dette krever prøver av meget god kvalitet, som stort sett bare kan oppnås ved spesielle prøvetakingsprosedyrer som beskrevet av Karlsrud (2000).

Som vist av Karlsrud (2000) kan også trykksonderinger (CPTU-sonderinger) være meget nyttige for å bestemme hvorledes forkonsolideringstrykket varierer i dybden og over et område. Det vil normalt fordre at man har enkelte gode prøveresultater som kan danne grunnlag for lokale korrelasjoner mellom resultat av trykksonderinger og forkonsolideringstrykk bestemt på gode prøver.



Figur 4.8: Typisk stasjonær poretrykkstilstand.

In-situ poretrykkstilstanden er helt nødvendig å få kartlagt. Uten den informasjonen lar det seg ikke gjøre å bestemme om eller i hvilken grad leira utviser et forkonsolideringstrykk større enn dagens in-situ effektivspenning. Det er også viktig å få kartlagt om eller i hvilken grad området tidligere har vært utsatt for temporært eller permanent lavere poretrykk enn dagens tilstand.

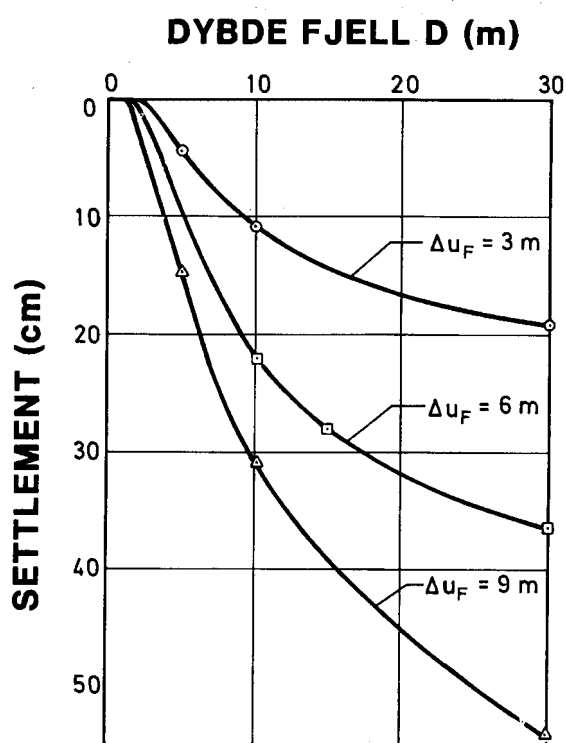
Den stasjonære poretrykkstilstanden man vil nå etter lang tid, kan vanligvis antas å variere rettlinjet fra en dybde 2–4 m under naturlig grunnvannspeil, eller 2–4 m under underkant av den øverste faste tørreskorpen, og ned til fjell, se figur 4.8. Årsaken til denne antagelsen er at den øverste tørreskorpen/forvitringssonen har vesentlig høyere permeabilitet enn underliggende uforvitret leire. Har man leire i dybden med varierende permeabilitet, må man være oppmerksom på at den stasjonære fordelingen vil avvike fra den lineære, som vist i prinsipp i figur 4.8.

Både teoretiske betraktninger og målinger i forbindelse med tidligere tunnelanlegg viser at grunnvannsspeilet i et leirområde ikke blir påvirket i noen vesentlig grad selv for de største tunnellekkasjer og poretrykksreduksjoner ved fjell som har vært observert. Det har sin naturlige forklaring i at de vannmengder som strømmer gjennom leira selv under store gradienter er meget små sett i forhold til den naturlige tilførselen av grunnvann gjennom naturlig infiltrasjon fra overflaten.

De eneste tilfellene der man kan få en senkning av grunnvannspeilet er der man har meget trange dyprenner (under ca. 10–20 m bredde) og/eller små dybder til fjell (under ca. 4–6 m).

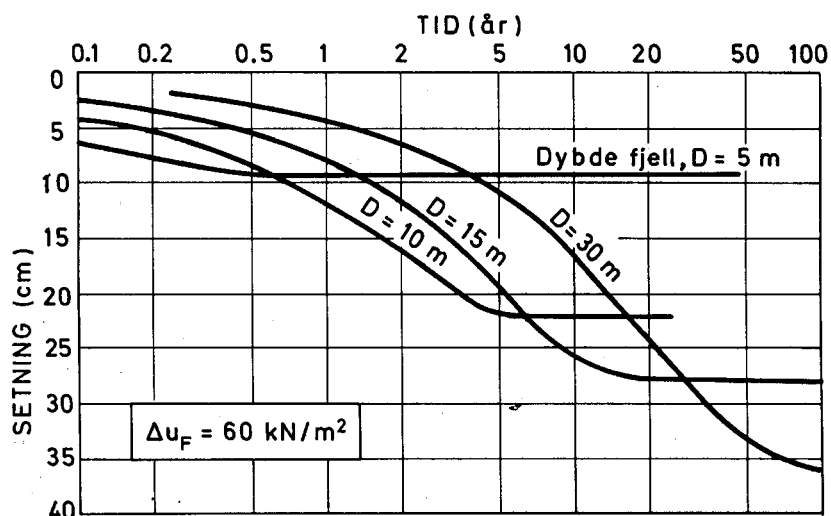
Figur 4.9 viser et eksempel på beregnet setning som funksjon av poretrykksreduksjon og dybde til fjell. I dette eksempelet er det lagt til grunn følgende antagelser:

- Leira består av tørrskorpe til 4 m dybde, derunder helt normalkonsolidert leire (forkonsolideringstrykk lik in-situ vertikal effektivspenning)
- Grunnvannsstanden ligger i 0,5 m dybde
- Leira har en kompressibilitet gitt ved modultall $m = 12,8$, ganske typisk for Oslo-leire
- Permeabiliteten av leira er antatt konstant under tørrskorpen, og konsolideringskoeffisienten er satt til $4 \text{ m}^2/\text{år}$ som er typisk for Oslo-leire.



Figur 4.9: Beregnet konsolideringssetning som funksjon av poretrykksreduksjon og dybde til fjell.

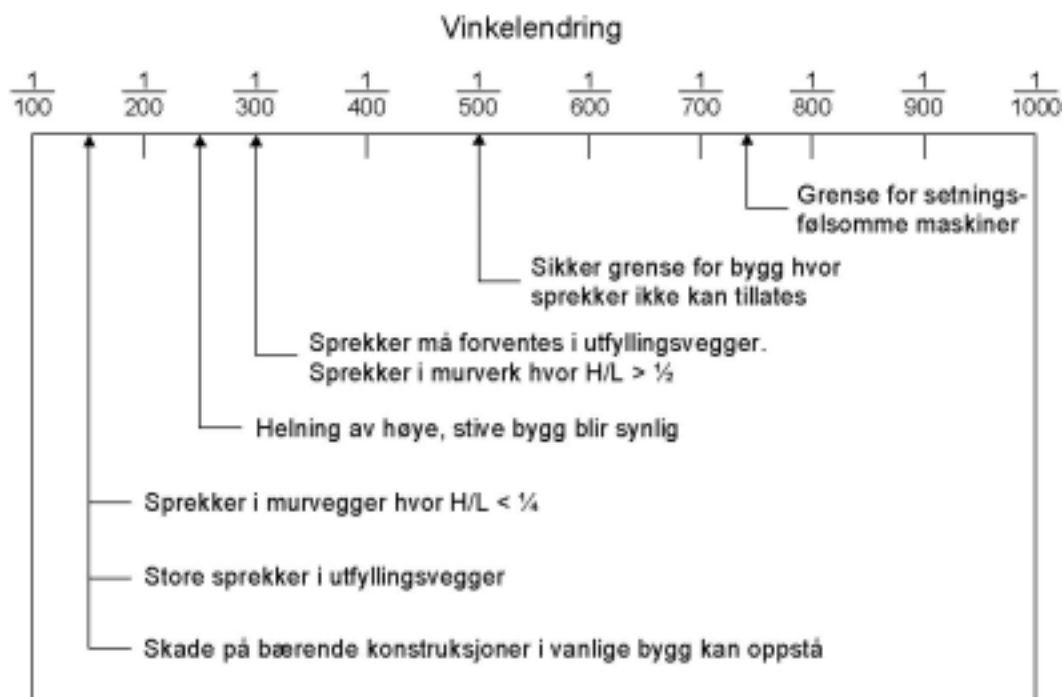
Figur 4.10 viser beregnet tidsforløp av setningene for en poretrykksreduksjon ved fjell på 6 m. Det kan være interessant å merke seg at setningene i tidlig fase utvikler seg raskest og er størst for relativt beskjedne dybder til fjell, og at det kan ta mange år før setningene ved større dybde til fjell tar igjen setningen for mindre dybde.



Figur 4.10: Beregnet tidsforløp av setninger for $\Delta u_F = 6 \text{ m}$.

4.5 Skadepotensial

Faren for skade på bebyggelse eller andre anlegg i en dyprenne som kan bli påvirket av et tunnelanlegg er oftest et spørsmål om forventede differensialsetninger mer enn absolutt total setning. Det finnes eksempler på at bygårder har satt seg jevnt 20–30 cm som følge av tunnelanlegg uten synlige skader. I andre tilfeller har det oppstått betydelige skader ved setninger på bare 5 cm fordi differensialsetningen har vært like stor. Sammenhengen mellom differensialsetning og skadepotensiale for bygninger blir ikke behandlet i detalj her, men et gammelt og enkelt kriterium som ble forslått av Bjerrum (1963), er gjengitt i figur 4.11.

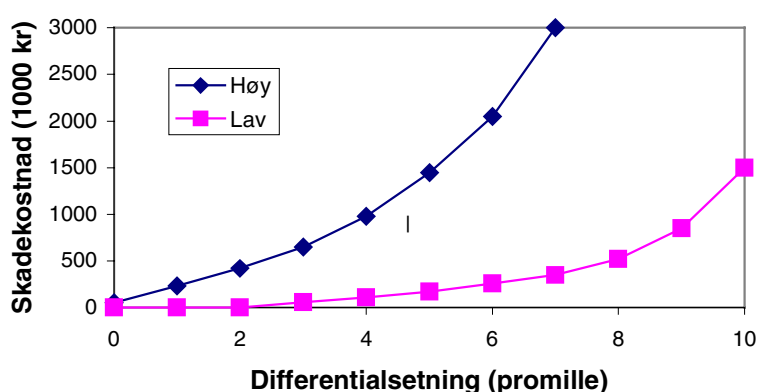


Figur 4.11: Skadepotensial i relasjon til differensialsetning (Bjerrum 1963).

Potensialet for differensialsetninger kan til en viss grad beregnes/anslås ut fra variasjoner i dybde til fjell. Det fordi poretrykksreduksjonen ofte vil være relativt konstant under et byggverk av begrenset utstrekning, og gi mindre utslag på differensialsetningene.

Kostnader forbundet med skjevsetninger og derav følgende skader er selvfølgelig sterkt avhengig av byggets art. For bygårder, kontor- eller industribygg er det vanskelig å generalisere. For eneboliger har man imidlertid en god del erfaringsdata når det gjelder skadekostnader inkludert både kostnader ved utbedrende tiltak og erstatning som følge av verdireduksjon.

Figur 4.12 viser slike totale erstatningskostnader i relasjon til største målte setningsdifferens på eneboliger. Selv om det er en god del spredning gir dette en viss pekepinn på hva som må påregnes av skadekostnader.



Figur 4.12: Typiske skadekostnader for eneboliger i relasjon til differensialsetning.

4.6 Tillatt setning og skade

Det er vanskelig å sette absolutte og generelle til krav til maksimalt tillatt total og/eller differensialsetning på bebyggelse som aktørene i et tunnelprosjekt bør forholde seg til. Et slikt krav kan ikke bare ta hensyn til verdi av bygninger og potensiell skadekostnad, men må også ta i betraktning forhold som:

- Verneverdi og mulighet for utbedring hvis uønskede setninger og skader skulle inntreffe
- Bygningsmassens tetthet, selv om det for så vidt kommer naturlig inn i bildet gjennom potensiell økonomisk skadekonsekvens
- Usikkerheter ved de vurderinger som gjøres av faren for setninger og om tetthetskrav vil bli oppfylt
- Langsiktige perspektiver med hensyn til eventuell ny bebyggelse eller eventuelle nye tunnelanlegg som kan komme i fremtiden og berøre samme område.

I prinsippet kan man holde kostnader ved forventede setninger og skader direkte opp mot kostnader ved tetting, og på det grunnlaget bestemme hva som er optimalt rent kostnadmessig. Det er imidlertid mer enn tvilsomt om en slik holdning i fremtiden vil bli akseptert av berørte parter og godkjennende myndigheter. Antagelig må tetthetskravet være slik at setningene på bebyggelse uansett ikke overstiger visse terskelverdier hvis det er med enn noen få enkelthus som kan bli berørt.

Fordi en relativt lang strekning av en tunnel (gjerne flere hundre meter) vil kunne påvirke en gitt dyprenne vil kostnadene ved tettingstiltak kunne bli urimelig store sett i forhold til skadekostnad hvis det bare finnes et begrenset antall bygninger i dyprennen. En omfundamentering av bygningene til fjell før tunneldriving kan da være et meget aktuelt tiltak sammenliknet med omfattende tetting i tunnelen. Tetting med systematisk forinjeksjon vil for eksempel fordyre et tunnelanlegg med fra ca. kr 20 000.- til oppimot kr 100 000 pr. løpemeter tunnel. For en 1-km lang tunnelstrekning tilsvarer det fra 20 til 100 millioner kroner.

I den siste tiden har to store bygherrer i Norge gjort noen valg med hensyn til maksimalt tillatt totalsetning:

- Jernbaneverket Utbygging har satt maksimalt 10 mm totalsetning som krav i forbindelse med prosjektering av nytt dobbeltspor mellom Skøyen og Asker
- Oslo Sporveier/Statens vegvesen Oslo har satt maksimalt 20 mm totalsetning for T-baneringen mellom Ullevål Stadion og Nydalen.

Disse kravene til største tillatte totalsetning vil trolig føre til at man helt unngår setnings-skader av betydning, dersom kravene tilfredstilles under tunneldrivingen.

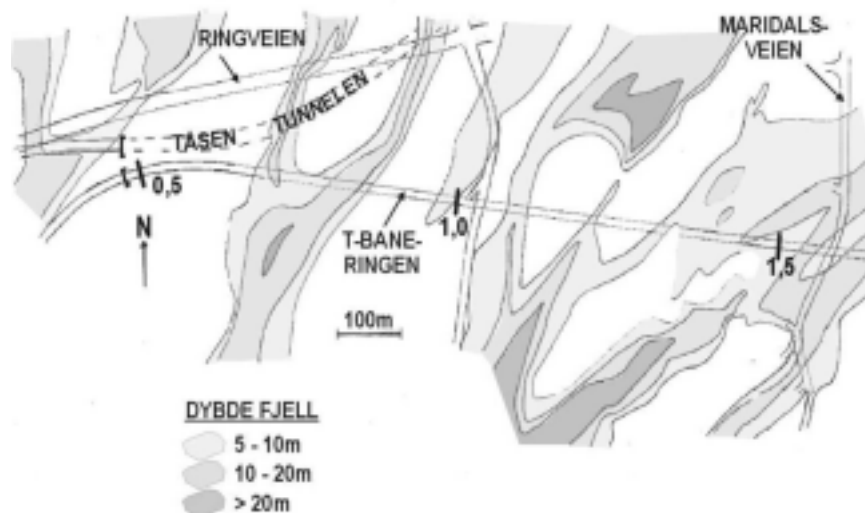
4.7 Prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav i urbanområder

Når tetthetskrav skal etableres, er det kanskje mest naturlig å ta utgangspunkt i akseptert største setning. Aksepterte største setning vil muligens variere noe langs tunnelen dersom de forventede differensialsetninger varierer og/eller bebyggelsestypen varierer. Som beskrevet i kapittel 4.6 er henholdsvis 10 mm og 20 mm satt som krav for to prosjekter den siste tiden.

Anbefalt prosedyre for etablering av tetthetskrav kan oppsummeres i følgende punkter:

- 1) Bestemme aksepterte største setninger langs tunnelen
- 2) Lage løsmassekart som dekker en korridor langs tunnelen. Eksempel fra T-baneringen er vist i figur 4.13
- 3) Beregne setninger som funksjon av poretrykksfall for ulike dyprenner (løsmasseområder) identifisert under punkt 2. Eksempler fra T-baneringen er vist i figur 4.14 og 4.15
- 4) Identifisere den mest setningsutsatte bygningen i hver enkelt dyprenne, og beregne største tillatte poretrykksfall ved denne bygningen i henhold til punkt 3
- 5) Beregne største tillatt poretrykksfall rett over tunnelen basert på punkt 4 og tidligere erfaringer vedrørende sammenhengen mellom poretrykksfall og avstand til tunnelen (reduksjonen avtar typisk 2 m pr. 100 m)
- 6) Fastsette tetthetskrav basert på anslått akseptabel poretrykksreduksjon rett over tunnelen fra punkt 5 og erfaringsmessig sammenheng mellom innlekkasje og poretrykksfall rett over tunnelen, figur 4.3.

I forbindelse med punkt 2 og 3 ovenfor må man regne med å utføre en del grunnundersøkelser og laboratorieforsøk. Omfanget vil avhenge av hva som foreligger fra før av geologiske og geotekniske data. De mest aktuelle undersøkelsesmetodene er: refraksjonsseismikk, totalsonderinger (med fjellkontroll), dreietrykkssonderinger, trykksønderinger (CPTU), poretrykksmålinger og prøveserier med 54 mm og 95 mm prøvetaker som underkastes laboratorieundersøkelser.



Figur 4.13: Løsmassetykkelser T-baneringen.

I tillegg til eller som et alternativ til prosedyren beskrevet ovenfor kan setninger og skadeomfang anslås basert på ulike scenarier for innlekkasje i tunnelen, avhengig av tetteomfanget. En slik gjennomgang kan gi et godt grunnlag for å vurdere tettekostnader mot skadekostnader.

Som antydnet i kapittel 4.6 bør det imidlertid ikke legges til grunn eller forventes aksept for at en tredjepart med overlegg påføres betydelige ulemper og skader. Det er derfor ikke tilstrekkelig bare å veie tettekostnader og skadekostnader direkte mot hverandre.

I relasjon til fare for setninger og skade viser erfaringsdata fra leirfylte dyprenner i Oslo-området at et poretrykksfall på 1–3 m normalt vil gi små setninger (maksimalt noen få cm) og liten fare for noen vesentlig skade. Erfaringsdataene tilsier videre at 1–3 m poretrykksreduksjon ved fjell gir en akseptabel lekkasje på 3–7 l/min pr 100 meter.

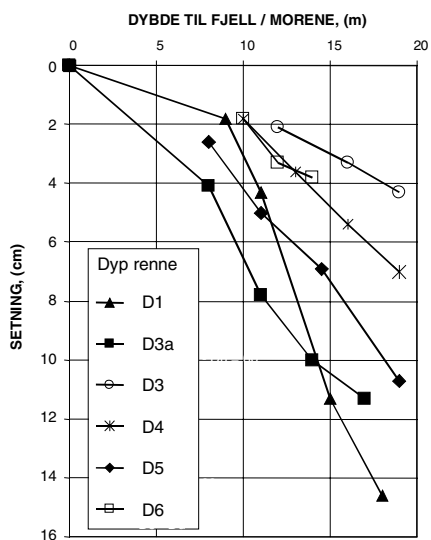
Hvis forventet skadeomfang blir større enn hva som kan aksepteres selv ved en omfattende systematisk forinjeksjon har man i prinsippet tre ting å spille på:

- ⇒ Etablere vanntett betongutføring på de utsatte strekninger.
- ⇒ Legge opp til permanent vanninfiltrasjon for å kompensere for lekkasjen.
- ⇒ Omfundamentere utsatte bygninger på peler til fjell før tunnelarbeidene starter.

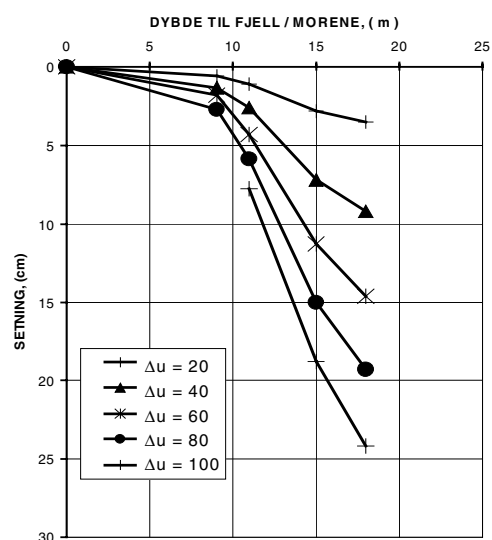
Det ligger en god del usikkerhet i forhåndsvurderinger i form av tetthetskrav og hva disse betyr for tetteomfanget (tettekostnaden). Man bør derfor være forberedt på å endre krav til tettingsopplegg underveis. Spesielt viktig er det å ta hensyn til mulig behov for vanntett utføring der man er usikker på om tilfredsstillende tetthet kan oppnås ved forinjeksjon. Det innebærer at man under utsprenkning av tunnelen legger inn rom for en eventuell betongutføring.

Etterinjeksjon bak stuff er et tiltak som kan bidra til å redusere lekkasjer, men det blir svært kostbart hvis det skal gi samme grad av tetting som ved systematisk forinjeksjon. Etterinjeksjon bør derfor bare betraktes som en nødløsning i tilfelle andre tiltak ikke er gjennomførbare.

Vanninfiltrasjon vil det svært ofte bli behov for i en anleggsfase inntil en eventuell vanntett betongutføring er etablert. Dette har også blitt benyttet som et permanent tiltak på enkelte anlegg. Permanent vanninfiltrasjon er imidlertid også et tiltak man ikke bør basere seg på i forkant, men iverksette i etterkant hvis man ikke har andre løsninger. Erfaringer med og prinsipper for utførelse av vanninfiltrasjonsanlegg er ellers behandlet i detalj av Wold Magnussen og Kveldsvik (2003).



Figur 4.14: Beregnet setning for $\Delta u_F = 6$ m for ulike dyprener langs T-baneringen.



Figur 4.15: Beregnet setning i relasjon til Δu_F for dyprene D1 ved T-baneringen.

5 KRAV TIL VURDERINGER OG GODKJENNING I DE ULIKE PLANFASER

Krav ved bygging av tunneler er gitt i Statens vegvesens håndbok 021 "Vegtunneler" (2002). I det følgende gis et utdrag fra de kapitlene i håndboka som omhandler grunnvann og det ytre miljø.

Håndbok 021, kapittel 1:

Det formelle grunnlaget for planlegging av tunneler

Lover og forskrifter

Plan- og bygningsloven (PBL) er det formelle grunnlaget for veg- og transportplanlegging. Oversiktsplaner kan utarbeides som kommuneplan eller fylkesplan. Lovens rammer for planleggingen omfatter krav til medvirking og styringsmyndighet for overordnede myndigheter. Forholdet til andre lover (sektor- og særlover) må avklares i hver plansak. Alle planer skal konsekvensvurderes; for større tiltak kreves også utvidet saksbehandling i form av konsekvensutredning.

Viktige særlover som kommer inn ved planlegging av tunneler i forbindelse med grunnvann er Forurensningsloven og Lov om vassdrag og grunnvann.

Det er særlig Lov om vassdrag og grunnvann som er aktuell. "... I utgangspunktet er det tiltakshaver som må vurdere om det foreligger konsesjonsplikt. Dessuten kan vassdragsmyndigheten (NVE) fastsette om et vassdragstiltak er konsesjonspliktig. Også rådighet over eller påvirkning av grunnvann er konsesjonspliktig, dersom vassdragsmyndigheten har bestemt det. Siden det ikke er fastsatt noen forskrift med nærmere bestemmelser om hvilke tiltak som er konsesjonspliktige må en i stor grad basere seg på at vassdragsmyndigheten avgjør spørsmålet om konsesjonsplikt for veganlegg i det enkelte tilfelle. Avklaring av om konsesjonsbehandling er nødvendig eller ikke bør skje på et tidlig tidspunkt i planarbeidet, helst i forbindelse med oversiktsplanprosessen for veganlegget."

Saksbehandlingsprosessen etter plan- og bygningsloven (generelle bestemmelser)

Oversiktsplanlegging (fylkesdelplan eller kommunedelplan)

Noen forhold som det vil være særlig behov for å vurdere/avklare på dette nivået ved planlegging av tunnelanlegg er bl.a.:

- Forhold som vil kreve tillatelse etter forurensningsloven § 11
- Mulige konsekvenser for vassdrag (herunder grunnvann). Avklaring med vassdragsmyndigheten om det vil være nødvendig med konsesjonsbehandling etter vannressursloven
- Tiltakets innvirkning på områder eller forekomster som er vernet etter naturvernloven. Det bør tas kontakt med Fylkesmannen for å få avklart om anlegget er i strid med vernebestemmelsene. Spørsmålet om det kan gjøres unntak fra vernebestemmelsene bør avklares før det fattes planvedtak etter PBL.

Reguleringsplan

Tunneltraseen skal fastsettes i reguleringsplanen. Det skal gjennomføres supplerende forundersøkelser, og kostnadene skal beregnes med en nøyaktighetsgrad på $\pm 10\%$.

Reguleringsplanen bør fastsette en detaljert utforming av tunnelen med dagsoner ut fra forhold som brannsikringstiltak, utformingen av tunnelportalene, tunnelens plassering og restriksjoner på bruken av områdene over tunnelen.

Andre forhold som vil være av betydning for hvor detaljert en bør gå til verks ved reguleringen av tunnelområdet er blant annet:

- eksisterende, planlagt og forventet virksomhet på overflaten eller i grunnen
- type tunnel, overdekning, grunnforhold
- sikring av utførte tettetiltak.

Flest mulig spørsmål knyttet til ytre miljø bør søkes avklart i reguleringsplan på detaljert nivå. Dersom det ikke er avklart på tidligere plannivå om tunnelanlegget skal ha tillatelse etter bestemmelser i særlov (f.eks. utslippstillatelse etter forurensningsloven § 11, konsesjon etter vannressursloven mv.), skal denne avklaringen finne sted på reguleringsplannivå. Ved utarbeiding av reguleringsplan er det krav om å undersøke om tiltaket vil ha innvirkning på automatisk fredete kulturminner, jf. kulturminneloven § 9.

Byggeplan

Offentlige veganlegg der Statens vegvesen er tiltakshaver er alltid unntatt fra bestemmelsene om ansvar og kontroll, siden aktuelle forhold tas vare på under planprosessene.

Håndbok 021, kapittel 2: Geologiske forundersøkelser

Kapitlet gir en systematisk gjennomgang av forundersøkelser i forhold til de ulike planfasene.

I forhold til veg i dagen stilles det spesielle krav til de geologiske undersøkelsene for tunnel. Forundersøkelsene for tunnelprosjekter skal avklare alternativer og totalkostnader, samt sikkerhetsmessige, samfunnsmessige og miljømessige forhold knyttet til prosjektene iht. håndbok 054 «Oversiktsplanlegging», håndbok 140 «Konsekvensanalyser» og håndbok 151 «Styring av utbyggingsprosjekter».

Tidlig oversiktsplan

Forundersøkelsene på dette plannivået skal gi grunnlag for å vurdere det geologiske grunnlaget for gjennomførbarheten av prosjektet. Særlig viktig er det å oppnå en forståelse av de regionalgeologiske forhold. Følgende vurderinger skal inngå:

- Lokalisere egnede tunnelstrekninger
- Kartlegge hvilke områder som kan være kritiske for kostnader og sikkerhet og dermed gjennomførbarheten av de alternative tunnelstrekninger.

Forundersøkelsene skal som et minimum omfatte:

- Innsamling og vurdering av eksisterende informasjon. Geologiske og topografiske kart, publikasjoner og rapporter fra tidligere utførte undersøkelser
- Studie av flyfoto (M= 1:15 000 – 1:30 000)
- Befaring i marken, geologisk kartlegging i målestokk 1:5000
- Vurdering av områder som kan være spesielt utsatt for påvirkning fra tunnelen. Det gjelder forhold som drenering, setninger, rystelser, utslipp mv.
- Kart som grovt angir antatt løsmassemekthet
- Vurdering av usikkerhet vedrørende bergoverdekning.

Forundersøkelsene skal sammenstilles i en rapport som i tillegg skal inneholde bl.a. en oversikt over områdets geologi og beskrivelse av strukturgeologiske og hydrogeologiske forhold som kan være av betydning for gjennomførbarhet og valg mellom alternativer, samt forslag til plan for videre forundersøkelser.

Oversiktsplan (fylkesdelplan/kommunedelplan)

Forundersøkelsene på dette plannivået skal danne det geologiske grunnlaget for valg av veglinjealternativ. De skal baseres på utførte forundersøkelser fra tidligere planfase og skal minimum omfatte:

- Flyfotostudier basert på stereoskopiske foto (M=1:6000 – 1:15 000) sammenholdt med topografiske kart (M= 1:1 000 – 1:5 000). På basis av disse kartlegges løsmasser og berg i dagen, svakhetssoner og strukturretninger i berget
- Felt- og grunnundersøkelser. Undersøkelsene og vurderingene skal omfatte følgende:
 - Løsmasser, typer og mektighet. For undersjøiske tunneler angis også vanndybder
 - Bergarter og bergartsgrenser
 - Lagdeling og foliasjon
 - Sprekkemønster og sprekketetthet
 - Svakhetssoner
 - Bergoverdekning
 - Hydrologiske og hydrogeologiske registreringer:
 - Måleprogram for grunnvannsnivå og poretrykk der dette er nødvendig, inkludert registrering av vannreservoarer og myrområder samt årtidsvariasjoner for disse
 - Sårbarhet i forhold til flora og fauna
 - Kartlegging av setningsømfintlige områder
 - Krav til begrensnings av innlekkasje i de ulike deler av tunnelen
 - Kvalitet på steinmaterialer med tanke på eventuell bruk i vegbyggingen
 - Grunnundersøkelser for aktuelle deponier
 - Påhuggsmuligheter, forskjæringer, rasfare
 - Behov for og gjennomføring av kjerneboringer
 - Behov for og gjennomføring av seismiske undersøkelser.

Hvis det er krav om et måleprogram for grunnvannsstand og poretrykk skal det foretas hyppige registreringer for å dokumentere de naturlige variasjoner over tid (f.eks. med månedlige intervaller).

Grunnundersøkelser skal sikre at de tekniske løsningene som foreslås er gjennomførbare og videre danne grunnlag for mengdeanslag.

Reguleringsplan

I reguleringsplanfasen skal behovet for supplerende undersøkelser fra kommunedelplanfasen vurderes, med hensikt å bestemme det geologiske grunnlaget for kostnadsoverslaget og angi usikkerheten i resultatene fra undersøkelsene.

Tunnelens innvirkninger på influensområdet skal undersøkes og vurderes i detalj. Følgende skal gjennomgå og utføres:

- Gjennomgang av resultatene fra tidligere undersøkelser
- Planlegging og gjennomføring av supplerende grunnundersøkelser
- Rystelser. Grenser for tillatte rystelser og et måleprogram for oppfølging.
- Grunnvann, poretrykk og setninger

Med utgangspunkt i undersøkelser utført i forbindelse med kommunedelplan foretas en vurdering av hvilke skader som kan oppstå og hvilke tiltak som er nødvendige for å sikre omgivelsene. Det skal også vurderes om det skal søkes om konsesjon for regulering av vann, utdrenering mv. som alternativ til en omfattende gjennomføring av tettearbeider.

Følgende forhold skal blant annet utredes:

- influensområder
- kartlegging av tykkelse og setningsømfintlighet til løsmasser
- registrering av fundamenteringsforhold for byggverk
- fastlegging av tillatte innlekkasjer langs tunneltraseen
- vurdering av aktuelle tiltak for å oppfylle fastsatte lekkasjekrav.

Byggeplan/anbudsgrunnlag

Prosjektet skal videre bearbeides frem til ferdige byggeplaner eller som anbudsgrunnlag.

Det kan være aktuelt med supplerende grunnundersøkelser for å bekrefte mengdeanslagene eller som følge av andre forhold som avdekkes under prosjekteringen. Det kan i tillegg være aktuelt å justere planlagt omfang av kartlegging og overvåkning av omgivelsene, blant annet basert på de måleresultater som foreligger.

For anbud skal det utarbeides en egen geologisk og geoteknisk rapport som del av anbudsgrunnlaget. Rapporten skal gi entreprenøren et grunnlag for egne vurderinger og tolkninger av geologiske forhold, og skal derfor inneholde:

- Beskrivelse av geologiske, hydrogeologiske og geotekniske forhold langs tunneltraseen
- Kart og lengdeprofil som viser forløp av bergartsgrenser, svakhetssoner og bergoverdekning
- Analyse av sprekketetthet og sprekkorientering
- Gjengivelse av eventuelle måleresultater fra de utførte detaljundersøkelsene
- Spesielle lokale forhold som det bør varsles om (f.eks. brønner).

Håndbok 021, kapittel 3: Hensynet til omgivelsene

Det er byggherrens ansvar å gjennomføre en vurdering av risiko for ytre miljø og sørge for at arbeidene gjennomføres i henhold til gjeldende lover og forskrifter.

Krav og restriksjoner

Kravene vil blant annet omfatte følgende forhold:

- setninger, rystelser, luftsjokk, støy, utslipp
- naturmiljø, vannbalanse
- forutsetninger i vedtatte planer (spesielt reguleringsplan)
- søknads- og meldeplikt i henhold til plan- og bygningsloven og andre lover og forskrifter
- nabokontakt og nærinformasjon.

Registreringer og måleprogrammer

Det foretas en vurdering av hvilke registreringer og måleprogrammer som er nødvendige for å sikre gjennomføringen. Dette vil blant annet omfatte:

- behov for og omfang av bygningsbesiktigelse
- program for vibrasjonsmålinger
- behov for setningsbolter for registrering og senere kontrollmålinger
- behov for registrering av grunnvannsnivå
- målinger for dokumentasjon av vannlekkasjer i tunnel i forhold til fastsatte innlekkasjekrav
- vannkvalitet for utslippsvann fra tunnel etter forutsatt rensing
- oppfølging av vannkvalitet i resipienten
- støymålinger for dokumentasjon av at fastsatte krav holdes.

Basert på vurderinger som legges til grunn skal det utarbeides et detaljert måleprogram. Det skal også tas stilling til hvem som skal ha ansvaret for gjennomføring av de ulike målingene.

Krav til begrensning av lekkasjer

Kartlegging og vurdering av konsekvenser for omgivelsene som følge av innlekkasjer i tunnelen skal utføres som en del av forundersøkelsene. Basert på disse skal det vurderes om det skal settes definerte krav til tetthet for tunnelen. Kravene kan variere langs tunneltraseen avhengig av forhold som influensområde, setningsømfintlighet og risiko for skadelige virkninger på omgivelsene.

Flere forhold må følges opp for å sikre at kravene oppnås:

- Forinjeksjon er normal tettemetode under tunneldriving. I kapittel 7 (punkt 702.2) "Arbeider foran stuff", slås det fast at "forinjeksjon benyttes i områder der vannlekkasjer kan påføre tunnelanlegget skader eller ulemper og/eller der det settes krav til maksimal innlekkasje for å hindre skadelige miljøpåvirkninger på omgivelsene. På grunnlag av data fra geologiske forundersøkelser, utførte sonderboringer og vanntaps-/lekkasjemålinger foretas en hydrogeologisk vurdering av berget foran stuff, og det settes opp en plan for injeksjon."
- Vanninfiltrasjon fra terreng eller fra tunnelen kan bidra til å holde grunnvannsstanden og poretrykket oppe i anleggsperioden.

- Det skal vurderes hvilke forhold som parallelt skal følges opp for å kunne styre og justere tettearbeidene i tunnelen slik at det ikke oppstår uforutsette konsekvenser, bl.a.:
 - lekkasjemålinger i tunnelen
 - målinger av grunnvannsstand, poretrykk og setninger
 - registrering av vannstand i ev. vann og myrer
 - inngang av vann i ev. infiltrasjonsbrønner.

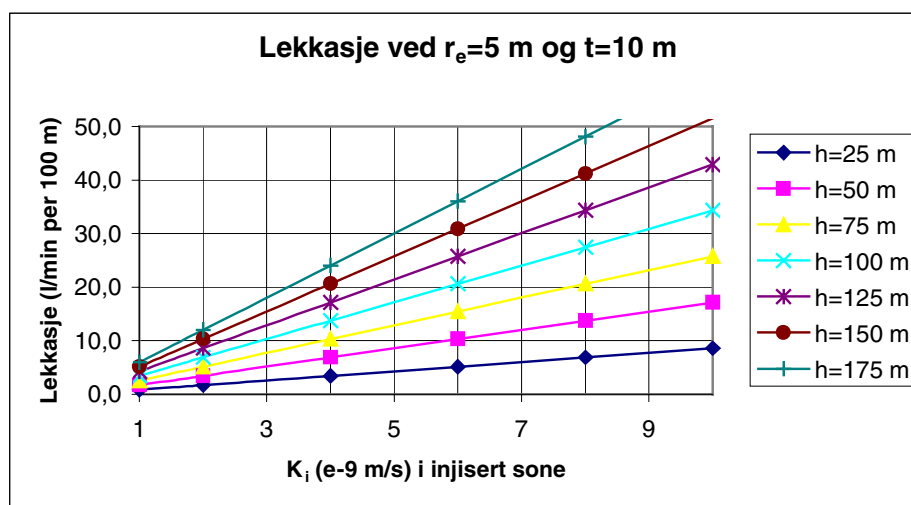
Andre temaer som behandles i kapittel 3: "Hensynet til omgivelsene" er vibrasjoner, gasser/utslipp og støy.

6 TILTAK FOR Å TILFREDSSTILLE AKSEPTGRENSER

Systematisk forinjeksjon er det tiltaket som teknisk og kostnadmessig er mest attraktivt for å begrense lekkasjer og medfølgende fare for uønsket påvirkning og skader. Erfaringene fra utførte anlegg beskrevet i kapittel 4 viser imidlertid at resultatet av slik systematisk forinjeksjon er beheftet med en god del usikkerhet.

Oppnådd tetthet ved injeksjon avhenger av hvilke injeksjonsmasser som brukes og selve injeksjonsteknikken. Dette temaet er behandlet i delprosjekt C under forskningsprogrammet "Miljø- og samfunntjenlige tunneler" (Kveen og Klüver 2003). Det skal likevel bemerkes at en av de viktigste forutsetninger for å oppnå et godt injeksjonsresultat er at det bores systematiske skjermene med tett hullavstand (hvor tett vil avhenge av de geologiske forholdene), at skjermene må ha god overlapp, og at det injiseres med høyt trykk, 50–70 bar, og i enkelte tilfeller enda høyere trykk.

For dyptliggende tunneler (dypere enn ca. 50–100 m) kan det ikke forventes å oppnå lekkasjeverdier ved forinjeksjon som ligger helt ned på nivå med de laveste akseptgrensene (ned mot 1–3 l/min pr. 100 m i urbanområder). Selv om man oppnår en permeabilitet i injisert sone som ligger ned mot de laveste verdier som er oppnådd ved forinjeksjon så langt, tilsvarende ca. $K_i = 2 \times 10^{-9}$ m/s, så vil forventet lekkasje være 7–14 l/min pr. for en tunnel i 100–200 m dybde, se figur 6.1.



Figur 6.1: Lekkasje som funksjon av hydraulisk konduktivitet i injisert sone, K_i og dybden under grunnvannspeilet h for typisk trafikk-tunneltverrsnitt ($r_e = 5$ m).

Hvis forventet påvirkning eller skadeomfang blir større enn hva som kan aksepteres selv ved en omfattende systematisk forinjeksjon har man i prinsippet tre ting å spille på:

- Etablere vanntett betongutføring på de utsatte strekninger.
- Legge opp til permanent vanninfiltrasjon for å kompensere for lekkasjen.
- Omfundamentere utsatte bygninger på peler til fjell før tunnelarbeidene starter.

Er man usikker om det i virkeligheten blir behov for vanntett betongutføring langs hele eller deler av tunnelen, bør man under utsprenkning av tunnelen legge inn tilstrekkelig plass for å etablere en eventuell betongutføring. Å oppnå tilstrekkelig vanntett betongutføring er ellers i seg selv en krevende oppgave, blant annet som følge av tendens til oppsprekking og riss under avbinding og temperaturendringer (Karlsrud 1982 og 1987). Omfattende kontaktinjeksjon med høyt trykk mellom betong og fjell i flere omganger er vanligvis nødvendig. Alternativt velges en membranløsning. Da lages en avrettingsstøp (eventuell avretting med sprøytebetong) først som det festes en helsveiset membran til. Deretter støpes selve utføringen.

Etterinjeksjon bak stuff er et tiltak som kan bidra noe til å redusere lekkasjer. Nyere erfaringer fra Romeriksporten kan tyde på at man ved meget omfattende og riktig utført etterinjeksjon kanskje kan komme ned mot permeabiliteter tilsvarende det beste av hva som kan oppnås ved systematisk forinjeksjon alene. Kostnadene ved slik etterinjeksjon er imidlertid svært høye, og sannsynligvis høyere enn vanntett betongutføring hvis utføringen er planlagt på forhånd. Etterinjeksjon bør derfor bare betraktes som en nødløsning når andre tiltak ikke er gjennomførbare.

Vanninfiltrasjon vil det svært ofte bli behov for i en anleggsfase inntil en eventuell vanntett betongutføring er etablert. Vanninfiltrasjon har også blitt benyttet som et permanent tiltak på enkelte anlegg. Permanent vanninfiltrasjon er et tiltak man normalt ikke bør basere seg på i prosjekteringsfasen, men iverksette i etterkant kun hvis man ikke har andre løsninger. Erfaringer med og utførelse av vanninfiltrasjonsanlegg er ellers utførlig behandlet i rapport av Wold Magnussen og Kveldsvik (2003).

Fordi en relativt lang strekning av en tunnel (gjerne flere hundre meter) vil kunne påvirke en gitt dyprenne vil kostnadene ved tettingstiltak kunne bli urimelig store sett i forhold til skadekostnad hvis det bare finnes et begrenset antall bygninger i dyprennen. Systematisk forinjeksjon vil for eksempel fordyre et tunnelanlegg med 50–70 % eller fra ca. kr 30000–50000 pr. løpemeter for en 2-felts tunnel. For en 1-km lang tunnelstrekning tilsvarende det fra 30 til 50 millioner kroner. Betongutføring av en vegtunnel vil være enda dyrere og øke kostnadene med ytterligere 100-150 %. En omfundamentering av bygninger til fjell før tunneldriving kan da være et meget aktuelt tiltak sammenliknet mot tetting av tunnelen hvis det er et begrenset antall bygninger som kan bli berørt.

7 REFERANSER

Anderson, M.P. & Woessner, W.W.: *Applied groundwater modelling; simulation of flow and advective transport*. Academic Press, San Diego 1992. 381 s.

Appelo, C.A.J. & Postma, D.: *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam 1996. 536 p.

Bendiksen, E.: *Rv. 35 Grualia – Slettmoen, tunnel gjennom Tveitmarktoppen og Rinilhaugen (Lunner, Oppland); botaniske verdier og lekkasjerisiko*. NINA Oppdragsmelding 706: 1-28. NINA, Oslo 2001.

Bendiksen, E.: *Riksvei 35 tunnel Grualia – Brovoll; overvåking av vegetasjon – status per 31/12.2002*. Upubl. rapp. NINA, Oslo 2003. 4 s.

Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Bendiksen, K., Stabbetorp, O. & Wilmann, B.: *Miljøundersøkelser i Østmarka; fire års vegetasjonsøkologiske studier i influensområdet til Romeriksporten*. Framdriftsrapport (upublisert). NINA, Oslo 2001. 21 sider.

Bendiksen, E. og Salvesen, P.H.: *Flora og vegetasjon på Røverkollen; forslag til vern av Ravnkollen, Røverkollen og Bånkallåsen, Oslo kommune*. Etat for miljørettet helsevern, Oslo 1992. 128 s.

Bjerrum, L.: *Generelle krav til fundamentering av forskjellige byggverk; tillatte setninger*. – I: Kurs i fundamentering, Oslo 1963. NIF, Oslo 1963.

Brabrand, Å., Brandrud, T.E., Bremnes, T. & Saltveit, S.J.: *Vannstandsreduksjon i Nordre Puttjern, Østmarka; effekt på vannlevende organismer*. Rapport 172-1998. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfisk, Zoologisk museum, UiO. UiO, Oslo 1998.

Brettum, P., Berge, D., Løvik, J.E., Mjelde, M., Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T.: *Undersøkelser av vannkvalitet og økologiske forhold i vassdrag i Østmarka berørt av lekkasjene til Romeriksporten*. NIVA-rapport LNR 4016-99. NIVA, Oslo 1999. 137 s.

Brock, T.D., Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J.: *Biology of Microorganisms*. Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, N.J. 1994. 909 p.

Cuisat, F., Skurtveit, E., Kvelsvik, V.: *Prediction of leakage into Lunner tunnel based on discrete fracture flow model*. “Miljø- og samfunnstjenlige tunneler” Rapport nr. 27. Vegdirektoratet, Teknologivdelingen. Oslo 2003. (NGI Rapp. 2001042-2)

Dahl, K.: *Vandets surhetsgrad og dens virkninger på ørrettyngel*. Tidsskrift for det norske landbruk 1926, 33: 232–242.

Dershowitz, W.: *Geometric conceptual models for fractured rock masses: implications for groundwater flow and rock deformation*. – In: “Eurock '93”, pp. 71-81. Ribeiro e Sousa and Grossmann (eds). Balkema, Rotterdam 1993.

Devito, K.J. & Hill, A.R.: *Sulphate dynamics in relation to groundwater – surface water interactions in headwater wetlands of the southern Canadian Shield*. Hydrological Processes, 1997, 11, pp 485–500.

Devito, K.J. & Hill, A.R.: *Sulphate mobilization and pore water chemistry in relation to groundwater hydrology and summer drought in two conifer swamps on the Canadian shield*. Water, Air and Soil Pollution, 1999, Vol. 113, pp 97–114.

Direktoratet for Naturforvaltning: *Kartlegging av naturtyper; verdisetting av biologisk mangfold*. DN-håndbok 13. DN, Oslo 1999. 148 s. + vedlegg.

El Tani, M.: *Circular tunnel in a semi-infinite aquifer*. Tunneling and Underground Space Technology 2003, No.18, pp 49–55. Elsevier Science Ltd.

Erikstad, L.: *Østfold – kvartærgeologisk verneverdige områder*. NINA Utredning 26: 1-61. NINA, Oslo 1991.

Erikstad, L.: *A holistic approach to secure geoconservation in local physical planning*. – In: Baretino, D., Vallejo, M. and Gallego, E. (eds): “Towards the Balanced Management and Conservation of the Geological Heritage in the New Millenium”, pp 69-72. Sociedad Geológica de España, Madrid 1999.

Erikstad, L. og Stabbetorp, O.E.: *Analyse av naturens sårbarhet i forhold til planlagt ny vannoverføringstunnel Holsfjorden – Oslo*. NINA Oppdragsmelding 637: 1-17. NINA, Oslo 2000.

Erikstad, L. Stabbetorp, O.E. og Sloreid, S.E.: *Krokskogen – sårbare naturtyper i forhold til eventuell tunnellekkasje*. NINA Oppdragsmelding 513: 1-10. NINA, Oslo 1998.

Finsterle, S.: *Using the continuum approach to model unsaturated flow in fractured rock*. Water Resources Research 2000, Vol. 36 (8), pp 2055-2066.

Florgård, C., Linnér, H., Olsson, M., Olsson, S., Persson, G. & Wiklander, G.: *Grundvattensänkning på Hallandsås; effekter på natur, jordbruk och skogsbruk*. Samhälls- och landskapsplanering nr 11. Institutionen för landskapsplanering Ultuna. Ultuna 2000.

Fremstad, E. & Moen, A. (red.): *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Rapp. botanisk serie 2001-4: 1-231. NTNU, Vitenskapsakademiet, Trondheim 2001.

Førland, E.: *Tørrværsperioder i Norge*. Rapport nr. 21. Norsk hydrologisk komité. Oslo 1988.

Grip & Rohde: *Vattnets väg från regn till bäck*. Forskningsrådets forlagstjenst, Karlshamn 1988.

Huitfeldt-Kaas, H.: *Om massedød av laks og sjøørret i Fraffjordelven. Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920*. Norsk Jæger- og Fiskeforenings Tidsskrift 1922, 51: 37-44.

Jensen, T.G.: *Modellering av vanninjeksjon i Lutvannsonen fra tunnelnisje ved profil 7600*. Teknisk notat 1998-06-05. Norges Geotekniske Institutt, Oslo 1998.

Jensen, T.G., Sørli, J.E. og Kvedsvik, V.: *Forprosjekt – modellering av vanninjeksjon*. Teknisk notat 1998-02-09. Norges Geotekniske Institutt, Oslo 1998.

Karlsruud, K.: *Drenasje og setningsproblemer i forbindelse med fjelltunneler i Oslo-området*. – I: Fjellsprenningsteknikk, bergmekanikk, geoteknikk 1981, s. 33.1 - 33.24. Norsk jord- og fjellteknisk forbund. Tapir, Trondheim 1982.

Karlsruud, K.: *Tetting av bergmasser; erfaringer fra trafikk tunneler i Oslo*. – I: Kurs Tetting av bergmasser, Gol 1987. NIF, Oslo 1987.

Karlsruud, K.: *Tetting av tunneler i tettbebygde strøk; forundersøkelser, funksjonskrav og alternative tettestrategier*. – I: Kurs Tetting av tunneler, bergrom og byggegroper, Storefjell 1990. NIF, Oslo 1990.

Karlsruud, K.: *Metodikk for bestemmelse av setningspotensial og lekkasjekrav i urbane områder*. – I: Fjellsprenningsteknikk, bergmekanikk, geoteknikk 2000, s. 24.1–24.19. Norsk jord- og fjellteknisk forbund, Oslo 2000.

Kitterød, N.-O., Colleuille, H., Pedersen, T.S., Langsholt, E. & Dimakis, P.: *Vanntransport i oppsprukket fjell; numeriske simuleringer av vannlekkasjer i Romeriksporten*. Dokument 11. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo 1998. 43 s.

Klijn, F. og Witte, J.-P. M.: *Eco-hydrology – groundwater flow and site factors in plant ecology*. Hydrogeology Journal 1999, 7, 65-77.

Kveen, A. og Klüver, B.K.: *Berginjeksjon i praksis*. Publikasjon nr. 104. Vegdirektoratet, Tekno-logiavdelingen, Oslo 2003.

Kveldsvik, V., Holm, T., Erikstad, L. & Enander, L.: *Planning of a 25 km long water supply tunnel in an environmentally sensitive area*. Norwegian tunnelling society 2002, (12): 65-74.

Kværner, J. og Snilsberg, P.: *Kartlegging av fuktighetsforhold i myrene over Gardermobanen mellom Hellerud og Ellingsrud, Østmarka, oktober 1997; påvirkning av tunnellekkasje*. Rapport nr. 119/97. Jordforsk, Ås 1997. 10 s.

Lindblom, U.: *Krav på injektering ved tunnelbyggende*. Foredrag ved Bergmekanik i Stockholm, 1999, s. 59 – 65. Stockholm 1999.

Lund, E.T. og Straith, B.F.: *Endringer i fysiske og kjemiske vannparametre i Nordre og Søndre Puttjern som følge av lekkasjer til Romeriksporten*. Institutt for Jord- og vannfag, Norges Landbrukshøgskole. NLH, Ås 1999.

Løset, F. og Karlsruud, K.: *Sammenheng mellom grunnvannssenking og tunnellekkasje*. NGI rapport 20031321-1. NGI, Oslo 2003.

Moen, A.: *Kildevegetasjon*. – I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.) ”Truete vegetasjonstyper i Norge”. Rapp. botanisk serie 2001-4, s. 125-128. NTNU, Vitenskapsmuseet. Trondheim 2001.

Moen, A., Skogen, A., Vorren, K.-D. og Økland, R.H.: *Myrvegetasjon* – I: Fremstad, E. og Moen, A. (red.) ”Truete vegetasjonstyper i Norge”. Rapp. botanisk serie 2001-4, s. 105–124. NTNU, Vitenskapsmuseet. Trondheim 2001.

Norges Geotekniske Institutt: *Combined storage and repository for low and intermediate level nuclear waste in Himdalen Norway; numerical flow simulations*. NGI Report 951022-1. NGI, Oslo 1995.

Norges Geotekniske Institutt: *Tetting av tunneler i tettbygde strøk; sammenstilling av erfaringsdata*. NGI rapport 526521-1. NGI, Oslo 1998.

Olofsson, B.: *Flow of groundwater from soil to crystalline rock – a review*. – In: S. & D. Banks (eds) “Hydrogeology of hard rocks”, Memoires of the XXIVth Congress, International Association of Hydrogeologists, 28th june – 2nd July 1993, Ås (Oslo), Norway, pp 915-931. Ås 1993.

Rudolph-Lund, K. & Jensen, T.G.: *Foreløpig/forenklet modellering av vanninjeksjon i Puttjernsonen fra tunnelnisje ved profil 8360*. Teknisk notat 1998-04-24. Norges Geotekniske Institutt, Oslo 1998.

Rønning, J.S.: *Delprosjekt A, Forundersøkelser – Sluttrapport*. Publikasjon nr. 102. Vegdirektoratet, Teknologivdelingen, Oslo 2003.

Selmer-Olsen, A.R.: *Surhetsvariasjoner som følge av nedtapping av et regulert vann*. Jord og myr, Tidsskrift for Det norske jord- og myrselskap: 1981, s. 13-17.

Statens forurensningstilsyn: *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. Rapport 97:04. SFT, Oslo 1997.

Skjeseth, S.: *Vassdragsregulering – konsekvenser for grunnvann og miljø; eksempler fra Tokke-reguleringen, Haukeliområdet*. – I: Bergmekanikk og geoteknikk. Norsk jord- og fjellteknisk forbund. Tapir, Trondheim 1982.

Snilsberg, P. og French, H.: *Bassengmodelleringer. Miljø- og samfunnstjenlige tunneler*, Rapport nr. 38. Vegdirektoratet, Teknologivdelingen, Oslo 2003.

Snilsberg, P. og Kværner, J.: *Kartlegging av fuktighetsforhold i myrene over Gardermobanen mellom Lutvann og Ellingsrud, Østmarka; påvirkning fra tunnellekkasje*. Jordforsk rapport 109/97. Jordforsk, Ås 1997.

Statens vegvesen: *Konsekvensanalyser; veiledning*. Håndbok 140. Vegdirektoratet, Oslo 1995.

Statens vegvesen: *Vegtunneler; normal*. Håndbok 021. Vegdirektoratet, Oslo 2002.

Tuttle, K.J.: *Modernisering av Vestfoldbanen, Parsell 7.1 Barkåker – Tønsberg*. Foreløpig hydrogeologisk rapport. Jernbaneverket Utbygging; Norconsult AS. Sandvika 1999. 14 s + vedlegg.

Tuttle, K.J.: *Detaljplan parsell Jong – Asker*. Fagrapport hydrogeologi. Jernbaneverket Utbygging, Skøyen – Asker; Norconsult AS. Sandvika 2000(a). 47 s. + vedlegg.

Tuttle, K.J.: *Modernisering av Vestfoldbanen*. Hydrogeologisk rapport. Jernbaneverket Utbygging, Oslo 2000(b).

Tuttle, K.J.: Analytiske modeller. Miljø- og samfunnstjenlige tunneler, Rapport nr. 39. Vegdirektoratet, Teknologidivisjonen, Oslo 2003.

Wold Magnussen, A. og Kveldsvik, V.: *Vanninfiltrasjon; erfaringer og anbefalinger*. "Miljø- og samfunnstjenlige tunneler", Rapport nr. 30. Vegdirektoratet, Teknologidivisjonen, Oslo 2003. 75 s.

Ødelien, M., Selmer-Olsen, A.R. og Haddeland, I.: *Noen årsaker til pH-variasjoner i avrenningsvann fra dyrket sur jord*. Meddelelser fra Det norske myrselskap, 1976, 1: 1-21.

Økland, R.H., Økland, T. og Rydgren, K.: *Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog*. NIOS rapport 03/2000: 1-79. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås 2000.

Publikasjoner fra Teknologivdelingen

44. J. HODE KEYSER, T. THURMANN-MOE. Slitesterke bituminøse vegdekker (Characteristics of wear resistant bituminous pavement surfaces).
T. THURMANN-MOE, O. E. RUUD. Rustdannelse på biler (Vehicle corrosion due to the use of chemicals in winter maintenance and the effect of corrosion inhibitors).
T. THURMANN-MOE, O. E. RUUD. Kjemikalier i vintervedlikeholdet (Norwegian saltpeter and urea as alternative chemicals for winter maintenance).
O. E. RUUD, B-E. SÆTHER, F. ANGERMO. Understellsbehandling av biler (Undersealing of vehicles with various sealants). 38 p. 1973.
45. Proceedings of the International Research Symposium on Pavement Wear, Oslo 6th-9th June 1972. 227 p. 1973.
46. Frost i veg 1972. Nordisk Vegteknisk Forbunds konferanse i Oslo 18-19 sept. 1972 (Frost Action on Roads 1972. NVF Conference in Oslo 1972). 136 p. 1973.
47. Å. KNUTSON. Praktisk bruk av bark i vegbygging (Specifications for Use of Bark in Highway Engineering).
E. GJESSING, S. HAUGEN. Barkavfall – vannforurensning (Bark Deposits – Water Pollution). 23 p. 1973.
48. Sikring av vegtunneler (Security Measures for Road Tunnels). 124 p. 1975.
49. H. NOREM. Registrering og bruk av klimadata ved planlegging av høgfjellsveger (Collection and Use of Weather Data in Mountain Road Planning).
H. NOREM. Lokalisering og utforming av veger i drivsnøområder (Location and Design of Roads in Snow-drift Areas).
H. NOREM, J. G. ANDERSEN. Utforming og plassering av snøskjermer (Design and Location of Snow Fences).
K. G. FIXDAL. Snøskredoverbygg (Snowsheds).
H. SOLBERG. Snørydding og snøryddingsutstyr i Troms (Winter Maintenance and Snow Clearing Equipment in Troms County). 59 p. 1975.
50. J. P. G. LOCH. Frost heave mechanism and the role of the thermal regime in heave experiments on Norwegian silty soils.
K. FLAATE, P. SELNES. Side friction of piles in clay.
K. FLAATE, T. PREBER. Stability of road embankments in soft clay.
A. SØRLIE. The effect of fabrics on pavement strength – Plate bearing tests in the laboratory.
S. L. ALFHEIM, A. SØRLIE. Testing and classification of fabrics for application in road constructions. 48 p. 1977.
51. E. HANSEN. Armering av asfaltdekker (Reinforced bituminous pavements).
T. THURMANN-MOE, R. WOLD. Halvsåling av asfaltdekker (Resurfacing of bituminous pavements).
A. GRØNHAUG. Fremtidsperspektiver på fullprofilboring av vegtunneler (Full face boring of road tunnels in crystalline rocks).
E. REINSLETT. Vegers bæreevne vurdert ut fra maksimal nedbøyning og krumming (Allowable axle load (technically) as determined by maximum deflection and curvature). 52 p. 1978.
52. T. THURMANN-MOE, S. DØRUM. Lyse vegdekker (High luminance road surfaces).
A. ARNEVIK, K. LEVIK. Erfaringer med bruk av overflatebehandlinger i Norge (Experiences with surface dressings in Norway).
J. M. JOHANSEN. Vegdekkers jevnhet (Road roughness).
G. REFSDAL. Vegers bæreevne bestemt ved oppgraving (indeksmetoden) og nedbøyningsmåling. Er metodene gode nok? (Road bearing capacity as decided by deflection measurements and the index method). 44 p. 1980.
53. E. HANSEN, G. REFSDAL, T. THURMANN-MOE. Surfacing for low volume roads in semi arid areas.
H. MTANGO. Dry compaction of lateritic gravel.
T. THURMANN-MOE. The Otta-surfacing method. Performance and economy.
G. REFSDAL. Thermal design of frost proof pavements.
R. G. DAHLBERG, G. REFSDAL. Polystyrene foam for light-weight road embankments.
A. SØRLIE. Fabrics in Norwegian road building.
O. E. RUUD. Hot applied thermoplastic road marking materials.
R. SÆTERS DAL, G. REFSDAL. Frost protection in building construction. 58 p. 1981.
54. H. ØSTLID. High clay road embankments.
A. GRØNHAUG. Requirements of geological studies for undersea tunnels.
K. FLAATE, N. JANBU. Soil exploration in a 500 m deep fjord, Western Norway. 52 p. 1981.
55. K. FLAATE. Cold regions engineering in Norway.
H. NOREM. Avalanche hazard, evaluation accuracy and use.
H. NOREM. Increasing traffic safety and regularity in snowstorm periods.
G. REFSDAL. Bearing capacity survey on the Norwegian road network method and results.
S. DØRUM, J. M. JOHANSEN. Assessment of asphalt pavement condition for resurfacing decisions.
T. THURMANN-MOE. The Otta-surfacing method for improved gravel road maintenance.
R. SÆTERS DAL. Prediction of frost heave of roads.
A. GRØNHAUG. Low cost road tunnel developments in Norway. 40 p. 1983.
56. R. S. NORDAL. The bearing capacity, a chronic problem in pavement engineering?
E. REINSLETT. Bearing capacity as a function of pavement deflection and curvature.
C. ØVERBY. A comparison between Benkelman beam, DCP and Clegg-hammer measurements for pavement strength evaluation.
R. S. NORDAL. Detection and prediction of seasonal changes of the bearing capacity at the Vormsund test road.
P. KONOW HANSEN. Norwegian practice with the operation of Dynaflect.
G. REFSDAL, C-R WARNINGHOFF. Statistical considerations concerning the spacing between measuring points for bearing capacity measurements.
G. REFSDAL, T. S. THOMASSEN. The use of a data bank for axle load policy planning and strengthening purpose.
T. S. THOMASSEN, R. EIRUM. Norwegian practices for axle load restrictions in spring thaw. 80 p. 1983.
57. R. S. NORDAL, E. HANSEN (red.). Vormsund forsøksveg. Del 3: Observasjoner og resultater (Vormsund Test Road, Part 3: Observations and Results). 168 p. 1984.
58. R. S. NORDAL, E. HANSEN (red.). The Vormsund Test Road. Part 4: Summary Report. 82 p. 1987.
59. E. LYGREN, T. JØRGENSEN, J. M. JOHANSEN. Vannforurensning fra veger. I. Sammendragsrapport. II. Veiledning for å håndtere de problemer som kan oppstå når en veg kommer i nærheten av drikkevannforekomst (Highway pollution). 48 p. 1985.
60. NRRL, ASPHALT SECTION. Surfacing for low volume roads.
T. E. FRYDENLUND. Superlight fill materials.
K. B. PEDERSEN, J. KROKEBORG. Frost insulation in rock tunnels.
H. ØSTLID. Flexible culverts in snow avalanche protection for roads.
K. FLAATE. Norwegian fjord crossings why and how.
H. S. DEIZ. Investigations for subsea tunnels a case history.
H. BEITNES, O. T. BLINDHEIM. Subsea rock tunnels. Preinvestigation and tunnelling processes. 36 p. 1986.

61. Plastic Foam in Road Embankments:
T. E. FRYDENLUND. Soft ground problems.
Ø. MYHRE. EPS – material specifications.
G. REFSDAL. EPS – design considerations.
R. AABØE. 13 years of experience with EPS as a lightweight fill material in road embankments.
G. REFSDAL. Future trends for EPS use.
Appendix: Case histories 1-12. 60 p. 1987.
62. J. M. JOHANSEN, P. K. SENSTAD. Effects of tire pressures on flexible pavement structures – a literature survey. 148 p. 1992.
63. J. A. JUNCA UBIERNA. The amazing Norwegian subsea road tunnels. 24 p. 1992.
64. A. GRØNHAUG. Miljøtiltak ved vegbygging i bratt terreng (Environmental measures for road construction in mountain slopes).
Ø. MYHRE. Skumplast uten skadelige gasser (The phase out of hard CFCs in plastic foam).
T. JØRGENSEN. Vurdering av helsefare ved asfaltstøv (Evaluation of health risks of dust from asphalt wear).
N. RYGG. Miljømessig vegtilpassing (Environmental road adjustment). 52 p. 1992.
65. C. HAUCK. The effect of fines on the stability of base gravel.
A. A. ANDRESEN, N. RYGG. Rotary-pressure sounding 20 years of experience. 24 p. 1992.
66. R. EVENSEN, P. SENSTAD. Distress and damage factors for flexible pavements. 100 p. 1992.
67. STEINMATERIALKOMITEEN. Steinmaterialer (Aggregates). 20 p. 1993.
68. Å. KNUTSON. Frost action in soils. 40 p. 1993.
69. J. VASLESTAD. Stål- og betongelementer i løsmassetunneler (Corrugated steel culvert and precast elements used for cut and cover tunnels).
J. VASLESTAD. Støttekonstruksjoner i armert jord (Reinforced soil walls). 56 p. 1993.
70. SINTEF SAMFERDSELSTEKNIKK. Vegbrukers reduserte transportkostnader ved opphevelse av telerestriksjoner (Reduced transportation costs for road user when lifting axle load restrictions during spring thaw period). 144 p. 1993.
71. R. Evensen, E. Wulvik. Beregning av forsterkningsbehov basert på tilstandsvurderinger – analyse av riks- og fylkesvegnettet i Akershus (Estimating the need of strengthening from road performance data). 112 p. 1994.
72. Fjellbolting (Rockbolting). 124 p. 1994.
73. T. BÆKKEN, T. JØRGENSEN. Vannforurensning fra veg – langtidseffekter (Highway pollution – long term effect on water quality). 64 p. 1994.
74. J. VASLESTAD. Load reduction on buried rigid pipes.
J. VASLESTAD, T. H. JOHANSEN, W. HOLM. Load reduction on rigid culverts beneath high fills, long-term behaviour.
J. VASLESTAD. Long-term behaviour of flexible large-span culverts. 68 p. 1994.
75. P. SENSTAD. Sluttrapport for etatsingsområdet «Bedre utnyttelse av vegens bæreevne» («Better utilization of the bearing capacity of roads, final report»). 48 p. 1994.
76. F. FREDRIKSEN, G. HASLE, R. AABØE. Miljøtunnel i Borre kommune (Environmental tunnel in Borre Municipality).
F. FREDRIKSEN, F. OSET. GEOPLOT – dak-basert presentasjon av grunnundersøkelser (GEOPLOT – CAD-based presentation of geotechnical data). 48 p. 1994.
77. R. KOMPEN. Bruk av glideforskaling til brusøyler og -tårn (Use of slipform for bridge columns and towers). 16 p. 1995.
78. R. KOMPEN. Nye regler for sikring av overdekning (New practice for ensuring cover).
R. KOMPEN, G. LIESTØL. Spesifikasjoner for sikring av armeringens overdekning (Specifications for ensuring cover for reinforcement). 40 p. 1995.
79. The 4th international conference on the «Bearing capacity of roads and airfields» – papers from the Norwegian Road Research Laboratory. 96 p. 1995.
80. W. ELKEY, E. J. SELLEVOLD. Electrical resistivity of concrete. 36 p. 1995.
81. Å. KNUTSON. Stability analysis for road construction. 48 p. 1995.
82. A. ARNEVIK, E. WULVIK. Erfaringer med SPS-kontrakter for asfaltering i Akershus (Experiences with wear-guaranteed asphalt contracts on high volume roads in Akershus county). 28 p. 1996.
83. Sluttrapport for etatsingsområdet «Teknisk utvikling innen bru- og tunnelbygging» («Technical development – bridge and tunnel construction, final report»). 20 p. 1996.
84. OFU Gimsøystraumen bru. Sluttrapport «Prøvereparasjon og produktutvikling» («Trail repairs and product development, final report»). 156 p. 1997.
85. OFU Gimsøystraumen bru. Sluttrapport «Klimapåkjenning og tilstandsvurdering» («Climatic loads and condition assessment, final report»). 248 p. 1998.
86. OFU Gimsøystraumen bru. Sluttrapport «Instrumentering, dokumentasjon og verifikasjon» («Instrumentation, documentation and verification, final report») 100 p. 1998.
87. OFU Gimsøystraumen bru. Anbefalinger for inspeksjon, reparasjon og overflatebehandling av kystbruer i betong (Recommendations for inspection, repair and surface treatment of coastal concrete bridges). 112 p. 1998.
88. OFU Gimsøystraumen bru. Anbefalinger for instrumentert korrosjonsovervåkning av kystbruer i betong. (Recommendations for instrumental corrosion monitoring of coastal concrete bridges). 60 p. 1998
89. OFU Gimsøystraumen bru. Hovedresultater og oversikt over sluttokumentasjon (Main result and overview of project reports). 24 p. 1998.
90. J. KROKEBORG. Sluttrapport for Veg-grepsprosjektet «Veggrep på vinterveg» («Studded tyres and public health, final report»). 52 p. 1998.
91. A. GRØNHAUG. Tunnelkledinger (Linings for water and frost protection of road tunnels). 68 p. 1998.
92. J. K. LOFTHAUG, J. MYRE, F. H. SKAARDAL, R. TELLE. Asfaltutviklingsprosjektet i Telemark (Cold mix project in Telemark). 68 p. 1998.
93. C. ØVERBY. A guide to the use of Otta Seals. 52 p. 1999.
94. I. STORÅS et al.: Prosjektet HMS – sprøytebetong (Full-scale testing of alkali-free accelerators). 64 p. 1999.
95. E. WULVIK, O. SIMONSEN, J. M. JOHANSEN, R. EVENSEN, B. GREGER. Funksjonskontrakt for lavtrafikkveg: Rv 169, Stensrud–Midtskog, Akershus, 1994-1999 (Performance-contract for the low traffic road Rv 169). 40 p. 2000.
96. Estetisk utforming av vegtunneler (Aesthetic design of road tunnels). 64 p. 2000.
97. K. I. DAVIK, H. BUVIK. Samfunnstjenlige vegtunneler 1998-2001 (Tunnels for the citizen, final report). Sluttrapport. 94 p. 2001.
98. K. MELBY et al. Subsea road tunnels in Norway. 28 p. 2002.
99. J. VASLESTAD. Jordnagling (Soil nailing). 52 p. 2002.
100. T. E. FRYDENLUND, R. AABØE et al. Lightweight filling materials for road construction. 56 p. 2002.
101. A. PALMSTRØM, B. NILSEN, K. BORGE PEDERSEN, L. GRUNDT. Miljø- og samfunnstjenlige tunneler; Riktig omfang av undersøkelser for berganlegg (Appropriate amount of investigations for underground rock constructions). 134 p. 2003.
102. J.S. RØNNING. Miljø og samfunnstjenlige tunneler; Delprosjekt A, Forundersøkelser – Sluttrapport (New geological and geophysical methods for tunnel investigations). 68 p. 2003.
103. K. KARLSRUD, L. ERIKSTAD, P. SNILSBERG. Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø (Requirements concerning tunnel leakages and environmental aspects) 100 p. 2003.

Teknologiavdelingen

Organisasjon

Teknologiavdelingen ble etablert 1. januar 2003. Avdelingen består av tre seksjoner i Oslo og én i Trondheim:

SEKSJON FOR GEO- OG TUNNELTEKNIKK SEKSJON FOR MATERIALTEKNIKK SEKSJON FOR BRUTEKNIKK ADMINISTRASJON Telefon 22 07 35 00	Postadresse: Statens vegvesen Vegdirektoratet Teknologiavdelingen Postboks 8142 Dep 0033 Oslo	 Brynsengfarete 6A - Oslo
VEG- OG TRAFIKKFAGLIG SENTER Telefon 73 95 46 30	Postadresse: Statens vegvesen Vegdirektoratet Teknologiavdelingen Postboks 8142 Dep 0033 Oslo	 Abels gate 5 - Trondheim

Oppgaver

Hovedoppgavene er å drive forsknings- og utviklingsarbeid og være rådgiver innenfor avdelingens fagområder. I arbeidet inngår kurs, opplæringsvirksomhet og rekruttering.

Besøksadresse i Oslo: Brynsengfarete 6 a
Besøksadresse i Trondheim: Abels gate 5.
e-post: firmapost@vegvesen.no

www.vegvesen.no



Statens vegvesen

Returadresse:
Teknologiavdelingen
Postboks 8142 Dep
0033 Oslo

« Miljø- og samfunnstjenlige tunneler » er et omfattende bransjeprojekt som har pågått i perioden 2000 – 2003, støttet av Norges forskningsråd. Representanter fra byggherre, entreprenører, konsulenter, forsknings- og utdanningsinstitusjoner har sammen drevet prosjektet med felles målsetting om å heve kompetansen for påvisning og håndtering av svakhetssoner og grunnvann ved tunneldrift.

Resultatene er sammenfattet i følgende publikasjoner:

Publikasjon nr. 101:

Riktig omfang av undersøkelser for berganlegg

Publikasjon nr. 102:

Delprosjekt A, Forundersøkelser – Sluttrapport

Publikasjon nr. 103:

Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø

Publikasjon nr. 104:

Berginjeksjon i praksis

Publikasjon nr. 105:

Miljø- og samfunnstjenlige tunneler – Sluttrapport